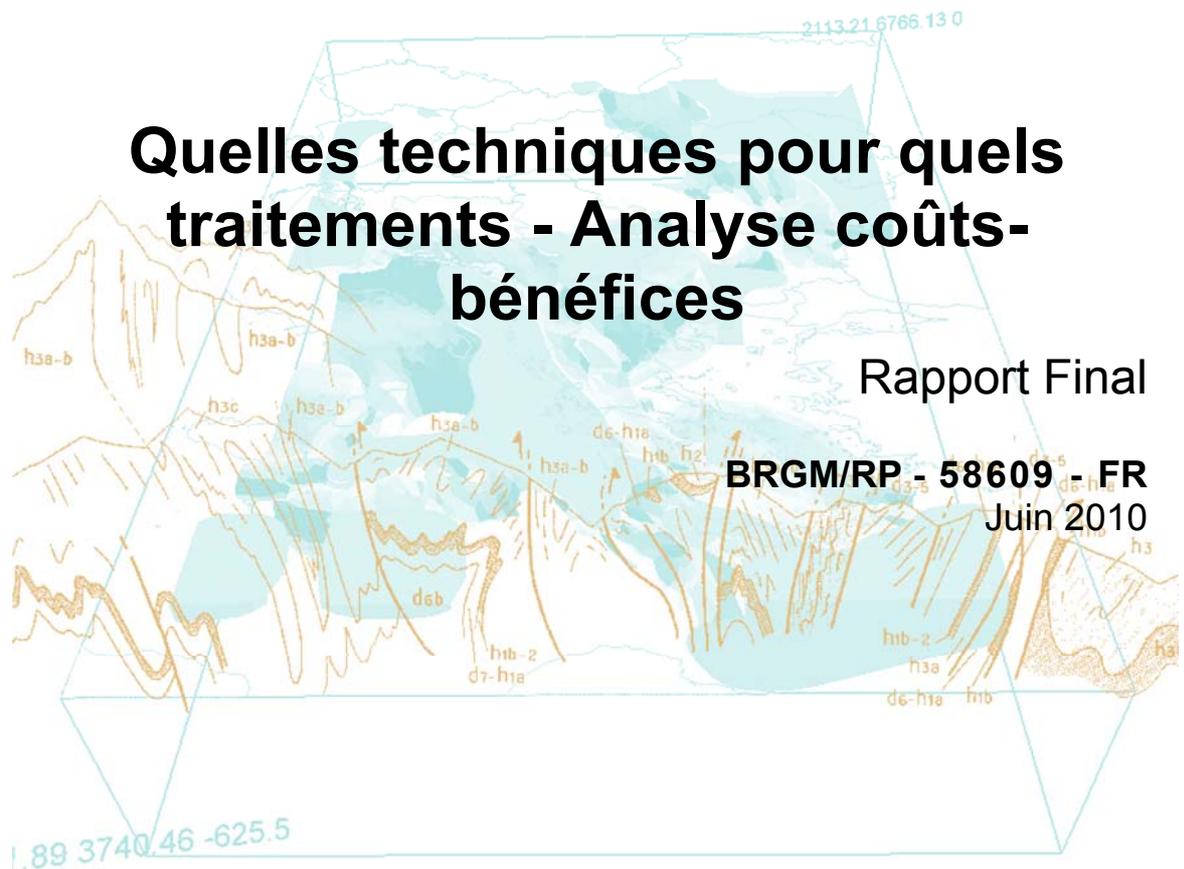




Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices

Rapport Final

BRGM/RP - 58609 - FR
Juin 2010



Géosciences pour une Terre durable

brgm



Quelles techniques pour quels traitements ?

Analyse coûts-bénéfices

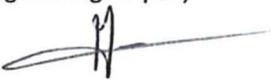
Rapport final

BRGM/RP-58609-FR
juin 2010

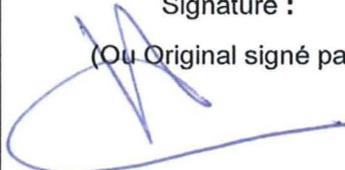
Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public
du BRGM 2008-POL-A06 correspondant à la convention
BRGM-MEEDDAT 2008 n° 0001386

**S. Colombano, A. Saada, V. Guerin, P. Bataillard, G. Bellenfant,
S. Beranger, D. Hube, C. Blanc, C. Zornig et I. Girardeau**

Vérificateur :
Nom : C. MERLY
Date : 8 juillet 2010
Signature :
(Ou Original signé par)



Approbateur :
Nom : H. GABORIAU
Date : 9 juillet 2010
Signature :
(Ou Original signé par)



En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique,
l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.

Mots clés : sols, eaux souterraines, pollution, réhabilitation, dépollution, techniques

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante : Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices (2010) - S. Colombano, A. Saada, V. Guerin, P. Bataillard, G. Bellenfant, S. Beranger, D. Hube, C. Blanc, C. Zornig et I. Girardeau, Rapport final BRGM-RP-58609-FR

© BRGM, 2010, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM) a mandaté le Brgm pour réaliser un guide de présentation des principales techniques de traitement d'un site pollué actuellement disponibles pour les sols, les eaux et les gaz.

Les principaux traitements *in situ*, on site et *ex situ* ont été abordés qu'il s'agisse de procédés physico-chimiques, biologiques ou thermiques. Les techniques suivantes ont été abordées :

- techniques de dépollution *in situ* (avec traitement sur site ou hors site des polluants récupérés) :
 - méthodes physiques par évacuation de la pollution : ventilation de la zone non saturée, extraction double phase, barbotage *in situ* (ou injection et bullage d'air *in situ*), pompage et traitement, pompage/écrémage,
 - méthodes physiques par piégeage de la pollution : confinement par couverture et étanchéification, confinement vertical, piège hydraulique ou confinement hydraulique, solidification/stabilisation *in situ*,
 - méthodes chimiques : lavage *in situ*, oxydation chimique *in situ*, réduction chimique *in situ*,
 - méthodes thermiques : vitrification, désorption thermique *in situ*,
 - méthodes biologiques : biodégradation *in situ* dynamisée, bioventing, biosparging, atténuation naturelle contrôlée, phytoremédiation,
 - autres méthodes : barrières perméables réactives, électroremédiation,
- techniques de dépollution *ex situ* ou on site :
 - méthodes physiques par évacuation de la pollution : excavation des sols, tri granulométrique, lavage à l'eau,
 - méthodes physiques par piégeage de la pollution : encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets, solidification/stabilisation,
 - méthodes chimiques : mise en solution et extraction chimiques, oxydation et réduction chimiques,
 - méthodes thermiques : incinération, désorption thermique, vitrification, pyrolyse,
 - méthodes biologiques : bioréacteur, biotertre, compostage, landfarming,
- traitement des rejets aqueux on site : récupération des produits purs, prétraitement des eaux souterraines, stripping à l'air, photo-oxydation sous UV, adsorption, bioréacteur (procédés intensifs), bioréacteurs (procédés extensifs),

séparation par membrane, oxydoréduction, échange d'ions, précipitation, coagulation-floculation, décantation, filtration,

- traitement des rejets atmosphériques on site : adsorption, absorption (ou lavage), condensation, procédés d'oxydation thermique, photo-oxydation, réduction thermique, bioréacteurs, méthodes de dépoussiérage.

La présentation de chaque technique considérée rassemble les informations relatives à sa description, sa maturité, son domaine d'application, son efficacité, ses coûts, ses avantages et ses inconvénients.

Les fiches descriptives, réalisées pour chaque technique de dépollution, mettent à disposition les paramètres utiles pour réaliser un bilan coûts-avantages (prenant en compte les critères techniques/organisationnels, économiques, environnementaux et sociopolitiques).

Néanmoins, notons qu'il est très difficile d'associer une technologie à un type de pollution. La dépollution des sites est délicate puisque chaque site est spécifique. En effet, chaque site est une combinaison unique de caractéristiques environnementales, de polluants et d'usages présents ou futurs. Il conviendra donc, si nécessaire, de valider les options choisies par des essais d'orientation et d'évaluation ainsi que des études de dimensionnement plus détaillées.

Par ailleurs, pour répondre aux exigences de temps, de coûts, d'efficacité et d'espace, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison :

- de différentes techniques de dépollution,
- de mesures constructives,
- et de restrictions d'usage.

Sommaire

1. INTRODUCTION	17
1.1. GENERALITES.....	17
1.2. CLASSEMENT DES DIFFERENTES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION	19
1.2.1. Classement en fonction de la nature des procédés employés	20
1.2.2. Classement en fonction du lieu de traitement	20
1.2.3. Classement en fonction du devenir des polluants	22
1.2.4. Techniques les plus courantes recensées actuellement	22
2. CHOIX DE(S) LA TECHNIQUE(S) DE DEPOLLUTION	24
2.1. GENERALITES.....	24
2.2. PRESELECTION DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION.....	25
2.3. SELECTION DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION	28
2.4. CHOIX FINAL DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION	32
2.5. CONTROLE ET SUIVI DES TRAVAUX DE DEPOLLUTION, PLAN DE SURVEILLANCE	33
2.6. NOTIONS DE COUTS.....	33
3. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION IN SITU (AVEC TRAITEMENT SUR SITE OU HORS SITE DES POLLUANTS RECUPERES).....	35
3.1. METHODES PHYSIQUES PAR EVACUATION DE LA POLLUTION	35
3.1.1. Ventilation de la zone non saturée	36
3.1.2. Extraction double phase	42
3.1.3. Barbotage in situ (ou injection et bullage d'air in situ)	48
3.1.4. Pompage et traitement	54
3.1.5. Pompage-écrémage	60
3.2. METHODES PHYSIQUES PAR PIEGEAGE DE LA POLLUTION.....	66
3.2.1. Confinement par couverture et étanchéification	67
3.2.2. Confinement vertical.....	78
3.2.3. Piège hydraulique ou confinement hydraulique.....	88
3.2.4. Solidification/stabilisation in situ	97

3.3. METHODES CHIMIQUES.....	103
3.3.1. Lavage in situ	103
3.3.2. Oxydation chimique in situ	110
3.3.3. Réduction chimique in situ	118
3.4. METHODES THERMIQUES	126
3.4.1. Désorption thermique in situ	126
3.4.2. Vitrification in situ	134
3.5. METHODES BIOLOGIQUES	139
3.5.1. Préambule	139
3.5.2. Biodégradation dynamisée (ou atténuation naturelle dynamisée)	154
3.5.3. Bioventing	162
3.5.4. Biosparging	168
3.5.5. Atténuation naturelle contrôlée	174
3.5.6. Phytoremédiation	181
3.6. AUTRES	186
3.6.1. Barrière perméable réactive	186
3.6.2. Electroremédiation	194
4. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION EX SITU OU ON SITE	200
4.1. METHODES PHYSIQUES PAR EVACUATION DE LA POLLUTION.....	200
4.1.1. Excavation des sols	200
4.1.2. Tri granulométrique	206
4.1.3. Lavage à l'eau.....	212
4.2. METHODES PHYSIQUES PAR PIEGEAGE DE LA POLLUTION	219
4.2.1. Encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets.....	219
4.2.2. Solidification/stabilisation	228
4.3. METHODES CHIMIQUES.....	235
4.3.1. Mise en solution et extraction chimiques	235
4.3.2. Oxydation et réduction chimiques	243
4.4. METHODES THERMIQUES	251
4.4.1. Incinération.....	251
4.4.2. Désorption thermique.....	258
4.4.3. Vitrification.....	264
4.4.4. Pyrolyse ou thermolyse.....	269
4.5. METHODES BIOLOGIQUES	275

4.5.1. Bioréacteur	275
4.5.2. Bioterre	281
4.5.3. Compostage	287
4.5.4. Landfarming.....	293
5. TRAITEMENT DES REJETS AQUEUX ON SITE.....	298
5.1. GENERALITES.....	298
5.2. RECUPERATION DES PRODUITS PURS	300
5.3. PRETRAITEMENT DES EAUX SOUTERRAINES EXTRAITES	303
5.4. ÉLIMINATION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES DISSOUS	304
5.4.1. Stripping à l'air	304
5.4.2. Photo-oxydation sous UV	308
5.4.3. Adsorption	312
5.4.4. Bioréacteurs (procédés intensifs).....	316
5.4.5. Bioréacteurs (procédés extensifs).....	321
5.4.6. Séparation par membrane.....	324
5.5. ÉLIMINATION DES CONTAMINANTS INORGANIQUE DISSOUS.....	328
5.5.1. Oxydoréduction	328
5.5.2. Adsorption	331
5.5.3. Séparation par membrane.....	331
5.5.4. Échange d'ions	332
5.5.5. Précipitation, coagulation-floculation, décantation	336
5.5.6. Filtration.....	342
6. TRAITEMENT DES REJETS ATMOSPHERIQUES ON SITE.....	346
6.1. GENERALITES.....	346
6.2. METHODES DE TRAITEMENT DES EFFLUENTS GAZEUX	348
6.2.1. Adsorption	350
6.2.2. Absorption (ou lavage)	354
6.2.3. Condensation	357
6.2.4. Procédés d'oxydation thermique	360
6.2.5. Photo-oxydation.....	365
6.2.6. Réduction thermique	365
6.2.7. Bioréacteurs	366
6.3. ELIMINATION DES PARTICULES	372

6.3.1. Cyclones	372
6.3.2. Dépoussiéreurs humides (ou laveurs)	373
6.3.3. Electrofiltres	374
6.3.4. Filtres	375
7. CONCLUSION	377
8. BIBLIOGRAPHIE	378

Liste des figures

Figure 1 : Stratégie des mesures de gestion d'un site pollué (Nathanail et al., 2002)	18
Figure 2 : Famille de techniques de dépollution des sols par lieu de traitement.....	21
Figure 3 : Eléments constitutifs du choix de la technique de traitement (Boivin et Ricour, 2005)	24
Figure 4 : Schéma des paramètres entrant dans le dimensionnement des travaux (Boivin et Ricour, 2005).....	25
Figure 5 : Coût global d'une opération de traitement.....	32
Figure 6 : Schéma de principe du venting	37
Figure 7 : Schéma de principe de l'air vacuum.....	38
Figure 8 : Schéma de principe du venting passif.....	39
Figure 9 : Schéma de principe de l'extraction double phase (réseau unitaire).....	43
Figure 10 : Schéma de principe des réseaux unitaire et séparé de l'extraction double phase.....	44
Figure 11 : Schéma de principe de l'air sparging couplé à un venting	49
Figure 12 : Schéma de principe du puits à vaporisation-aspiration	51
Figure 13 : Schéma de principe du pump and treat.....	55
Figure 14 : Illustration de l'influence du pompage sur les écoulements piézométriques.....	55
Figure 15 : Schéma de principe de la tranchée drainante	57
Figure 16 : Schéma de principe du pompage-écrémage.....	61
Figure 17 : Exemples de modes d'application de confinement in situ et on site	66
Figure 18 : Exemples d'isolation de surface (partiellement adapté et traduit de Nathanail, 2002).....	72
Figure 19 : Exemples de confinements verticaux associés à des pompages (ADEME, 1999)	79
Figure 20 : Exemple de piège hydraulique actif (pompage)	89
Figure 21 : Exemple de piège hydraulique passif (tranchée drainante)	90
Figure 22 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation in situ (mélange mécanique in situ).....	98
Figure 23 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation in situ (Injection forcée)	99
Figure 24 : Schéma de principe du lavage chimique des sols in situ (injection dans la zone non saturée).....	104
Figure 25 : Schéma de principe de l'oxydation chimique in situ (injection)	111
Figure 26 : Schéma de principe de l'oxydation chimique in situ (mélange mécanique in situ).....	112
Figure 27 : Schéma de principe de la réduction chimique in situ (injection).....	119

Figure 28 : Schéma de principe de la réduction chimique in situ (mélange des sols de subsurface).....	120
Figure 29 : Exemples de réduction (déchloration) de certains composés organiques sous conditions anaérobies (van Eekert et Schraa, 2001).....	122
Figure 30 : Schéma de principe de la désorption thermique in situ (procédé à haute température – chauffage conductif)	127
Figure 31 : Schéma de principe de l'extraction sous vide avec injection thermique (procédé à basse température – vapeur ou air chaud)	130
Figure 32 : Schéma de principe de la vitrification thermique in situ	135
Figure 33 : Triangle de la biodégradation (Suthersan S., 1997)	142
Figure 34 : Intermédiaires de dégradation des alcanes linéaires – biodégradation aérobie (van Beilen et al., 2003).....	144
Figure 35 : Intermédiaires de dégradation de l'antracène par <i>Pseudomonas aeruginosa</i> – biodégradation aérobie (Sutherland et al., 1995)	144
Figure 36 : Changements de composition de 3 coupes pétrolières durant la biodégradation (d'après Kaplan et al., 1997)	145
Figure 37 : Intermédiaires de dégradation des BTX – biodégradation anaérobie (Wiedemeier et al., 1999)	147
Figure 38 : Proposition d'une voie métabolique de dégradation anaérobie des HAP (naphtalène, méthylnaphtalène) à partir de l'acide 2-naphtoiique (les composés III et IV sont des intermédiaires supposés qui n'ont pas été identifiés) (d'après Meckenstock et al., 2004).....	148
Figure 39 : Potentiel redox spécifique aux différents TEAP (Wiedemeier et al., 1999)	150
Figure 40 : Présentation des taux de biodégradation de différents polluants organiques en fonction des conditions d'oxydoréduction (Langenhoff, 2007)	151
Figure 41 : Dégradation du tétrachloroéthène et du tétrachlorométhane (adapté de Wiedemeier et al., 1998 et 1999)	152
Figure 42 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant un ORC.....	156
Figure 43 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant de l'oxygène pur	156
Figure 44 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant du peroxyde d'hydrogène	156
Figure 45 : Schéma de principe du bioventing	163
Figure 46 : Schéma de principe du biosparging.....	169
Figure 47 : Cycle de vie d'un panache soumis à l'atténuation naturelle (adaptée de Sinke et Le Hécho, 1999).....	176
Figure 48 : Exemple d'implantation des piézomètres lors de l'atténuation naturelle	178
Figure 49 : Présentation des différents types de phytoremédiation	182
Figure 50 : Schéma de principe d'une barrière perméable réactive classique et d'une barrière «système entonnoir - porte»	187

Figure 51 : Schéma de principe de l'électroremédiation.....	195
Figure 52 : Schéma de principe de l'excavation	201
Figure 53 : Schéma de principe du tri granulométrique.....	207
Figure 54 : Schéma de principe du lavage ex situ.....	213
Figure 55 : Schéma de l'encapsulation on site	220
Figure 56 : Exemple de couche de fond d'encapsulation (partiellement adapté de Lecomte, 1998)	221
Figure 57 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation on site ou ex situ	229
Figure 58 : Schéma de principe de l'extraction chimique	236
Figure 59 : Schéma de principe de la réduction on site.....	244
Figure 60 : Schéma de principe de l'incinération.....	252
Figure 61 : Schéma de principe de la désorption thermique ex situ ou on site.....	259
Figure 62 : Schéma de principe de la vitrification thermique.....	265
Figure 63 : Schéma de principe de la pyrolyse.....	270
Figure 64 : Schéma de principe d'un bioréacteur	276
Figure 65 : Schéma de principe du biotertre.....	282
Figure 66 : Schéma de principe du compostage	287
Figure 67 : Schéma de principe du landfarming	294
Figure 68 : Schéma de principe de séparateur à hydrocarbures.....	300
Figure 69 : Schéma de principe du stripping	305
Figure 70 : Schéma de principe de la photo-oxydation sous ultraviolets	309
Figure 71 : Schéma de principe du filtre à charbon actif	313
Figure 72 : Schéma de principe de boues activées.....	316
Figure 73 : Schéma de principe des lits bactériens	318
Figure 74 : Schéma de principe des disques biologiques	318
Figure 75 : Schéma de principe du lagunage	321
Figure 76 : Schéma de principe de la séparation par membrane.....	324
Figure 77 : Schéma de principe d'une unité de traitement par oxydoréduction	329
Figure 78 : Schéma de principe d'une résine échangeuses d'ions	332
Figure 79 : Schéma de principe d'une précipitation, coagulation-floculation, décantation.....	336
Figure 80 : Zone de précipitation des principaux métaux (d'après SITS, 1998 adapté de Hartinger).....	337
Figure 81 : Schéma de principe d'un filtre à sable.....	343
Figure 82 : Intervalle du rapport coût-efficacité de certaines méthodes de traitement des effluents gazeux (adapté de US EPA, 1987 par GTGLC, 2006)	348

Figure 83 : Plages optimales d'utilisation des principales techniques de dépollution des gaz pollués par des COV (tiré de Le Cloirec, 1998).....	349
Figure 84 : Schéma de principe de l'adsorption sur charbon actif	350
Figure 85 : Schéma de principe d'une unité d'absorption (par colonne à garnissage)	354
Figure 86 : Schéma de principe de la condensation	357
Figure 87 : Schéma de principe de l'incinération	360
Figure 88 : Schéma de principe de l'oxydation catalytique	362
Figure 89 : Schéma de principe du brûlage à la torche.....	363
Figure 90 : Schéma de principe de la photo-oxydation	365
Figure 91 : Schéma de principe d'un biofiltre	366
Figure 92 : Schéma de principe d'un filtre percolateur (ou lit bactérien).....	368
Figure 93 : Schéma de principe d'un biolaveur	369
Figure 94 : Schéma de principe d'un cyclone	373
Figure 95 : Schéma d'un dépoussiéreur humide (laveur par venturi)	374
Figure 96 : Schéma de principe d'un électrofiltre	375
Figure 97 : Schéma de principe d'un filtre à manches	376

Liste des tableaux

Tableau 1 : Applicabilité du traitement in situ versus le traitement on site / ex situ (adapté de Hyman et Dupont, 2001).....	21
Tableau 2 : Classement des méthodes (adapté de Lecomte, 1998).....	23
Tableau 3 : Matrice de possibilité de dépollution pour les polluants organiques (UK Environment Agency, 2004a).....	26
Tableau 4 : Matrice de possibilité de dépollution pour les polluants inorganiques (et autres) (UK Environment Agency, 2004a).....	27
Tableau 5 : Estimation des coûts unitaires de traitement des sols et des eaux souterraines	34
Tableau 6 : Rôle, nature et type de couche utilisés dans le recouvrement de surface (adapté de ADEME, 1999).....	70
Tableau 7 : Comparaison des structures d'étanchéité de couverture en fonction des contraintes (ADEME, 1999)	71
Tableau 8 : Techniques de confinement vertical (ADEME, 1999).....	80
Tableau 9 : Facteurs à examiner pour l'emploi de murs de boues, de rideaux de coulis ou de rideaux de palplanches (GTGLC, 2006).....	81
Tableau 10 : Avantages et inconvénients des murs de boue, des rideaux formés par injection de coulis et des rideaux de palplanches (GTGLC, 2006).....	85
Tableau 11 : Fourchettes de prix des différentes techniques de confinement vertical (ADEME, 1999).....	86
Tableau 12 : Principes des réactions d'oxydoréduction	110
Tableau 13 : Potentiel d'oxydo-réduction de quelques couples des oxydants les plus courants (référence : H ₂ /H ⁺ à pH=0 à 25°C)	113
Tableau 14 : Caractéristiques sur l'utilisation du permanganate, du peroxyde et de l'ozone (Touzé et al., 2004).....	114
Tableau 15 : Exemples de variantes de la réduction chimique in situ (Yin Y. et Allen H.E. ,1999).....	121
Tableau 16 : Micro-organismes capables de dégrader les hydrocarbures pétroliers (Wiedemeier et al., 1999, et Stapleton et al., 1998)	141
Tableau 17 : Enthalpie libre des TEAP pour l'oxydation du benzène (Wiedemeier et al., 1999)	150
Tableau 18 : Biodégradabilité des principaux polluants organiques (Suthersan S., 1997)	153
Tableau 19 : Composés ajoutés dans la bioremédiation (ITRC, 1998; Leeson, 1999; Sewell, 1998; U.S. Air Force, 1998).....	155
Tableau 20 : Réactifs utilisés dans les BPR et état de maturité (HLUG, 2005)	190
Tableau 21 : Résumé des différentes techniques de construction des BPR (d'après Gavaskar et al., 2000).....	192
Tableau 22 : Familles et caractéristiques des surfactants (Lecomte, 1998)	237

Tableau 23 : Matrice de possibilité de traitement pour les eaux souterraines (US EPA, 1991).....	298
Tableau 24 : Classification des techniques utilisant des membranes (conditions isothermes) (MAAPAR, 2002)	325
Tableau 25 : Matrice de possibilité de traitement des effluents atmosphériques (Bicocchi, 1998).....	347
Tableau 26 : Ordres de grandeur relatifs aux coûts des procédés d'élimination des particules et plages de fonctionnement associées (CITEPA, 2008)	372

Liste des annexes

Annexe 1 : Résumé des principales techniques de traitement

Annexe 2 : Matrice détaillée des possibilités de traitement

1. INTRODUCTION

Le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM) a mandaté le Brgm pour réaliser un guide de présentation des principales techniques de traitement d'un site pollué actuellement disponibles pour les sols, les eaux et les gaz.

Les principaux traitements *in situ*, on site et *ex situ* ont été abordés qu'il s'agisse de procédés physico-chimiques, biologiques ou thermiques.

1.1. GENERALITES

Les nouveaux textes du Ministère chargé de l'Environnement relatifs à la prévention de la pollution des sols et à la gestion des sols pollués en France datent du 08 février 2007. Dans ce cadre, une note ministérielle a précisé les modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, et en particulier les deux modes de situation de gestion à mettre en œuvre :

- **La démarche d'interprétation des Milieux (IEM)** : elle permet de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec des usages présents déjà fixés, ce qui de facto met en lumière les situations autorisant une libre jouissance des milieux et celles susceptibles de poser un problème.
- **Le Plan de Gestion (PG)** : il permet, en fonction de la situation, d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés ; le Plan de Gestion est appliqué dans le cas où il est possible d'agir sur les usages (les usages sont maîtrisés).

Les différents textes du Ministère sont disponibles sur le site internet : <http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/Approche.asp>. L'annexe 2 de la dite-note (intitulée Comment identifier un site (potentiellement) pollué / Comment gérer un problème de site pollué / Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués), présente de manière détaillée le plan de gestion (MEDD, 2007).

La stratégie des mesures de gestion d'un site pollué doit se concevoir en intégrant le triptyque suivant (cf. figure 1 également) :

- maîtrise de la source de pollution :
 - travaux de réhabilitation (enlèvement/destruction total ou partiel de la source),
- limitation du transfert :
 - limitation :

- dans les sols, les gaz des sols, les eaux souterraines et superficielles,
- au niveau des bâtiments (mesures constructives),
- confinement,
- immobilisation,
- modification des aménagements :
 - changement des usages (sur et hors site),
 - changement de l'aménagement du site (adaptation de l'espace projet aux contraintes et pollutions résiduelles du site ...),
 - contrôle des activités (source d'allumage ...).

La technique choisie permettra donc de s'attacher à traiter la source de pollution, à maîtriser les impacts ou à protéger les cibles.

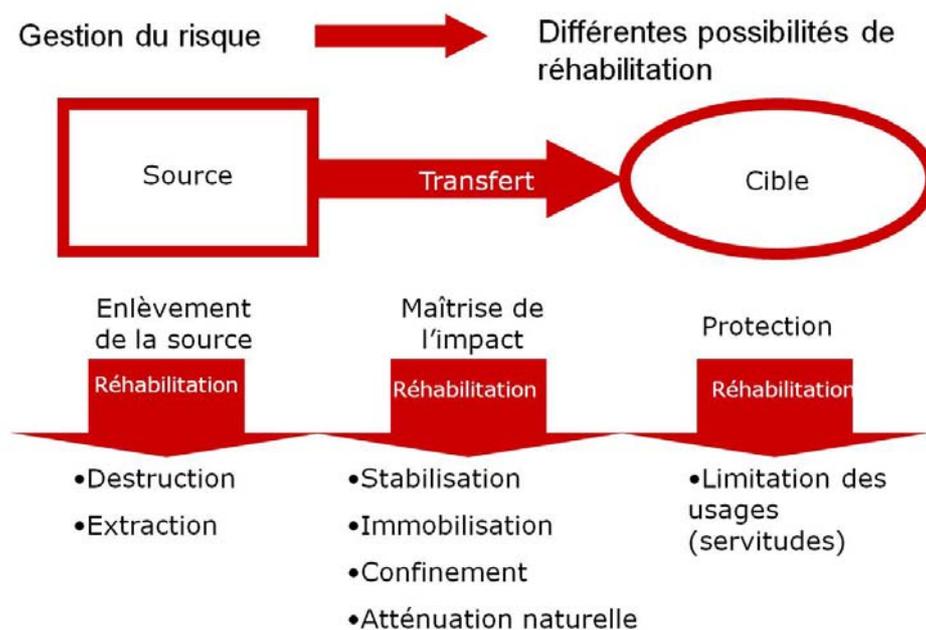


Figure 1 : Stratégie des mesures de gestion d'un site pollué (Nathanail et al., 2002)

D'une manière générale, on privilégiera la solution :

- permettant de maîtriser en première approche la source de pollution puis le transfert de pollution,
- permettant de traiter le maximum de substances,
- permettant de diminuer au maximum les risques résiduels (donc les expositions résiduelles).

La maîtrise de la source de pollution doit être la première option de gestion envisagée car, non seulement, elle participe à la démarche globale de réduction des émissions de substances responsables de l'exposition chronique des populations, mais encore, elle participe à la démarche globale d'amélioration de la qualité des milieux. Par ailleurs, sans maîtrise des sources, il n'est économiquement ou techniquement pas pertinent de chercher à maîtriser les impacts. Si il est impossible d'enlever complètement la source de pollution (après prise en compte des meilleures techniques à un coût économiquement acceptable), il faudra néanmoins garantir que les impacts provenant des sources résiduelles sont maîtrisés et acceptables pour les populations et l'environnement.

La maîtrise des impacts ne sera envisagée, qu'en seconde approche, une fois qu'il aura été démontré que l'enlèvement de la source de pollution (partielle ou totale) n'est pas possible. Les options de limitation des transferts doivent permettre via les mesures de remédiation ou des mesures constructives d'autoriser les usages des milieux sans risques excessifs ou, si cela s'avère nécessaire, en restreignant les usages des milieux (changements d'usage). La maîtrise des usages doit aussi être envisagée en prenant en compte les meilleures techniques à un coût économiquement acceptable.

Le fait d'envisager l'enlèvement de la source de pollution ou la maîtrise de l'impact à un coût économiquement acceptable revient à considérer différentes options de gestion et de remédiation (scenarii de gestion). Ces options sont comparées entre elles via des mini bilans coûts-avantages. Si les mesures de gestion simples permettant la maîtrise des sources ou la maîtrise des impacts ne sont pas mises en lumière, il conviendra alors de procéder à un bilan coûts-avantages plus exhaustif.

L'objectif du guide est de présenter les principales techniques de traitement d'un site pollué actuellement disponibles pour les sols, les eaux et les gaz. La présentation de chaque technique considérée rassemble principalement les informations relatives à sa description, sa maturité, son domaine d'application, son efficacité, ses coûts, ses avantages et ses inconvénients. Les fiches descriptives réalisées ainsi pour chaque technique de dépollution mettent à disposition les paramètres utiles à une analyse coût-avantage à réaliser au cas par cas suivant les conditions spécifiques du site.

1.2. CLASSEMENT DES DIFFERENTES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION

Les différentes techniques de dépollution peuvent être classées :

- en fonction de la nature des procédés employés,
- en fonction du lieu de traitement,
- en fonction du devenir des polluants.

Il faut noter que la réhabilitation d'un site mettra souvent en œuvre différentes techniques.

1.2.1. Classement en fonction de la nature des procédés employés

Les différentes techniques de dépollution peuvent être classées en fonction de la nature des procédés employés, à savoir :

- Les procédés physiques : le principe consiste à utiliser des fluides (eau ou gaz), présents dans le sol ou injectés, comme vecteur pour transporter la pollution vers des points d'extraction ou pour l'immobiliser.
- Les procédés biologiques : ils consistent à utiliser des micro-organismes, le plus souvent des bactéries (mais aussi des champignons et des végétaux), pour favoriser la dégradation totale ou partielle des polluants. Certains bioprocédés permettent aussi de fixer ou de solubiliser certains polluants.
- Les procédés thermiques : ils utilisent la chaleur pour détruire le polluant (ex : incinération), l'isoler (ex : désorption thermique, thermolyse, etc.), ou le rendre inerte (ex : vitrification, etc.).
- Les procédés chimiques : ils utilisent les propriétés chimiques des polluants pour, à l'aide de réactions appropriées, les inerte (précipitation, etc.), les détruire (oxydation, etc.) ou les séparer du milieu pollué (surfactants, etc.).

1.2.2. Classement en fonction du lieu de traitement

Les techniques de dépollution peuvent aussi être classées en fonction du lieu de traitement.

On distingue les traitements suivants :

- Traitements hors site (ou ex situ) : ils supposent l'excavation/extraction du milieu pollué (déchets, terre, eau) et son évacuation vers un centre de traitement adapté (incinérateur, centre d'enfouissement technique, etc.).
- Traitements sur site (ou on site) : ils consistent à excaver les terres ou les eaux polluées et à les traiter sur le site même.
- Traitements in situ (ou en place) : ils correspondent à un traitement sans excavation : le sol et les eaux souterraines sont laissés en place. Il s'agit alors soit d'extraire le polluant seul, soit de le dégrader ou de le fixer dans le sol.
- Confinement : il consiste à empêcher / limiter la migration des polluants.

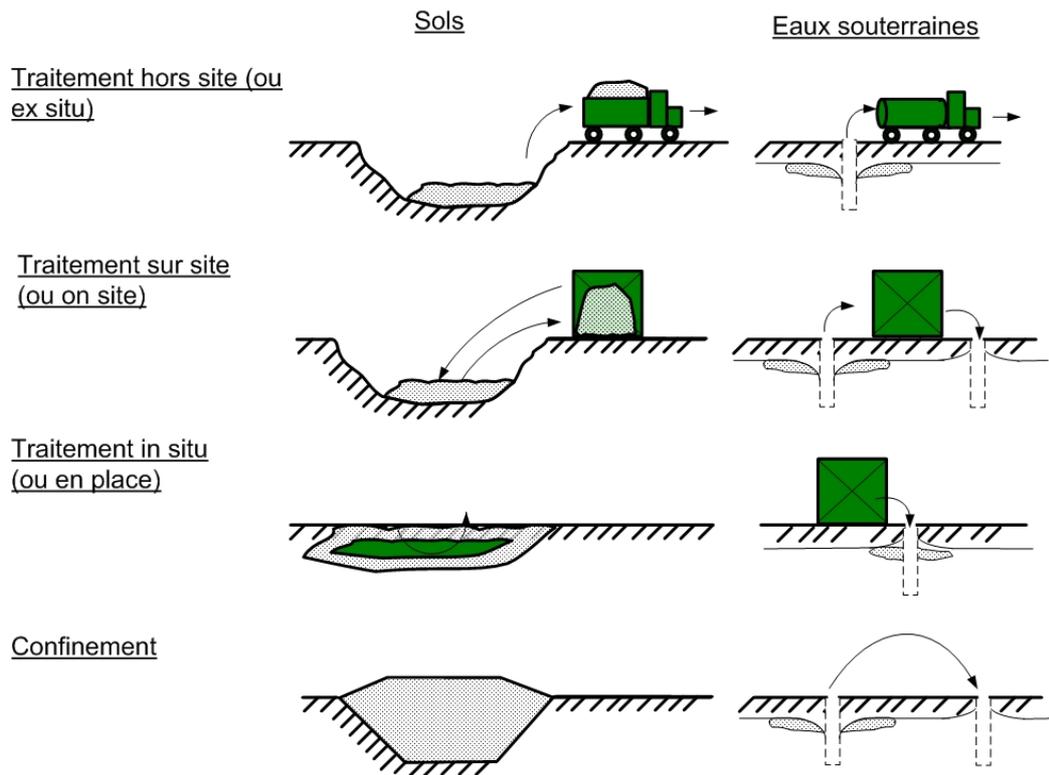


Figure 2 : Famille de techniques de dépollution des sols par lieu de traitement

En première approche, les principaux paramètres à considérer lors du choix du type de traitement (on site/ex situ versus in situ) sont les suivants.

Technologie	Caractéristiques du site	Applicabilité de la technologie
Ex situ / on site	Etendue de la pollution	Etendue verticale et horizontale limitée (hot spot)
	Caractéristiques des sols	Très hétérogène, écoulements préférentiels
	Structures de surface	Pas d'encombrement du site
	Proximité des récepteurs	Pas de récepteurs sensibles à proximité immédiate (problème lors de l'excavation des sols)
	Contraintes de dépollution	Nécessité de dépolluer rapidement
In situ	Etendue de la pollution	Etendue verticale et horizontale importante
	Caractéristiques des sols	Uniforme, perméable à modérément perméable
	Structures de surface	Présence de structures sur la zone de pollution
	Proximité des récepteurs	Récepteurs sensibles à proximité immédiate
	Contraintes de dépollution	Dépollution rapide non nécessaire

Tableau 1 : Applicabilité du traitement in situ versus le traitement on site / ex situ (adapté de Hyman et Dupont, 2001)

1.2.3. Classement en fonction du devenir des polluants

Les techniques de réhabilitation peuvent être classées en fonction du devenir des polluants. Il existe deux possibilités :

- L'immobilisation : elle met en jeu des techniques qui permettent de modifier la mobilité et / ou la toxicité des polluants par deux types de processus :
 - Modification du polluant (changement du comportement, de la toxicité) en agissant sur le niveau d'oxydoréduction, la complexation, la précipitation.
 - Modification du milieu récepteur : réduction de la perméabilité et de la porosité :
 - par solidification ou stabilisation,
 - par confinement,
- La destruction (totale ou partielle) par les procédés chimiques, thermiques, physiques et biologiques précédemment cités.

1.2.4. Techniques les plus courantes recensées actuellement

Le tableau ci-dessous synthétise les techniques les plus courantes recensées actuellement.

Techniques	In situ	Ex situ ou on site
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	<ul style="list-style-type: none"> • Ventilation de la zone non saturée • Extraction double phase • Barbotage in situ (ou injection et bullage d'air in situ) • Pompage et traitement • Pompage/écrémage 	<ul style="list-style-type: none"> • Excavation des sols • Tri granulométrique • Lavage à l'eau
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	<ul style="list-style-type: none"> • Confinement par couverture et étanchéification • Confinement vertical • Piège hydraulique ou confinement hydraulique • Solidification/stabilisation in situ 	<ul style="list-style-type: none"> • Encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets • Solidification/stabilisation
Méthodes chimiques	<ul style="list-style-type: none"> • Lavage in situ • Oxydation chimique in situ • Réduction chimique in situ 	<ul style="list-style-type: none"> • Mise en solution et extraction chimiques • Oxydation et réduction chimiques
Méthodes thermiques	<ul style="list-style-type: none"> • Vitrification • Désorption thermique in situ 	<ul style="list-style-type: none"> • Incinération • Désorption thermique • Vitrification • Pyrolyse

Techniques	In situ	Ex situ ou on site
Méthodes biologiques	<ul style="list-style-type: none"> • Biodégradation in situ dynamisée • Bioventing • Biosparging • Atténuation naturelle contrôlée • Phytoremédiation 	<ul style="list-style-type: none"> • Bioréacteur • Bioterre • Compostage • Landfarming
Autres	<ul style="list-style-type: none"> • Barrières perméables réactives • Electroremédiation 	
Traitement des rejets aqueux		<ul style="list-style-type: none"> • Récupération des produits purs • Prétraitement des eaux souterraines • Stripping à l'air • Photo-oxydation sous UV • Adsorption • Bioréacteur (procédés intensifs) • Bioréacteurs (procédés extensifs) • Séparation par membrane • Oxydoréduction • Echange d'ions • Précipitation, coagulation-floculation, décantation • Filtration
Traitement des rejets atmosphériques		<ul style="list-style-type: none"> • Adsorption • Absorption (ou lavage) • Condensation • Procédés d'oxydation thermique • Photo-oxydation • Réduction thermique • Bioréacteurs • Méthodes de dépoussiérage

Tableau 2 : Classement des méthodes (adapté de Lecomte, 1998)

L'annexe 1 présente une description succincte de chacune des techniques de dépollution.

2. CHOIX DE(S) LA TECHNIQUE(S) DE DEPOLLUTION

2.1. GENERALITES

La dépollution des sites est délicate puisque chaque site est spécifique. En effet, chaque site est une combinaison unique :

- de caractéristiques environnementales : géologie, hydrogéologie, topographie, hydrologie, météorologie,
- de polluants (nature, concentration, quantité, comportements physicochimiques, mélange, répartition spatiale, toxicité.....),
- d'usages présents ou futurs (captages, usage sensible.....).

Par conséquent, il est très difficile d'associer une technologie à un type de pollution. Par ailleurs, pour répondre aux exigences de temps, d'efficacité et d'espace, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison de différentes techniques.

D'une manière générale, le choix de la technique (ou filière de traitement) dépendra de caractéristiques intrinsèques des techniques (rendement, mise en place) mais aussi des contraintes spécifiques au site (cf. Figure 3 et Figure 4).

Localisation des moyens techniques : in situ, sur site, hors site		Nature des moyens mis en œuvre : thermiques, biologiques, physiques, chimiques
	Techniques de traitement	
Devenir des polluants : immobilisation, destruction (partielle ou totale)		Contraintes associées aux moyens mis en œuvre, à l'environnement, à la maintenance, à la surveillance
		Dimensionnement des travaux (critères techniques, économiques, environnementaux, socio-politiques)

Figure 3 : Eléments constitutifs du choix de la technique de traitement (Boivin et Ricour, 2005)

Après une présélection des techniques de dépollution applicables au site, le choix et le dimensionnement de(s) la technique(s) de dépollution seront réalisés en fonction de plusieurs critères spécifiques au site.

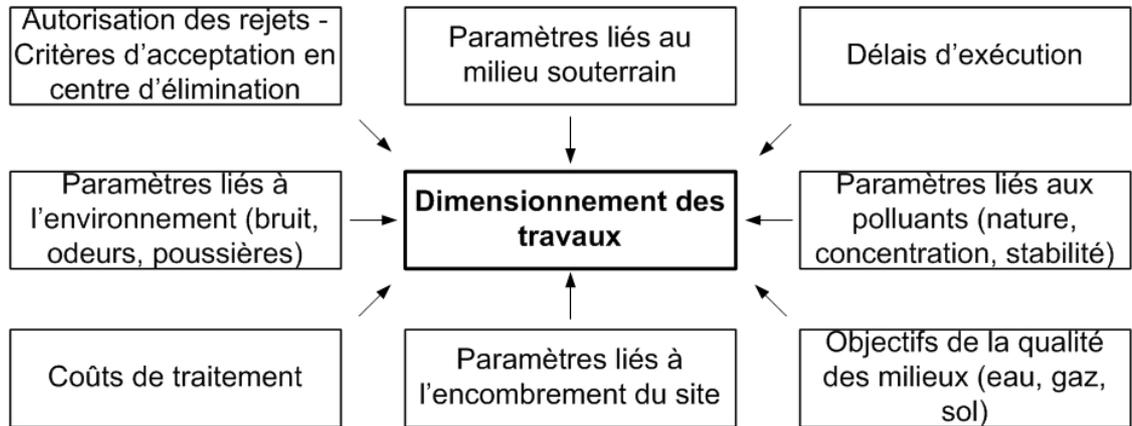


Figure 4 : Schéma des paramètres entrant dans le dimensionnement des travaux (Boivin et Ricour, 2005)

2.2. PRESELECTION DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION

En première approche, une présélection des techniques permettra de lister les techniques potentiellement applicables au site. Les tableaux suivants présentent les matrices de possibilités d'application des techniques de dépollution par milieu concerné (zone non saturée (S) et zone saturée (W)) pour les polluants organiques et inorganiques. Ces matrices ne sauraient remplacer des études spécifiques.

L'annexe 2 présente une grille de présélection plus détaillée.

Réhabilitation potentielle	Milieu concerné	COV	Hydrocarbures halogénés	Hydrocarbures non halogénés	HAP	PCB	Dioxines et furannes	Pesticides et herbicides
Confinement								
Confinement – couverture	S	+	+	+	+	+	+	+
Confinement hydraulique	W	+	+	+	+	+	+	+
Confinement vertical	S, W	+	+	+	+	+	+	+
Excavation et enfouissement	S	+	+	+	+	+	+	+
Procédés biologiques								
Atténuation naturelle	W	+	+	+	+	-	-	+
Biotertre	S	+	-	+	+	-	-	+
Bioventing	S	+	+	+	+	-	-	-
Biosparging	S, W	+	+	+	+	-	-	+
Landfarming	S	+	-	+	+	-	-	+
Traitement sous forme de boue	S	+	+	+	+	-	?	+
Andain	S	+	-	+	+	-	-	+
Procédés chimiques								
Oxydation chimique	S, W	+	+	+	+	-	-	+
Déhalogenation chimique	S	+	+	-	-	+	+	-
Lavage chimique	S	+	+	+	+	-	-	-
Extraction par solvants	S	+	+	+	+	+	+	+
Amendements en surface	S	-	-	-	-	-	-	-
Procédés physiques								
Extraction multiphase	S, W	+	+	+	-	-	-	-
Air sparging	W	+	+	+	-	-	-	-
Venting	S	+	+	+	-	-	-	-
Barrière perméable réactive	W	+	+	+	+	+	+	+
Lavage	S	-	+	+	+	+	-	+
Procédés de solidification et de stabilisation								
Liants hydrauliques (ciment...)	S	-	-	?	+	+	+	?
Vitrification	S	+	+	+	+	+	+	+
Procédés thermiques								
Incinération	S	+	+	+	+	+	+	+
Désorption thermique	S	+	+	+	+	+	-	+

+ : envisageable ; - : non envisageable ; S : zone non saturée et sédiments ; W : zone saturée et eaux superficielles

Tableau 3 : Matrice de possibilité de dépollution pour les polluants organiques (UK Environment Agency, 2004a)

Réhabilitation potentielle	Milieu concerné	Métaux lourds	Non métaux	Amiante	Cyanures	Explosifs
Confinement						
Confinement – couverture	S	+	+	+	+	+
Confinement hydraulique	W	+	+	+	+	+
Confinement vertical	S, W	+	+	+	+	+
Excavation et enfouissement	S	+	+	+	+	+
Procédés biologiques						
Atténuation naturelle	W	+	+	-	-	+
Bioterre	S	-	-	-	-	+
Bioventing	S	-	-	-	-	-
Biosparging	S, W	-	-	-	-	-
Landfarming	S	-	-	-	-	+
Traitement sous forme de boue	S	-	-	-	+	+
Andain	S	-	-	-	-	+
Procédés chimiques						
Oxydation chimique	S, W	-	+	-	-	-
Déhalogénéation chimique	S	-	-	-	-	-
Lavage chimique	S	+	-	-	-	-
Extraction par solvants	S	-	-	-	-	+
Amendements en surface	S	+	+	-	-	-
Procédés physiques						
Extraction multiphase	S, W	-	-	-	-	-
Air sparging	W	-	-	-	-	-
Venting	S	-	-	-	-	-
Barrière perméable réactive	W	+	+	-	+	+
Lavage	S	+	+	-	+	-
Procédés de solidification et de stabilisation						
Liants hydrauliques (ciment...)	S	+	+	+	?	-
Vitrification	S	+	+	+	+	+
Procédés thermiques						
Incinération	S	+	+	+	+	+
Désorption thermique	S	+	-	-	+	-

+ : envisageable ; - : non envisageable ; S : zone non saturée et sédiments ; W : zone saturée et eaux superficielles

Tableau 4 : Matrice de possibilité de dépollution pour les polluants inorganiques (et autres) (UK Environment Agency, 2004a)

2.3. SELECTION DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION

Après une présélection des techniques applicables, la comparaison des différents scénarii de gestion sera réalisée via des bilans coûts-avantages qui prennent en compte les familles de critères suivants :

- critères techniques et organisationnels,
- critères économiques,
- critères environnementaux,
- critères sociopolitiques.

Une liste détaillée de ces critères est présentée ci-dessous (RESCUE, 2005 ; Bardos *et al.*, 1999 ; Nathanail *et al.*, 2002 ; CLARINET, 2002 ; Edwards *et al.*, 2005 ; US EPA, 1988 ; Rudland D. et Jackson S., 2004) :

- **Les critères techniques et organisationnels :**
 - Les critères propres aux polluants
 - ◇ nature des polluants et des cortèges de polluants (Lemièrre *et al.*, 2008),
 - ◇ distribution spatiale des polluants et de leurs teneurs/concentrations,
 - ◇ masses et cubatures des polluants et du support pollué,
 - ◇ fractionnement des masses de polluants en phases (libre, adsorbée, aqueuse, gazeuse),
 - ◇ toxicité/inflammabilité/explosivité des polluants,
 - ◇ stabilité/persistance des polluants (dégradation, nature et propriété des produits de dégradation ...),
 - ◇ possibilité de confinement,
 - ◇ possibilité de mise en œuvre des mesures constructives.
 - Les critères propres aux milieux supports des polluants
 - ◇ contexte géologique (nature, structure des différents terrains et leur agencement, etc.),
 - ◇ contexte hydrogéologique et hydrologique (profondeur de la nappe phréatique, hydrodynamique, hydrochimie, etc.).
 - Les critères propres au site
 - ◇ encombrement sur site,
 - ◇ accessibilité du site,
 - ◇ nature et type des activités pratiquées sur le site,

- ◇ présence de contraintes de sécurité liées à l'activité du site (« zone feu », etc.) (INRS, 2002),
- ◇ contraintes liées aux procédures qualité internes à un site (prise en compte du Plan Particulier de Sécurité et de Protection de la Santé-PPSPS, etc.),
- ◇ présence de structures et/ou de réseaux enterrés,
- ◇ présence d'utilités (eau, air comprimé, électricité, lignes téléphoniques, vapeur sous pression, etc.),
- ◇ contexte climatique (nécessité d'isolation, etc.),
- ◇ possibilité de confinement.
- Les critères d'orientation vers la filière de traitement
 - ◇ critères d'acceptation en centre d'élimination/incinération (teneurs en chlore, etc.),
 - ◇ critères d'acceptation en ISD selon les exploitants,
 - ◇ critères de rejet en termes de flux et/ou de concentrations (rejets eaux, rejets gazeux) et autorisations administratives des rejets (selon les émissaires dans lesquels s'effectuent ces rejets),
 - ◇ nature des polluants rejetés,
 - ◇ distance entre le site et l'unité de traitement (dans le cas d'un traitement off site),
 - ◇ possibilité de stockages intermédiaires sécurisés,
 - ◇ état de développement des procédés et références, et faisabilité technique vis-à-vis des objectifs à atteindre.
- Les critères d'objectifs (pourquoi dépolluer et jusqu'où dépolluer ?)
 - ◇ objectifs de dépollution. Ces objectifs peuvent selon les contextes se décliner en objectifs de délais, objectifs de récupération (en % ou en masse) ou objectifs de teneur/concentration résiduelle,
 - ◇ réduction du risque pour les différentes voies d'exposition (par substance ou famille de substances) visant à rétablir la compatibilité de l'usage du site avec l'état des sols, de la nappe, etc.,
 - ◇ contraintes de confinement (pneumatique, hydraulique),
 - ◇ réduction des risques environnementaux dans le cadre d'une démarche de développement durable (SME ISO 14001 par exemple),
 - ◇ réduction de la décote financière des terrains dans le cadre d'une cession vente du site,
 - ◇ réponse à une pression médiatique, politique, associative (ONG).

- Les critères organisationnels
 - ◇ stratégie de dépollution dans le temps,
 - ◇ stratégie de dépollution dans l'espace (sites multisources),
 - ◇ stratégie à adopter en fonction de l'occupation actuelle et future du site et de son environnement,
 - ◇ stratégies selon les objectifs de dépollution assignés, l'évolution des pollutions sollicitées par les mesures d'assainissement, les technologies disponibles aux meilleurs coûts au moment des opérations de dépollution, les budgets et la ventilation dans le temps de ce budget par le donneur d'ordre,
 - ◇ critère de compatibilité de la mesure avec d'éventuelles autres mesures,
 - ◇ gestions des incertitudes (fréquentes dans le cas des pollutions anciennes et historiques en ce qui concerne les quantités de polluants d'une source),
 - ◇ procédures et analyses des risques en cas de dysfonctionnement des installations,
 - ◇ critères et procédures de réception de la dépollution.
- **Les critères économiques (cf. figure 5)**
 - ◇ coût de la dépollution : investissement (conception, installation, amenée-repli), fonctionnement (énergie, consommable, élimination, maintenance, exploitation etc.),
 - ◇ coûts du suivi post traitement (monitoring et prestations associées),
 - ◇ coûts des mesures constructives,
 - ◇ coûts des servitudes : dépréciation de la valeur du terrain et des terrains environnants,
 - ◇ coûts liés à la sécurité (maîtrise des risques chimiques, mécaniques, électriques, thermiques, etc.).
- **Les critères environnementaux (influence des opérations de dépollution sur leur environnement) (MEDD, 2001)**
 - ◇ rendement environnemental et écobilan: consommation énergétique pour l'extraction et le traitement, procédé destructif ou non, réduction de la charge polluante,
 - ◇ gestion sur site des terres excavées versus traitement hors site (bilan CO₂,
 - ◇ risques lors des transports hors site et risques de nuisances induites par le transport,
 - ◇ augmentation du trafic,
 - ◇ augmentation des gaz à effet de serre,

- ◇ augmentation des nuisances associées (risques de réenvols de poussières),
 - ◇ risques de mobilisation de polluants vers les eaux souterraines, les eaux de surface et/ou l'atmosphère,
 - ◇ risques de nuisances olfactives (émissions gazeuses),
 - ◇ risques de nuisances sanitaires (émissions gazeuses (bilan COV), envols de poussières),
 - ◇ risques de nuisances sonores,
 - ◇ risques de nuisances visuelles (intégration paysagère),
 - ◇ impact géotechnique (tassement, dessiccation, etc.),
 - ◇ impact pédologique (fonctionnalités du sol).
- **Les critères sociopolitiques**
 - ◇ impact psychologique de la présence des teneurs/concentrations résiduelles sur les populations potentiellement exposées (risque résiduel perçu versus risque réel),
 - ◇ acceptabilité du projet de réaménagement : usage futur, servitudes éventuelles, intégration du projet dans le contexte local (projet urbanistique...),
 - ◇ acceptabilité administrative des mesures adoptées (injections, rejets, atténuation, etc.) en prenant en compte les données législatives,
 - ◇ climat socio économique sur site, impacts socio-économique de la réhabilitation et de l'aménagement d'un site (déplacement des populations, création d'emplois, etc...),
 - ◇ contraintes de délais imposées par un aménageur lors de la reconquête et la revalorisation des terrains du site.

A titre informatif, la figure suivante présente le coût global d'une opération de traitement.

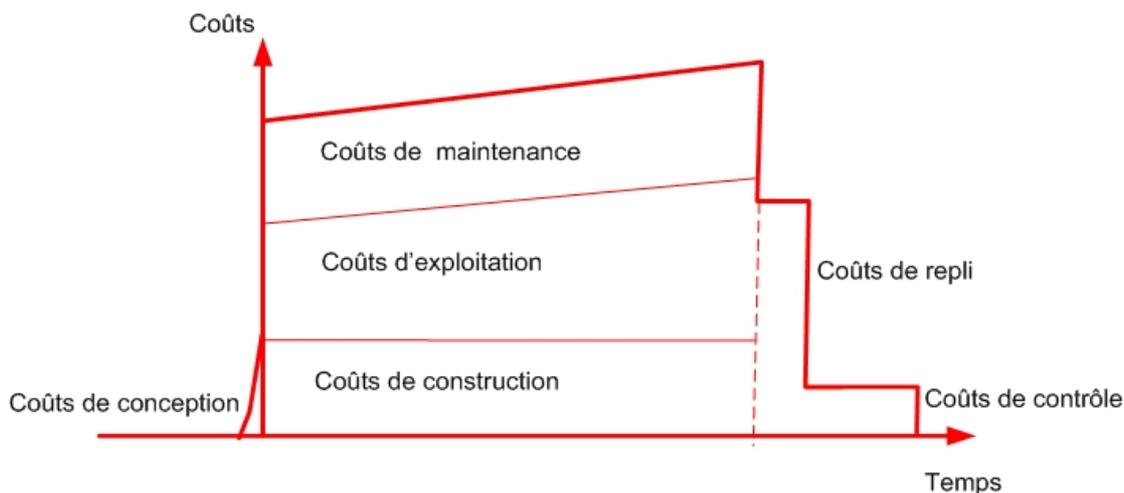


Figure 5 : Coût global d'une opération de traitement

L'utilisation de l'intégralité de ces paramètres n'est pas nécessaire. Il convient de considérer les critères les plus discriminants et les plus adaptés au projet notamment à ses enjeux et à sa complexité (le bilan coûts-avantages étant proportionné à la complexité du site).

Dans tous les cas, les critères de comparaison, ainsi que les pondérations prises en compte dans le bilan coûts-avantages, doivent être transparents et justifiés.

2.4. CHOIX FINAL DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION

Par la suite, le choix d'une technique sera validé si nécessaire par :

- des essais d'orientation et d'évaluation, permettant d'évaluer les conditions d'applicabilité dans les conditions du site et l'efficacité en termes d'attente des objectifs de réhabilitation (ADEME, 2009a)
- des études de dimensionnement plus détaillées c'est-à-dire un Avant Projet Détaillé (APD – cf. Norme AFNOR NF X 31-620 en cours de refonte).

Ce choix devra être accepté par toutes les parties prenantes du projet.

Rappelons que pour répondre aux exigences de temps, de coûts, d'efficacité et d'espace, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison de différentes techniques de dépollution, de mesures constructives et de restrictions d'usage.

2.5. CONTROLE ET SUIVI DES TRAVAUX DE DEPOLLUTION, PLAN DE SURVEILLANCE

Au cours et en fin des travaux de dépollution, un organisme de contrôle indépendant procédera à :

- un contrôle des conditions de mise en œuvre sur le site,
- un contrôle de l'efficacité de la réhabilitation sur site, en termes de respect des objectifs de réhabilitation déterminés pour un usage donné.

Par ailleurs, un plan de surveillance des milieux prendra en compte tous les milieux potentiellement impactés par le site.

Les points relatifs à la sécurité des travailleurs devront être examinés avec soin (PPSPS).

2.6. NOTIONS DE COÛTS

Le présent rapport expose des coûts unitaires de traitement des sols et des eaux souterraines (en t, m² ou m³). **Les coûts présentés ne constituent que des ordres de grandeurs** estimés à partir des données internes du Brgm et de diverses sources bibliographiques réactualisées et adaptées au marché français et d'une consultation de l'UPDS (Hyman et Dupont, 2001 ; ADEME, 2009b ; Lecomte, 1998 ; Marseille et Le Hecho, 2004 ; Environment Agency, 2002 ; Roudier, 2004 ; FRTR, 2007, GTGLC, 2006 ; OCETA, 2009).

Ces coûts, regroupés dans le tableau suivant, doivent être utilisés avec précaution et ne dispensent en aucun cas les utilisateurs de ce rapport de réaliser un travail d'ingénierie spécifique à la configuration de chaque site.

Quelles techniques pour quels traitements – Analyse coûts - bénéfices

Techniques		Unité	Coûts (fourchette inférieure)	Coûts (moyenne basse)	Coûts (moyenne haute)	Coûts (fourchette supérieure)
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)						
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	Venting	€/t de sols traités en place	15	18	25	50
	Extraction multiphase	€/m ³ de liquides pompés/traités	25	27	35	65
	Sparging	€/m ³ d'eaux traitées en place	15	20	32	55
	Pompage/traitement des eaux (puits de profondeur <20m)	€/m ³ d'eaux pompées/traitées	4	13	20	60
	Puits de récupération/pompage (puits de profondeur entre 5 et 15m)	€/puits	2000	3000	4000	6000
	Pompage-écrémage - hors traitement complémentaire (puits de profondeur <15m)	€/m ³ de liquides pompés/traités	5	15	28	60
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	Confinement par couverture non étanche (hors végétalisation) (épaisseur < 0,6m)	€/m ² de couverture	5	8	13	20
	Confinement par couverture et étanchéification (épaisseur <1m)	€/m ² de couverture	30	40	50	60
	Confinement vertical (profondeur <15 m)	€/m ² de confinement vertical	75	140	175	400
	Confinement (in situ) (profondeur <15 m)	€/t de sols traités en place	15	20	30	150
	Confinement hydraulique - hors traitement des eaux (puits de profondeur <15m)	€/m ³ d'eaux pompées	2	10	15	40
	Stabilisation physico-chimique	€/t de sols traités en place	50	70	105	160
Méthodes chimiques	Lavage in situ	€/t de sols traités en place	20	45	65	120
	Oxydation/réduction - eaux	€/m ³ d'eaux traitées en place	30	40	60	115
	Oxydation chimique - sols	€/t de sols traités en place	40	45	65	95
	Réduction chimique - sols	€/t de sols traités en place	30	60	85	120
Méthodes thermiques	Désorption thermique in situ	€/t de sols traités en place	70	105	140	155
Méthodes biologiques	Biodégradation dynamisée (ou atténuation naturelle dynamisée)	€/m ³ d'eaux traitées en place	25	28	40	60
	Bioventing	€/t de sols traités en place	15	18	30	50
	Biosparging	€/m ³ d'eaux traitées en place	15	20	32	55
	Atténuation naturelle contrôlée	€/m ² de surface d'eaux traitées	12	20	25	65
	Phytoremediation - phytoextraction (hors apport de terre végétale)	€/m ² de surface de sols traités	18	25	34	40
	Phytoremediation - phytostabilisation (hors apport de terre végétale)	€/m ² de surface de sols traités	2	4	7	12
Autres	Barrière perméable réactive	€/m ² de surface de barrière construite	150	410	480	3 000
Techniques de dépollution ex situ ou on site (hors frais de transport pour le traitement hors site)						
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	Excavation - pelle classique (hors problématique géotechnique)	€/m3 de sols excavés	5	7	13	50
	Tri granulométrique (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	8	16	25	80
	Lavage à l'eau (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	35	45	55	100
	Lavage (hors site)	€/t de sols traités après excavation	75	145	180	220
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	Confinement (sur site)	€/t de sols traités après excavation	15	25	38	130
	Installation de Stockage de Déchets Inertes (ISDI -Classe 3)	€/t de sols traités après excavation	5	10	15	20
	Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND -Classe 2)	€/t de sols traités après excavation	40	55	75	80
	Installation de Stockage de Déchets Dangereux (ISDD -Classe 1) hors prétraitement	€/t de sols traités après excavation	80	105	135	150
	Stabilisation physico-chimique (hors site avant stockage)	€/t de sols traités après excavation	70	105	140	190
	Stabilisation physico-chimique (sur site)	€/t de sols traités après excavation	25	45	75	120
Méthodes chimiques	Mise en solution et extraction chimiques (hors site)	€/t de sols traités après excavation	80	240	285	1300
	Oxydation et réduction chimiques (on site)	€/t de sols traités après excavation	40	50	70	120
Méthodes thermiques	Incinération (hors site)	€/t de sols traités après excavation	190	250	305	1050
	Cimenterie (hors site)	€/t de sols traités après excavation	40	45	55	75
	Désorption thermique (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	60	70	80	110
	Vitrification (hors site)	€/t de sols traités après excavation	250	340	415	800
	Pyrolyse et thermolyse (hors site)	€/t de sols traités après excavation	75	115	135	150
Méthodes biologiques	Bioréacteur (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	50	70	80	120
	Bioterre (sur site)	€/t de sols traités après excavation	30	36	50	70
	Bioterre (hors site)	€/t de sols traités après excavation	50	52	55	80
	Compostage (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	15	21	28	40
	Landfarming (on site ou ex situ)	€/t de sols traités après excavation	12	13	18	35

Les fourchettes basses prennent comme hypothèses des sites à accessibilité aisée, de tailles importantes, avec des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques très favorables à la technique (en termes de perméabilité, de teneurs en matière organique, de porosité....) et avec des caractéristiques intrinsèques à la pollution très favorables à la technique (caractéristiques physico-chimiques, concentrations initiales, concentrations finales, volumes...).

Les fourchettes hautes prennent comme hypothèses des sites à accessibilité faibles, de faibles tailles, avec des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques peu favorables à la technique (en termes de perméabilité, de teneurs en matière organique, de porosité....) et avec des caractéristiques intrinsèques à la pollution peu favorables à la technique (caractéristiques physico-chimiques, concentrations initiales, concentrations finales, volumes...).

Les fourchettes moyennes prennent en compte des hypothèses intermédiaires.

Les prix des traitements in situ prennent en compte l'aménée/repli des installations, la réalisation des forages, l'installation des unités de traitement, le traitement des rejets (sauf lorsque cela est mentionné), le suivi et la maintenance de la dépollution. La consommation électrique n'est pas prise en compte.

Les prix des traitements on site prennent en compte l'aménée/repli des installations, l'installation des unités de traitement, le traitement des rejets, le suivi et la maintenance de la dépollution. Par contre, les prix ne prennent pas en compte l'excavation, le tri des terres (avant traitement), le transport interne et la consommation électrique.

Les prix des traitements ex situ ne prennent pas en compte l'excavation, le tri des terres, le transport et la TGAP (lorsqu'elle s'applique)

La **densité des sols** est considérée comme étant de 1,8. Les prix estimés sont valables pour l'année 2009.

Tableau 5 : Estimation des coûts unitaires de traitement des sols et des eaux souterraines

3. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION IN SITU (AVEC TRAITEMENT SUR SITE OU HORS SITE DES POLLUANTS RECUPERES)

L'action curative est appliquée sur place, en installant sur le site le système de dépollution. Il est constitué d'une partie mobile, réutilisable (machines de surface), et d'une partie fixe installée au cœur et/ou au pourtour de la zone à traiter. Cette dernière partie est essentiellement constituée d'ouvrages d'injection, de pompage, de forage ...

Les techniques de traitement in situ présentent l'avantage :

- d'éviter les excavations,
- de ne pas générer de transport et d'élimination (hormis les déchets de chantier, les produits récupérés et les sous-produits générés en faible quantité),
- de poser peu de problème de remise en état du site.

Par contre, ils nécessitent des investissements (piézomètres, unité de traitement....) non négligeables et des frais de fonctionnement (analyses, consommation énergétique) parfois conséquents. C'est pourquoi, pour de petites quantités de sols pollués, les traitements in situ sont peu avantageux.

Par ailleurs, ces procédés ont l'inconvénient d'être parfois relativement lents et d'efficacité parfois limitée car agissant directement sur le milieu naturel. De nombreux paramètres peuvent interférer et sont difficilement contrôlables. De plus, le rayon d'action du traitement effectué est quelquefois difficile à estimer. Leur efficacité dépend étroitement des conditions du milieu et leur mise au point se fait au cas par cas.

3.1. METHODES PHYSIQUES PAR EVACUATION DE LA POLLUTION

Les procédés physiques sont les méthodes les plus largement utilisées. Le principe consiste à utiliser des fluides, présents dans le sol ou injectés, comme vecteur pour transporter la pollution vers des points d'extraction ou pour l'immobiliser.

3.1.1. Ventilation de la zone non saturée

Terme anglais : venting

Principe

Le venting consiste à extraire des polluants volatils par mise en dépression de la zone non saturée (Cf. Figure 6).

Maturité

Le venting est une technique éprouvée, largement commercialisée et appliquée depuis de nombreuses années.

Description

Les composés volatils déversés dans les sols vont s'évaporer jusqu'à saturation des pores. Le venting va, par mise en dépression au niveau de chaque point d'extraction, induire des circulations d'air et provoquer un renouvellement de l'air pollué dans les pores. Ce renouvellement d'air a pour conséquence de modifier les équilibres chimiques entre les différentes phases présentes (air, eau, sol). Ainsi, au cours de son passage à travers la zone contaminée, l'air se "charge" en contaminants. Le déplacement d'équilibre des phases permet de dépolluer ainsi les phases solides et gazeuses de la zone non saturée. Les vapeurs sont récupérées via les points d'extraction puis traitées en surface (Khan *et al.*, 2004).

Applicabilité

L'extraction des vapeurs ne peut être utilisée que pour le traitement de la zone vadose lorsque celle-ci se compose de matériaux relativement perméables (sols sablo-limoneux à graveleux) et lorsque les contaminants sont volatils (et dans une moindre mesure semi-volatils).

Le facteur limitant le plus contraignant pour l'utilisation de ce procédé est la tension de vapeur. Un composé ayant une tension de vapeur inférieure à 0,5 mm Hg (67 Pa) (à 20 °C) ne sera pas remobilisable dans les conditions normales d'utilisation du venting. De plus, la valeur limite de la constante de Henry pour une volatilisation significative est de 0,01 Pa.m³/mol (à 20 °C).

Le venting est très utilisé pour la réhabilitation de sites pétroliers ou pétrochimiques présentant des pollutions de types hydrocarbures pétroliers légers ainsi que pour des pollutions liées aux composés halogénés volatils et aux composés non-halogénés volatils. Cette technique est, dans certaines conditions, potentiellement applicable sur

certains composés halogénés semi-volatils et certains composés non-halogénés semi-volatils.

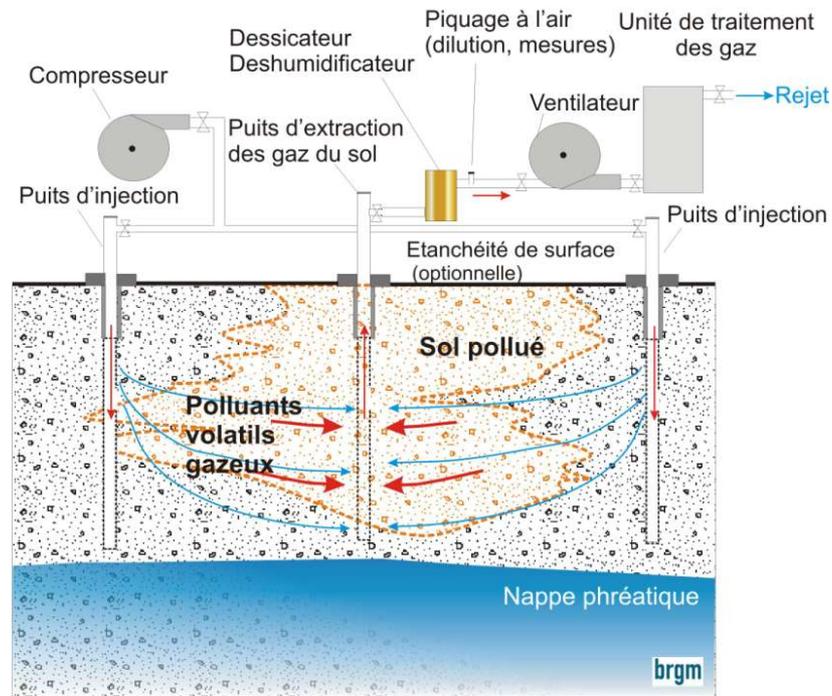


Figure 6 : Schéma de principe du venting

Moyens matériels

Le système de venting est constitué :

- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),
- de points d'injection verticaux ou horizontaux (aiguilles d'injection ou drains d'injection),
- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de la pompe à vide (pression variant de 0 à 300 mbar) ; ce réseau est muni de compteurs et de vannes de réglage des débits,
- d'un séparateur de condensas ou dévésiculeur,
- d'une unité d'extraction,
- d'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette filière peut être constituée de colonne de lavage, de torchère, d'unité d'oxydation catalytique, d'unité d'adsorption (généralement sur charbon actif), de biofiltre,
- d'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Différentes variantes au venting sont disponibles sur le marché :

- **L'air vacuum (Soil Vapor Extraction - SVE)** - cf. Figure 7 : la zone non saturée est simplement mise en dépression via des puits d'extraction (sans injection d'air). Dans ce cas, la création de la dépression entraîne les phases gazeuses.

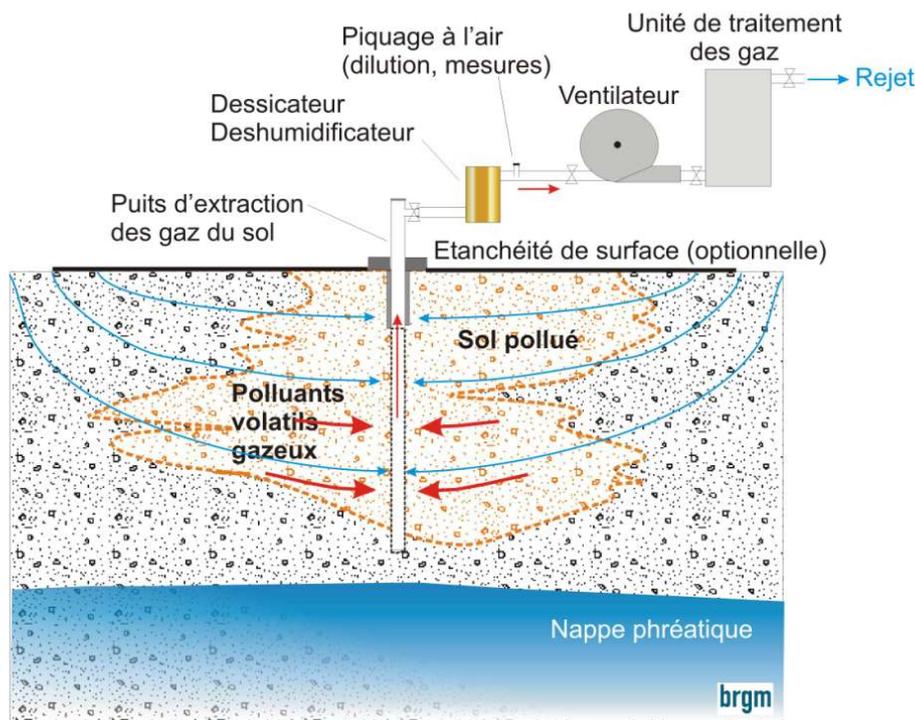


Figure 7 : Schéma de principe de l'air vacuum

- **Le bioventing** - cf. § 3.5.3 : l'injection d'air (ou d'autres gaz) lors du venting, associés à l'ajout de nutriments, permet d'enclencher une biodégradation des polluants, ce qui permet d'augmenter la performance de dépollution de la zone non saturée tout en diminuant les quantités de polluants gazeux à traiter.
- **L'extraction double phase (dual phase extraction, slurping ou multi-phase extraction)** - cf. § 3.1.2 : une dépression importante est appliquée dans la zone non saturée juste au dessus du toit de la nappe, ce qui a pour but d'extraire les gaz des sols, le surnageant (cas des produits flottants) et la phase dissoute. Dans ce cas, le système de traitement en aval des puits d'extraction doit tenir compte de la séparation et du traitement des liquides (phase dissoute et surnageant) et des gaz. Cette technique ne peut être employée que dans le cas d'une nappe peu profonde.

- **Le venting passif (passive venting)** - cf. Figure 8 : le venting est réalisé sans injection d'air et sans mise en dépression. Le transfert de gaz se fait par différence de pression (notamment lors des remontées de nappe) (Card G., 1996).

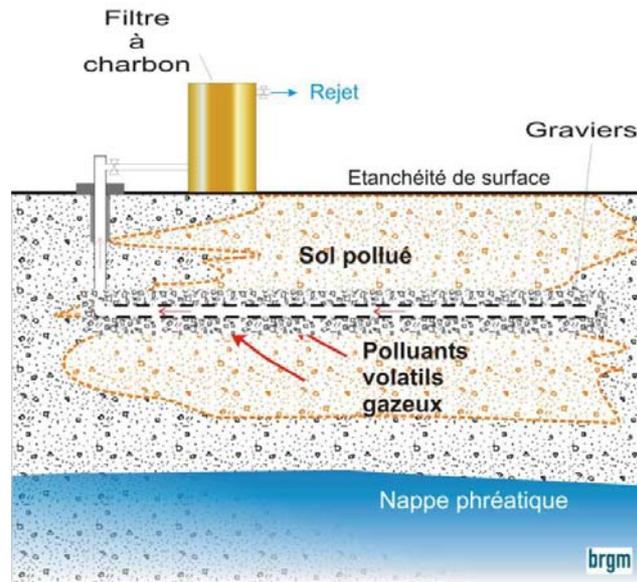


Figure 8 : Schéma de principe du venting passif

- **L'extraction sous vide avec injection thermique (SVE with thermal enhancement, in situ heating)** - cf. § 3.4.1 : de la vapeur ou de l'air chaud est injecté via les puits d'injection permettant ainsi d'augmenter la volatilisation et l'extraction des contaminants, notamment les polluants semi-volatils.

Si le sol à traiter ne présente pas une perméabilité à l'air suffisante pour l'extraction, on peut recourir à la fracturation pneumatique pour accroître le flux d'air et ainsi accélérer l'extraction.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection
- le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, tranchées, puits...),

- le type et la puissance de l'unité d'extraction,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sol, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Dans des conditions optimales, le rendement de ce procédé peut dépasser 90 %. Néanmoins, ce rendement peut être sensiblement affecté par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants semi-volatils.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du venting sont :

- cette technique est éprouvée et a démontré une grande fiabilité ainsi que des résultats extrêmement significatifs,
- elle est compétitive en termes de coût et de performance,
- elle est applicable à de nombreux polluants,
- elle génère peu de perturbation des sols,
- elle est utilisable préalablement à d'autres techniques de dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- elle est applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- le procédé n'est pas destructif,
- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- la faible perméabilité des sols constitue un facteur limitant ($<10^{-5}$ m/s),
- le maillage des puits d'extraction doit être très serré en cas de perméabilité plus faible,
- la présence du toit de la nappe proche de la zone à traiter est pénalisante (<1 m),

- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- la technique n'est pas applicable dans la zone saturée bien que le fait de baisser le toit de la nappe permette de dépolluer la zone rendue non saturée,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante); néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages (injection de peroxyde d'hydrogène pour le colmatage bactérien, rythme d'injection alterné, emploi de gaz spécifique comme l'azote),
- les émissions atmosphériques nécessitent un traitement d'air (surcoût).

Coûts et délais

Les coûts de traitement sont de l'ordre de 15 - 50 €/t des sols traités. Les délais sont de l'ordre de 4 mois à 18 mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de venting sont les suivants :

- les débits d'injection,
- la dépression au niveau des puits d'extraction,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols (et éventuellement des sous-produits),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...).
- si nécessaire, la qualité des eaux souterraines en amont et en aval de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels.

Afin d'évaluer si le traitement touche à sa fin, le système est arrêté et la concentration en contaminant est suivie dans les ouvrages de contrôle. Peu à peu, les concentrations vont de nouveau augmenter. Si les concentrations obtenues, à l'équilibre, c'est-à-dire après un laps de temps suffisant, sont conformes aux seuils de dépollution envisagés, l'opération peut être arrêtée. Ce suivi permet de caractériser les effets rebonds (« rebounds »).

3.1.2. Extraction double phase

Termes anglais : dual phase extraction (DPE) ou slurping ou multi-phase extraction (MPE)

Principe

L'extraction double phase consiste à exercer une dépression importante dans la zone non saturée, au niveau de la frange capillaire et au niveau de la partie supérieure de la zone saturée, ce qui a pour but d'extraire les gaz des sols, le surnageant (cas des produits flottants) et la phase dissoute. Les liquides et gaz extraits font l'objet d'une séparation et d'un traitement spécifique.

Maturité

Cette technique est actuellement couramment commercialisée ; elle est particulièrement adaptée et utilisée pour la récupération du surnageant dans les milieux moyennement perméables.

Description

L'extraction multiphase est un procédé de traitement physique in situ par extraction des phases liquides et gazeuses des sols. Le système est composé d'aiguilles d'extraction reliées à un réseau d'extraction et à une pompe à vide. Les liquides extraits (surnageant en phase pure, eaux souterraines) ainsi que les gaz sont récupérés on site puis traités avant rejet (cf. Figure 9).

Applicabilité

Ce procédé s'applique essentiellement à des COV et des hydrocarbures de type pétroliers (essence, gasoil...) en phase pure (LNAPL). Il est notamment plus adapté pour la récupération de surnageant dans des milieux moyennement perméables et en condition parfois hétérogène. Toutefois, ce procédé ne peut s'appliquer qu'à de faibles profondeurs (7 m environ).

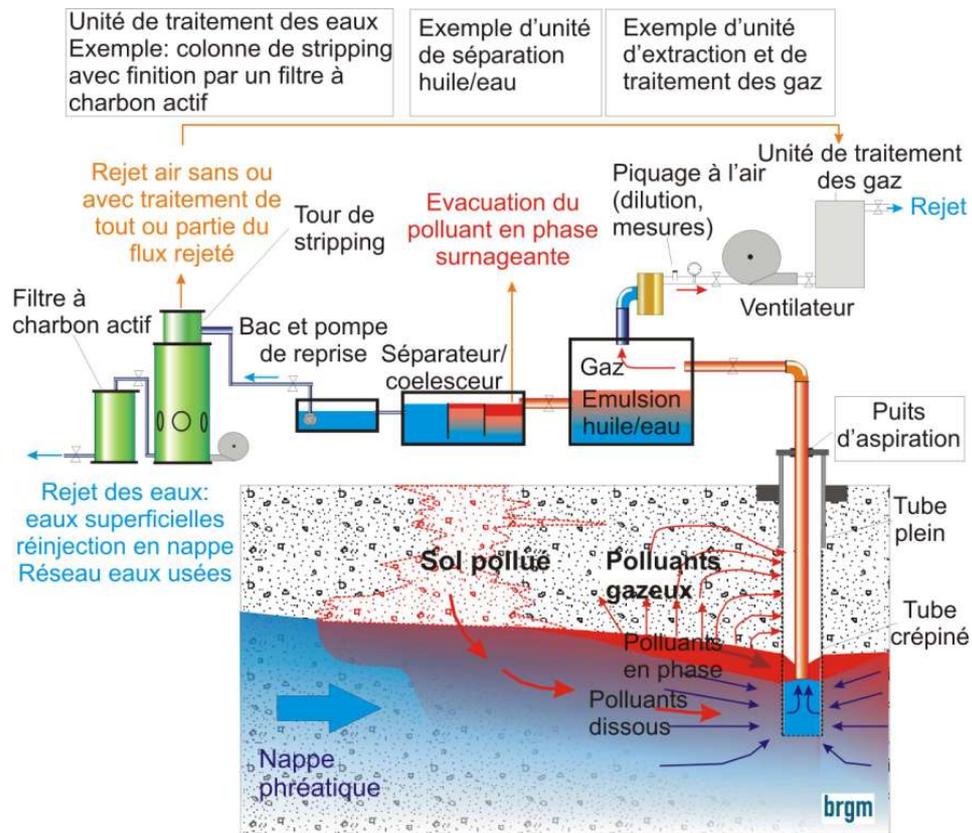


Figure 9 : Schéma de principe de l'extraction double phase (réseau unitaire)

Moyens matériels

Le système d'extraction double phase est constitué :

- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction),
- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de la pompe à vide (ce réseau est muni de compteurs et de vannes de réglage des débits),
- d'un séparateur de condensas ou dévésiculateur,
- d'une unité d'extraction,
- d'un système de traitement des eaux usées on site :
 - séparateur à hydrocarbures (déboureur/déshuileur),
 - traitement de la phase dissoute : stripping ou charbon actif ou oxydation catalytique, (cf. § 5.4),
- d'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette filière peut être constituée de colonne de lavage, de torchère, d'unité d'oxydation catalytique, d'unité d'adsorption (généralement sur charbon actif), de biofiltre,

- d'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- d'un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Variantes

Il existe deux types d'extraction en fonction de la position d'une canne rigide pleine positionnée au sein de l'aiguille d'extraction :

- **le réseau unitaire** : l'extrémité de la canne est placée au niveau de l'interface zone saturée/zone non saturée ; le surnageant, les eaux souterraines, les gaz sont pompés en même temps ; les liquides et les gaz sont alors séparés au niveau de la cuve à vide. Cette technique est souvent appliquée pour les sols très peu perméables ;
- **le réseau séparé** : la canne d'extraction est placée sous le niveau piézométrique (dynamique) et assure le pompage des eaux et du surnageant ; les gaz sont pompés séparément grâce à la mise en dépression du puits.

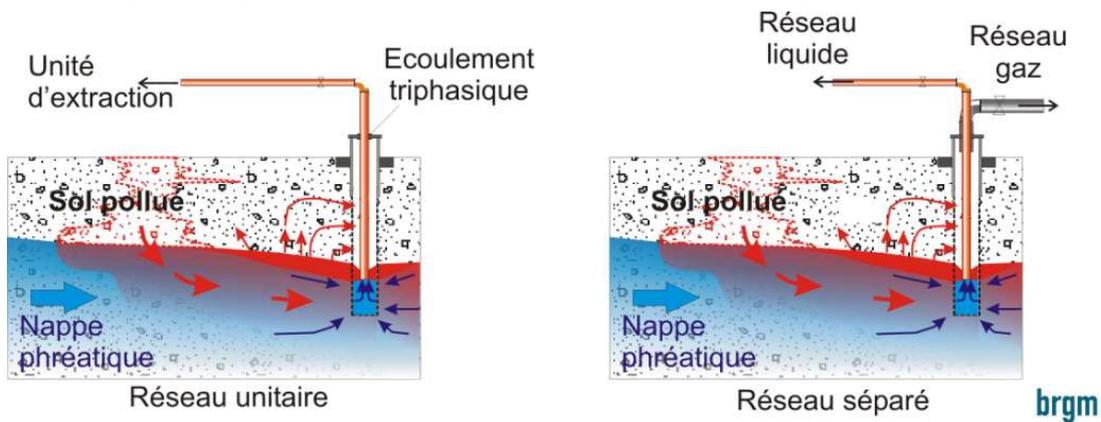


Figure 10 : Schéma de principe des réseaux unitaire et séparé de l'extraction double phase

Les variantes de l'extraction double phase sont :

- **Le pompage-écrémage** : en présence de surnageant, les eaux souterraines sont pompées, ce qui génère un cône de rabattement. Les produits en phase pure s'accumulent gravitairement au centre de ce cône facilitant ainsi leur récupération en surface (cf. § 3.1.5).
- **Le confinement hydraulique** : le pompage - écrémage peut être utilisé comme une solution temporaire de confinement afin de stopper l'extension du surnageant (cf. § 3.2.3).
- **La tranchée drainante** : positionnée perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe et sur toute la longueur de la source de pollution (ou du panache de pollution), la tranchée drainante permet par différence de perméabilité de piéger temporairement le surnageant. Les écrémeurs

positionnés à l'intérieur de ces tranchées permettent de récupérer le surnageant. Afin de faciliter la récupération de la phase libre, des géomembranes sont souvent positionnées en aval immédiat du massif filtrant. On se rapproche alors d'un pseudo-confinement.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration, hétérogénéité), les seuils de dépollution et le contexte géologique (profondeur et variations du niveau statique du toit de la nappe, perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre...),
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement des rejets aqueux (dépendant des normes de rejets),
- les dimensions de l'unité de traitement des rejets atmosphériques (dépendant des normes de rejets),
- en cas de réinjection dans la nappe: le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..).

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols, coefficient d'emménagement,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sol, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Les rendements épuratoires peuvent atteindre dans les meilleures conditions 95 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique fiable et éprouvée,
- mise en œuvre relativement simple et rapide,
- applicabilité à de nombreux polluants (LNAPL en phase pure),
- peu de perturbation de sols,

- envisageable sous des bâtiments,
- le procédé permet de stopper la migration des polluants en créant des points de fixation de la contamination (confinement hydraulique),
- la position des puits d'extraction et des crépines permet de cibler précisément les zones à traiter,
- le fait d'éliminer la phase flottante, les gaz et les eaux permet de diminuer considérablement les potentiels de relargage de la source, ceci permet de diminuer les effets rebonds,
- ce procédé remplace avantageusement le couplage de techniques classiques de pompage/écrémage, pompage/traitement et venting dans les milieux peu perméables et hétérogènes,
- procédé plus avantageux que le sparging pour confiner l'air et les eaux souterraines,
- technique plus adaptée que le couplage de techniques classiques de pompage/écrémage, pompage/traitement et venting pour des délais relativement courts.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- applicable uniquement dans le cas d'une nappe peu profonde (profondeur <7m),
- cette technique n'est valable que pour les LNAPL,
- traitement non applicable pour de petites épaisseurs de surnageant (< 1 cm),
- débits de pompage souvent importants ; il est donc primordial de bien optimiser le nombre et l'emplacement des points d'extraction afin de limiter les coûts de fonctionnement,
- efficacité limitée dans le cas d'aquifère de faible perméabilité (10^{-7} m/s), non homogène et/ou fracturé (passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau), néanmoins cette technique est plus recommandée dans ce type de géologie que le pompage/écrémage classique,
- sans une maîtrise totale du sens d'écoulement des eaux souterraines, il y a un risque de dissémination de la pollution,
- une humidité élevée diminue le mouvement de l'air,
- une forte teneur en matière organique est néfaste au processus à cause de la forte adsorption du contaminant sur la matrice solide,
- une variation importante de la profondeur du toit de la nappe constitue un obstacle important au bon fonctionnement du procédé.

Coûts et délais

Les coûts de traitement sont de l'ordre de 25 à 65 €/m³ de liquides pompés/traités. Les délais sont de l'ordre de 4 mois à 18 mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération d'extraction double phase sont les suivants :

- la dépression au niveau des puits d'extraction,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...).
- la piézométrie, l'épaisseur de surnageant,
- le suivi de la masse de surnageant récupéré (par relevé volumétrique) dans les citernes de stockage,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - la présence de surnageant,
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux pour la phase dissoute (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux pour la phase dissoute (ex. : bilan de matière, séparation ...),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.1.3. Barbotage in situ (ou injection et bullage d'air in situ)

Termes anglais : sparging

Principe

Le sparging repose sur le même principe que le venting mais son application est réalisée dans la zone saturée et dans la frange capillaire. Aussi, l'air injecté dans la nappe (et non dans la zone non saturée comme dans le venting) va favoriser la volatilisation des polluants qui seront extraits au niveau de la zone vadose et traités sur site (Khan *et al.*, 2004).

Le sparging est souvent couplé au venting.

Maturité

Le procédé est largement commercialisé en France depuis une quinzaine d'années.

Description

Le sparging consiste à injecter un gaz (le plus souvent de l'air) sous pression en dessous du toit de la nappe. L'air en se propageant à travers la zone saturée et en remontant vers la surface crée des canaux d'air qui rentrent en contact avec les polluants dissous ou adsorbés, ce qui permet leur volatilisation. L'air se charge alors en polluants et est évacué via des puits d'extraction positionnés en alternance avec les puits d'injection vers le système de traitement des gaz (venting). Cette technique permet aussi de traiter la frange capillaire.

Associé au venting, ce procédé permet également de traiter la zone non saturée (cf. Figure 11).

L'injection d'air permet la biodégradation aérobie de composés biodégradables présents dans la nappe et la zone vadose (biosparging).

Le sparging peut à la fois être utilisé pour traiter les sources de pollution mais aussi les panaches de pollution en aval. Dans le dernier cas, le système est installé perpendiculairement au sens de migration du panache.

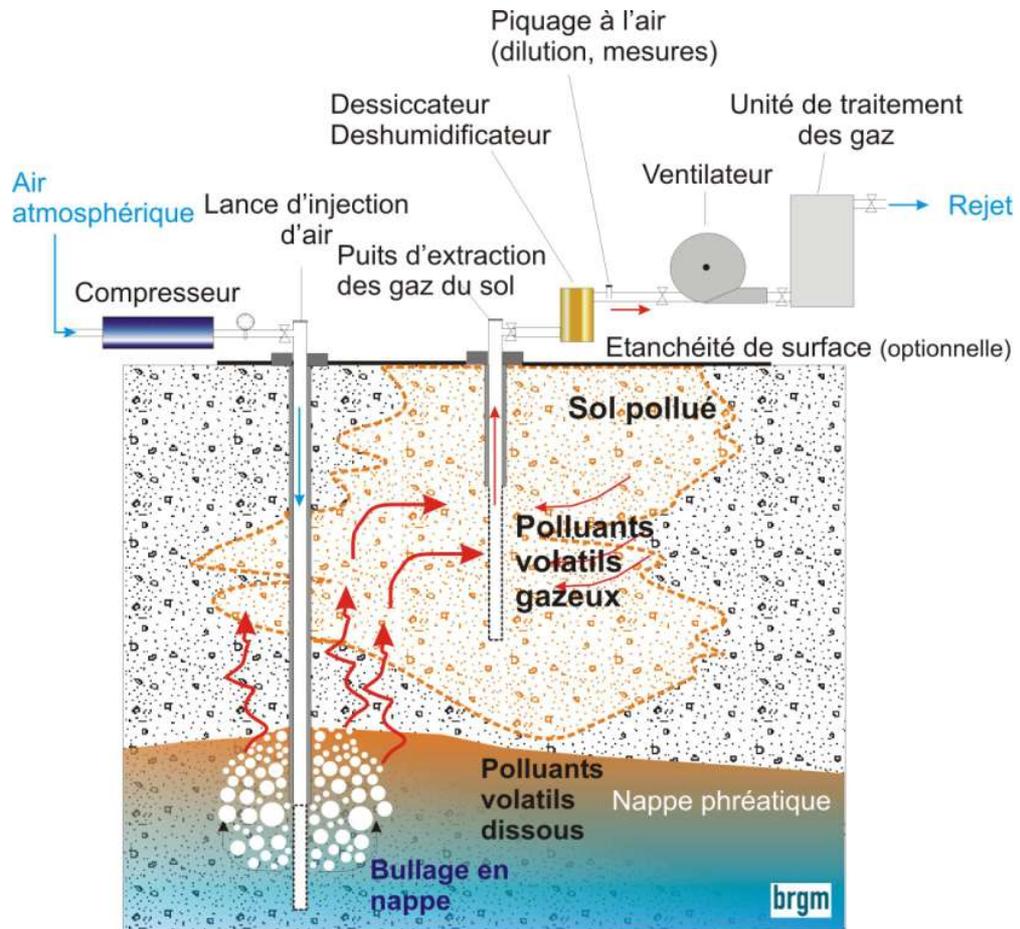


Figure 11 : Schéma de principe de l'air sparging couplé à un venting

Applicabilité

Le sparging permet de traiter des composés organiques volatils et semi-volatils (halogénés ou non halogénés) dans des sols perméables et homogènes (constante de Henry supérieure à $0,01 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ à 20 °C et/ou pression de vapeur saturante supérieure à $0,5 \text{ mm Hg}$ (67 Pa) à 20 °C). Il est particulièrement adapté au traitement de la frange capillaire de la nappe.

Il est fréquemment utilisé pour traiter des solvants chlorés et des hydrocarbures pétroliers volatils (essences, fuel, kérosène...); néanmoins, il est peu conseillé pour traiter des polluants très solubles (alcools, cétones ...).

Cette technique s'applique principalement dans des sols relativement perméables (sablo-limoneux à graveleux) et homogènes dans les zones saturées et non saturées.

Moyens matériels

Le système de sparging est constitué (Suthersan S., 1997) :

- d'un surpresseur (volumétrique, intermédiaire, centrifuge...),
- de points d'injections verticaux (puits d'injection) ou horizontaux (drains d'injection),
- d'un réseau d'injection permettant la mise en relation du surpresseur et des points d'injections,
- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),
- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de l'unité d'extraction,
- d'un séparateur de condensas ou dévésiculateur,
- d'une unité d'extraction (extracteur volumétrique, intermédiaire, centrifuge),
- d'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette dernière peut être constituée de colonne de lavage, torchère, unité d'oxydation catalytique ou unité d'adsorption (généralement sur charbon actif), biofiltre,
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Différentes variantes au sparging sont disponibles sur le marché :

- **Le biosparging** : l'oxygène apporté dans la nappe permet d'encourager la biodégradation aérobie. Les débits d'air par point d'injection sont alors moindres que pour un sparging classique (0,5 cfm à 2-3 cfm) (cf. § 3.5.4).
- **Le puits à vaporisation-aspiration**, cf. Figure 12 : cette technique, développée en Allemagne (UVB : **U**nterdruck**v**erdam**f**er**b**runnen), allie l'aspiration de l'air et la circulation des eaux souterraines dans un même puits. Ce procédé permet donc de réaliser une « chambre de stripping » in situ en forçant le croisement de deux courants : un courant descendant (air) et un courant ascendant (eaux souterraines). Elle permet ainsi de traiter le sol, la frange capillaire ainsi que la nappe phréatique en surface et en profondeur. Si nécessaire, en cas de perméabilité modérée (10^{-6} m/s), une pompe d'appoint facilite la remontée d'eau.
- **L'injection de méthane (CH₄)** : cette injection permet d'enclencher les phénomènes de dégradation des solvants chlorés par cométabolisme (cf. § 3.5.1).

Si le sol à traiter ne possède pas une perméabilité suffisante pour l'extraction, on peut recourir à la fracturation pneumatique pour augmenter la perméabilité hydraulique et pneumatique et ainsi accélérer l'extraction.

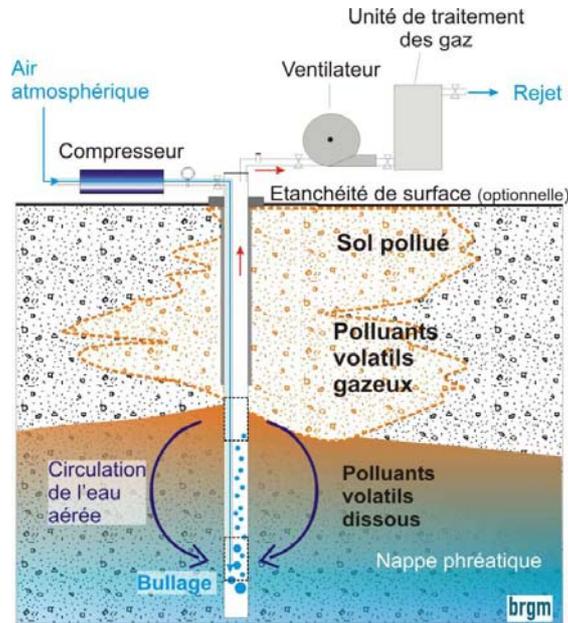


Figure 12 : Schéma de principe du puits à vaporisation-aspiration

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des puits d'injection en fonction du type de surpresseur,
- la fréquence et le mode d'injection (continu ou intermittent) ; classiquement : 1 à 5 minutes d'injection pour 10 à 60 minutes de repos,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sols, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie en général de 30 à 99 % dépendamment du contexte hydrogéologique et des polluants.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du sparging sont :

- technique fiable et éprouvée,
- résultats significatifs,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- applicabilité à de nombreux polluants,
- application générant peu de perturbation de sols,
- alternative au traitement classique par pompage / traitement,
- relativement rapide dans des conditions optimales,
- applicable sous des bâtiments (forages horizontaux),
- le biosparging, les tranchées et la vaporisation/aspiration par puits peuvent augmenter l'efficacité du procédé dans le cas de perméabilité moindre,
- les composés faiblement volatils mais biodégradables sont potentiellement traitables par cette technique (acétone, cyclohexane, MEK ...).

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement ; néanmoins un sol hétérogène pourra être traité si la perméabilité à l'air des différentes lithologies augmente en se rapprochant de la surface du sol,
- non applicable pour des sols de perméabilité peu élevée ($<10^{-5}$ m/s),
- application jusqu'à des profondeurs comprises entre 2 et 15-20 m,
- non applicable à des aquifères confinés,
- effet « rebounds » : à l'arrêt du traitement, les concentrations sont faibles mais peuvent significativement augmenter quelques mois plus tard (remobilisation des polluants),
- difficilement applicable en cas de présence de surnageant (risque de dispersion de la pollution et effet « rebounds ») ; cet effet peut être minimisé en augmentant la densité des puits d'injection et en recouvrant l'intégralité de la source de pollution,
- nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée,
- difficilement applicable à des composés très solubles,

- maillage très serré des puits d'extraction nécessaire en cas de faible perméabilité,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage de l'aquifère (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante) ; néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages,
- les émissions atmosphériques nécessitent souvent un traitement d'air (surcoût),
- léger risque de tassement autour des ouvrages (fluidisation ou fracturation).

Coûts et délais

Les coûts de traitement varient entre 15-55 €/t de sols traités.

Les délais typiques varient entre 6-9 mois à 18 mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de sparging sont les suivants :

- la pression au niveau des puits d'extraction et d'injection,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols,
- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.1.4. Pompage et traitement

Termes anglais : pump and treat

Principe

Le pompage et traitement consiste à extraire les eaux souterraines polluées et à les traiter on site avant rejet (ou à les éliminer en centres agréés).

Le type de traitement varie en fonction des polluants, des débits et des pourcentages épuratoires à atteindre.

Maturité

Le pump and treat est actuellement un des procédés de traitement de nappe les plus utilisés en France.

Description

Le pompage et traitement permet d'extraire les polluants organiques ou minéraux en phase dissoute dans la zone saturée et la frange capillaire et de les diriger vers des points d'extraction en vue de traitement (Cf. Figure 13). Un rabattement en un ou plusieurs points de la nappe est alors créé (augmentation du gradient hydraulique) (Cf. Figure 14).

Cette technique traite le panache plutôt que la source de pollution. Il est donc judicieux de traiter, si possible, au préalable la source de pollution.

La circulation d'eau induite par le pompage permet de générer un renouvellement de l'eau dans les pores de la zone saturée. Les équilibres de phases sont alors déplacés, ce qui implique :

- que l'eau en passant dans une zone polluée va se charger en polluants,
- que les concentrations en polluants adsorbés sur la matrice solide (dans la zone capillaire et la zone saturée) et présents sous forme gazeuse (zone vadose) vont légèrement diminuer.

Préalablement à la mise en place du traitement, il conviendra de trouver un exutoire pour les eaux pompées. Le choix du point de rejet est primordial. Dépendamment du contexte environnemental, des débits pompés et des autorisations administratives, les rejets pourront être réalisés :

- à certaines concentrations, dans les réseaux d'eaux usées, les réseaux d'eaux pluviales, les eaux superficielles, la nappe (réinjection),
- dans certains cas dans des centres d'élimination agréés. En pratique, étant donné les volumes pompés, l'élimination en centre agréé est peu fréquente ; elle se limite à des rejets faibles et concentrés.

Afin de remobiliser autant que faire se peut les polluants, un pompage par intermittence est souvent réalisé.

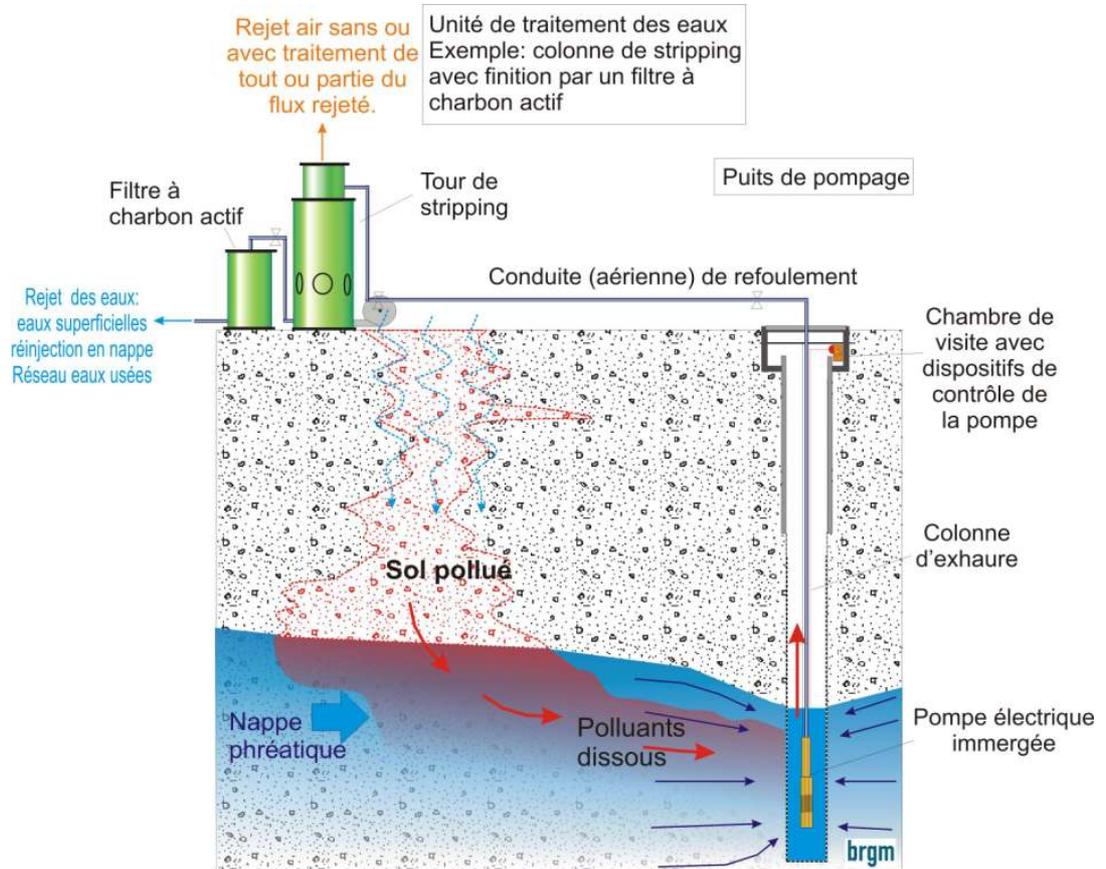


Figure 13 : Schéma de principe du pump and treat

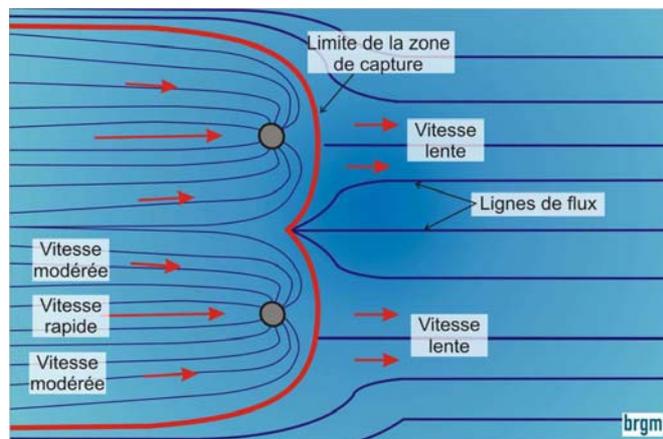


Figure 14 : Illustration de l'influence du pompage sur les écoulements piézométriques

Applicabilité

Le pump and treat est une technique relativement universelle puisqu'elle s'applique sur les pollutions organiques et minérales, qu'elles soient sous forme libre ou dissoute : composés organiques (semi-)volatiles, composés halogénés organiques (semi-)volatils, PCB, certains métaux/métalloïdes.

Le pompage, en créant des cônes de rabattement, permet d'améliorer la récupération des LNAPL en phase libre. Néanmoins, en cas de présence de flottant, il est plus judicieux pour des raisons économiques de procéder à la récupération du surnageant indépendamment de la phase dissoute, ceci permet d'éviter une séparation ultérieure dans la filière de traitement des eaux (cf. § 5.).

Cette technique s'applique principalement dans des aquifères relativement perméables (sablo-limoneux à graveleux) et homogènes.

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires au pump and treat sont les suivants :

- matériels d'injection et d'extraction (si nécessaire) : puits verticaux, puits horizontaux, pompes (immergées, de surface..), tuyauterie, tranchées, galeries d'infiltration, compteur...
- système de traitement des eaux usées on site : charbon actif, stripping, déshuileur, oxydation catalytique, réduction, flottation, floculation, membranes, résines, précipitation, évaporation, décantation (cf. 5.) ;
- stockage des déchets solides et liquides issus du traitement ;
- système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Variantes

Les variantes à ce procédé de pompage et traitement sont :

- **Le confinement hydraulique** : le pompage et traitement peut être utilisé comme une solution temporaire de confinement afin de stopper l'extension de la source de pollution et/ou son panache de pollution peu soluble (cf. § 3.2.3),
- **La tranchée drainante** (Figure 15): positionnée perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe et sur toute la longueur de la source de pollution (ou du panache de pollution), la tranchée drainante permet par différence de perméabilité de piéger temporairement les polluants hydrophobes. Des pompes de faibles débits positionnées à l'intérieur de ces tranchées permettent de récupérer les polluants. Afin de faciliter la récupération des polluants, des géomembranes sont souvent positionnées en aval immédiat du massif filtrant. On se rapproche alors d'un pseudo-confinement.

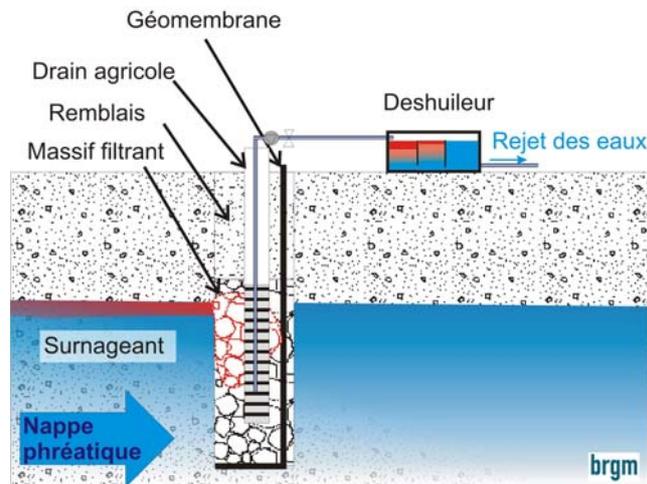


Figure 15 : Schéma de principe de la tranchée drainante

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique/hydrogéologique (perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité, piézométrie, coefficient d'emmagasinement, conditions aux limites ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des points d'extraction en fonction des cônes de rabattement,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, puits, tranchées pour les profils géologiques stratifiés ou très peu perméables....),
- le type et la puissance des pompes,
- les dimensions de l'unité de traitement.
- en cas de réinjection dans la nappe : le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- les effets sur les eaux de surface avoisinantes,
- les variations des niveaux de la nappe en fonction des débits et des différentes conditions envisagées (régime transitoire, hautes eaux, basses eaux ...),
- l'évolution de la concentration et du panache de pollution.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, coefficient de partition eau/sol, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé peut atteindre 50-60 % dépendamment du contexte hydrogéologique (perméabilité, hétérogénéité..), des polluants (solubles ou hydrophobes) et de l'enlèvement de la source de pollution.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique fiable et éprouvée,
- mise en œuvre relativement simple et rapide,
- le procédé permet de traiter la phase dissoute relativement efficacement (surtout pour des polluants solubles),
- applicabilité à de nombreux polluants,
- il génère peu de perturbation de sols,
- il est envisageable sous des bâtiments,
- afin d'améliorer les rendements épuratoires, on peut y associer des procédés chimiques (lavage), biologiques et physiques (fracturation hydraulique),
- il peut être associé également à un traitement de la zone vadose (lavage, venting ...),
- le procédé permet de stopper la migration des polluants en créant des points de fixation de la contamination dissoute (confinement hydraulique),
- il s'agit d'un des rares procédés à pouvoir traiter les DNAPL à des profondeurs importantes,
- la position des piézomètres et des crépines permet de cibler précisément les zones à traiter,
- les profondeurs de pompage peuvent être de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres si nécessaire,
- la réinfiltration en amont des eaux pompées et traitées permet de limiter les flux vers l'extérieur et de forcer les écoulements au sein du piège hydraulique.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- sans traitement de la source de pollution, les durées de dépollution sont relativement longues ; c'est pourquoi, il est préférable de traiter la source de pollution au préalable. Plus la source de pollution se tarit, plus elle génère de faibles émissions et plus le traitement est long,
- dans le cas des aquifères de grandes perméabilités (transmissivité importante), les débits à traiter sont souvent importants, l'unité de traitement devient la partie principale du coût du système. Il est donc primordial de bien optimiser le

nombre et l'emplacement des points d'extraction. Pour ce faire, la modélisation peut être un outil précieux,

- on observe souvent un effet « rebounds » (remobilisation des polluants à l'arrêt du traitement par dissolution des précipités, désorption de la phase solide et de la phase libre) ; cet effet est particulièrement important dans le cas de DNAPL et de LNAPL en phase libre,
- son efficacité est limitée dans le cas d'aquifère de faible perméabilité (10^{-5} m/s), non homogène et/ou fracturé (passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau),
- son efficacité est limitée pour des polluants hydrophobes,
- sans une maîtrise totale du sens d'écoulement des eaux souterraines, il y a un risque de dissémination de la pollution,
- une variation importante de la profondeur du toit de la nappe constitue un obstacle important au bon fonctionnement du procédé (lorsque la dépollution concerne la partie haute de la nappe).

Coûts et délais

Les coûts de traitement varient entre 4 à 60 €/m³ d'eaux pompées/traitées (pour des profondeurs inférieures à 20 m).

Du fait des interactions entre le polluant et l'aquifère (adsorption...) et de l'hétérogénéité des sols, le pompage et traitement est relativement long pour les composés peu solubles (parfois plusieurs années). Lorsque les produits sont plus solubles, la durée de traitement est plus limitée.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de pump and treat sont les suivants :

- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux (ex. : bilan de matière, séparation ...),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.1.5. Pompage-écrémage

Terme anglais : skimming

Principe

En présence de surnageant, les eaux souterraines sont pompées, ce qui génère un cône de rabattement. Les produits en phase pure s'accumulent gravitairement au centre de ce cône facilitant ainsi leur récupération en surface.

Maturité

Le pompage-écrémage est la technique la plus utilisée pour récupérer le flottant dans les nappes phréatiques perméables dont le toit se situe à de faibles profondeurs.

Description

Le pompage des eaux souterraines produit un cône de rabattement ; le surnageant (produit pur de densité inférieure à 1) suit le gradient hydraulique, migre gravitairement vers le(s) point(s) bas et s'accumule. Cette accumulation permet de récupérer plus rapidement le surnageant (cf. Figure 16).

Le surnageant est alors pompé à l'aide d'écrèmeurs vers les unités de stockage en surface (citerne) avant d'être éliminé (incinération, récupération des hydrocarbures ...). Les écrèmeurs sont positionnés au niveau du surnageant et permettent de récupérer spécifiquement les hydrocarbures en évitant au maximum de récupérer les eaux souterraines. Les systèmes les plus couramment utilisés sont les hydroéjecteurs pneumatiques, les skimmers (ou crépines flottantes) et les bandes oléophiles.

Les pompes de rabattement sont positionnées sous l'interface surnageant/eau. Dépendamment de la position des ces pompes, les eaux seront plus ou moins chargées en hydrocarbures ; positionnées plusieurs mètres sous cette interface, elles contiendront peu de produits dissous. En cas de variations importantes du niveau du toit de la nappe, les débits des pompes de rabattement pourront être asservis à un niveau d'eau (détecteurs de niveau bas et de niveau haut). Par contre, si elles sont positionnées plus haut elles contiendront plus d'hydrocarbures.

Le suivi du volume de flottant récupéré est primordial. Au bout d'un certain temps, on observe une stagnation de la récupération des hydrocarbures. Pour des épaisseurs de surnageant inférieures à 1 cm, le pompage sélectif des hydrocarbures est pratiquement impossible. A ce stade, les pompages de rabattement sont mis en fonctionnement par intermittence, ce qui permet de faire varier le toit de la nappe (remontée et descente) et de remobiliser partiellement les hydrocarbures.

Généralement, lorsque cela est possible, les pompes sont dans un premier temps positionnées nettement en dessous du surnageant pendant la phase de récupération du flottant. Une fois que le pompage sélectif des hydrocarbures est impossible, les pompes sont relevées afin de traiter autant que faire que se peut les eaux souterraines et le reliquat de surnageant.

Les rejets des eaux souterraines générés par le pompage doivent faire, dépendamment des concentrations et des autorisations de rejet, l'objet d'un traitement adapté (déshuileur, stripping, charbon actif...).

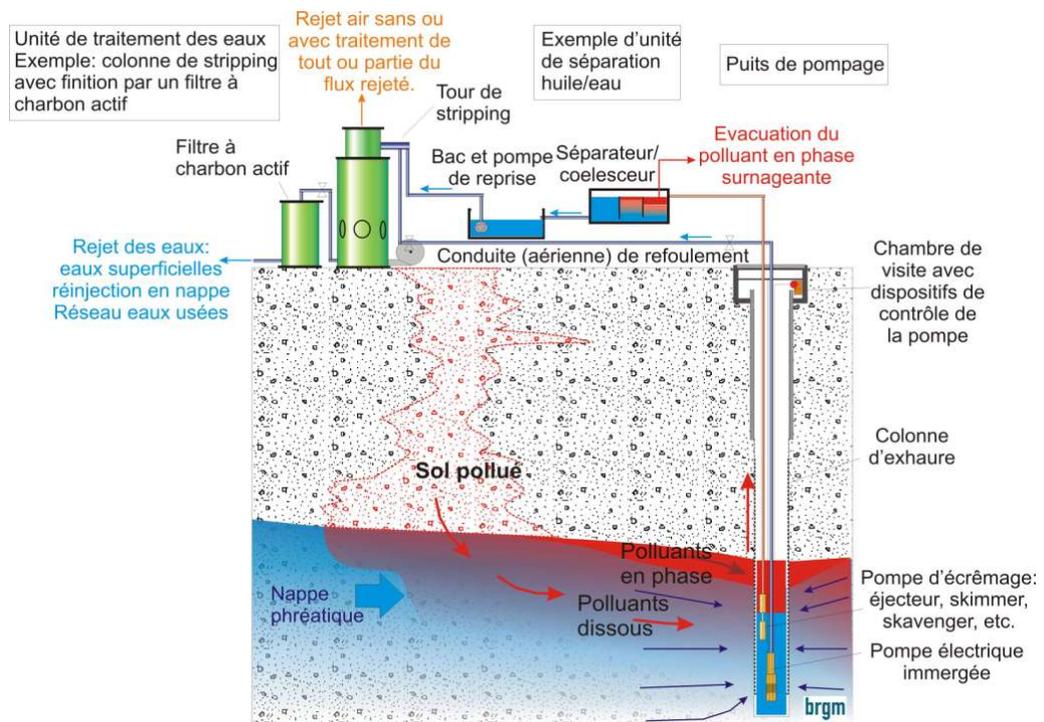


Figure 16 : Schéma de principe du pompage-écrémage

Applicabilité

Cette technique s'applique sur des hydrocarbures de densité inférieure à 1 en phase libre (gasoil, fuel, essence, supercarburant, solvants).

Par ailleurs, cette technique s'applique principalement dans des aquifères relativement perméables (sablo-limoneux à graveleux) et homogènes.

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires au pompage - écrémage sont les suivants :

- matériel d'injection et d'extraction (si nécessaire) : puits verticaux de rabattement, puits horizontaux, pompes (immergées, de surface..), tuyauterie, tranchées, galeries d'infiltration, compteur... ;
- matériel d'écrémage : skimmers (ou crépines flottantes), hydroéjecteurs pneumatiques, bandes oléophiles... ;
- un système de traitement des eaux usées on site pour la phase dissoute si nécessaire : charbon actif, stripping, déshuileur, oxydation catalytique, réduction, flottation, floculation, membranes, résines, précipitation, évaporation, décantation (cf. § 5) ;
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement notamment une citerne de récupération du surnageant ;
- un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines mais aussi les épaisseurs de surnageant.

Variantes

Les variantes du pompage - écrémage sont :

- **Le confinement hydraulique** : le pompage - écrémage peut être utilisé comme une solution temporaire de confinement afin de stopper l'extension du surnageant (cf. § 3.2.3).
- **La tranchée drainante** : positionnée perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe et sur toute la longueur de la source de pollution (ou du panache de pollution), la tranchée drainante permet par différence de perméabilité de piéger temporairement le surnageant. Les écrémeurs positionnés à l'intérieur de ces tranchées permettent de récupérer le surnageant. Afin de faciliter la récupération de la phase libre, des géomembranes sont souvent positionnées en aval immédiat du massif filtrant. On se rapproche alors d'un pseudo-confinement.
- **L'extraction double phase (dual phase extraction)** : une dépression importante est appliquée dans la zone non saturée et au niveau de la partie supérieure de la zone saturée, ce qui a pour but d'extraire les gaz des sols, le surnageant (cas des produits flottants) et la phase dissoute. Dans ce cas, le système de traitement en aval des puits d'extraction doit tenir compte de la séparation et du traitement des liquides (phase dissoute et surnageant) et des gaz. Cette technique ne peut être employée que dans le cas d'une nappe peu profonde.

Données nécessaires au dimensionnement

Tout comme pour le pompage et traitement, les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration) et le contexte géologique/hydrogéologique

(perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité, piézométrie, coefficient d'emmagasinement, conditions aux limites ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des points d'extraction en fonction des cônes de rabattement,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, puits, tranchées pour les profils géologiques stratifiés ou très peu perméables..),
- le type et la puissance des pompes,
- le type et la puissance des écrémeurs (hydroéjecteurs pneumatiques, skimmers, bandes oléophiles),
- les dimensions de l'unité de traitement (phase dissoute) si nécessaire,
- en cas de réinjection dans la nappe : le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..).

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants (surnageant) : densité, épaisseur, viscosité, solubilité, coefficient de partition eau/sols, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Les rendements de récupération de la phase flottante sont généralement inférieurs à 50-60 % dans les meilleures conditions.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique fiable et éprouvée,
- mise en œuvre relativement simple et rapide,
- applicabilité à de nombreux polluants (LNAPL en phase pure),
- il génère peu de perturbation de sols,
- il est envisageable sous des bâtiments,
- si les pompes de rabattement sont situées largement sous l'interface eau-surnageant (ou dans le cas de tranchées drainantes), les concentrations en phase dissoute sont alors faibles et le traitement des eaux d'exhaure n'est pas systématique,
- afin d'améliorer les rendements épuratoires, on peut y associer des procédés chimiques (lavage),

- le procédé permet de stopper la migration des polluants en créant des points de fixation de la contamination (confinement hydraulique),
- la position des piézomètres et des crépines permet de cibler précisément les zones à traiter,
- les profondeurs de pompage peuvent être de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres si nécessaire,
- la réinfiltration en amont des eaux pompées et traitées permet de limiter les flux vers l'extérieur et de forcer les écoulements au sein du piège hydraulique,
- le fait d'éliminer la phase flottante permet d'éliminer la source de pollution et de diminuer les émissions associées (phase dissoute et gazeuse).

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- le traitement n'est pas possible pour de petites épaisseurs de surnageant (inférieures à 1 cm),
- le fait de récupérer uniquement le surnageant ne permet pas de traiter la pollution résiduelle adsorbée dans les sols et présente en phase dissoute et gazeuse ; la pollution résiduelle est alors remobilisable (effet rebounds). Ainsi, un traitement complémentaire est parfois nécessaire,
- dans le cas des aquifères de grandes perméabilités (transmissivité importante), les débits à pomper pour le rabattement sont souvent importants. Il est donc primordial de bien optimiser le nombre et l'emplacement des points d'extraction ;
- son efficacité est limitée dans le cas d'aquifère de faible perméabilité (10^{-6} m/s), non homogène et/ou fracturé (passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau),
- sans une maîtrise totale du sens d'écoulement des eaux souterraines, il y a un risque de dissémination de la pollution,
- une variation importante de la profondeur du toit de la nappe constitue un obstacle important au bon fonctionnement du procédé.

Coûts et délais

Les coûts sont de l'ordre de 5 à 60 €/m³ pour des puits d'une profondeur inférieure à 15 m (hors traitement complémentaire).

Les délais peuvent varier entre plusieurs mois et plusieurs années.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de pompage-écrémage sont les suivants :

- la piézométrie,
- l'épaisseur de surnageant,
- le suivi de la masse de surnageant récupéré (par relevé volumétrique) dans les citernes de stockage,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - la présence de surnageant,
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux pour la phase dissoute (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux pour la phase dissoute (ex. : bilan de matière, séparation ...),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.2. METHODES PHYSIQUES PAR PIEGEAGE DE LA POLLUTION

Le confinement in situ peut être appliqué de différentes façons (hors mesures constructives) :

- méthodes physiques :
 - confinement par couverture et étanchéification – cf. § 3.2.1,
 - confinement vertical – cf. § 3.2.2,
- méthodes hydrauliques ou confinement hydraulique :
 - méthode active : pompage (piège hydraulique) – cf. § 3.2.3,
 - méthode passive : tranchée drainante – cf. § 3.2.3,

Par ailleurs, le confinement peut être réalisé :

- on site : « mise en tombeau » sur site ou encapsulation – cf. § 4.2.1,
- hors site : mise en décharge centre de stockage des déchets de classe I, II et III – cf. 4.2.1.

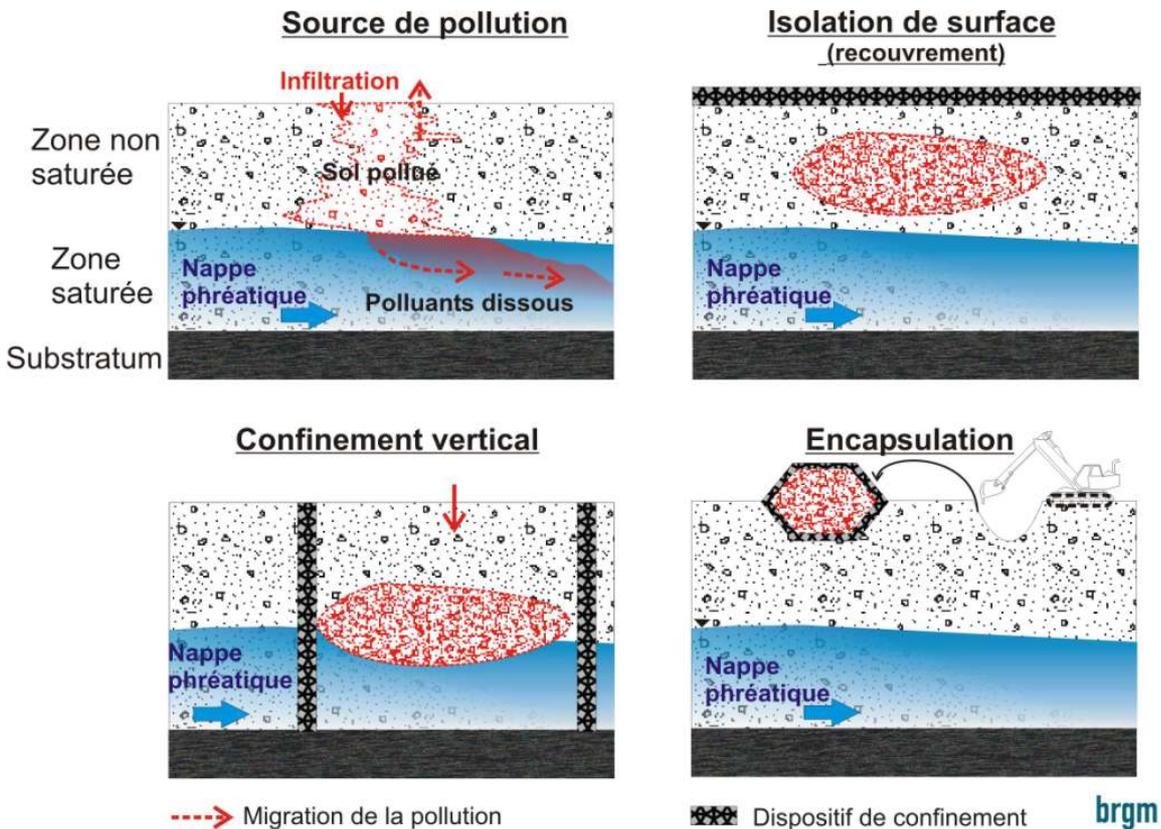


Figure 17 : Exemples de modes d'application de confinement in situ et on site

3.2.1. Confinement par couverture et étanchéification

Termes anglais : containment, landfill cap

Principe

Les confinements physiques ont pour but d'empêcher l'écoulement des eaux souterraines hors du lieu contaminé.

Le confinement physique consiste à :

- isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation,
- contrôler, c'est-à-dire s'assurer du maintien des mesures mises en place,
- suivre, c'est-à-dire s'assurer de l'efficacité de ces mesures.

Les mesures à mettre en place seront choisies et modulées en fonction des conditions particulières de chaque cas, tels que la nature et l'ampleur de la contamination, les caractéristiques géologiques, hydrogéologiques et hydrologiques du terrain, l'usage qui en est fait (nappe d'eau souterraine utilisée comme source d'eau potable...) et, le cas échéant, les spécificités du projet envisagé (maisons, jardins...).

De telles mesures de confinement doivent être pérennes dans le temps et doivent être adaptées aux usages du site. Aussi, doit-on apporter des éléments démonstratifs tangibles sur les performances du confinement et sur leur pérennité dans le temps (BRGM, 1996a).

Maturité

Cette technique est mature et très largement utilisée en France.

Description

Le but de l'isolation de surface (confinement par couverture et étanchéification) est multiple (ADEME, 2005) :

- confinement des sols souillés ; il s'agit de prévenir la contamination vers les enjeux identifiés :
 - mise en place d'une isolation de surface perméable ou semi-perméable afin d'empêcher (ou de limiter) la percolation des eaux de pluie à travers la zone non saturée, puis l'infiltration des eaux souillées vers les eaux souterraines et superficielles,
 - mise en place d'une barrière entre la source de pollution et :
 - les humains (ingestion directe de sols, contact cutané),

- la faune (rongeurs, terriers),
- la flore (racine),
- mise en place d'une barrière au-dessus de la source de pollution afin de prévenir le réenvol de poussières,
- surélévation de la surface du sol afin de fournir les pentes adaptées pour le ruissellement et le drainage contrôlé des eaux de surface,
- limitation des flux de gaz vers l'atmosphère et les habitations et maîtrise de leur récupération,
- renforcement de la stabilité mécanique du stockage,
- intégration du site dans son environnement (mise en place de conditions permettant la croissance des plantes).

En fonction des enjeux identifiés, l'isolation de surface pourra mettre en jeu différents types de couverture (simple ou multicouche) (CFGG, 1995 ;CFG, 1998 ;CFG, 2003) :

1. **la couverture multicouche terreuse** : d'une perméabilité supérieure ou égale à 10^{-6} m/s, elle est peu performante vis-à-vis des infiltrations d'eau. Elle concerne :
 - les sites à faible potentiel polluant (ou faiblement évolutif) vis-à-vis des gaz, des eaux souterraines et superficielles,
 - les sites devant faire l'objet d'un confinement vis-à-vis du contact direct et de l'ingestion de sols souillés.
2. **la couche multicouche semi-perméable** : d'une perméabilité comprise entre 10^{-6} et à 10^{-9} m/s, elle limite moyennement les infiltrations et les émanations de gaz. Elle est utilisée pour :
 - les sites présentant un environnement peu vulnérable,
 - les sites dont on souhaite épuiser le potentiel polluant tout en limitant l'impact des rejets.
3. **la couche multicouche imperméable** : d'une perméabilité inférieure ou égale à 10^{-9} m/s, elle limite très fortement les infiltrations et les émanations de gaz. C'est pourquoi, elle s'applique à :
 - des sites à fort potentiel polluant,
 - des sites à environnement vulnérable.

Applicabilité

Ce type de traitement peut être appliqué à presque tous les types de pollution COV, COHV, PCB, HAP, métaux/métalloïdes à condition que :

- les tests de percolation, l'infiltration à travers les sols pollués ainsi que la charge hydraulique soient compatibles avec l'usage des eaux souterraines,
- les émanations gazeuses soient compatibles avec l'usage futur.

Ce type de confinement est essentiellement utilisé pour les métaux/métalloïdes présents en grande quantité (remblais) sous forme non ou peu lessivable.

Dans tous les cas, il conviendra de confiner les sols à une côte altimétrique supérieure à celle du niveau piézométrique le plus haut.

Le confinement peut être temporaire ou final.

Moyens matériels

La sélection des matériaux à mettre en œuvre se base non seulement sur leurs coûts mais aussi sur leurs caractéristiques vis-à-vis de la protection, l'étanchéité, du drainage, de la filtration, de la séparation, du renforcement, de la résistance à l'érosion, de la pérennité, du type de polluant...

Pour plus de détails, on se reportera au « Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés » (BRGM et ADEME, 2001). Le Tableau 6 présente les différentes couches utilisées pour le recouvrement de surface.

La mise en place de ces matériaux est réalisée à l'aide d'engins de chantiers spécifiques.

Il est nécessaire de mettre en place des filets avertisseurs au dessus du confinement.

Type de couche	Objectif	Nature
Couche de surface	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains ▪ Séparation des couches sous-jacentes de l'atmosphère ▪ Diminution de l'influence de la température et des précipitations extrêmes ▪ En cas de végétalisation, support aux plantes (et favorise le ruissellement et l'évaporation) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Terre végétale ▪ Terre végétale / géosynthétique (prévention de phénomène d'érosion) ▪ Graviers et galets ▪ Matériaux de pavage, béton bitumineux, pavage
Couche de protection	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains ▪ Minimisation des risques de destruction accidentelle de confinement ▪ Protection des couches sous-jacentes de cycles hydratation/sécheresse, gel/dégel (provoquant des fissures et des crevasses) ▪ Emmagasinement de l'eau qui se trouve dans les sols et favorisation de l'évapotranspiration 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Matériaux locaux (sols, remblais et déblais sains) ▪ Matériaux granulaires (afin d'éviter les intrusions animales)
Couche de drainage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réduction du volume d'eau susceptible d'atteindre la structure d'étanchéité ▪ Drainage de la couche de protection où l'eau de pluie s'accumule ▪ Réduction de la charge hydraulique dans la couverture (ce qui engendre des instabilités et des tassements différentiels) ▪ Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Structure simple ou composite (non agressive physiquement et chimiquement vis-à-vis de la couche d'étanchéité) ▪ Sable ou gravier + filtre naturel (sable très fin) ou géotextile filtrant ▪ Géotextile possédant la double capacité de filtration et de drainage ▪ Composite géotextile-géospaceur (fonction drainante et filtrante)
Couche d'étanchéité	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diminution du volume d'eau traversant la couverture 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Argile compactée seule ▪ Géomembrane seule ▪ Géocomposite bentonitique seul ▪ Géomembrane + argile compactée ▪ Géomembrane + géocomposite bentonitique ▪ Géocomposite bentonitique placé entre une géomembrane supérieure et une géomembrane inférieure ▪ Argile compactée placée entre une géomembrane supérieure et une géomembrane inférieure
Couche de fondation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Couche résistante et incompressible (afin d'éviter les tassements préférentiel) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Divers (matériaux physiquement et chimiquement non agressifs vis-à-vis de la couche d'étanchéité)

Tableau 6 : Rôle, nature et type de couche utilisés dans le recouvrement de surface (adapté de ADEME, 1999)

Variantes

Des étanchéités composites auront pour origine le fait que certains matériaux sont « étanches » vis-à-vis d'un liquide mais pas d'un gaz. Ainsi, viendra-t-on doubler dans une paroi verticale un coulis de béton-ciment par une géomembrane en polyéthylène haute densité (ADEME, 1999). Le tableau suivant récapitule les caractéristiques des différents types de structure d'étanchéité.

Dans le cas de sols pollués par des composés volatils, il conviendra de mettre en place un dispositif de drainage des gaz.

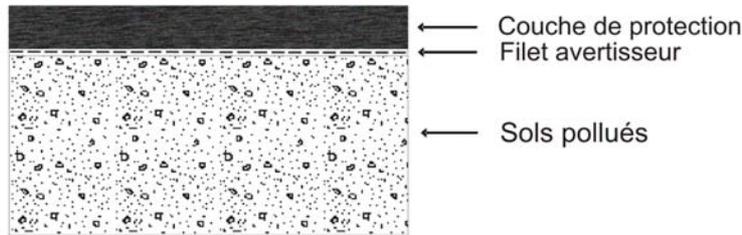
Structure d'étanchéité	Climat			Tassement			Risque d'érosion et de poinçonnement			Percolation permise			Collecte de gaz		Pentes		
	Aride	Tempéré	Humide	Fort	Moyen	Faible	Fort	Moyen	Faible	Quasi nulle	Très faible	Moderée	Gaz	Pas de gaz	< 9°	De 9 à 18°	> 18°
Matériaux argileux compactés	1	1	3	1	1	3	1	2	3	1	2	3	1	1	5	4	3
Géomembrane	5	4	4	4	5	5	1	1	3	1	3	5	5	5	5	5	3
Géocomposite bentonitique	3	3	4	2	3	4	1	1	3	1	2	3	1	5	4	3	3
Géomembrane / Matériaux argileux compactés	2	3	4	2	2	3	3	4	4	3	4	4	3	5	5	3	2
Géomembrane / Géocomposite bentonitique	5	4	5	3	4	5	2	3	4	3	4	5	4	5	5	3	2
Géomembrane / Matériaux argileux compactés / Géomembrane	4	4	5	3	4	5	4	5	5	5	5	5	4	5	5	2	1
Géomembrane / Géocomposite bentonitique / Géomembrane	5	5	5	4	5	5	4	5	5	5	5	5	4	5	5	3	2

1 : déconseillé, 2 : marginal, 3 : possible dans certaines conditions, 4 : acceptable, 5 : recommandé

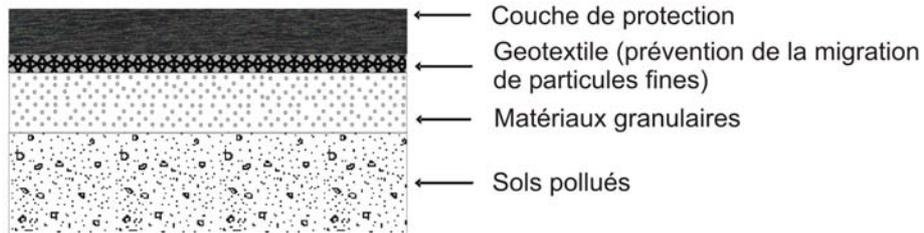
Tableau 7 : Comparaison des structures d'étanchéité de couverture en fonction des contraintes (ADEME, 1999)

La figure suivante présente différents exemples de recouvrement.

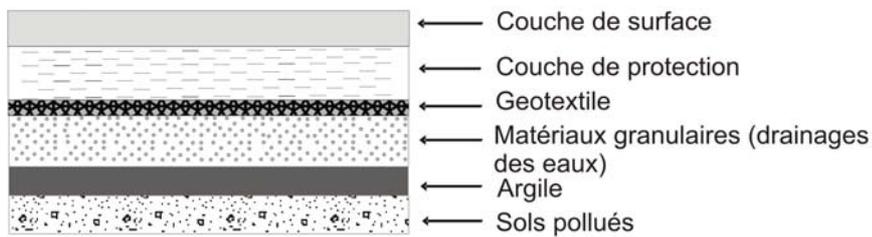
Couverture pour prévenir le contact direct l'ingestion et le réenvol de poussières



Couverture pour prévenir la remontée de pollution



Couverture pour prévenir la pollution des eaux souterraines



Couverture pour collecter les émanations gazeuses

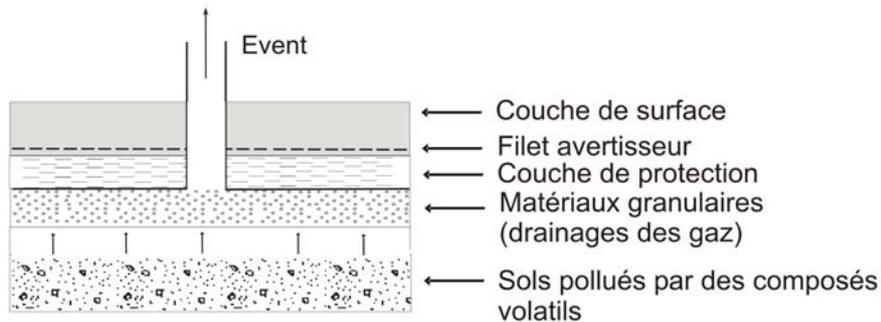


Figure 18 : Exemples d'isolation de surface (partiellement adapté et traduit de Nathanail, 2002)

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement concernent à la fois les aspects géotechniques et environnementaux :

- Aspects géotechniques (afin de s'assurer de la tenue des terrains) :
 - teneur en eau naturelle,
 - limites d'Atterberg,
 - essais triaxiaux et de cisaillement,
 - essais pressiométriques,
 - essais au pénétromètre dynamique,
 - essais de perméabilité,
 - essais à la plaque,
- Aspects environnementaux :
 - Eaux souterraines et superficielles :
 - impact du confinement actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),
 - compatibilité chimique de la nature de la barrière passive avec les polluants,
 - estimation et vérification de la perméabilité de la couverture de surface : bilan hydrique, perméabilité équivalente, mesures de contrôle de la bonne mise en place,
 - estimation et vérification de la production et de la qualité des percolats,
 - Air :
 - impact du stockage actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),
 - estimation et vérification de la production et de la qualité des gaz :
 - drainage (passif, actif avec dépression),
 - traitement (on site).

Efficacité/Performances

On considère que les confinements, lorsqu'ils sont bien conçus et bien mis en place, sont très efficaces et ne permettent pas ou très peu de fuites vers l'extérieur. Dans tous les cas, les flux sortant du confinement doivent être compatibles avec les usages sur et hors site.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- le procédé permet de confiner un très grand nombre de polluants,
- il est particulièrement bien adapté pour de grands volumes de pollution des composés inorganiques voire mixte,
- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- compétitivité en termes de coût et de performance pour des volumes importants et des composés recalcitrants,
- fiabilité.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- les pollutions ne sont pas détruites et restent en place : aucune action n'est réalisée sur le volume et la toxicité des déchets. La seule action est relative à la réduction importante du transfert de pollution,
- Il est primordial de garder la mémoire de la pollution et d'instaurer des restrictions,
- il est nécessaire de réaliser un suivi à très long terme,
- il est nécessaire d'entretenir le confinement afin de s'assurer la pérennité de son bon fonctionnement (endommagement du confinement du au gel/dégel, tassement différentiel, passage d'engins, dessiccation, attaque de rongeurs, végétation,),
- la couverture permet seulement de limiter les transferts verticaux (eaux pluviales, gaz, contact, réenvols de poussières,) mais ne permet pas de contrôler les flux horizontaux,
- le confinement par couverture et étanchéification nécessite parfois d'autres mesures de confinements complémentaires (confinement vertical, encapsulation, mesures constructives...),
- la mise en place notamment au niveau des soudures doit être irréprochable,
- il est nécessaire de tenir compte des exigences d'entretien et de suivi dans le temps (servitudes ...),
- étant donné que les travaux n'ont que quelques dizaines d'années au plus, il est difficile de prouver l'efficacité du confinement sur le long terme.

Coûts et délais

Les coûts de traitement sont très variables. A titre indicatif, les coûts pour différents type de couverture sont les suivants :

- couverture avec une couche de 0,25 m de sable-bentonite : 15-35 €/m² ;
- couverture avec une couche de 0,4 m d'argile naturelle : 5-15 €/m² ;
- combinaison membrane (PEHD 2 mm) et 0,25 mm de sable bentonite : 15-30 €/m² ;
- polymère de 0,07 m de sable-bentonite : 7-15 €/m² ;
- matelas bentonitique : 5-15 €/m² ;
- couverture avec une feuille synthétique (géotextile...) : 3-7 €/m² ;
- couverture béton : 75-100 €/m² ;
- couverture asphalte : 30-60 €/m² ;
- couche externe 1 m de terre : 7-15 €/m² ;
- couche de drainage - 0,3 m : 2-5 €/m² ;
- géomembrane PEHD 2 mm : 7-15 €/m² ;
- système drainant : 1-3 €/m² ;
- profilage (avec engins de terrassement classiques) : 2-5 €/m².

Plus généralement, les prix de confinement peuvent être déclinés comme suit :

- confinement par couverture non étanche (hors végétalisation) (épaisseur < 0,6m) : 5 à 20 €/m² de couverture,
- confinement par couverture et étancheification (épaisseur <1m) : 30 à 60 €/m² de couverture.

Les délais sont relativement courts et identiques à ceux de travaux de terrassement. A titre informatif, une décharge (ou un sol pollué) de 1 à 2 hectares peut être traitée par remodelage, drainage, confinement par couverture et étancheification en quelques mois.

Paramètres de suivi

Les mesures de confinement conduisent à la mise en œuvre de dispositifs de restriction d'usage d'une part pour garder la mémoire de leur présence et d'autre part pour préciser les modalités d'exploitation et d'entretien éventuellement nécessaires au maintien de leur pérennité dans le temps. En particulier, une surveillance environnementale appropriée doit être mise en place pour vérifier l'absence d'impact sur les milieux lorsqu'un confinement des pollutions a été décidé.

Il faut donc distinguer :

- Les mesures de contrôle réalisées juste après les travaux de confinement
- Les mesures de suivi à long terme.

Les mesures de contrôle et de suivi doivent être inscrites dans les obligations des servitudes.

- **Mesures de contrôle**

Pour être efficace, toute mesure de confinement doit être accompagnée de mesures de contrôle qui permettent d'en assurer l'intégrité. Il existe de nombreuses méthodes de détection et de localisation de défauts : géomembrane conductrice, jet d'eau, sonde mobile, système fixe de détection de localisation et d'alarme, cloche à vide, mise en pression du canal central, test à la pointe émoussée (au tournevis), spectrométrie infrarouge, liquide coloré sous pression, thermographie infrarouge, ultrasons... (Comité Français Géosynthétiques, 2003).

- **Mesures de suivi**

Le suivi devra être obligatoirement à long terme et devra permettre de vérifier son fonctionnement et de suivre l'évolution de son efficacité. Le but est de pouvoir caractériser autant que faire se peut qualitativement et quantitativement le flux de matière échangé avec l'extérieur (BRGM, 1996b).

Le suivi doit permettre de s'assurer de l'efficacité des mesures de confinement mises en place. Le plus souvent, il consistera à prélever des échantillons dans l'eau souterraine ou dans l'eau de surface afin d'en vérifier la qualité et de suivre son évolution (conditions du milieu, sous-produits de dégradation...). Des prélèvements d'eau au droit de la source de pollution sont aussi recommandés.

Un programme de suivi des émissions atmosphériques (poussières, émissions gazeuses ou autres) peut également être approprié, le cas échéant.

Une vérification régulière du terrain doit être effectuée pour s'assurer que les mesures de confinement sont toujours en place et fonctionnelles et que l'usage qui est fait du terrain ne remet pas en question l'intégrité de ces mesures. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'instituer un programme d'entretien des ouvrages.

Par ailleurs, il est nécessaire de réaliser le suivi des servitudes, citons par exemple : absence de culture potagère, absence d'arbre à racines profondes, présence de filets

avertisseurs. Ces servitudes doivent aussi permettre de garder la mémoire de ces travaux dans le temps.

De plus, lorsque les mesures de confinement le requièrent, un contrôle des mouvements physiques du terrain, du système de pompage ou de collecte des eaux, de l'état des infrastructures en place (clôtures, barrières, fossés de drainage...) doit être effectué.

3.2.2. Confinement vertical

Termes anglais : slurry trenches, slurry walls, underground barriers

Principe

Le confinement consiste à :

- isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation,
- contrôler, c'est-à-dire s'assurer du maintien des mesures mises en place,
- suivre, c'est-à-dire s'assurer de l'efficacité de ces mesures.

Les généralités concernant le confinement sont présentées au § 3.2.1.

Le but du confinement vertical est multiple :

- mise en place d'une barrière entre la source de pollution et :
 - les eaux souterraines,
 - les eaux superficielles,
- renforcement de la stabilité mécanique du stockage.

Dépendamment des conditions environnementales et des enjeux à protéger, les confinements verticaux peuvent être implantés au pourtour, en aval ou en amont de la source de pollution (cf. figure 19).

Maturité

Cette technique, dérivée du génie civil, est mature. Du fait de besoins en matériel importants et spécifiques, son utilisation reste marginale. En matière d'environnement, seules quelques sociétés en France sont capables de réaliser l'ensemble des techniques relatives au confinement vertical.

Description

Le confinement vertical peut être réalisé de trois manières différentes (cf. Figure 19) :

- **confinement périphérique complet** : le confinement vertical est positionné autour de la source de pollution,
- **confinement en amont** : une paroi imperméable (déflecteur) est positionnée en amont de la source de pollution afin de dévier les eaux souterraines et de diminuer les contacts eaux/polluants,
- **confinement en aval** : ce type de confinement est plus rare et est

principalement utilisé lorsque les conditions du site (encombrement ...) ne permettent pas de réaliser le confinement amont.

Les trois types de confinement peuvent être associés à des pompages d'eaux souterraines. Le confinement aval doit nécessairement être utilisé avec un piège hydraulique conséquent.

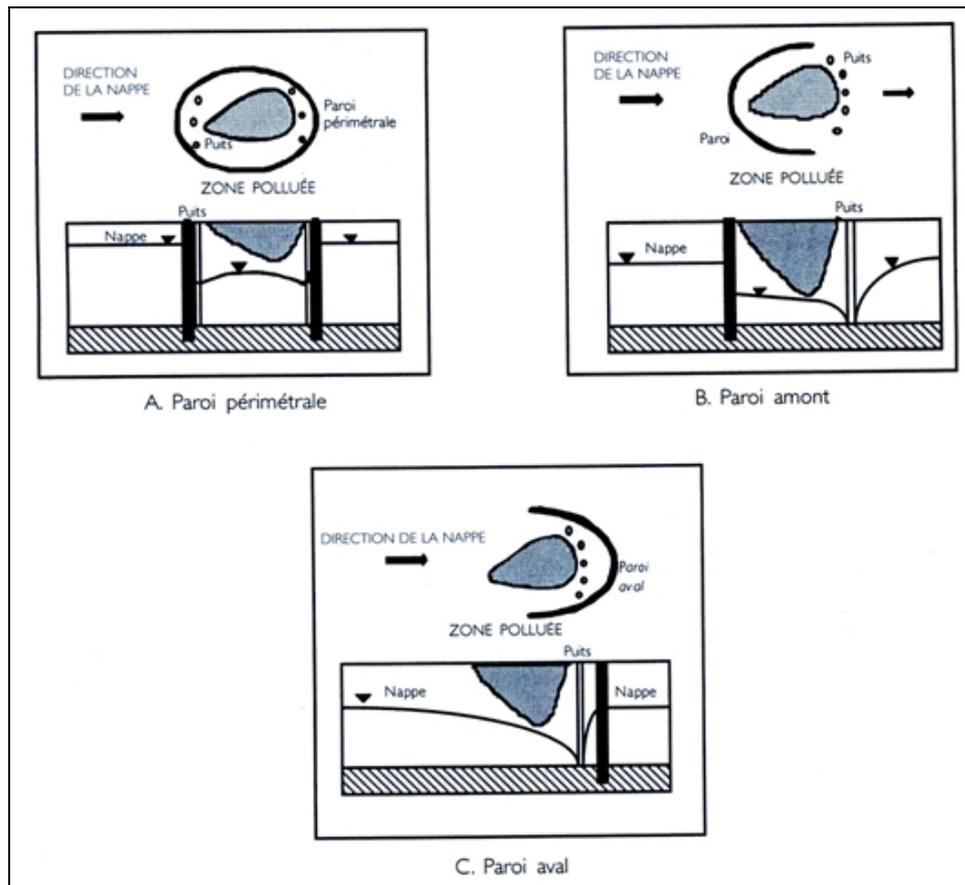


Figure 19 : Exemples de confinements verticaux associés à des pompages (ADEME, 1999)

On distingue différents types de techniques de confinement vertical ; ils sont présentés dans le Tableau 8 ci-dessous.

Principe	Technique	Matériaux
Excavation du sol et mise en place d'un matériau étanche	Paroi en une phase	Coulis bentonite/ciment
	Paroi en deux phases	Béton ou mortier plastique Coulis bentonite/ciment
	Paroi sol/bentonite	Mélange eau, bentonite, sol
	Paroi composite	Coulis bentonite/ciment avec une géomembrane
	Pieux sécants	Béton
Déplacement du sol et mise en place d'un matériau étanche	Paroi mince	Coulis bentonite/ciment
	Rideau de palplanches	Palplanche (acier)
Réduction de la perméabilité in situ	Traitement par injection	Coulis d'injection
	Mélange in situ	Ciment ou coulis
	Jet grounding	Coulis à base de liants
	Congélation	Azote liquide ou saumure
Tranchée drainante	Composite ou rétentrice	Matériaux drainants Géomembrane Granulats rétenteurs

Tableau 8 : Techniques de confinement vertical (ADEME, 1999)

Les tranchées drainantes sont décrites dans le chapitre 3.2.3.

Applicabilité

Ce type de traitement peut être appliqué à presque tous les types de pollution COV, COHV, PCB, HAP, métaux/métalloïdes à condition que :

- que la pollution des eaux souterraines issue du confinement soit compatible avec les usages du milieu,
- les émanations gazeuses soient compatibles avec l'usage futur.

Etant donné les coûts d'amenée-repli des engins de terrain spécifiques, il est nécessaire d'avoir un volume minimum de sols pollués à confiner. D'une manière général, on considère qu'il faut que la pollution soit à une profondeur supérieure à 3 m et que le volume de sols pollués soit supérieur à 500 voire 1 000 m².

Certains contaminants ne sont pas compatibles avec les matériaux de confinement usuels ; il conviendra donc de vérifier la compatibilité polluants/matériaux de confinement.

Les facteurs à examiner pour l'emploi de murs de boues, de rideaux de coulis ou de rideaux de palplanches sont présentés dans le Tableau 9 ci-dessous.

Caractéristiques du milieu	Murs de boue	Rideaux formés par injection de coulis	Rideaux de palplanches
Profondeur de la couche imperméable	<10 m	Aucune restriction	<20 m (ou plus, si l'équipement spécialisé nécessaire est disponible)
Hydrogéologie	N'importe quelle situation, jusqu'à la profondeur maximale.	N'importe quelle situation. Possibilité d'injecter le coulis dans certaines formations géologiques seulement.	N'importe quelle situation, jusqu'à la profondeur maximale.
Géologie/ Géomorphologie	Le creusage de tranchées est difficile dans l'assise rocheuse et certains sols.	Le coulis colmate les espaces interstitiels de certains types de sol seulement. Il accroît la résistance des sols lâches.	L'installation des rideaux de palplanches est impossible dans l'assise rocheuse. Un support additionnel peut être nécessaire dans un sol très lâche.
Type de contamination	Il faut s'assurer de la compatibilité de la boue avec les contaminants.	Il faut s'assurer de la compatibilité du coulis avec les contaminants.	Certains contaminants sont corrosifs pour l'acier. Il peut être nécessaire d'appliquer un revêtement spécial sur l'acier.
État des eaux souterraines après l'application des mesures	Les eaux souterraines s'infiltreront autour et/ou sous l'obstacle. Il faut recourir à la modélisation pour déterminer les débits et les trajectoires. Dans certains cas, l'eau souterraine s'accumule derrière l'obstacle. Le fonctionnement des puits d'extraction existants peut être influencé.		
Conditions à la surface	Il faut être en mesure d'acheminer le matériel de construction jusqu'au lieu contaminé. Il faut obtenir du propriétaire l'autorisation d'implanter des murs sur la propriété. Un contrôle en surface du lieu peut être nécessaire après l'installation.		
Infiltration à la surface	Il convient de recouvrir la surface afin de prévenir l'infiltration à l'intérieur du périmètre délimité par les cloisons. Une autre solution consiste à installer un système de drains sous le lieu contaminé afin de recueillir les liquides qui s'infiltrent et les pomper vers une installation de traitement.		

Tableau 9 : Facteurs à examiner pour l'emploi de murs de boues, de rideaux de coulis ou de rideaux de palplanches (GTGLC, 2006)

Moyens matériels

La mise en place de ces différents types de confinement verticaux nécessite des engins de chantiers très spécifiques : excavation à la pelle rétro, excavation à la benne preneuse, excavation à la haveuse de paroi, vibrofonçage, pieux sécants, engins de malaxage, dispositif de levage et de déroutage de membrane, glissière et mat vertical pour l'enfoncement des palplanches, mélange in situ, foreuse en ligne, appareillage d'hydrofracking.

Les différents matériaux utilisés dans le confinement vertical sont présentés dans le Tableau 8.

Variantes

Plusieurs types de matériaux et de techniques peuvent être utilisés. Leur choix, régi par les conditions géotechniques, géologiques, hydrogéologiques et financières, doit faire l'objet d'études approfondies. La forme et le type de confinement doivent faire l'objet d'une étude hydrogéologique approfondie afin de valider les futurs écoulements en hautes et basses eaux.

D'une manière générale, il est préférable d'ancrer les parois dans un horizon étanche sous-jacent. Si pour des raisons technico-économiques, ceci ne s'avérait pas possible, il conviendra néanmoins de descendre les parois latérales au minimum à la base de la zone contaminée.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement concernent à la fois les aspects géotechniques et environnementaux :

- Aspects géotechniques (afin de s'assurer de la tenue des terrains) :
 - teneur en eau naturelle,
 - limites d'Atterberg,
 - essais triaxiaux et de cisaillement,
 - essais pressiométriques,
 - essais au pénétromètre dynamique,
 - essais de perméabilité,
 - essais à la plaque.

- Aspects environnementaux :
 - Eaux souterraines et superficielles :
 - impact du stockage actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),
 - compatibilité chimique de la nature du confinement avec les polluants,
 - estimation et vérification de la perméabilité du confinement,
 - estimation de l'impact sur les écoulements hydrogéologiques et sur la migration des polluants (diffusion, convection),
 - estimation et vérification de la production et de la qualité des lixiviats ;

 - Air :
 - impact du stockage actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),

- estimation et vérification de la production et de la qualité des gaz :
 - drainage (passif, actif avec dépression),
 - traitement (on site).

Efficacité/Performances

On considère que les confinements, lorsqu'ils sont bien conçus et bien mis en place, sont très efficaces et ne permettent pas ou très peu de fuites vers l'extérieur. Dans tous les cas, les flux sortant du confinement doivent être compatibles avec les usages sur et hors site.

Il a été démontré que les confinements verticaux permettaient de retenir plus de 95 % des flux de pollution.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- le procédé permet de confiner un très grand nombre de polluants,
- il est particulièrement bien adapté pour des volumes significatifs de pollution de composés inorganiques voire mixte,
- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- compétitivité en termes de coût et de performance pour des volumes importants et des composés récalcitrants,
- fiabilité,
- le confinement vertical permet seulement de limiter les transferts horizontaux mais ne permet pas de contrôler les flux verticaux.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- les pollutions ne sont pas détruites et restent en place : aucune action n'est réalisée sur le volume et la toxicité des déchets. La seule action est relative à la réduction importante du transfert de pollution,
- le procédé nécessite des engins de chantier conséquents et spécifiques ainsi qu'un savoir faire d'une haute technicité,
- il est nécessaire de réaliser un suivi à très long terme,
- il est nécessaire d'entretenir le confinement afin de s'assurer la pérennité de son bon fonctionnement,
- il est primordial de vérifier la compatibilité polluants/matériaux de confinement,

- le confinement vertical permet seulement de limiter les transferts horizontaux mais ne permet pas de contrôler les flux verticaux.
- le confinement vertical nécessite souvent d'autres mesures de confinements complémentaires (confinement par couverture et étanchéification, pompage et piège hydraulique, encapsulation, mesures constructives...);
- il est nécessaire de tenir compte des exigences d'entretien et de suivi dans le temps (servitude ...);
- étant donné que les travaux n'ont que quelques dizaines d'années au plus, il est difficile de prouver l'efficacité du confinement sur le long terme
- l'utilisation de cette technologie ne garantit pas forcément une absence de traitement future si nécessaire (non maîtrise de la pollution, reconversion nouvelle du site ...).
- le confinement vertical est actuellement efficace sur les sols poreux et homogènes. Ce type de confinement reste très difficile à mettre en œuvre dans des terrains fracturés et à double porosité.

Le Tableau 10 ci-après présente les avantages et inconvénients des murs de boue, des rideaux formés par injection de coulis et des rideaux de palplanches.

Facteur	Murs de boue	Rideaux formés par injection de coulis	Rideaux de palplanche
Coût	Moins cher que les rideaux de coulis et les rideaux de palplanches lorsqu'utilisés à des profondeurs ne dépassant pas 10 m.	Moins cher que les rideaux de palplanches.	Coûteux, en particulier s'il faut utiliser des méthodes de battage spéciales ou de l'acier de gros calibre.
Risques potentiels pour l'environnement	Le type de boue utilisé doit être approuvé par les organismes de réglementation pertinents.	Certains coulis ont des propriétés toxiques. Le coulis doit être approuvé par les organismes de réglementation pertinents.	Aucun risque.
Durée de vie	Les murs peuvent se corroder ou se dissoudre après 30 à 50 ans. Les murs solidifiés peuvent se fissurer.	Certains coulis peuvent se corroder ou se dissoudre après 30 à 50 ans.	Les rideaux peuvent se corroder en milieu acide, à moins qu'ils aient reçu une protection cathodique.
Efficacité	Entièrement efficaces au début si installés correctement.	Il est difficile de déterminer le degré d'étanchéité. Le coulis peut ne pas colmater tous les espaces interstitiels.	Entièrement efficaces si installés correctement.
Profondeur de la couche étanche	10 m	Aucune restriction	20 m
Disponibilité (facilité d'installation)	L'équipement de construction courant permet de creuser des tranchées d'environ 5 m de profondeur. Il est possible de doubler cette valeur en recourant à de l'équipement spécialisé.	Disponibilité limitée. L'installation est souvent compliquée, même pour des installateurs expérimentés.	Les mâts de battage et l'acier sont faciles à obtenir.
Entretien	L'entretien en subsurface est impossible. Une surveillance est nécessaire pour repérer les fuites. Lorsqu'une fuite est détectée, il faut tenter d'installer un mur secondaire ou excaver le sol pour remplacer la section endommagée.		
Réversibilité	Excavation nécessaire.	Habituellement non réversible.	Les palplanches peuvent être enlevées et réutilisées.

Tableau 10 : Avantages et inconvénients des murs de boue, des rideaux formés par injection de coulis et des rideaux de palplanches (GTGLC, 2006)

Coûts et délais

Les coûts de traitement sont très variables. A titre indicatif, les coûts des différentes techniques de confinement vertical sont donnés dans le Tableau 11 ci-dessous :

Techniques	Fourchette de prix, entre 1991 et 1996, convertis en € HT	
Paroi excavée à la pelle retro, en coulis bentonite-ciment	46	à 122
Paroi excavée à la benne, en coulis bentonite-ciment	107	à 198
Paroi excavée à la benne, en béton plastique	152	à 229
Paroi excavée à la haveuse, en béton plastique	152	à 305
Paroi sol-bentonite	46	à 122
Paroi composite étanche, excavée à la pelle	76	à 152
Paroi composite étanche, excavée à la benne	152	à 229
Pieux sécants en coulis	152	à 229
Pieux sécants en béton plastique	183	à 259
Paroi mince	30	à 53
Congélation	0	à 0
Mélange in situ	91	à 152
Jet grouting	152	à 305
Tranchée drainante excavée à la pelle	107	à 183
Tranchée drainante composite	137	à 213

* : hors amenée-repli, installations de chantier, traitement des réseaux divers, évacuation des déchets, réalisations des essais de contrôle

Tableau 11 : Fourchettes de prix des différentes techniques de confinement vertical (ADEME, 1999)

Plus généralement, les prix génériques de confinement verticaux varient entre 75 et 400 €/m² (en prenant en compte l'amenée-repli des installations et pour des profondeurs inférieures à 15m).

Les délais sont relativement courts et identiques à ceux de travaux de terrassement. A titre informatif, une décharge (ou un sol pollué) de 1 à 2 hectares peut être traitée par remodelage, drainage, confinement par couverture et étancheification en quelques mois.

Les délais sont relativement courts et identiques à ceux de travaux publics.

Paramètres de suivi

Le suivi devra être obligatoirement à long terme et devra permettre de vérifier le fonctionnement du confinement et de suivre l'évolution de son efficacité. Le but est de pouvoir caractériser autant que faire se peut qualitativement et quantitativement le flux de matière échangé avec l'extérieur.

Le suivi doit permettre de s'assurer de l'efficacité des mesures de confinement mises en place. Le plus souvent, il consistera à prélever des échantillons dans l'eau souterraine ou dans l'eau de surface afin d'en vérifier la qualité et de suivre son évolution (conditions du milieu, sous-produits de dégradation, suivi piézométrique...). Des prélèvements d'eau au droit de la source de pollution sont aussi recommandés. De plus, les directions des écoulements des eaux souterraines devront être suivies car elles pourront être fortement perturbées par l'installation d'un confinement vertical.

Un programme de suivi des émissions atmosphériques (poussières, émissions gazeuses ou autres) peut également être approprié, le cas échéant.

Une vérification régulière du terrain doit être effectuée pour s'assurer que les mesures de confinement sont toujours en place et fonctionnelles et que l'usage qui est fait du terrain ne remet pas en question l'intégrité de ces mesures. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'instituer un programme d'entretien des ouvrages.

Par ailleurs, il est nécessaire de réaliser le suivi des servitudes, citons par exemple : absence de captage d'eau pour des jardins potagers au droit de la source de pollution...

De plus, lorsque les mesures de confinement le requièrent, un contrôle des mouvements physiques du terrain, du système de pompage ou de collecte des eaux, de l'état des infrastructures en place (clôtures, barrières, fossé de drainage...) doit être effectué.

3.2.3. Piège hydraulique ou confinement hydraulique

Termes anglais : hydraulic containment techniques, pumping, cut-off trenches and drains

Principe

Le piège hydraulique ou confinement hydraulique n'est pas un traitement en tant que tel. Il consiste seulement à maintenir les eaux souterraines polluées dans un espace prédéfini afin de ne pas générer de pollution en aval.

Ce confinement peut être réalisé de manière active (par pompage) ou de manière passive (via des tranchées drainantes).

Le procédé correspond à la première partie du pompage-traitement (cf. § 3.1.4). A l'inverse du confinement physique (dont le but est d'empêcher les écoulements hydrauliques), le piège hydraulique consiste, quant à lui, à favoriser l'écoulement des eaux souterraines en un point prédéfini en vue d'un traitement.

Maturité

Le piège hydraulique est actuellement commercialisé et très utilisé en France.

Description

- **Piège hydraulique actif (pompage)**

Le pompage permet d'extraire les eaux souterraines ainsi que les polluants organiques ou minéraux en phase dissoute dans la zone saturée et la frange capillaire et de les diriger vers des points d'extraction en vue de traitement. Un rabattement en un ou plusieurs points de la nappe est alors créé (augmentation du gradient hydraulique).

Le confinement hydraulique actif consiste à contenir ou réduire le panache de pollution par pompage en bloquant ou en inversant l'écoulement naturel des eaux souterraines (cf. Figure 20).

Ces techniques peuvent être réalisées seules ou en complément du confinement vertical ou du confinement par couverture et étancheification. Ces techniques nécessitent une surveillance accrue des installations de pompage ou de drainage.

Ces techniques traitent le panache plutôt que la source de pollution. Il est donc judicieux de traiter, si possible, au préalable la source de pollution.

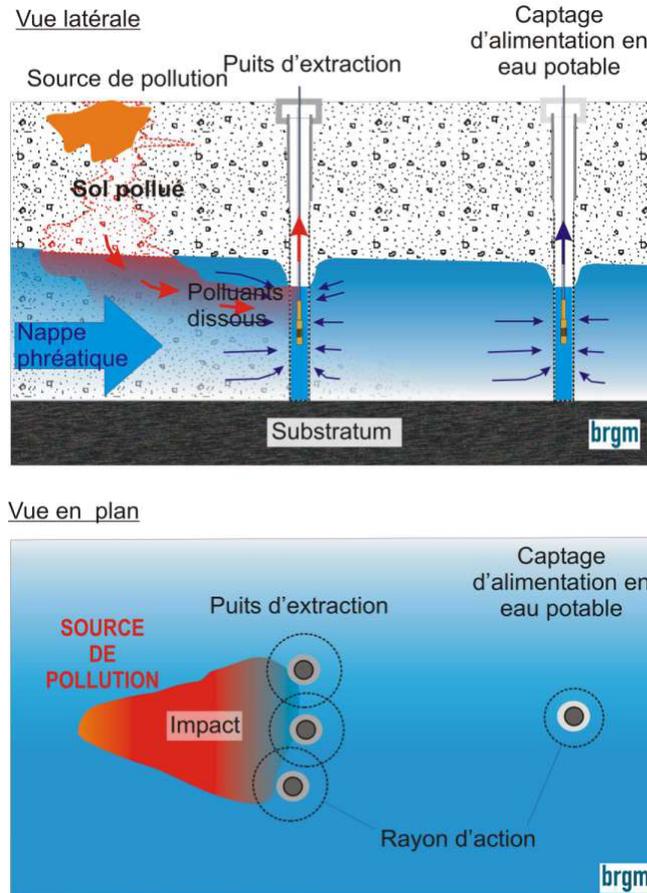


Figure 20 : Exemple de piège hydraulique actif (pompage)

La circulation d'eau induite par le pompage permet de générer un renouvellement de l'eau dans les pores de la zone saturée. Les équilibres de phases sont alors déplacés, ce qui implique :

- que l'eau en passant dans une zone polluée va se charger en polluants,
- que les concentrations en polluants adsorbés sur la matrice solide (dans la zone capillaire et la zone saturée) et présents sous forme gazeuse (zone vadose) vont légèrement diminuer.

Préalablement à la mise en place du traitement, il conviendra de trouver un exutoire pour les eaux pompées. Le choix du point de rejet est primordial. Dépendamment du contexte environnemental, des débits pompés et des autorisations administratives, les rejets pourront être réalisés :

- à certaines concentrations, dans les réseaux d'eaux usées, les réseaux d'eaux pluviales, les eaux superficielles, la nappe (réinjection),
- dans certains cas dans des centres d'élimination agréés. En pratique, étant donnés les volumes pompés, l'élimination en centre agréé est peu fréquente ; elle se limite à des rejets faibles et concentrés.

Les conditions hydrogéologiques ainsi que le type de pollution doivent être considérées avec précision durant la phase de conception : panache de pollution, sens d'écoulement et débits des eaux souterraines, débits de pompage, débits de réinjection, caractéristiques chimiques (Lallemand-Barrès, 1995).

- **Piège hydraulique passif (tranchée drainante)**

L'autre approche consiste à creuser des tranchées et y installer des drains afin d'intercepter les eaux souterraines en vue d'un traitement (Cf. Figure 21).

La position de la tranchée drainante est soit en amont soit en aval de la source de pollution.

Les massifs filtrants doivent présenter une perméabilité suffisante, par rapport à celle du terrain, pour obtenir un rabattement maximal de la tranchée, avoir une granulométrie adaptée au terrain, et dans le cas de tranchées drainantes composites, présenter des capacités rétentrices envers la pollution à traiter (le traitement est alors proche de BPR – cf. 3.6.1). Les tranchées sont généralement composées de matériaux très perméables (de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-3} m/s).

Des pompes de faibles débits positionnées à l'intérieur de ces tranchées permettent de récupérer les polluants. Afin de faciliter la récupération des polluants, des géomembranes sont souvent positionnées en aval immédiat du massif filtrant. On se rapproche alors d'un pseudo-confinement. Les débits en jeu sont nettement inférieurs à ceux du piège hydraulique actif.

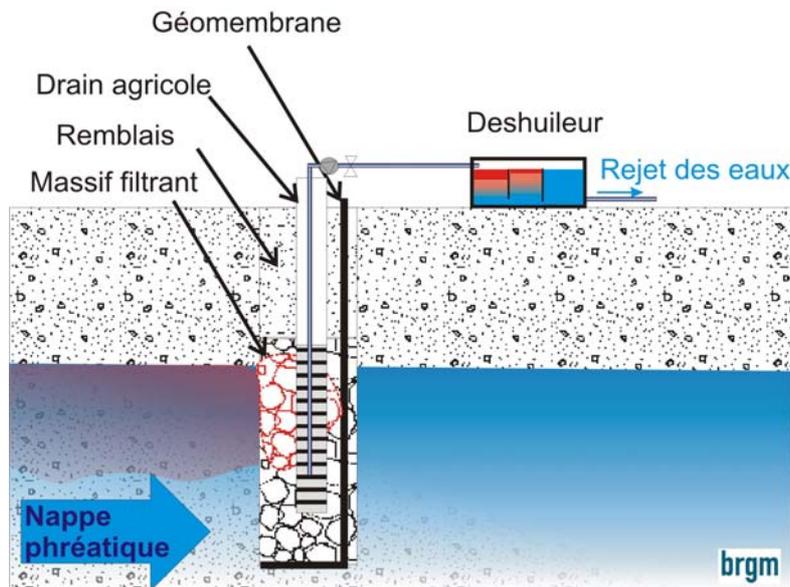


Figure 21 : Exemple de piège hydraulique passif (tranchée drainante)

Applicabilité

Le confinement hydraulique est une technique relativement universelle puisqu'elle s'applique sur les pollutions organiques et minérales, qu'elles soient sous forme libre ou dissoute : composés organiques (semi-)volatils, composés halogénés organiques (semi)-volatils, PCB, certains métaux/métalloïdes.

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires au piège hydraulique ou confinement hydraulique sont les suivants :

- Piège hydraulique actif (pompage) :
 - matériel d'extraction : puits verticaux, puits horizontaux, pompes (immergées, de surface ...), tuyauteries, tranchées, galeries d'infiltration, compteur... ;
 - un système de traitement des eaux usées on site (cf. 5.) ;
 - un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement ;
 - un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.
- Piège hydraulique passif (tranchée drainante) :
 - matériel pour la tranchée drainante : matériaux drainants (ballast, gros graviers), drains (agricoles par exemple), pompes (immergées, de surface ...), si nécessaire géomembrane, matériel imperméable (cf. 3.2.2.) ;
 - un système de traitement des eaux usées on site (cf. 5.) ;
 - un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement ;
 - un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Variantes

Dépendamment des conditions environnementales et des enjeux à protéger, les pièges hydrauliques peuvent être implantés au pourtour, en aval ou en amont de la source de pollution.

Les variantes, ou plutôt les techniques complémentaires au piège hydraulique actif (pompage) et au piège hydraulique passif (tranchée drainante) sont le pompage-écrémage et le pompage et traitement (cf. § 3.1.5 et 3.1.4).

Par ailleurs, les pièges hydrauliques sont souvent utilisés en complément des confinements verticaux et des confinements par couverture et étanchéification, ce qui présente l'avantage de diminuer les débits d'eaux souterraines à traiter.

Données nécessaires au dimensionnement

Les principales données nécessaires au confinement hydraulique concernent les données hydrogéologiques et l'impact du confinement sur le comportement de la nappe.

• Piège hydraulique passif (tranchée drainante)

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique/hydrogéologique (perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité, piézométrie, coefficient d'emmagasinement, conditions aux limites ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des points d'extraction en fonction des cônes de rabattement,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, puits, tranchées pour les profils géologiques stratifiés ou très peu perméables...),
- le type et la puissance des pompes,
- les dimensions de la filière de traitement (en fonction des concentrations d'entrée, des débits et des normes de rejets en sortie),
- en cas de réinjection dans la nappe : le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- les effets sur les eaux de surface avoisinantes,
- les variations des niveaux de la nappe en fonction des débits et des différentes conditions envisagées (régime transitoire, hautes eaux, basses eaux ...),
- l'évolution de la concentration et du panache de pollution.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, coefficient de partition eau/sols, localisation, concentration.

• Piège hydraulique actif (pompage)

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique/hydrogéologique (perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité, piézométrie, coefficient d'emmagasinement, conditions aux limites ...) vont permettre de définir :

- la surface du panache interceptée,
- les débits transitant à travers cette tranchée,

- les caractéristiques de la tranchée drainante : profondeur d’ancrage, largeur, hauteur, débit à canaliser, compatibilité des matériaux.....
- l’implantation des drains et les conséquences sur les débits des eaux souterraines, sur les niveaux piézométriques en fonction des différentes conditions envisagées (régime transitoire, hautes eaux, basses eaux ...),
- les variations des niveaux de la nappe en fonction des débits et des différentes conditions envisagées (régime transitoire, hautes eaux, basses eaux ...),
- la nécessité d’un bassin tampon,
- la puissance des pompes,
- les dimensions de la filière de traitement (en fonction des concentrations d’entrée, des débits et des normes de rejets en sortie).

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé peut atteindre 95 % dépendamment du contexte hydrogéologique (perméabilité, hétérogénéité..), des polluants (solubles ou hydrophobes) et de l’enlèvement de la source de pollution.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique fiable et éprouvée,
- mise en œuvre relativement simple et rapide,
- le procédé permet de traiter la phase dissoute relativement efficacement (surtout pour des polluants solubles),
- applicabilité à de nombreux polluants,
- peu de perturbation de sols,
- envisageable sous des bâtiments,
- afin d’améliorer les rendements épuratoires, on peut y associer des procédés chimiques (lavage), biologiques et physiques (fracturation hydraulique),
- association possible à un traitement de la zone vadose (lavage, venting ...),
- le procédé permet de stopper la migration des polluants en créant des points de fixation de la contamination dissoute,
- un des rares procédés à pouvoir traiter les DNAPL,
- la position des piézomètres et des crépines permet de cibler précisément les zones à traiter,
- profondeurs de pompage de l’ordre de plusieurs dizaines de mètres si nécessaire,
- la réinfiltration en amont des eaux pompées et traitées permet de limiter les flux

vers l'extérieur et de forcer les écoulements au sein du piège hydraulique.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- les pollutions ne sont pas détruites et restent en place : aucune action n'est réalisée sur le volume et la toxicité de la source. La seule action est relative à la réduction importante du transfert de pollution ; le confinement devra donc perdurer pendant tout le relargage de la source ;
- il est nécessaire de réaliser un suivi à très long terme ;
- une variation importante de la profondeur du toit de la nappe constitue un obstacle important au bon fonctionnement du procédé (lorsque le confinement concerne la partie haute de la nappe) ;
- il est nécessaire d'entretenir le confinement afin d'assurer sa pérennité de son bon fonctionnement (usure des pièces, colmatage..) ; il est d'usage dans des cas extrêmes de fonctionner avec un système de pompage en secours opérationnel ;
- le pompage de l'eau est une technique dont la durée peut être de plusieurs années, ceci est dû au fait que la source de pollution n'est pas traitée, le pompage ne fait que traiter les effets. Il faudra donc attendre l'épuisement au moins partiel de la source de pollution pour arrêter le confinement hydraulique ;
- le confinement hydraulique nécessite souvent d'autres mesures de traitements et de confinements complémentaires (traitement de la source de pollution, confinement par couverture et étanchéification, confinement vertical, encapsulation, mesures constructives...) afin d'en améliorer le fonctionnement et de diminuer les volumes pompés ;
- dans des aquifères de grandes perméabilités, les volumes traités et donc les coûts de fonctionnement sont importants ;
- dans certaines conditions, le confinement hydraulique peut s'étaler sur des décennies, ce qui engendre in fine des coûts de traitements importants (procédé énergivore) ;
- le traitement ou la réinjection de certains contaminants soulèvent des problèmes de sécurité ;
- toute la finesse du pompage réside dans le fait qu'il faut retenir la pollution et ne pas pomper des eaux non souillées. Le but est de ne pas générer des coûts de pompage importants et donc des coûts de fonctionnement élevés ;
- plus les polluants sont hydrophobes, plus leur récupération sera longue, car ces polluants ont des affinités avec les matières organiques présentes dans les zones saturées et non saturées et ont un coefficient de partage sol/eau élevé ;
- la prédiction notamment en termes de rétention de la pollution par modélisation est des plus difficiles ; il est arrivé de revoir l'intégralité du pompage après les premiers mois de confinement. La modélisation numérique est souvent requise ;
- si le panache de pollution s'étendait, par défaut de pompage et de monitoring,

cela engendrerait des coûts environnementaux et économiques importants ;

- émanations gazeuses à prendre en considération notamment dans le cadre de l'usage futur ;
- l'utilisation de cette technologie ne garantit pas forcément une absence de traitement futur si nécessaire (non maîtrise de la pollution, reconversion nouvelle du site ...) ;
- efficacité limitée dans le cas d'aquifère de faible perméabilité, non homogène et/ou fracturé (passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau) ;
- sans une maîtrise totale du sens d'écoulement des eaux souterraines, il y a un risque de dissémination de la pollution ;
- en complément, les tranchées présentent aussi les inconvénients suivants :
 - coûts d'investissement plus élevés que pour le confinement hydraulique actif, par contre les coûts de fonctionnement sont moindres ;
 - temps de traitement plus importants qu'avec le confinement actif ;
 - les profondeurs supérieures à 10-15 m ne sont technico-économiquement pas conseillées ;
 - les tranchées à ciel ouvert peuvent favoriser la volatilisation ;
 - les tranchées sont inefficaces si les eaux s'écoulent verticalement.

Coûts et délais

Les coûts du confinement hydraulique actif dépendent de la profondeur et du nombre de puits, des débits, du temps de pompage nécessaire et de la filière de traitement. Les prix du pompage évoluent entre 2 à 40 €/m³ d'eaux pompées (hors traitement des eaux et pour des puits inférieurs à 15 m de profondeur).

Le traitement durera aussi longtemps que la source de pollution ne sera pas tarie.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de confinement hydraulique sont les suivants :

- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution et du confinement hydraulique :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,

- les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les débits d'eau pompés,
- les paramètres relatifs au traitement des eaux (ex. : bilan de matière, séparation, rejets...).

3.2.4. Solidification/stabilisation in situ

Termes anglais : Solidification/stabilisation in situ, deep soil mixing, jet grouting

Principe

Les procédés de solidification et de stabilisation ont pour but de piéger les polluants afin de réduire leur mobilité. Les polluants sont soit liés physiquement, soit inclus dans une matrice stabilisée, soit liés chimiquement.

Maturité

Le procédé est actuellement commercialisé par un petit nombre de sociétés en France. L'utilisation plus importante de cette méthode semble limitée par les coûts de traitement.

La maturité de la solidification/stabilisation in situ est beaucoup moins avancée que celle du procédé on site ou ex situ (notamment en prétraitement dans les centres d'enfouissement technique) (UK Environment Agency, 2004b).

Description

L'ajout des adjuvants nécessaires à la solidification et à la stabilisation in situ peut être appliqué selon deux modes différents :

- mélange mécanique in situ (deep soil mixing), cf. Figure 22,
- injection forcée (jet grouting), cf. Figure 23.

Dans les deux cas (deep soil mixing et jet grouting), les forages doivent être jointifs afin de traiter la totalité de la zone identifiée.

La solidification et la stabilisation sont deux procédés distincts qui ont pour but de diminuer la fraction mobile des sols.

- **Mélange mécanique in situ (deep soil mixing)**

Le mélange mécanique in situ est réalisé, selon le type de sols (profondeur, résistance mécanique), à l'aide d'une tarière simple (de gros diamètre : 1 à 4 m) ou de tarières doubles, triples voire quadruples (de plus faible diamètre : 500 à 900 mm). Dans les deux cas, les tarières sont enfoncées par pression et rotation. Simultanément, les adjuvants sont injectés dans les sols généralement via des trous positionnés dans les tarières. Les outils sont, par la suite, remontés et redescendus afin de faciliter le mélange. La remontée finale de la tarière s'accompagne parfois d'un recomptage des sols (par poussée et rotation inverse).

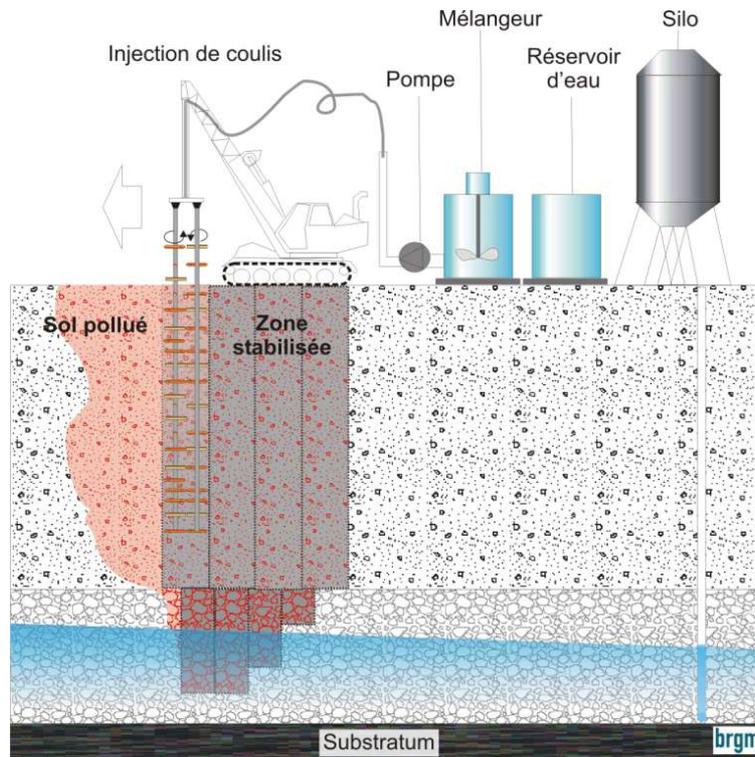


Figure 22 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation in situ (mélange mécanique in situ)

- **Injection forcée (jet grouting)**

Ce procédé consiste à injecter un fluide à haute énergie cinétique pour déstructurer un terrain et le mélanger avec un coulis (principalement du ciment pour la stabilisation). Un forage de petit diamètre (de 100 à 200 mm) est réalisé sur la hauteur du terrain à traiter. L'adjuvant est injecté via une à trois buses positionnées à la base du train de tige. Par la suite, le train de tige est remonté pendant la phase d'injection.

- **Solidification**

La solidification consiste à lier physiquement ou à emprisonner les polluants au sein d'une masse stable, dure et inerte.

La solidification doit être appliquée sur l'ensemble de la matrice polluée. L'objectif est de réduire le contact eau/polluants en agissant principalement sur la diminution de la porosité (réduction de la perméabilité).

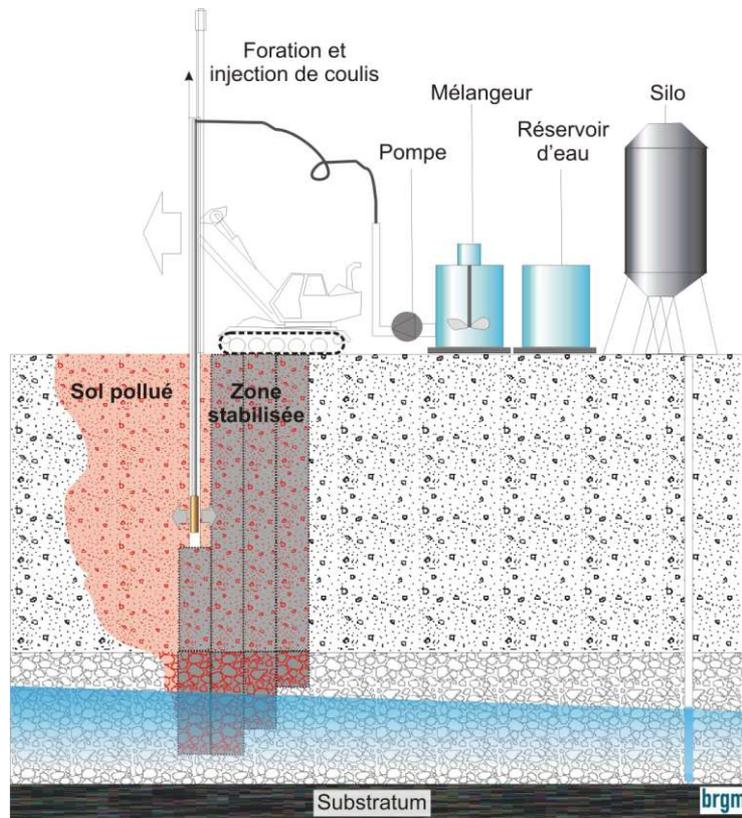


Figure 23 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation in situ (Injection forcée)

- **Stabilisation**

Il existe deux modes de stabilisation :

- transformation chimique d'un polluant lessivable en un composé peu ou non soluble,
- augmentation des capacités de sorption du polluant avec les matériaux par mélange avec différents adjuvants afin de les rendre moins mobilisables.

Applicabilité

Ces techniques sont essentiellement utilisées sur les polluants de type métaux/métalloïdes (chrome, arsenic, plomb, cadmium, cuivre, zinc et mercure) ainsi que sur certains polluants radioactifs.

On les utilise, dans une moindre mesure, sur certains composés organiques non/peu biodégradables (POP de type PCB, créosotes et pesticides).

Ces techniques peuvent être utilisées dans la zone non saturée sur des sols homogènes et relativement perméables jusqu'à une profondeur de 30 m parfois.

Moyens matériels

Les moyens matériels dépendent du mode d'injection :

- Malaxage in situ :
 - centrale de préparation : silos de stockage, malaxeur de reprise, cuve avec agitateur,
 - pompe d'injection avec automate et enregistreur des paramètres (pression, volumes, débits),
 - foreuses et tarières creuses simples, doubles, triples ou quadruples,
 - zone de stockage temporaire de déchets et de terres en excédents,
- Injection des sols :
 - centrale de préparation : mélangeur haute turbulence, silos de stockage, cuve avec agitateur,
 - pompe d'injection avec automate et enregistreur des paramètres (pression, volumes, débits),
 - foreuse et tige de forage.

Variantes

Les variantes de la solidification / stabilisation in situ, outre le mode d'injection, résident dans le type d'adjuvants utilisés. Ces derniers sont décrits dans le paragraphe relatif au traitement de solidification/stabilisation on site (cf. § 4.2.2).

La stabilisation in situ peut être réalisée en périphérie de la source de pollution afin de réaliser un confinement in situ (cf. 3.2.1. et 3.2.2.).

La variante thermique de la solidification/stabilisation in situ est la vitrification in situ (cf. § 3.4.2).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols :
 - la résistance mécanique,
 - la cohésion,
 - la teneur en eau,
 - la porosité,
 - la masse volumique des particules,
 - la densité,
 - la perméabilité,

- la répartition granulométrique ;
- le pH,
- la microstructure des sols,
- la considération des changements de poids et de volume,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité ;
 - les tests sur la présence d'inhibiteurs,
- l'adéquation de la formulation
 - les tests de lixiviation pour différents dosages et différents adjuvants.
 - les tests pour la nature et le dosage des additifs.

Efficacité/Performances

L'efficacité de la solidification/stabilisation in situ est d'une manière moins importante que celle réalisée on site. Les concentrations dans les lixiviats après traitement peuvent être diminuées de 95 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- la solidification réduit l'accessibilité des polluants à l'environnement,
- la stabilisation réduit le potentiel de mobilisation des polluants à l'environnement,
- les procédés ainsi que les moyens techniques et matériels sont déjà éprouvés pour le traitement des déchets,
- la stabilisation peut être couplée avec les besoins géotechniques.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants,
- ce procédé s'applique essentiellement sur des matériaux homogènes et perméables,
- ce procédé s'applique à la zone non saturée généralement jusqu'à des profondeurs de 10-15 m voire 30 m,
- le contact entre les polluants et l'adjuvant doit être important pour que le traitement soit efficace,
- l'efficacité de la solidification ou stabilisation dépend étroitement des caractéristiques physico-chimiques de la zone contaminée,
- pour des contaminations multiples et complexes, il peut être parfois difficile de

trouver la bonne formulation,

- le traitement génère souvent une augmentation du volume (plusieurs dizaines de pourcent parfois), les terres en excédent doivent alors être traitées à part,
- l'approche classique de stabilisation basée sur le ciment n'est pas efficace pour les composés organiques,
- des études d'applicabilité poussées sont nécessaires,
- l'efficacité à long terme doit être prouvée (exposition aux intempéries : eau, gel/dégel, dessiccation ...),
- le procédé peut impacter l'environnement du site (spécifiquement le grouting),
- les effluents gazeux résultant du processus de volatilisation générés lors d'un traitement sur des polluants organiques doivent être recueillis à la surface et traités.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 50 et 160 €/t de sols traités.

Selon les conditions du terrain, il est possible de traiter jusqu'à 75 à 100 m³/j.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivis lors d'une opération de solidification/stabilisation in situ sont :

- la profondeur de forage,
- la profondeur d'injection de l'adjuvant,
- le dosage de l'adjuvant : débit et pression,
- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont et en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en adjuvants,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.3. METHODES CHIMIQUES

Les procédés chimiques utilisent des réactifs chimiques pour détruire les polluants, les transformer en des composés moins toxiques et/ou plus facilement biodégradables ou modifier leurs caractéristiques (mobilité, toxicité...).

3.3.1. Lavage in situ

Terme anglais : soil flushing

Principe

Ce procédé consiste à lessiver les sols sans excavation (zones saturée et non saturée) par injection d'eau (et d'agents mobilisateurs en solution) en amont ou au droit de la source de pollution. Par la suite, les eaux polluées sont pompées, traitées en surface puis rejetées dans les réseaux d'eaux usées/eaux pluviales, les eaux superficielles ou dans certains cas réinjectées dans la nappe.

Maturité

Le procédé est commercialisé. A l'inverse d'autres pays industrialisés, son utilisation reste limitée en France. On l'utilise essentiellement pour améliorer les performances du pompage / traitement.

Description

Le lavage in situ consiste à faire percoler des fluides (eau le plus souvent avec des additifs (ex. agents extractants) dans le sol pour extraire les contaminants par désorption ou mise en solution) ; l'injection se fait en amont hydraulique ou au droit de la source de pollution. Un mouvement de fluide est engendré à travers la zone contaminée et le fluide se charge en polluant. Le mélange eau / solution de lavage chargé en polluant est alors pompé. Les contaminants mis en solution dans les fluides sont ensuite recueillis dans des puits peu profonds ou dans des dispositifs de drainage souterrains, puis pompés jusqu'à la surface où ils sont traités.

Une fois débarrassés des contaminants qu'ils contiennent, les agents extractants peuvent être recyclés (Sims R.C *et al.*, 1984).

L'infiltration peut être réalisée à partir de tranchées, de puits verticaux, de drains horizontaux, de système d'arrosage ou de mares en surface. L'extraction se fait par des puits verticaux ou des drains horizontaux positionnés afin de récupérer la totalité de la pollution. L'agent d'extraction est le plus souvent de l'eau seule ou de l'eau et des

additifs (agents extractants). Dépendamment des conditions locales, les eaux usées sont épurées puis sont réinjectées dans l'aquifère, dans les eaux superficielles, dans les réseaux d'eaux usées ou mieux partiellement réutilisées (après séparation de l'agent extractant).

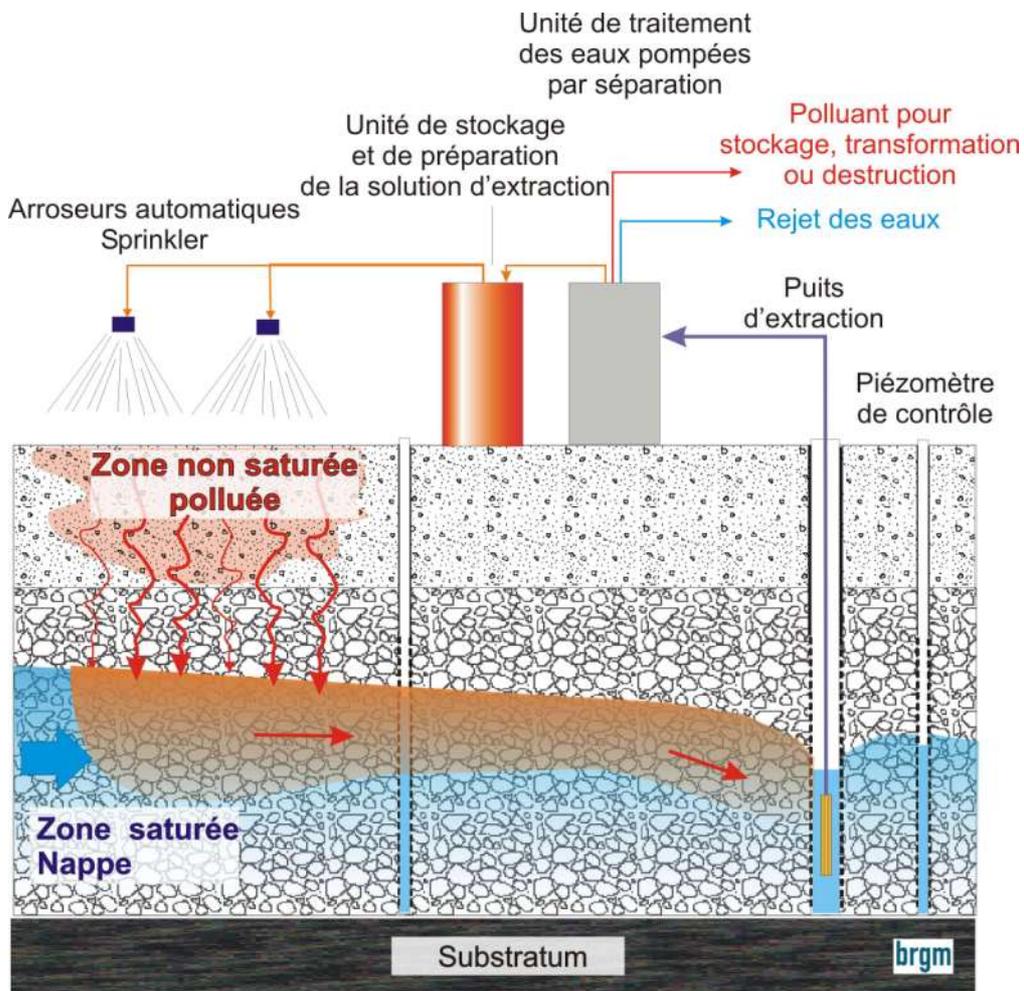


Figure 24 : Schéma de principe du lavage chimique des sols in situ (injection dans la zone non saturée)

Applicabilité

Le lavage in situ concerne principalement les polluants organiques (hydrocarbures, solvants chlorés, HAP, PCB, explosifs)... Il peut aussi être employé sur des métaux non-volatils.

Cette technique s'applique principalement dans des sols relativement perméables (sablo-limoneux à graveleux) et homogènes dans les zones saturée et non saturée. Par contre, la profondeur du toit de la nappe, la localisation en profondeur de la pollution et le type de nappe (superficielle ou captive) ne sont pas des obstacles majeurs à son utilisation.

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires au lavage in situ sont les suivants :

- matériel relatif aux additifs : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- matériel d'injection et d'extraction : puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauteries, tranchées, galeries, compteur...,
- une filière de traitement des eaux usées récupérées en surface,
- éventuellement un système de récupération des additifs,
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Variantes

Le lavage in situ s'applique essentiellement avec de l'eau, mélangée avec des solutions extractantes comme :

- des acides pour baisser le pH et mobiliser certains métaux,
- des bases, par exemple la soude en solution aqueuse pour induire par action sur les hydrocarbures des tensioactifs favorables à la mobilisation de ces derniers (ex. : alkylbenzène sulfonate),
- du surfactant (pour désorber les contaminants de la matrice sols),
- de l'eau aérée, eau oxygénée ou eau additionnée de peroxyde d'hydrogène pour augmenter la stimulation biologique.

Les différentes solutions extractantes couramment utilisées, solvants organiques, tensioactifs (ou surfactants), acides ou bases, sont présentées au § 4.3.1. Il faut noter que l'utilisation des solvants organiques non biodégradables in situ n'est pas recommandée.

De plus, l'utilisation d'une eau chauffée permet d'accroître les taux de dépollution de manière significative. L'augmentation de la température diminue la viscosité des fluides et favorise leur mobilité. Par ailleurs, pour certains DNAPL, le fait d'augmenter la température permet de diminuer leur densité ; dans certains cas (densité obtenue < 1), il est alors possible de les récupérer au niveau du toit de la nappe.

Afin d'augmenter localement la perméabilité, il est possible de procéder à des fracturations (fracturations pneumatiques, hydrauliques, jet slurring..).

L'injection peut se faire en surface (cas du traitement de la zone vadose) ou en profondeur (cas du traitement de la zone saturée).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont similaires à celle du pompage et traitement in situ et de la mise en solution et l'extraction chimiques on site. Elles concernent donc :

- les caractéristiques géologiques/hydrogéologiques : perméabilité, porosité, présence de matière organique, hétérogénéité, piézométrie, coefficient d'emménagement, conditions aux limites, taux de matière organique, humidité (pour la zone vadose), température des sols, répartition granulométrique ;
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité dans chaque fraction granulométrique,
 - le potentiel de lixiviation du milieu contaminé sous l'effet de l'agent extractant
 - l'association des contaminants dans les sols : contaminant adsorbé, enrobage liquide ou semi liquide des particules, enrobage des particules sous forme de précipité chimique, particules incluses, parties de grains individuels, contamination interne aux pores ;
 - Les caractéristiques chimiques :
 - la solubilité dans l'eau, les acides, les alcalins, les agents complexants,
 - la volatilité,
 - l'humidité,
 - le pH,
 - la chimie de surface,
 - la capacité d'échange cationique,
 - la matière organique,
 - la teneur en argile.

Ces données vont permettre de dimensionner les données suivantes :

- le rayon d'action des points d'extraction en fonction des cônes de rabattement,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, puits, tranchées pour les profils géologiques stratifiés ou très peu perméables....),

- le type et la puissance des pompes,
- les dimensions de l'unité de traitement.
- en cas de réinjection dans la nappe : le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- les effets sur les eaux de surface avoisinants,
- les variations des niveaux de la nappe en fonction des débits et des différentes conditions envisagées (régime transitoire, hautes eaux, basses eaux ...),
- l'évolution de la concentration et de l'extension de la pollution,
- le type d'agents extractants à utiliser ainsi que sa concentration.

Efficacité/Performances

Dans des conditions optimales, le rendement de ce procédé peut dépasser les 50 à 80%. Néanmoins, ce rendement peut être sensiblement affecté par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants semi-volatiles.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de cette technique sont :

- grande facilité d'application sur les sols perméables (sols sableux) et homogènes,
- applicabilité en zone saturée et non saturée, même à de grandes profondeurs,
- peu de perturbation des sols,
- applicable aux contaminants qui sont hydrosolubles ou peuvent être solubilisés par l'agent mobilisateur employé (large spectre de contaminants),
- également efficace pour les contaminants qui sont physiquement suspendus (en émulsion),
- peut générer une dégradation in situ dans certains cas (bien que cet effet soit limité),
- possibilité d'utilisation en combinaison avec d'autres procédés ; par exemple, cela permet une réduction du temps de traitement par rapport au pump and treat.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- transfert des contaminants dans les eaux souterraines avec possibilité de déplacement de la pollution : une bonne compréhension de la géologie et de l'hydrogéologie est nécessaire pour prédire le mouvement des solutions de lessivage et implanter les puits de récupération afin de permettre une récupération totale du contaminant et de la solution injectée initialement,
- génération d'un volume important d'eaux usées à traiter,

- altération possible des propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol, ce qui peut entraîner l'introduction de composés plus toxiques dans le sol,
- emploi de solutions parfois toxiques pour l'environnement,
- estimation difficile du temps de traitement,
- traitement des effluents requis,
- inefficace pour les contaminants fortement adsorbés,
- application limitée dans le cas de sols à faible perméabilité ou présentant de fortes hétérogénéités verticales ou horizontales (écoulements préférentiels),
- temps de traitement élevé par rapport à des procédés plus agressifs,
- nécessité d'étudier avec attention le devenir (biodégradation) des agents extractants,
- une fois la solution de lavage extraite, il est parfois difficile de séparer les eaux usées (polluants/additifs/eau). Ceci peut alors empêcher la recirculation de la solution amendée, ce qui augmente la consommation en additifs et par conséquent les coûts. Le procédé n'est alors plus économiquement compétitif.

Coûts et délais

Le coût d'un lavage in situ, varie entre 20 à 120 €/t de sols traités ; il dépend fortement de la solution employée et de la possibilité de la réutiliser.

Les délais sont relativement longs (de l'ordre de plusieurs trimestres à plusieurs années).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de lavage in situ sont les suivants :

- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en agents d'extraction,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les sols au cours du lessivage, afin de mesurer son efficacité,
- si nécessaire, les concentrations en polluants gazeux,

- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux (ex. : séparation, recyclage),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.3.2. Oxydation chimique in situ

Termes anglais : In Situ Chemical Oxidation (ISCO)

Principe

L'oxydation chimique in situ consiste à injecter un oxydant dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Cet oxydant va détruire totalement ou partiellement les polluants. Ce procédé permet donc d'aboutir à la destruction des polluants (aboutissant à la transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables.

Maturité

Cette technique, largement répandue dans différents pays développés, est actuellement commercialisée par quelques sociétés en France.

Description

L'oxydation est une réaction électrochimique, dans laquelle un composé perd un ou plusieurs électrons (Tableau 12). L'oxydant est le composé accepteur d'électron(s), qui devient après réaction un composé réduit.

Réactif 1 – produit de traitement	oxydant(1) + n électron(s) ↔ réducteur(1)
Réactif 2 - contaminant	réducteur(2) ↔ oxydant(2) + m électron(s)
<u>Réaction d'oxydoréduction</u>	m oxydant(1) + n réducteur(2) ↔ n oxydant(2) + m réducteur(1)

Tableau 12 : Principes des réactions d'oxydoréduction

Le type d'oxydant choisi dépend des caractéristiques environnementales (géologie, hydrogéologie, géochimie) ainsi que des caractéristiques de la source de pollution et/ou du panache (type de polluants, distribution). Les oxydants sont principalement utilisés sous forme liquide (permanganate, persulfate de sodium, peroxyde d'hydrogène ...); seul l'ozone est utilisé sous forme gazeuse. Les modalités d'injection influencent fortement les résultats de la dépollution; le résultat sera d'autant meilleur que le contact entre le polluant et l'oxydant est étroit.

Il existe trois modes d'injection/récupération différents :

- l'injection d'oxydants liquides : procédé proche du lavage in situ (Cf. Figure 25),
- l'injection d'oxydants gazeux (essentiellement pour O_3) : procédé proche du sparging/venting,
- le malaxage in situ : procédé proche de la solidification/stabilisation in situ par malaxage. Ce procédé moins usité que les autres est plus adapté pour les sols moins perméables et moins hétérogènes (Cf. Figure 26).

Dans la majorité des cas, les gaz et les eaux souterraines sont pompés et traités.

Applicabilité

L'oxydation chimique in situ peut être appliquée dans les zones non saturée et saturée sur un large spectre de polluants organiques (COV, COHV, SCOV, SCOHV, pesticides..) même à des concentrations très importantes.

Elle s'applique de préférence sur des sols homogènes et relativement perméables.

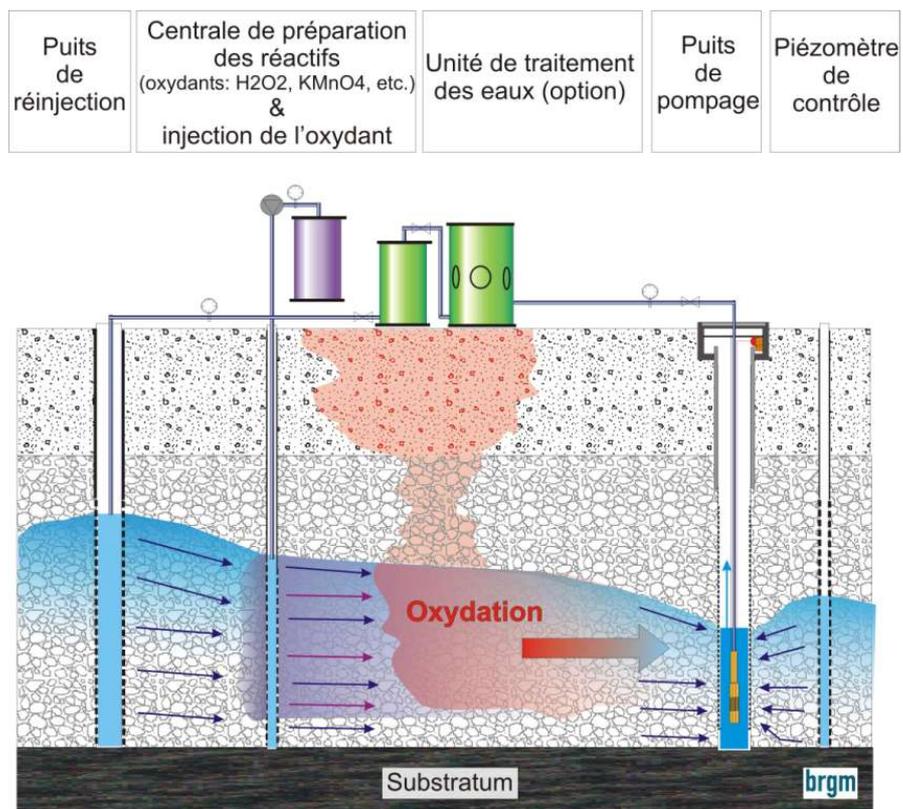


Figure 25 : Schéma de principe de l'oxydation chimique in situ (injection)

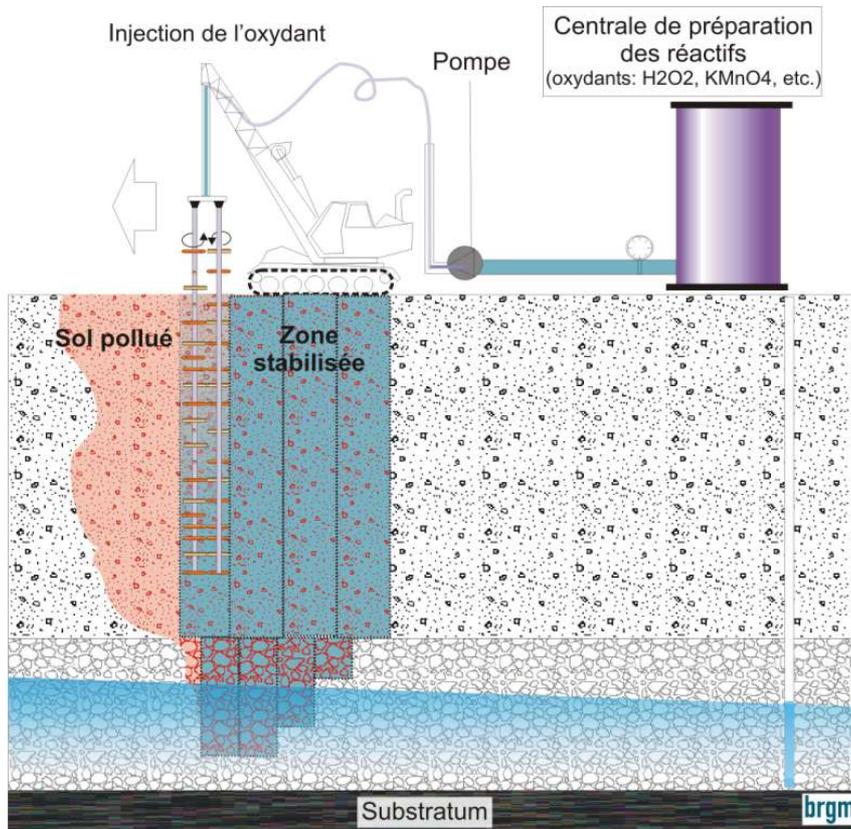


Figure 26 : Schéma de principe de l'oxydation chimique in situ (mélange mécanique in situ)

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires à l'oxydation chimique in situ (par injection « classique » avec des oxydants liquides) sont les suivants :

- matériel relatif aux oxydants : cuve de stockage de l'oxydant, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- matériel d'injection : puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauterie, tranchées, galeries d'infiltration, compteur...,
- matériel d'extraction et de traitement eaux usées récupérées en surface si nécessaire : puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauterie, filière de traitement des eaux,
- éventuellement système de récupération des oxydants si nécessaire,
- stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Pour une injection d'oxydants gazeux, le matériel de traitement se rapproche de celui du sparging/venting (suppresseur, points d'injections, réseau d'injection, filière de

récupération et de traitement des gaz si nécessaire) auquel il convient d'ajouter, si nécessaire, une filière de récupération et de traitement des eaux souterraines (cf. § 5).

Pour une application via un malaxage in situ, le système de traitement est sensiblement similaire à celui de la solidification/stabilisation in situ : centrale de préparation, pompe d'injection, foreuse et tarières creuses simples ainsi que, si nécessaire, une filière de récupération et de traitement des eaux souterraines (cf. § 5).

Variantes

Le pouvoir spécifique de chaque oxydant est caractérisé par le potentiel d'oxydoréduction du couple oxydant/réducteur. Le potentiel standard d'oxydoréduction des oxydants les plus couramment utilisés *in situ*, sont exposés dans le tableau suivant.

Permanganate	$MnO_4^- + 8 H^+ + 5 e^- \rightarrow Mn^{2+} + 4 H_2O$	+ 1.52 V
Peroxyde d'hydrogène	$H_2O_2 + 2 H^+ + 2 e^- \rightarrow 2 H_2O$	+ 1.77 V
Persulfate de sodium	$S_2O_8^{2-} + 2 e^- \rightarrow 2 SO_4^{2-}$	+ 2.00 V
Ozone	$O_3 + 2 H^+ + 2 e^- \rightarrow O_2 + H_2O$	+ 2.07 V
Radical hydroxyle	$2 OH\bullet \rightarrow \frac{1}{2} O_2 + H_2O$	+ 3.03 V

Tableau 13 : Potentiel d'oxydo-réduction de quelques couples des oxydants les plus courants (référence : H₂/H⁺ à pH=0 à 25°C)

D'une manière générale, les oxydants les plus puissants présentent les caractéristiques suivantes :

- temps de demi-vie et donc rémanence du produit plus faible,
- rayon d'action plus faible,
- spectre de polluants organiques oxydables plus importants.

L'ozone, seul oxydant employé sous forme gazeuse, permet de traiter plus facilement la zone vadose.

Les caractéristiques sur l'utilisation du permanganate, du peroxyde et de l'ozone sont détaillées dans le Tableau 14 ci-après.

	Permanganate de potassium ou de sodium	Fenton (Peroxyde d'hydrogène)	Ozone	Persulfate
Mécanisme réactionnel	Transfert d'électrons	Chaînes de réactions faisant intervenir des radicaux libres	Chaînes de réactions faisant intervenir des radicaux libres	Chaînes de réactions faisant intervenir des radicaux libres
Cinétique	Rapide	Très rapide	Très rapide	Rapide
Conditions pH optimales	Basique - acide	Acide	Acide	Basique
Sous produits	MnO ₂	H ₂ O, O ₂ , ion ferrique	O ₂	Sulfate
Polluants récalcitrants	Acide trichloracétique, chloroforme, PCBs	CHCl ₃ , pesticides	Acide trichloracétique tétrachlorure, CHCl ₃ , pesticides, PCBs	PCBs
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Plus stable ⇒ plus de chance de dégrader les polluants non touchés lors de la phase d'injection. • Large gamme de pH • Beaucoup de retour d'expérience 	<ul style="list-style-type: none"> • Beaucoup de retour d'expérience 	<ul style="list-style-type: none"> • Production de O₂, stimule l'activité biologique et aide à la volatilisation des polluants • Facilité d'application dans la zone non saturée 	<ul style="list-style-type: none"> • Moins d'interaction avec la matière organique • Stable • Peut être combiné avec le permanganate
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> • Production de MnO₂ dans le sol ⇒ perte de perméabilité • Trace en métaux dans le produit industriel 	<ul style="list-style-type: none"> • Non efficace dans des environnements alcalins • Peu stable ⇒ difficulté de mise en place • Peu stable ⇒ problème de sécurité • Emissions gazeuses en surface 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu stable ⇒ difficulté de mise en place • Peu stable ⇒ problème de sécurité • Emissions gazeuses en surface 	<ul style="list-style-type: none"> • Localement conditions fortement acides • Peu de retour d'expérience
Catalyseurs		ions ferreux		ions ferreux, H ₂ O ₂ , température élevée

Tableau 14 : Caractéristiques sur l'utilisation du permanganate, du peroxyde et de l'ozone (Touzé et al., 2004)

Le procédé peut être appliqué par injection, deep spoil mixing et par mélange des sols de subsurface (pseudo-landfarming).

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le type d'oxydant (choisi en fonction de sa rémanence, de son potentiel d'oxydation vis-à-vis du polluant), la préparation de la solution oxydante ainsi que la quantité et concentration d'oxydant à injecter,
- le réseau d'injection : nombre, taille, localisation des puits,

- les paramètres d'injection : distribution verticale, débit, pression,
- le plan d'injection : définition de phases d'injection fractionnée,
- le réseau d'extraction des eaux si nécessaire : nombre, taille, localisation des puits,
- le réseau d'extraction des gaz si nécessaire : nombre, taille, localisation des puits,
- les dimensions de l'unité de traitement des eaux et des gaz si nécessaire,
- les équipements et dispositif de sécurité.

Il faudra tout particulièrement s'intéresser aux paramètres suivants : température, pH, concentrations du réactif, rapport liquide/solide, cinétique de la réaction, catalyseurs, sous produits de dégradation, impuretés (matière organique, antioxydant piègeur « oxidant scavenger »...), demande naturelle en oxydant (NOD, Natural Oxidant Demand).

Efficacité/Performances

Les performances de l'opération sont étroitement liées au mode d'application, aux caractéristiques de la source de pollution (hétérogénéité ...) ainsi qu'aux contextes géologiques et hydrogéologiques (perméabilité, hétérogénéité ...).

D'une manière générale, dans des bonnes conditions, les rendements épuratoires peuvent varier entre 50 et 95 %. Le succès d'une réalisation avec ISCO repose sur une caractérisation approfondie du site, un choix judicieux de l'oxydant en fonction du contaminant et un système d'injection approprié.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de l'oxydation chimique in situ sont :

- procédé destructif,
- la technique peut s'attaquer à un large spectre de polluants organiques,
- les réactions sont rapides,
- le procédé peut même être appliqué sur des fortes concentrations de contaminants,
- l'oxydation peut être complète (minéralisation totale),
- si l'oxydation n'est pas totale, les sous-produits de dégradation générés peuvent être parfois plus biodégradables que les polluants initiaux, ce qui permet de combiner le traitement avec des techniques de biorémediation au niveau du panache,
- les oxydants ne sont pas très onéreux ont une durée de vie faible (H_2O_2 , O_3) ou sont dans une certaine mesure naturellement présents dans les eaux souterraines (Fe et Mn).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- il existe une possibilité de transfert des contaminants (parfois non totalement détruits) et des oxydants dans les eaux souterraines avec possibilité de déplacement conséquent de la pollution : une bonne compréhension de la géologie et de l'hydrogéologie est nécessaire pour prédire le mouvement des oxydants et implanter les puits de récupération afin de permettre une récupération totale des oxydants si nécessaire,
- les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol peuvent être altérées ce qui peut potentiellement entraîner l'introduction de composés toxiques dans le sol :
 - destruction de la matière organique des sols sur lesquels les polluants (notamment organiques) sont adsorbés,
 - oxydation de certains métaux et métalloïdes présents sous formes réduites et précipitées,
- si l'oxydation n'est pas totale, les sous-produits de dégradation générés peuvent être parfois plus toxiques que les polluants initiaux (par exemple le chlorure de vinyle pour le perchloroéthylène et le trichloroéthylène),
- les oxydants sont peu sélectifs et réagissent avec de nombreuses espèces oxydables, ce qui entraîne une consommation plus importante d'oxydants,
- le traitement des effluents est souvent requis,
- emploi de solutions parfois toxiques pour l'environnement,
- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution des oxydants et donc sur l'efficacité du traitement ; l'application est donc limitée dans le cas de sols à faible perméabilité ou présentant de fortes hétérogénéités verticales ou horizontales (écoulement préférentiels) ; ces données sont moins critiques pour l'injection par deep soil mixing,
- l'introduction de peroxyde et de permanganate peut conduire à la formation de particules et diminuer la perméabilité de l'aquifère,
- la manipulation des produits toxiques doit être réalisée avec précaution.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 40 à 95 €/t de sols traités. En ce qui concerne les eaux souterraines, les coûts varient entre 30 et 115 €/m³ d'eaux traités en place.

Les traitements durent en général entre quelques semaines à quelques mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une oxydation chimique *in situ* par injection sont les suivants :

- la profondeur de forage,
- la profondeur d'injection de l'oxydant,
- le dosage de l'oxydant : débit et pression,
- la piézométrie,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en oxydants,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux si nécessaire (ex. : séparation, recyclage),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.3.3. Réduction chimique in situ

Termes anglais : In Situ Chemical Reduction (ISCR)

Principe

La réduction chimique in situ consiste à injecter un réducteur dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Ce réducteur est utilisé dans le but :

- soit de détruire totalement ou partiellement des polluants organiques (aboutissant à la minéralisation totale des polluants ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables),
- soit de réduire les polluants inorganiques afin de les stabiliser ou les rendre moins toxiques.

Maturité

Cette technique émergente est de plus en plus utilisée dans différents pays développés. Elle est actuellement commercialisée par quelques sociétés en France.

Description

La réduction est une réaction électrochimique, dans laquelle un composé gagne un ou plusieurs électrons. Le réducteur est le composé donneur d'électron(s), qui devient après réaction un composé oxydé.

Le type de réducteur choisi dépend des caractéristiques environnementales (géologie, hydrogéologie, géochimie) ainsi que des caractéristiques de la source de pollution et/ou du panache (type de polluants, distribution). Les modalités d'injection influencent fortement les résultats de la dépollution ; le résultat sera d'autant meilleur que le contact entre le polluant et le réducteur est étroit.

Il existe quatre modes d'injection principaux :

- l'injection de réducteurs liquides : procédé dont l'application est proche du lavage *in situ* et de l'ISCO par injection (Cf. Figure 27),
- l'injection de réducteurs gazeux (essentiellement du H₂S) : procédé dont l'application est proche du sparging/venting,
- le malaxage *in situ* profond (deep soil mixing) avec injection de réducteurs sous forme de poudre soluble ou sous forme liquide : procédé dont l'application est proche de la solidification/stabilisation *in situ* par malaxage. Ce procédé moins usité que les autres est plus adapté pour les sols moins perméables et moins homogènes (Cf. Figure 28),

- le malaxage *in situ* de surface avec injection de réducteurs sous forme de poudre soluble ou sous forme liquide : procédé dont l'application est proche du landfarming (procédé adapté pour les sols de subsurface).

Applicabilité

La réduction chimique *in situ* peut être appliquée dans les zones non saturée et saturée sur un large spectre de polluants organiques récalcitrants (COHV, SCOHV, pesticides - Dolfing *et al.*, 2008) même à des concentrations très importantes et, sur des composés inorganiques moins mobiles dans des conditions réductrices (Cr, U, Th ..).

Elle s'applique de préférence sur des sols homogènes et relativement perméables.

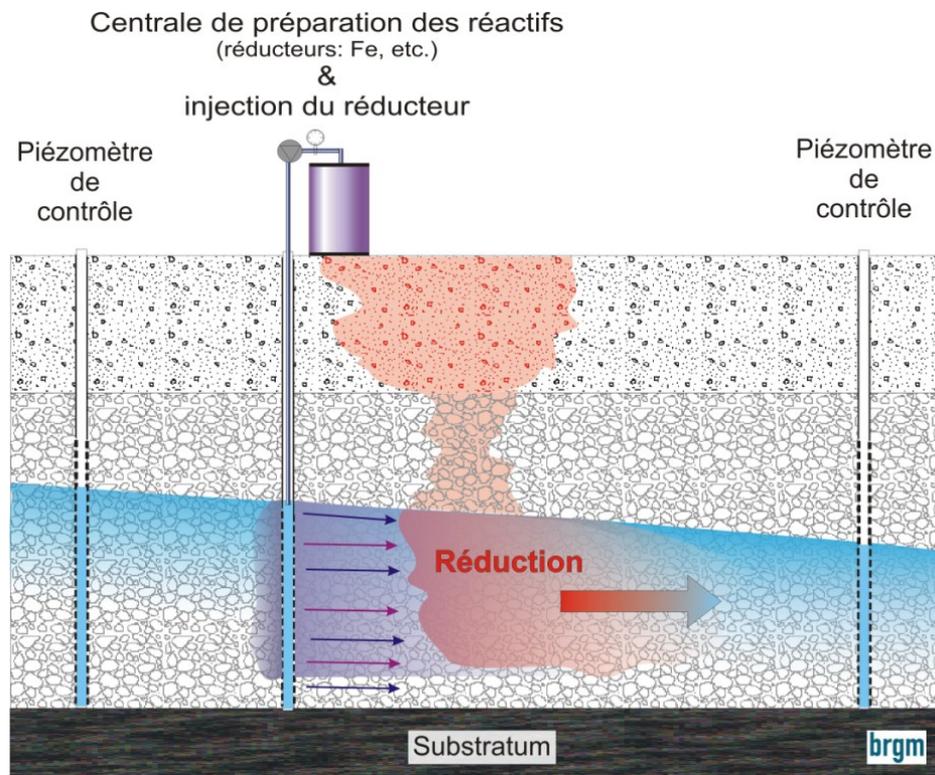


Figure 27 : Schéma de principe de la réduction chimique *in situ* (injection)

Réduction par ajouts de réducteurs, d'éléments structurants,
de compost, d'eau.
Labours avec ou sans adjonction de nutriments
et/ou de bactéries (en cas de couplage ISCR / Biotraitement
aérobie-anaérobie)

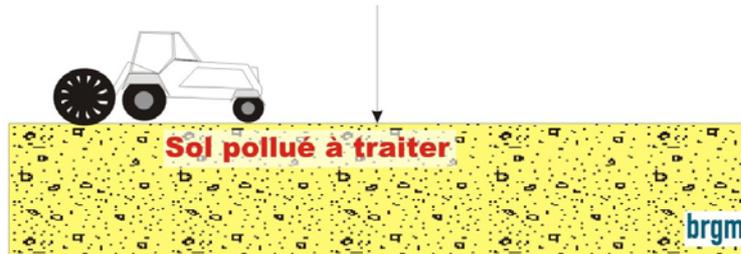


Figure 28 : Schéma de principe de la réduction chimique *in situ* (mélange des sols de subsurface)

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires à réduction chimique *in situ* (par injection « classique » avec des réducteurs liquides) sont les suivants :

- matériel relatif aux réducteurs : cuve de stockage du réducteur, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- matériel d'injection : puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauterie, tranchées, galeries d'infiltration, compteur...,
- matériel d'extraction et de traitement eaux usées récupérées en surface si nécessaire : puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauterie, filière de traitement des eaux,
- éventuellement système de récupération des réducteurs si nécessaire,
- stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Pour une injection gazeuse, le matériel de traitement se rapproche de celui du sparging/venting (suppresseur, points d'injections, réseau d'injection, filière de récupération et de traitement des gaz si nécessaire) auquel il convient d'ajouter, si nécessaire, une filière de récupération et de traitement des eaux souterraines (cf. § 5).

Pour une application via un malaxage *in situ*, le système de traitement est sensiblement similaire à celui de la solidification/stabilisation *in situ* et l'ISCO : centrale de préparation, pompe d'injection, foreuse et tarières creuses simples ainsi que, si nécessaire, une filière de récupération et de traitement des eaux souterraines (cf. § 5).

Enfin, pour une application limitée à des sols de subsurface, le matériel est proche de celui du landfarming (matériel agricole pour le labour..).

Variantes

Les principales variantes résident dans le mode d'injection (malaxage, injection profonde ...) et dans les différents types de réducteurs (liquide, poudre..).

La réduction chimique in situ est parfois couplée avec la biodégradation par cycles anaérobies/aérobies.

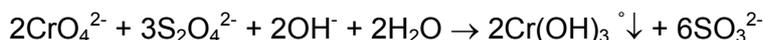
Le Tableau 15 présente les différents types de réducteurs ainsi que leur condition d'application (plus spécialement pour les eaux souterraines).

Caractéristiques	Type de réducteurs		
	Dithionite	Hydrogène sulfuré	Fer zéro valent (sous forme de colloïde)
Composés traités	Eléments sensibles aux conditions redox (Cr, U, Th) et solvants chlorés dispersés sur une grande surface	Eléments sensibles aux conditions redox (Cr)	Eléments sensibles aux conditions redox (Cr, U, Th) et solvants chlorés
Milieu concerné	Généralement les eaux souterraines		
Facteurs importants			
pH	Conditions alcalines de préférence	Pas d'ajustement de pH nécessaire	Les pH élevés ne sont pas désirés du fait de la formation d'un revêtement de surface sur le Fe (surface coating)
Matière organique	Indéterminée	Indéterminée	Formation possible d'un revêtement de surface sur le Fe (surface coating)
Perméabilité	Perméabilité élevée	Perméabilité élevée et faible	Fonction de la technique d'application de la technique
Profondeur	Pas de données disponibles		
Autres facteurs	Efficace dans le ZS	Emploi préférable de N ₂ comme gaz transporteur	Nécessite un taux d'humidité important et une teneur faible en oxygène
Effets indésirables potentiels	Manipulation difficile et génération potentielles de gaz toxiques		Génération potentielle des sous-produits de dégradation toxiques

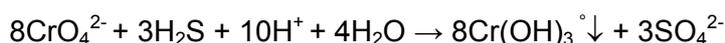
Tableau 15 : Exemples de variantes de la réduction chimique in situ (Yin Y. et Allen H.E. , 1999)

Des exemples de réactions en jeu pour les différents types de réducteurs sont présentés ci-dessous :

- Ajout d'hydrosulfite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) pour traiter une pollution par le CrVI (transformé en CrIII moins mobile et moins toxique) :



- Ajout d'hydrogène sulfuré pour traiter une pollution par le CrVI :



- Ajout de fer zérovalent (création de conditions anaérobies) pour traiter une pollution par des composés organiques (chlorés) – cf. Figure 29:

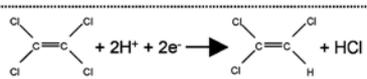
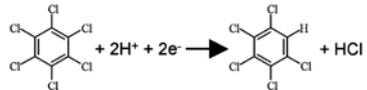
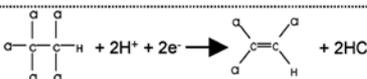
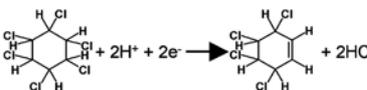
reductive hydrogenolysis	dichloroelimination = β -elimination	dehydrochlorination
$\text{RX}_n + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{RHX}_{n-1} + \text{HX}$	$\text{RX}_n + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{RHX}_{n-2} + 2\text{HX}$	$\text{RX}_n \rightarrow \text{RHX}_{n-1} + \text{HX}$
 	 	

Figure 29 : Exemples de réduction (déchloration) de certains composés organiques sous conditions anaérobies (van Eekert et Schraa, 2001)

Les réducteurs les plus couramment utilisés sont le Fe^0 (sous forme de micro ou nanoparticules) associé parfois avec d'autres composés (Zn, compost ou HRC pour le couplage avec la biodégradation...).

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le type de réducteurs (choisi en fonction de sa rémanence, de son potentiel de réduction vis-à-vis du polluant), la préparation de la solution réductrice ainsi que la quantité et concentration de réducteurs à injecter,
- le réseau d'injection : nombre, taille, localisation des puits,
- les paramètres d'injection : distribution verticale, débit, pression,
- le plan d'injection : définition de phases d'injection fractionnée,

- le réseau d'extraction des eaux si nécessaire : nombre, taille, localisation des puits,
- le réseau d'extraction des gaz si nécessaire : nombre, taille, localisation des puits,
- les dimensions de l'unité de traitement des eaux et des gaz si nécessaire,
- les équipements et dispositif de sécurité.

Il faudra tout particulièrement s'intéresser aux paramètres suivants : température, pH, Eh, concentrations du réactif, rapport liquide/solide, cinétique de la réaction, catalyseurs, sous produits de dégradation, impuretés (matière organique, antiréducteurs, piègeur « scavenger »...).

Efficacité/Performances

Les performances de l'opération sont étroitement liées au mode d'application, aux caractéristiques de la source de pollution (hétérogénéité ...) ainsi qu'aux contextes géologiques et hydrogéologiques (perméabilité, hétérogénéité ...).

D'une manière générale, dans des bonnes conditions, les rendements épuratoires peuvent varier entre 70 et 95 %. Le succès de l'ISCR repose sur une caractérisation approfondie du site, un choix judicieux du réducteur en fonction du contaminant et un système d'injection approprié.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la réduction chimique in situ sont :

- procédé destructif dans le cas des polluants organiques ; dans le cas des polluants inorganiques, les métaux/métalloïdes restent en place (stabilisation),
- la technique peut s'attaquer à un large spectre de polluants organiques (et à certains polluants inorganiques),
- les réactions sont rapides,
- le procédé peut même être appliqué sur des fortes concentrations de contaminants,
- la réduction peut être complète (minéralisation totale),
- si la réduction n'est pas totale, les sous-produits de dégradation générés peuvent être parfois plus biodégradables que les polluants initiaux, ce qui permet de combiner le traitement avec des techniques de biorémediation aérobies/anaérobies,
- les réducteurs « classiques » ne sont pas très onéreux ; par contre, certains produits commerciaux sont un peu plus chers,
- le procédé, à l'inverse de l'ISCO, ne détruit pas la matière organique des sols.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- il existe une possibilité de transfert des contaminants (parfois non totalement détruits) et des réducteurs dans les eaux souterraines avec possibilité de déplacement conséquent de la pollution : une bonne compréhension de la géologie et de l'hydrogéologie est nécessaire pour prédire le mouvement des oxydants et implanter les puits de récupération afin de permettre une récupération totale des réducteurs si nécessaire,
- les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol peuvent être altérées de manière transitoire mais dans une mesure nettement inférieure à celle de l'ISCO,
- si la réduction n'est pas totale, les sous-produits de dégradation générés peuvent être parfois plus toxiques que les polluants initiaux (par exemple le chlorure de vinyle pour le perchloroéthylène et le trichloroéthylène),
- les réducteurs sont peu sélectifs et réagissent avec de nombreuses espèces réductibles,
- le traitement des effluents est parfois requis,
- des solutions parfois toxiques pour l'environnement sont employées,
- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution des réducteurs et donc sur l'efficacité du traitement ; l'application est donc limitée dans le cas de sols à faible perméabilité ou présentant de fortes hétérogénéités verticales ou horizontales (écoulement préférentiels) ; ces données sont moins critiques pour l'injection par deep soil mixing ou malaxage des sols de subsurface,
- la manipulation des produits chimiques doit être réalisée avec précaution.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 30 à 120 €/t. En ce qui concerne les eaux souterraines, les coûts varient entre 30 et 115 €/m³ d'eaux traités en place.

Les traitements durent en général entre quelques semaines à quelques mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une réduction chimique *in situ* par injection sont les suivants :

- la profondeur de forage,
- la profondeur d'injection du réducteur,
- le dosage du réducteur: débit et pression,
- la piézométrie,

- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, Eh, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en réducteurs,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux si nécessaire (ex. : séparation, recyclage),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.4. METHODES THERMIQUES

3.4.1. Désorption thermique in situ

Termes anglais : in situ heating (low temperature (100 °C)), SVE with thermal enhancement, in-situ thermal desorption

Principe

La désorption thermique in situ, issue de l'amélioration de procédé de venting, consiste à appliquer de la chaleur pour extraire du sol par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils.

Maturité

Le procédé est actuellement en cours de développement en France mais est déjà couramment utilisé aux Etats-Unis ainsi que dans d'autres pays européens (à l'exception du chauffage par micro-ondes qui est encore au stade pilote).

Description

Le procédé de désorption thermique in situ est surtout utilisé lorsque le venting atteint ses limites (sols trop imperméables ou composés semi-volatils difficilement extractibles).

Le sol en place est chauffé par différents moyens (vapeur, air chaud, électrodes, suivant les variantes), ce qui provoque une élévation de la température ayant pour effet :

- de favoriser la désorption des contaminants fortement adsorbés sur la matrice sol,
- d'augmenter la tension de vapeur des composés peu volatils afin de pouvoir les volatiliser et les extraire en phase gazeuse.

Les composés volatilisés sont par la suite récupérés via un réseau d'extraction semblable à celui du venting (Cf. Figure 30).

Applicabilité

La désorption thermique in situ est applicable :

- aux polluants habituellement traités par venting : composés volatils et semi-volatils (solvants chlorés, essences ...),
- à des composés organiques beaucoup moins volatils, tels que les PCB mais aussi au mercure ...

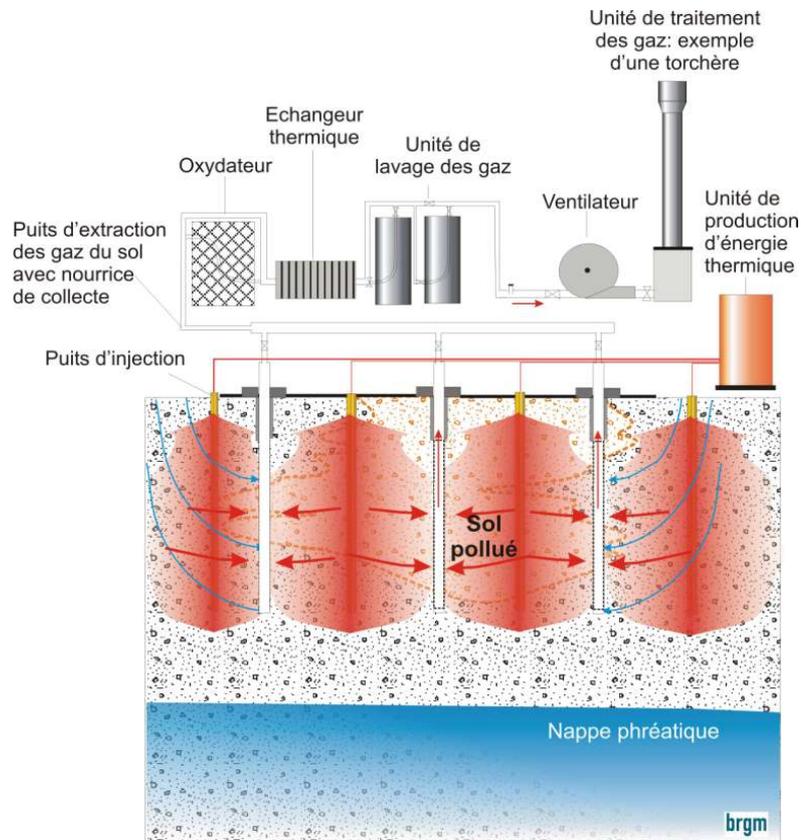


Figure 30 : Schéma de principe de la désorption thermique in situ (procédé à haute température – chauffage conductif)

Moyens matériel

Le système de désorption thermique in situ est constitué :

- de points d'injection de chaleur (vapeur, air chaud, électrodes, suivant les variantes) verticaux ou horizontaux,
- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),
- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de la pompe à vide (si nécessaire un échangeur thermique permettra de refroidir les gaz avant le système de pompage et de traitement) ; ce réseau est muni de compteurs et de vannes de réglage des débits.
- d'un séparateur de condensas ou dévésiculateur,
- d'une unité d'extraction,
- d'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette dernière peut être constituée de colonne de lavage, torchère, unité d'oxydation catalytique ou

unité d'adsorption (généralement sur charbon actif), biofiltre. Pour les procédés à hautes températures, les procédés couramment utilisés sont l'oxydation thermique, un refroidisseur et un charbon actif,

- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Différents procédés sont employés pour augmenter la température du sol à traiter. Il convient de différencier les procédés à basse température (< 100 °C) des procédés à hautes températures (> 100°C).

- **Procédés à hautes températures (> 100 °C)**

Ce type de procédé est opéré à des températures supérieures au point d'ébullition de l'eau. Il est essentiellement destiné à la zone vadose mais il peut aussi s'appliquer au niveau de la zone saturée à condition que la vitesse d'entrée de l'eau dans la zone à traiter soit plus faible que la vitesse d'évaporation de l'eau.

L'eau évaporée et les contaminants volatilisés sont collectés par un système proche de celui du venting (mais conçu pour les hautes températures).

- **Chauffage conductif**

Des réchauffeurs tubulaires verticaux ou horizontaux (ou éventuellement des couvertures chauffantes) alimentés par du courant électrique sont placés dans les sols au cœur de la pollution. Le chauffage conductif utilise les actions combinées du chauffage du sol obtenu par mise en œuvre de ces réchauffeurs (puits thermiques) et des puits d'extraction.

Le réchauffement du sol se fait par conduction, par rayonnement surtout à proximité des éléments de chauffe par advection et convection naturelle du fait de la vaporisation de l'eau liquide contenue dans le sol et du transport de la vapeur d'eau. Le chauffage conductif demeure efficace même dans les sols présentant une faible perméabilité car cette technique repose avant tout sur la conductivité thermique des sols qui est peu sensible aux hétérogénéités des formations géologiques. La conductivité thermique des sols est peu variable et comprise entre 0,5 et 1W/m/K.

Cette technique permet d'atteindre des températures de traitement très élevées, localement supérieure à 800 à 1 000 °C et en moyenne sur la zone à traiter jusqu'à 600°C. Les puits thermiques sont d'une manière générale espacés de 2 à 3 m.

L'installation d'éléments de chauffage horizontaux (ou de couverture chauffante) est bien indiquée pour les pollutions de surface (jusqu'à 1 m de profondeur). Au-delà, des éléments verticaux sont utilisés.

➤ **Chauffage par micro-ondes**

Le chauffage de l'eau des sols, réalisé grâce à l'utilisation de micro-ondes, permet d'améliorer la désorption et la volatilisation des polluants.

L'énergie est introduite dans les sols via des puits. La fréquence utilisée dépend de l'extension de la pollution et des propriétés diélectriques du sol (les longueurs d'onde sont comprises entre 3 mm et 30 cm).

Ce système nécessite une récupération et un traitement des polluants volatilisés.

Cette technologie est au stade de R&D. Son principal avantage serait d'allier la désorption/volatilisation des contaminants (provoquée par l'élévation de la température) et une dégradation des contaminants (sous l'effet des vibrations moléculaires).

• **Procédés à basses températures (< 100 °C)**

Ce type de procédé est opéré à des températures inférieures au point d'ébullition de l'eau. Il est uniquement destiné à la zone vadose.

➤ **Injection de vapeur ou d'air chaud**

De la vapeur d'eau (ou de l'air chaud) est injecté au droit de (ou sous) la source de pollution via des points d'injection verticaux ou horizontaux (aiguilles d'injection ou drains d'injection). L'élévation de température provoque la volatilisation des polluants. Un réseau de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction) associé à une unité d'extraction permet de récupérer les polluants volatilisés afin de les traiter avant rejet à l'atmosphère.

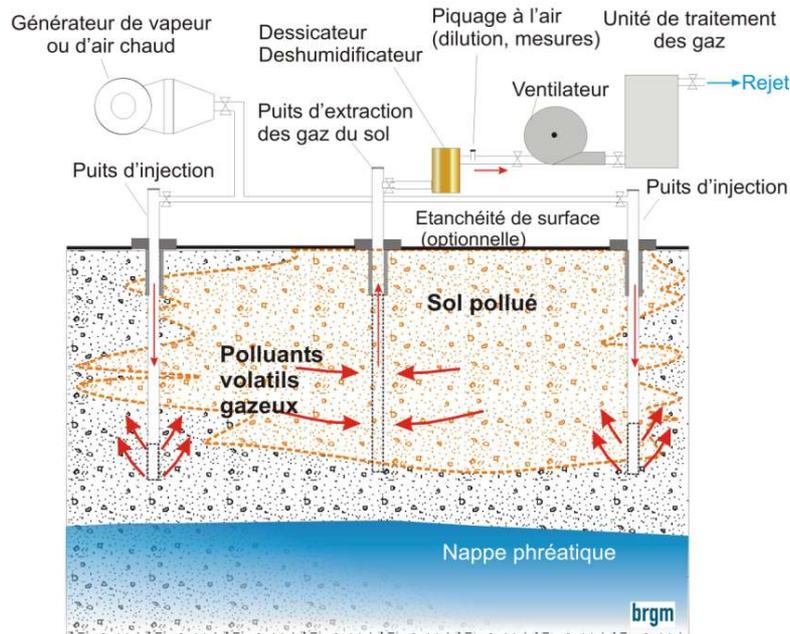


Figure 31 : Schéma de principe de l'extraction sous vide avec injection thermique (procédé à basse température – vapeur ou air chaud)

➤ Chauffage par résistance électrique

Des électrodes sont placées dans les sols de part et d'autre de la zone à traiter. Un courant électrique passe entre les électrodes au travers de la matrice sols. La résistance des sols a pour effet de créer une élévation de la température et donc une volatilisation des polluants.

Un réseau de points d'extraction verticaux ou horizontaux associé à une unité d'extraction permet de récupérer les polluants volatilisés afin de les traiter avant rejet à l'atmosphère.

D'une manière générale, les électrodes sont placées directement au cœur de la pollution de préférence dans les zones les moins perméables (donc les plus résistantes).

La chaleur a pour effet de volatiliser également l'eau, ce qui entraîne un assèchement des sols et donc une fracturation. Les écoulements s'en trouvent donc améliorés.

Les électrodes sont généralement placées par groupe de trois ; le système de mise en dépression des sols est alors placé à l'intérieur du triangle. Des unités constituées aussi de six électrodes sont actuellement au stade de R&D.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration, température d'ébullition, constante de Henry ...), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des puits d'injection et de production de chaleur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection et de production de chaleur (profondeur, diamètre, tranchées, puits...),
- le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, tranchées, puits...),
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- la température effectivement atteinte au sein de la source de pollution,
- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols, coefficient d'emmagasinement,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sol, localisation, concentration.

Efficacité/Performances

Dans des conditions optimales, le rendement de ce procédé peut dépasser 95 %. Néanmoins, ce rendement peut être sensiblement affecté par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants très peu volatils.

La désorption thermique in situ permet d'augmenter de façon notable les rendements d'extraction ainsi que les délais couramment rencontrés lors d'un venting classique.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la désorption thermique in situ sont :

- technique éprouvée (dans certains pays étrangers) ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes (l'humidité du

sol et l'eau souterraine sont alors vaporisées (techniques à température > 100 °C), ce qui augmente la perméabilité),

- technique permettant d'atteindre des profondeurs importantes,
- technique permettant de diminuer les temps de fonctionnement classiquement observés pour le SVE,
- technique permettant de traiter de nombreux polluants notamment les composés semi-volatils difficilement traitables par le SVE classique,
- technique permettant d'atteindre des taux de dépollution plus importants que le venting classique,
- applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) à condition de bien maîtriser les émanations gazeuses.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitements en aval,
- les impacts potentiels sur le milieu doivent être considérés :
 - impacts physiques sur les sols : perturbation des propriétés mécaniques des sols, apparition de fentes de retrait et dessiccation des sols humides et fins, tassements des sols qui peuvent affecter la stabilité d'éventuelles super ou infrastructures sur ou à proximité de la zone traitée,
 - impact sur la nappe phréatique : élévation de la température de la nappe et déplacement des conditions physico-chimiques qui y prévalent. La dégradation de la matière organique lors du chauffage est susceptible de libérer des polluants adsorbés non volatils et d'accroître leur solubilité et leur biodisponibilité après traitement,
 - impact direct sur les infrastructures, réseaux et canalisations enterrés,
 - impacts écologique et microbiologique : destruction ou perturbation des populations de micro-organismes et organismes des sols dans et en périphéries des zones traitées. La végétation est détruite dans la zone traitée,
- l'hétérogénéité et le taux de matière organique des sols peuvent impacter notablement les rendements épuratoires,
- les températures réellement atteintes au cœur de la pollution influent le rendement épuratoire,
- le système de collecte doit être finement conçu afin d'éviter toute dissipation de la pollution,
- le maillage des puits d'injection de chaleur et des puits d'extraction est très serré (souvent inférieur à 3 m), ce qui génère des coûts d'investissement

élevés,

- les émissions atmosphériques nécessitent un traitement d'air (surcoût),
- les coûts de production de température (coûts d'exploitation) sont souvent importants et sont un frein à l'application de ce procédé, notamment ceux générés pour la vaporisation de l'eau,
- les risques d'explosion/incendie doivent être pris en compte.

Coûts et délais

Les coûts sont généralement compris entre 70 et 155 €/t de sols traités.

Les durées de traitement varient entre 3 et 6 mois dépendamment du type de sols et du type de pollution.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de désorption thermique sont les suivants :

- les débits d'injection,
- la température d'injection et/ou générée,
- la dépression au niveau des puits d'extraction,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols (et éventuellement des sous-produits),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- la qualité des eaux souterraines en amont et en aval de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.4.2. Vitrification in situ

Termes anglais : vitrification

Principe

Ce procédé consiste à solidifier/stabiliser les sols par élévation de la température afin de le transformer en un matériau fondu qui se vitrifie en se refroidissant.

Maturité

Cette technique est au stade de R & D très avancé. Des unités de traitement existent d'ores et déjà aux Etats-Unis, au Japon et dans certains pays européens.

Description

Des électrodes en graphite (généralement au nombre de 4) sont introduites dans la source de pollution (zone vadose). Un courant électrique est alors imposé entre les électrodes ; le passage du courant dans les sols génère, par effet Joule, une augmentation importante de la température (1 600 à 2 000 °C), ce qui entraîne la fusion des sols (puis une vitrification lors de son refroidissement). Les électrodes sont enfoncées au fur et à mesure de la vitrification de la surface du sol vers le bas de la zone à traiter (Cf. Figure 32).

Les composés organiques sont soit détruits soit volatilisés avant d'être acheminés vers une unité de traitement spécifique. Pour ce faire, l'ensemble de la zone à traiter doit être placée sous une hotte mise en dépression.

Les composés inorganiques mais aussi l'amiante et les radionucléides sont incorporés dans la matrice vitrifiée. Cette dernière est très stable inerte et très peu lixiviable.

Applicabilité

Cette technique, à l'instar des autres techniques de solidification/stabilisation, est applicable à de nombreux composés organiques (destruction des COV, SCOV, dioxines, PCB...) mais est principalement destinée à traiter (par immobilisation) les composés inorganiques mais aussi l'amiante et les radionucléides.

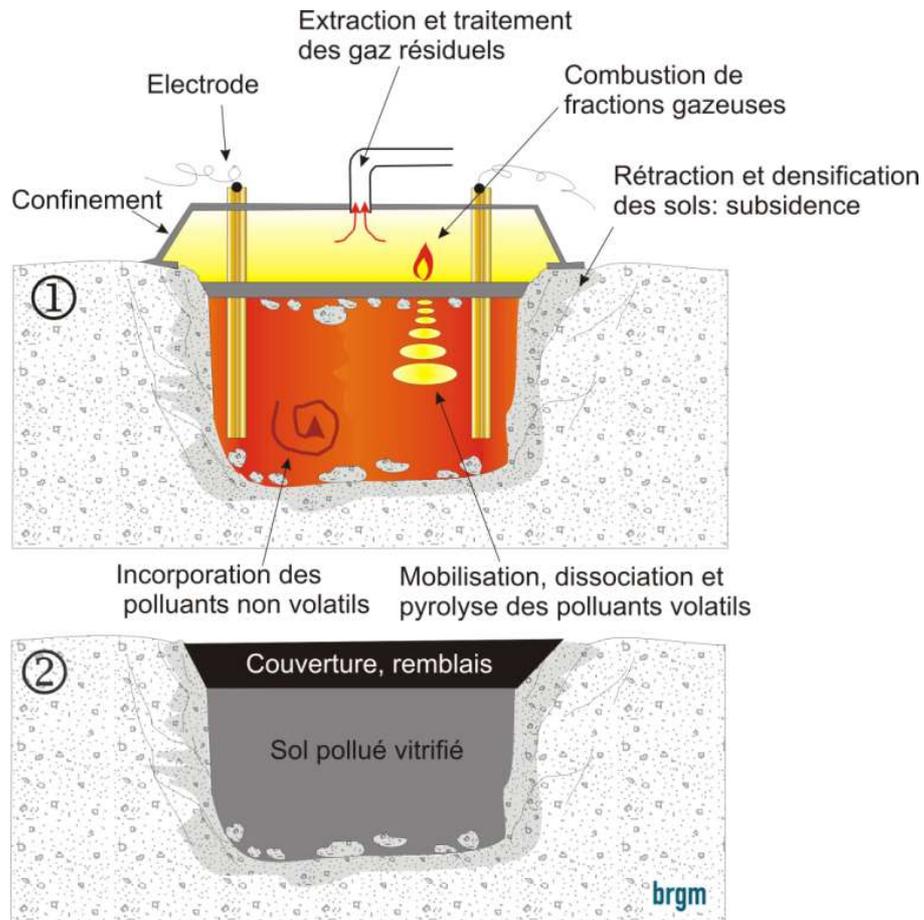


Figure 32 : Schéma de principe de la vitrification thermique in situ

Moyens matériels

Le système de vitrification in situ est constitué des éléments suivants :

- électrodes en graphite fixées à un système de maintien et alimentées par du courant électrique,
- hotte (couvercle hermétique) recouvrant la totalité de la zone à traiter ainsi que la zone adjacente afin de prévenir tout risque de dispersion des polluants,
- une pompe à vide (si nécessaire un échangeur thermique permettra de refroidir les gaz avant le système de pompage et de traitement),
- séparateur de condensas ou dévésiculateur,
- filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette dernière peut être constituée d'une unité d'oxydation catalytique, d'incinérateur ou d'une unité d'adsorption (généralement sur charbon actif),
- stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Il n'existe pas de variantes à ce procédé.

Données nécessaires au dimensionnement

Outre les données classiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les principales données concernant les sols à acquérir sont :

- les conductivités thermique et électrique des sols,
- la capacité/vitesse de solidification du mélange en fusion,
- les mesures de concentrations et vérification de la présence en éléments préjudiciables à la technique :
 - sulfures, chlorures, phosphore, sols alcalins (Na_2O et K_2O),
 - teneur en humidité faible,
 - produits pouvant générer des risques d'explosions (produits inflammables ou explosifs),
 - présence de déchets métalliques,
- la réalisation d'essai de lixiviation sur des échantillons témoins avant et après traitement.

Ces données sont indispensables pour calculer la puissance du courant à appliquer ainsi que l'espacement des électrodes.

Par ailleurs, les données nécessaires à la récupération et au traitement des gaz doivent être collectées :

- la dimension de la hotte (couvercle hermétique),
- la dépression générée par l'extracteur,
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Efficacité/Performances

Les concentrations dans les lixiviats après traitement peuvent être diminuées de plus de 95 %.

La vitesse d'exécution est rapide : 3 à 5 tonnes par heure.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la vitrification in situ sont :

- applicabilité à de très nombreux produits,
- les résidus solides sont peu lixiviables,
- technique particulièrement adaptée aux contaminants toxiques non combustibles,
- technique éprouvée (dans certains pays étrangers) ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- consommation énergétique très importante et constituant un frein à l'application de ce procédé,
- les contaminants peu volatils (métaux, radionucléides, amiante) restent dans le sol mais sont immobilisés,
- la proportion des contaminants organiques présents doit être inférieure à 5-10%,
- les surfaces des sols traitées sont faibles à chaque mise en place ($< 10 \text{ m}^2$),
- la profondeur de traitement maximale est de l'ordre de 6 m,
- la technique ne peut être employée à proximité de bâtiments, d'infrastructures, de réseaux et de canalisations enterrés du fait de l'affaissement des sols provoqué (stabilité géotechnique) et de la chaleur générée (risque d'impact sur les matériaux),
- le sol doit contenir suffisamment de silice pour que la vitrification soit efficace,
- la technique est limitée dans le cas d'un taux d'humidité faible (la conductivité électrique des sols est alors trop faible) ; ce manque de conductivité peut être compensée par un apport de copeaux de graphite et de verre entre les électrodes, ce qui permet d'initier le passage du courant électrique et donc le phénomène de vitrification,
- la technique nécessite le contrôle d'éléments préjudiciables à la technique (humidité, sulfures, chlorures, phosphore) ainsi que des produits pouvant générer des risques d'explosions (produits inflammables ou explosifs),
- les sols alcalins (Na_2O et K_2O) se prêtent peu à cette technique (au-delà de 1,4 % massique, la conductivité électrique du sol sera insuffisante) (Buel et Thompson, 1992),
- les propriétés texturales et de fertilisation des sols sont complètement détruites,
- la densité des sols augmente de 1,5-1,9 à $2,6 \text{ t/m}^3$,

- les sols se refroidissent en plusieurs mois à une année,
- le système de collecte doit être finement conçu afin d'éviter toute dissipation de la pollution,
- les émissions atmosphériques nécessitent un traitement d'air (surcoût),
- les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitements en aval,
- la technique détruit les populations de micro-organismes et organismes des sols dans et en périphéries des zones traitées. La végétation est détruite dans la zone traitée.

Coûts et délais

Le procédé étant peu employé en France, les coûts de traitements sont donnés pour le marché américain :

- Coûts d'immobilisation : 40 000 à 80 000 \$,
- Coût d'opération : 450 à 900 \$/m³.

Les durées de traitement varient entre 6 et 24 mois dépendamment du type de sols et du type de pollution.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de vitrification in situ sont les suivants :

- la température générée,
- la dépression de la hotte,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols (et éventuellement des sous-produits),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- la qualité des eaux souterraines en amont et en aval de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
- la caractérisation des effets « rebounds ».

Les concentrations dans les lixiviats devront être mesurées en fin de traitement afin de vérifier le caractère inerte des matériaux.

3.5. METHODES BIOLOGIQUES

3.5.1. Préambule

Processus généraux impliqués dans la biodégradation de composés organiques

La majorité des traitements biologiques in situ mettent en jeu des microorganismes, principalement des bactéries, afin de dégrader totalement ou partiellement les polluants. Quelques dépollutions ont été réalisées à l'aide de champignons (White rot fungus) mais cette variante reste encore confidentielle.

Deux types de processus sont en jeu :

- le métabolisme,
 - le cométabolisme.
-
- **Le métabolisme**

Les polluants sont utilisés par les microorganismes pour la production d'énergie (les polluants sont métabolisés).

Le métabolisme se divise :

- en catabolisme qui met en jeu des réactions d'oxydoréduction ; ces réactions ayant pour but de produire de l'énergie stockée par les microorganismes,
- et en anabolisme (qui se sert de cette énergie pour le maintien et la reproduction cellulaire).

On distingue deux sortes de dégradations biologiques suivant le type d'accepteur d'électrons :

- dégradations aérobies : l'accepteur final d'électron est l'oxygène,
 - dégradations anaérobies : l'accepteur final d'électron est un composé autre que l'oxygène : nitrates (NO_3^-), manganèse (Mn (IV)), fer ferrique (Fe (III)), sulfates (SO_4^{2-}), dioxyde de carbone (CO_2).
-
- **Le cométabolisme**

Lors du cométabolisme, le polluant n'est pas utilisé pour la croissance bactérienne mais est dégradé du fait de l'activité métabolique avec une autre molécule, dénommée inducteur cométabolique. Les enzymes synthétisées pour cette autre molécule dégradent donc en parallèle le polluant.

Le microorganisme ne tire pas de bénéfice de cette dégradation.

Biostimulation et bioaugmentation

La biodépollution peut être réalisée par bioaugmentation et par biostimulation. La biostimulation consiste à mettre les microorganismes indigènes dans les conditions favorables à la biodégradation envisagée. La majorité des traitements biologiques utilise la biostimulation.

La bioaugmentation consiste à ajouter des microorganismes afin de permettre ou d'améliorer la biodégradation. Peu utilisée, elle est nécessaire seulement lorsque les milieux ne contiennent pas les microorganismes adaptés à la biodégradation envisagée.

La bioaugmentation peut être réalisée selon deux méthodes :

- par introduction de microorganismes spécifiques non indigènes,
- par extraction des microorganismes en vue d'une acclimatation et réintroduction dans la zone polluée.

La bioaugmentation est réalisée lorsque les microorganismes indigènes ne sont pas adaptés à la dégradation de la pollution (matériel génétique non adapté) ou lorsque les polluants sont présents à des concentrations toxiques pour les microorganismes indigènes.

Le tableau suivant cite les principaux micro-organismes capables de dégrader certains hydrocarbures pétroliers.

Contaminant	Micro-organisme	Potentiel de dégradation
Benzène	<i>Pseudomonas putida</i> , <i>P. aeruginosa</i> , <i>Acinetobacter sp.</i> , <i>Methylosinus trichosporium OB3b</i> , <i>Nocardia sp.</i> , méthanogènes, anaerobes	Modéré à haut
Toluène	<i>Methylosinus trichosporium OB3b</i> , <i>Bacillus sp.</i> , <i>Burkholderia cepacia</i> (ortho-monooxygénase), <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Cunninghamella elegans</i> , <i>P. aeruginosa</i> , <i>P. mildenberger</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Pseudomonas sp.</i> (aussi appelée <i>Thauera aromatica</i> : bactérie dénitrifiante), <i>Geobacter metallireducens</i> (bactérie ferro-réductrice), <i>Desulfocula</i> (bactérie sulfato-réductrice), <i>Achromobacter sp.</i> , méthanogènes, anaerobes	Haut
Ethylbenzène	<i>Pseudomonas putida</i> , <i>Pseudomonas sp.</i> (aussi appelée <i>Thauera aromatica</i> : bactérie dénitrifiante)	Haut

Contaminant	Micro-organisme	Potentiel de dégradation
Xylènes	<i>Pseudomonas putida</i> , <i>Pseudomonas sp.</i> (aussi appelée <i>Thauera aromatica</i> : bactérie dénitrifiante), méthanogènes, anaerobes	Haut
Naphtalène	<i>Pseudomonas putida</i> (dioxygénase)	-
Alcanes	<i>Pseudomonas oleovorans</i> (hydroxylase), <i>Methanosarcina barkeri</i>	-
Kérosène	<i>Torulopsis</i> , <i>Candidatropicalis</i> , <i>Corynebacterium hydrocarboclastus</i> , <i>Candidaparapsilosis</i> , <i>C. guilliermondii</i> , <i>C. lipolytica</i> , <i>Trichosporon sp.</i> , <i>Rhohosporidium toruloides</i> , <i>Cladosporium resinae</i>	Haut

Tableau 16 : Micro-organismes capables de dégrader les hydrocarbures pétroliers (Wiedemeier et al., 1999, et Stapleton et al., 1998)

Principaux facteurs influençant la biodégradabilité

Plus que tout autre traitement, les traitements biologiques doivent faire l'objet de test de faisabilité (biodégradabilité) permettant d'appréhender le type de dégradation le plus approprié, les rendements et les durées associées (et par conséquent les coûts), ce qui correspond à aborder les points suivants :

- cas du métabolisme : détermination des accepteurs et donneurs d'électrons donnant les meilleurs résultats ainsi que leurs concentrations optimales,
- cas du cométabolisme : détermination de l'inducteur métabolique ainsi que de sa concentration optimale,
- présence de microorganismes indigènes compétents,
- présence de nutriments en concentrations et proportions suffisantes,
- présence de polluants à des concentrations inférieures aux seuils d'inhibition,
- bioaugmentation : type d'organismes et conditions associées.

Les principaux facteurs qui influencent la biodégradabilité d'un polluant sont :

- la présence de microorganismes compétents,
- la disponibilité d'accepteurs d'électrons nécessaires à l'action microbienne,
- la teneur en eau,
- le pH,
- la température,
- la disponibilité de nutriments minéraux (N, P, K, ...),

- la nature, la concentration et la bioaccessibilité des polluants.

En plus des paramètres « classiques » de la biodégradation, les paramètres essentiels au bon fonctionnement de la biostimulation sont :

- le transport jusqu'à la zone polluée (mode d'injection),
- l'attachement à la matrice sols,
- la survie et la croissance des microorganismes.

Mise en place d'une dégradation biologique in situ

La mise en place de traitements biologiques peut en fonction des cas nécessiter une bioaugmentation, l'ajout de nutriments, le réglage de l'humidité, l'ajout de donneurs d'électrons ou l'ajout d'accepteurs d'électrons. Les trois piliers de la biodégradation sont présentés dans la figure suivante.

Pour ce faire, différentes techniques peuvent être utilisées : injection directe de nutriments, ajout de composés libérateurs d'oxygène, ajout de composés consommant de l'oxygène, bioventing, bioaugmentation, biosparging, barrière perméable réactive, recirculation des eaux souterraines.

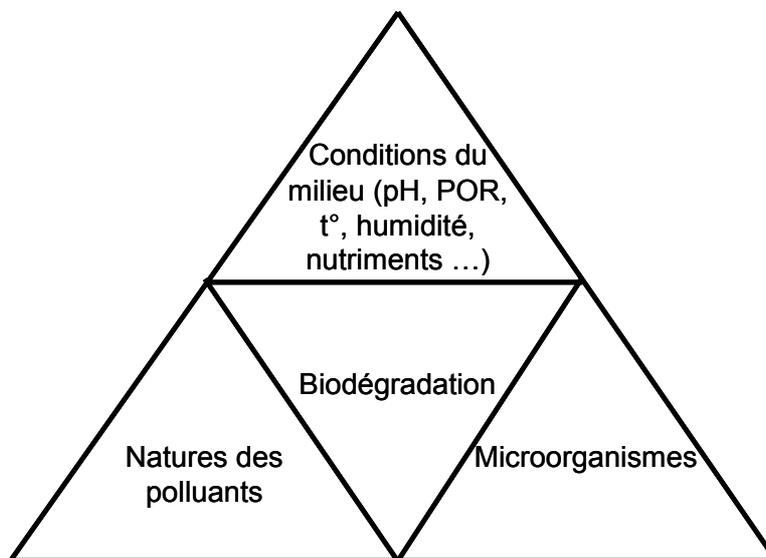
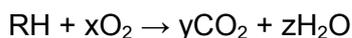


Figure 33 : Triangle de la biodégradation (Suthersan S., 1997)

Biodégradation aérobie

La biodégradation aérobie est généralement plus efficace et plus facile à contrôler que l'anaérobie.

Lors des dégradations aérobies, l'accepteur final d'électrons est l'oxygène. Une dégradation totale des polluants organiques se déroule donc comme suit et aboutit à la formation d'eau et de CO₂ :



Les biodégradations entraînent la formation de composés intermédiaires qui seront, si les conditions sont favorables, par la suite dégradés.

La majorité des hydrocarbures est dégradable par voie aérobie. La dégradabilité des hydrocarbures varie en fonction du nombre d'atome de carbone et de la structure des molécules :

- les taux de dégradation sont plus importants pour les composés saturés (alcanes) que pour les composés mono-aromatiques (BTEX, phénols) et les HAP légers (2,3 voire 4 HAP),
- le traitement de composés halogénés est d'autant plus délicat que le nombre d'atomes de Cl est important ; de même la biodégradation de composés fortement chlorés est plus problématique au-delà de 5-6 atomes de C,
- les hydrocarbures comportant peu d'atomes de C sont les composés les plus facilement biodégradables, les composés C6-C20 sont considérés comme facilement dégradables, les composés C21-C29 sont considérés comme moyennement biodégradables, les composés ayant plus de 30 atomes de C sont considérés comme beaucoup moins dégradables,
- les composés linéaires sont plus biodégradables que les composés ramifiés,
- les composés solubles sont généralement plus biodégradables.

Les composés pouvant être traités par voie biologique aérobie sont : les hydrocarbures pétroliers légers à moyens, certains solvants chlorés et dans une certaine limite les PCB faiblement chlorés, les HAP, les phénols, les crésols ainsi que certains pesticides et herbicides.

A titre informatif, les réactions de dégradation aérobie de certains alcanes linéaires et HAP sont présentées en Figure 34 et Figure 35.

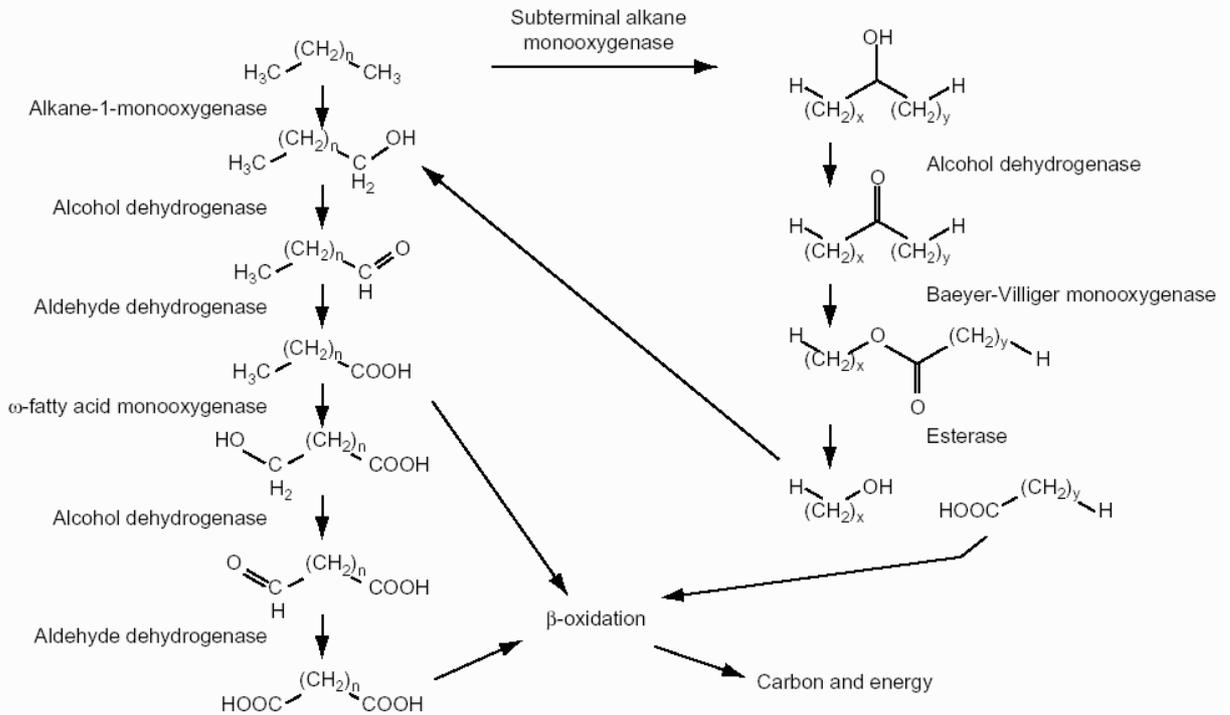


Figure 34 : Intermédiaires de dégradation des alcanes linéaires – biodégradation aérobie (van Beilen et al., 2003)

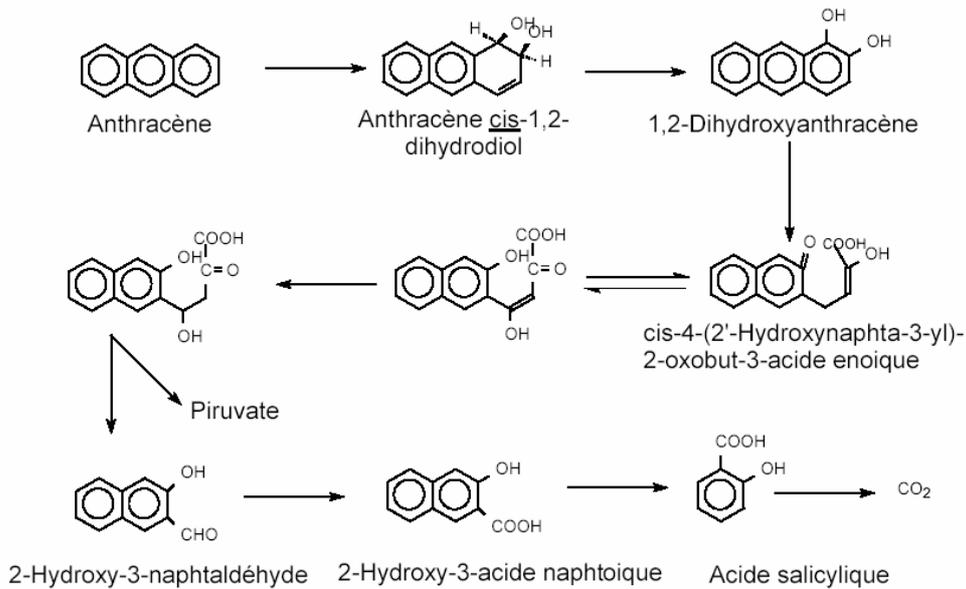


Figure 35 : Intermédiaires de dégradation de l'anthracène par *Pseudomonas aeruginosa* – biodégradation aérobie (Sutherland et al., 1995)

La Figure 36 ci-après présente les changements chimiques d'hydrocarbures pétroliers au fur et à mesure de leur décomposition. L'évolution de différentes coupes pétrolières dans l'environnement a été établie sur la base des différences constatées entre des produits « frais » et des produits retrouvés dans l'environnement.

FUEL TYPE	LEVEL OF BIODEGRADATION	CHEMICAL COMPOSITION
GASOLINE DIESEL BUNKER C FUEL	1	Abundant n-alkanes
	2	Light-end n-alkanes removed
	3	Middle-range n-alkanes, olefins, benzene & toluene removed
	4	More than 90% of n-alkanes removed
	5	Alkylcyclohexanes & alkylbenzenes removed Isoprenoids & C ₀ -naphthalenes removed
	6	Isoprenoids, C ₁ -naphthalenes, benzothiophenes & alkylbenzothiophenes removed C ₂ -naphthalenes selectively reduced
	7	Phenanthrenes, dibenzothiophenes & other polynuclear aromatic hydrocarbons reduced
	8	Tricyclic terpanes enriched Regular steranes relatively removed C ₃₁ - to C ₃₅ -homohopanes reduced
	9	Tricyclic terpanes, diasteranes & aromatic steranes abundant

Figure 36 : Changements de composition de 3 coupes pétrolières durant la biodégradation (d'après Kaplan et al., 1997)

Les principales conditions permettant une dégradation aérobie sont :

- d'une manière générale, les températures optimales propices à une bonne activité microbienne sont comprises entre 20°C et 37°C ; une variation de 10°C diminue en moyenne de moitié cette activité ;
- les principaux éléments nutritifs doivent respecter les proportions C : N : P = 100 : 10 : 1) ;
- la perméabilité : les sols peu perméables ne permettent pas une bonne répartition des produits injectés, ni une bonne récupération des produits résiduels ; une perméabilité inférieure à 10⁻⁶ m/s rend ce processus réhibitoire ;
- la géochimie : certains éléments chimiques présents dans le sol peuvent réagir avec les adjuvants injectés et provoquer des colmatages (ex. : le fer et le manganèse précipitent en présence de solutions oxydantes) ;
- la toxicité des produits polluants : certains polluants à teneur en carbone élevée et à des concentrations données peuvent se révéler toxiques pour les micro-

organismes ;

- le pH optimal du sol doit être compris entre 6 et 8 ; ce paramètre influe fortement sur la croissance des micro-organismes.

Biodégradation anaérobie

La biodégradation anaérobie est moins employée que la dégradation aérobie car elle est plus complexe à maîtriser. Néanmoins, lorsque les composés organiques ne sont pas dégradables par voie aérobie, elle peut représenter une alternative intéressante.

Ce type de traitement nécessite des milieux réducteurs et peut permettre de dégrader principalement des composés aromatiques (plus ou moins halogénés) et certains solvants halogénés. D'une manière générale, plus le contaminant est une molécule oxydée, plus les microorganismes auront tendance à les utiliser comme accepteurs d'électrons et plus il nécessitera des conditions réductrices pour que la réaction ait lieu.

Les polluants pouvant être traités par biodégradation anaérobie sont les hydrocarbures et les BTEX. Les composés chlorés aliphatiques (PCE, TCE, dichloroéthène), les HAP, les PCB et d'autres polluants organochlorés (pesticides...) sont préférentiellement traités par voie anaérobie (RECORD, 2007).

Ce procédé reste encore actuellement modérément employé in situ pour les raisons suivantes :

- le contrôle des conditions anaérobies reste délicat : tout l'oxygène doit être retiré car il est toxique pour les bactéries,
- les vitesses de réaction sont faibles,
- la destruction des contaminants est parfois partielle et peut conduire à la formation de composés intermédiaires (sous-produits) toxiques (ex : la dégradation du PCE peut former du chlorure de vinyle),
- la maîtrise des conditions anaérobies strictes est parfois onéreuse.

A titre informatif, les réactions de dégradations anaérobies de certains composés mono-aromatiques et HAP sont présentées en Figure 37 et Figure 38 .

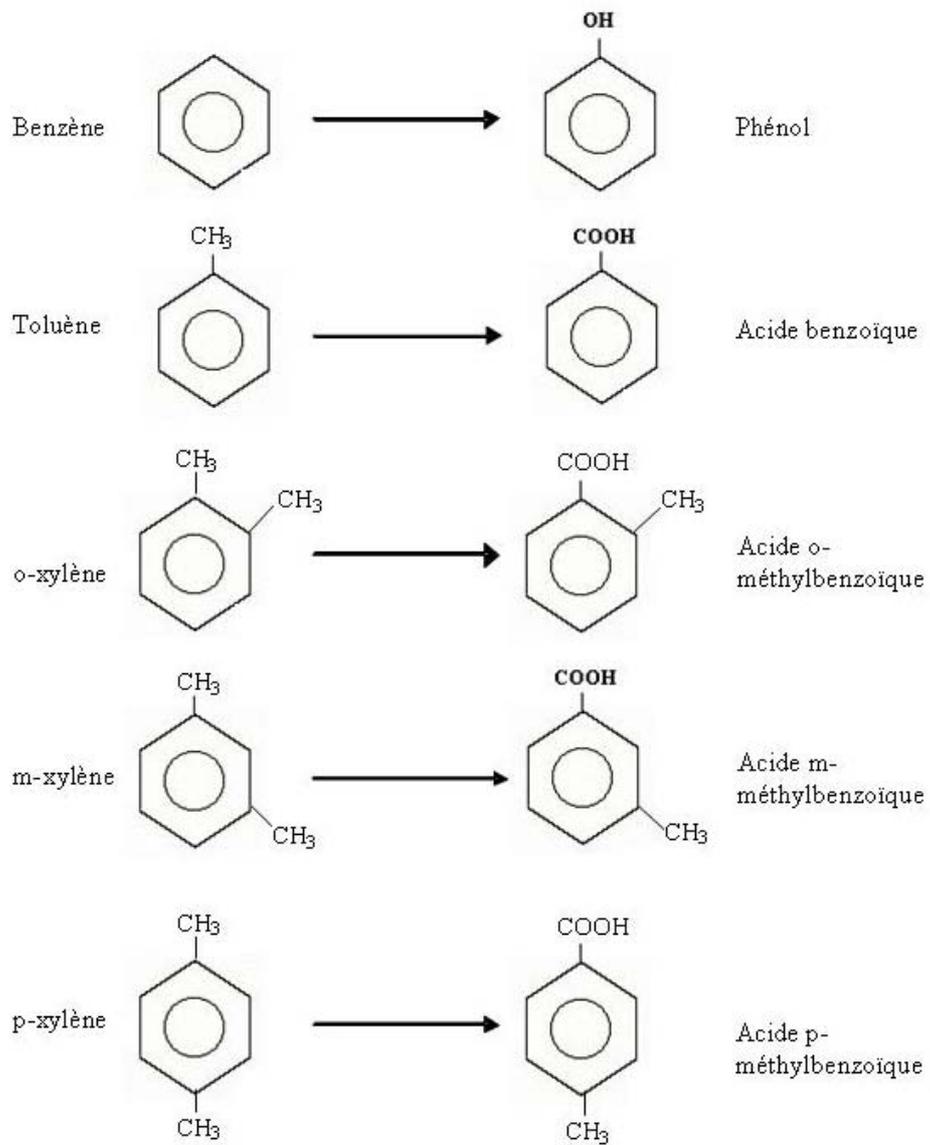


Figure 37 : Intermédiaires de dégradation des BTX – biodégradation anaérobie (Wiedemeier et al., 1999)

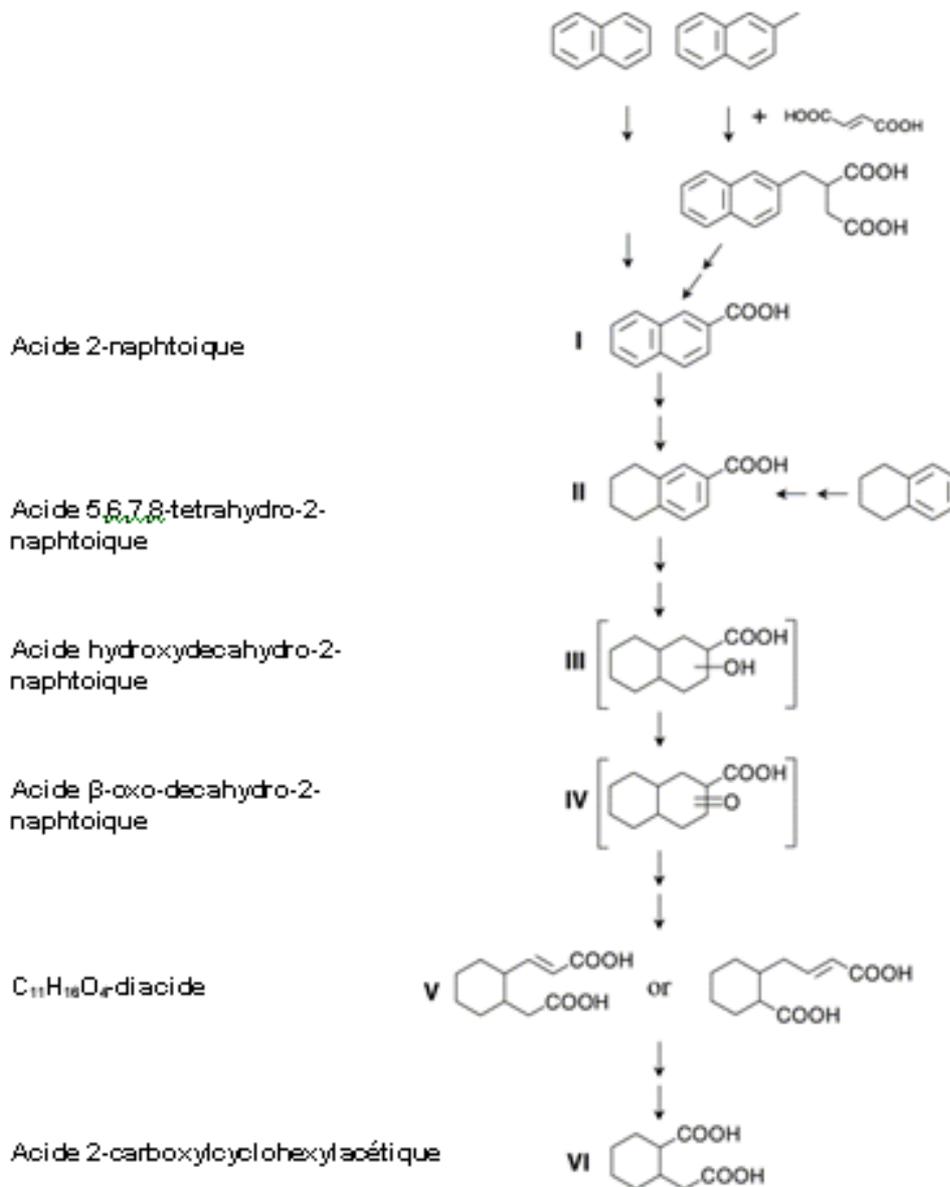


Figure 38 : Proposition d'une voie métabolique de dégradation anaérobie des HAP (naphtalène, méthylnaphtalène) à partir de l'acide 2-naphtoi que (les composés III et IV sont des intermédiaires supposés qui n'ont pas été identifiés) (d'après Meckenstock et al., 2004)

On distingue trois grandes catégories de dégradations anaérobies :

- l'utilisation du contaminant comme donneur d'électrons,
- l'utilisation du contaminant comme accepteurs d'électrons,
- le cométabolisme anaérobie.

Les deux premières sont détaillées ci-dessous.

- **Utilisation du contaminant comme donneur d'électrons**

Le donneur d'électrons (ou substrat) est le contaminant ; dans ce cas, les accepteurs d'électrons autres que l'oxygène pouvant être utilisés sont le nitrate, le manganèse le fer ferrique, le sulfate et le dioxyde de carbone.

Les types de réactions anaérobies rencontrés sont, par ordre de conditions réductrices croissantes :

- la respiration : $RH + xO_2 \rightarrow yCO_2 + zH_2O$
- la dénitrification : $RH + x NO_3^- + yH_2 + zH^+ \rightarrow N_2 + aCO_2 + bH_2O$
- la réduction des nitrates : $RH + xNO_3^- + yH_2 + zH^+ \rightarrow NH_4^+ + aCO_2 + bH_2O$
- la réduction du manganèse : $RH + aMnO_2 + xH_2 \rightarrow yCO_2 + bMn(OH)_2 + zH_2O$
- la réduction du fer : $RH + aFe(OH)_3 + xH_2 \rightarrow yCO_2 + bFe(OH)_2 + zH_2O$
- la réduction des sulfates : $RH + xSO_4^{2-} + yH_2 + zH^+ \rightarrow aCO_2 + xHS^- + bH_2O$
- la méthanogénèse : $RH + xHCO_3^- + yH_2 + zH^+ \rightarrow aCO_2 + bCH_4 + cH_2O$

Les différentes zones redox évoluent avec le temps et dans l'espace, même à petite échelle (dizaines de centimètres). La succession préférentielle des TEAP (« Terminal Electron Accepting Processes ») est la suivante : respiration (conditions aérobies), réduction des nitrates, réduction du manganèse, réduction du Fe(III), réduction des sulfates, et enfin la méthanogénèse. Ces zones évoluent par progression thermodynamique ; en général, les réactions qui produisent le plus d'énergie sont les premières à se produire, suivront ensuite celles qui en produisent moins.

Bien que la dénitrification produise plus d'énergie que la respiration, elle aura lieu après celle-ci. Ceci s'explique par la toxicité de l'oxygène dissous (si $CO_2 > 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) pour les bactéries dénitrifiantes (et autres bactéries anaérobiques). Ainsi, la dénitrification commencera quand tout l'oxygène dissous sera consommé.

Les TEAP « Terminal Electron Accepting Processes » (TEAP) se succèdent par progression thermodynamique mais ces processus sont aussi dépendants des propriétés chimiques et physiques du milieu (Cf. Tableau 17). Ceci complique nettement l'identification des différentes zones redox. L'hétérogénéité des milieux et l'évolution de la composition de ce milieu conduisent à des schémas complexes de réactions biogéochimiques.

Type de dégradation	Processus	ΔG_r^0 * (kJ.mol ⁻¹)
Aérobie	Respiration	- 3202
Anaérobie	Dénitrification	- 3245
	Réduction du Fe(III)	- 2343
	Réduction du sulfate	- 514
	Méthanogénèse	- 136

Remarque : l'enthalpie libre est une grandeur qui permet de prédire le sens dans lequel une réaction chimique se fera. Ainsi :
 < 0 Evolution spontanée dans le sens Réactifs --> Produits. Réaction exergonique.
 > 0 Evolution spontanée dans le sens Produits --> Réactifs. Réaction endergonique.
 = 0 Equilibre chimique.

Tableau 17 : Enthalpie libre des TEAP pour l'oxydation du benzène (Wiedemeier et al., 1999)

En règle générale, les processus anaérobiques, à l'exception de la réduction des nitrates, dominent dans les régions de l'aquifère de faible perméabilité. La respiration et la réduction des nitrates seront favorisées dans des régions de plus forte perméabilité (de type sableux) (Cozzarelli I. et al., 2001). Une fois que l'oxygène dissous et les nitrates ont été consommés dans des zones de haute perméabilité, la méthanogénèse s'installe rapidement.

Le TEAP dominant est donc étroitement lié au potentiel redox de l'eau (cf. Figure 39).

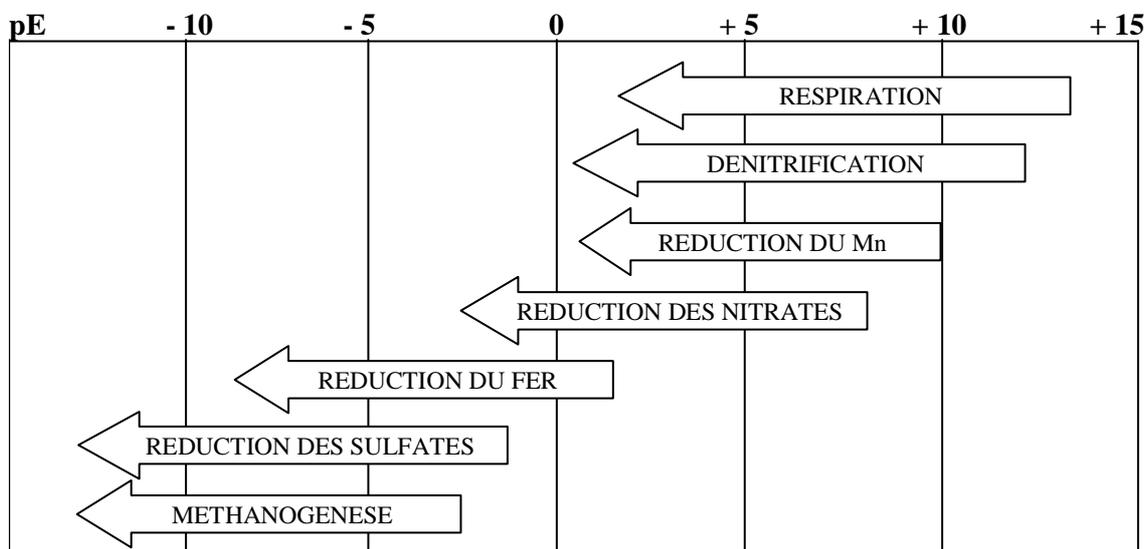


Figure 39 : Potentiel redox spécifique aux différents TEAP (Wiedemeier et al., 1999)

La Figure 40 présente des taux de biodégradation de différents polluants organiques en fonction des conditions d'oxydoréduction.

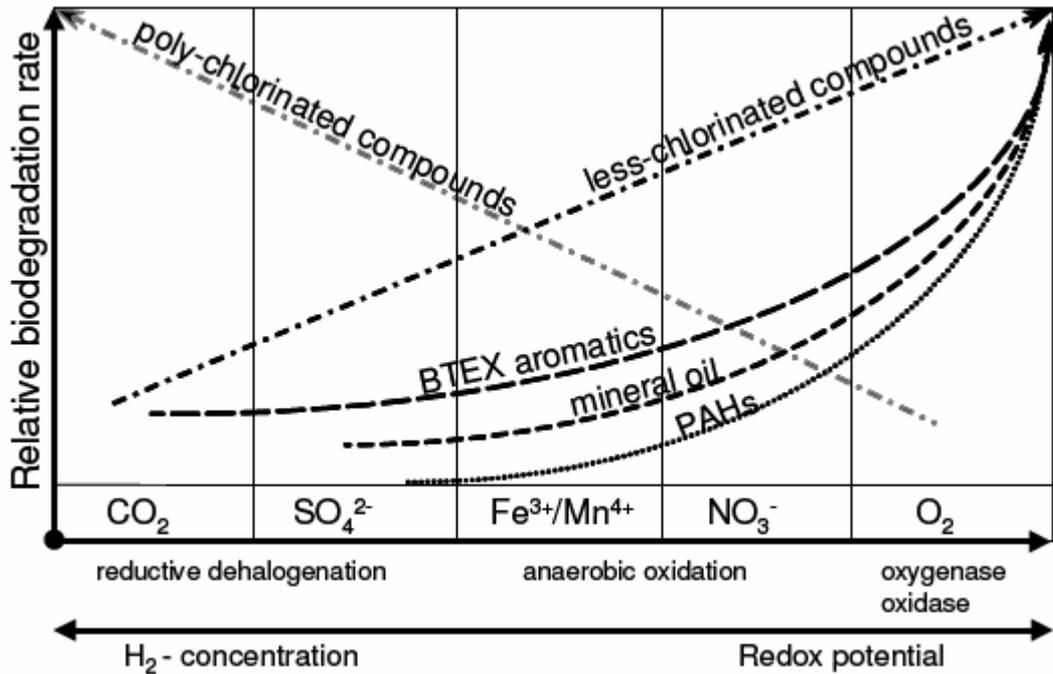


Figure 40 : Présentation des taux de biodégradation de différents polluants organiques en fonction des conditions d'oxydoréduction (Langenhoff, 2007)

- **Utilisation du contaminant comme accepteurs d'électrons**

Le donneur d'électrons est alors l'hydrogène (H_2 dissous) ou de petites molécules organiques (lactate, acétate, glucose...). La réaction la plus fréquente est la "déchloration réductive", utilisée dans le traitement biologique des composés aliphatiques halogénés (Cf. Figure 41 ci-dessous). Lors de la déchloration réductive, le composé perd, un à un, ses atomes de chlore qui sont remplacés par des atomes d'hydrogène.

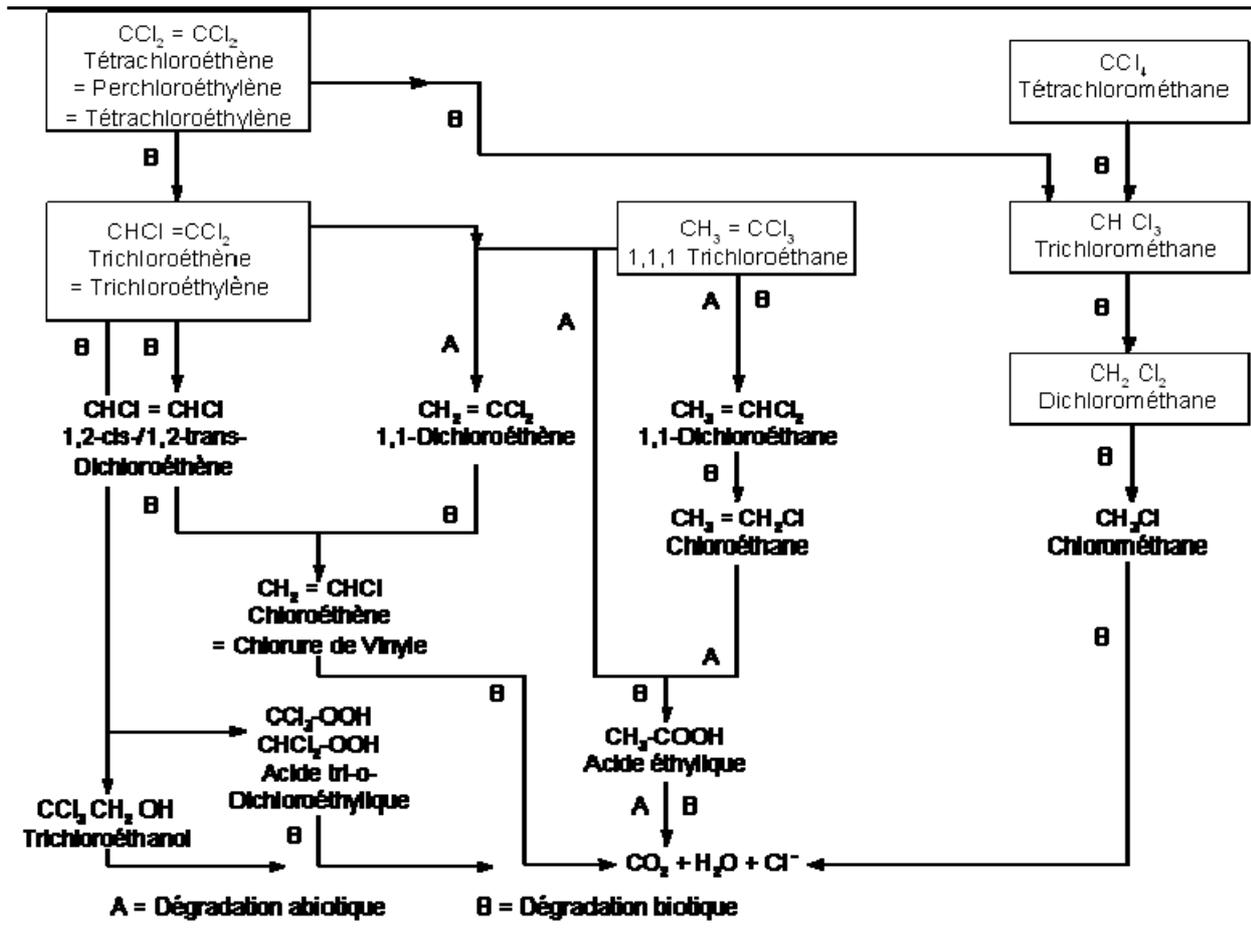


Figure 41 : Dégradation du tétrachloroéthène et du tétrachlorométhane (adapté de Wiedemeier et al., 1998 et 1999)

Biodégradabilité des polluants

La biodégradabilité des principaux polluants organiques est présentée dans le Tableau 18 ci-dessous.

Type de contaminants	Degré de biodégradabilité
Hydrocarbures pétroliers C6-C15	Très facile
Alcools, phénols, amines	Très facile
Acides, esters, amides	Très facile
Hydrocarbures pétroliers C12-C20	Modérément facile
Ethers, hydrocarbures monochlorés	Modérément facile
Hydrocarbures pétroliers (<C20)	Modérément difficile
Hydrocarbures polychlorés	Modérément difficile
HAP, PCB, pesticides	Très difficile

Tableau 18 : Biodégradabilité des principaux polluants organiques (Suthersan S., 1997)

Intérêts et inconvénients des biodégradations aérobie et anaérobie

Les principaux avantages des biodégradations sont :

- ce sont des procédés destructifs,
- bien mis en œuvre, ces procédés sont très compétitifs en termes de coûts (ne nécessitant pas de transfert d'électrons, les traitements anaérobies sont généralement moins onéreux que les aérobies),
- l'impact médiatique est relativement bon.

Plusieurs inconvénients sont à mentionner :

- la biodisponibilité limite l'accès aux polluants et donc leur biodégradation (néanmoins, cette biodisponibilité peut être augmentée par l'emploi de tensioactifs qui augmente la solubilité des polluants),
- les technologies ne sont bien évidemment applicables qu'aux polluants biodégradables, non inhibiteurs et non toxiques,
- dans le cas de biodégradation aérobie la perméabilité du sol doit être supérieure à 10^{-6} m/s,
- les concentrations importantes en métaux, cyanures, ou contaminants organiques peuvent inhiber les biodégradations.

3.5.2. Biodégradation dynamisée (ou atténuation naturelle dynamisée)

Termes anglais : Enhanced Biodegradation/Bioremediation ; Enhanced Natural Attenuation

Principe

L'atténuation naturelle dynamisée ou biodégradation dynamisée in situ nécessite l'ajout de composés spécifiques dans les sols ou les eaux souterraines afin de créer les conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants.

Pour ce faire, les microorganismes sont maintenus dans les conditions optimales (oxygène, pH, température, potentiel d'oxydoréduction) et des nutriments sont ajoutés essentiellement sous forme liquide (cf. § 3.5.1.)

Maturité

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatiles à semi-volatiles biodégradables ainsi que pour les solvants chlorés. Elle est en voie de développement avancé pour les composés plus récalcitrants (HAP ...).

Description

Le but de la biodégradation dynamisée in situ est de maîtriser l'intégralité des paramètres pour obtenir les conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants.

Les différents composés (Cf. Tableau 19) sont ajoutés dans la zone non saturée ou la zone saturée à cet effet. Leur nature et leur concentration dépendent des conditions du milieu, des contaminants, des processus de biodégradation envisagée (oxydation aérobie, réduction anaérobie, cométabolisme ... - cf. § 3.5.1 et Tableau 19). Dans certains cas, un ensemencement des bactéries non endogènes est réalisé.

Les procédés de biodégradation dynamisée in situ les plus couramment utilisés, à savoir le bioventing et le biosparging, sont présentés au § 3.5.3 et 3.5.4.

Les nutriments sont souvent injectés sous forme dissoute via des sprinklers, des puits d'injection ou des drains.

En cas de dégradation aérobie, l'oxygène peut être apporté sous forme gazeuse (par pompage de l'air, par ajout d'oxygène pur (Cf. Figure 43)...), sous forme liquide (peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) (Cf. Figure 44)) ou solide (peroxyde de magnésium – MgO₂).

Actions	Exemple	Mécanisme en jeu
Biaugmentation	Ensemencement avec bactéries non endogènes	Oxydation aérobie (directe ou cométabolisme)
		Réduction anaérobie (directe ou cométabolisme)
Ajout de nutriments	Ajout d'azote, phosphates ou autres facteurs de croissance qui pourraient être déficients dans le milieu	Oxydation aérobie (directe ou cométabolisme)
		Réduction anaérobie (directe ou cométabolisme)
Ajout de donneurs d'électrons	Ajout de substrat comme le toluène, le propane, le méthane	Oxydation aérobie (cométabolisme)
	Ajout d'hydrogène, d'une source d'hydrogène, de composés produisant de l'hydrogène (« Hydrogen Release Compound » (HRC))	Réduction anaérobie (directe ou cométabolisme)
Ajout d'accepteurs d'électrons	Ajout d'oxygène par bioventing, biosparging ou d'une source d'oxygène comme le peroxyde d'hydrogène (« Oxygen Release Compound » - ORC)	Oxydation aérobie (directe)
	Ajout de nitrates	Réduction anaérobie (cométabolisme)

Tableau 19 : Composés ajoutés dans la bioremédiation (ITRC, 1998; Leeson, 1999; Sewell, 1998; U.S. Air Force, 1998)

Les composés libérateurs d'oxygène (« Oxygen Release Compound » - ORC), comme le MgO_2 , permettent de libérer lentement l'oxygène et présente donc l'avantage de créer des conditions plus rémanentes (Cf. Figure 42).

La bioremédiation anaérobie nécessite l'ajout de nitrates, de fer (II), de sulfates, de CO_2 selon les conditions de biodégradation (principe du TEAP).

Pour les composés polychlorés à base d'éthylènes, d'éthanes et de noyaux aromatiques, il est nécessaire d'appliquer des conditions anaérobies. Pour ce faire, il convient d'ajouter des donneurs d'électrons (méthanol, éthanol, molasse, sucre, acides gras, huile, chitine, hydrogène). Ces composés produisent de l'hydrogène, qui agit comme donneur d'électrons dans les réactions de réduction anaérobie. L'injection de ces additifs est réalisée sous forme essentiellement liquide ou gazeuse.

Dans tous les cas, le traitement nécessite des systèmes d'injection et parfois de récupération des eaux souterraines et des gaz.

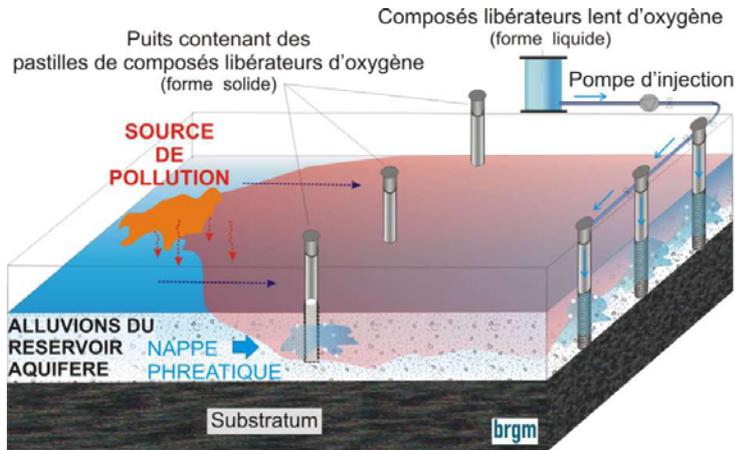


Figure 42 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant un ORC

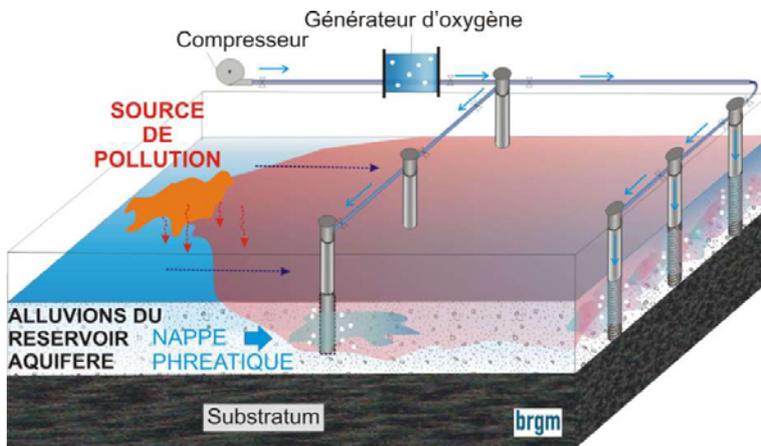


Figure 43 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant de l'oxygène pur

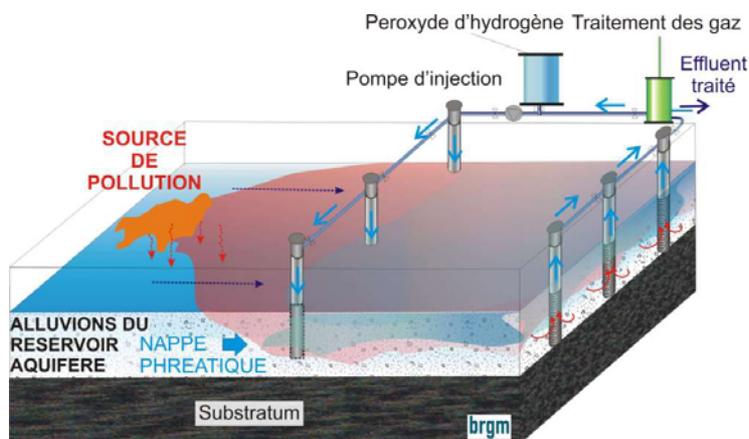


Figure 44 : Schéma de principe d'une biodégradation in situ dynamisée utilisant du peroxyde d'hydrogène

Applicabilité

Ce procédé est utilisé de préférence dans le cas de matériaux perméables à semi-perméables comme le sable, le gravier, le limon grossier. Les polluants préférentiellement concernés sont les hydrocarbures pétroliers de taille courte à moyenne, les COV et les SCOV.

Certains solvants chlorés comme le TCE, le TCA, le DCE peuvent être dégradés par cométabolisme.

Certains HAP, SCOHV et SCOV ont pu être dégradés dans certaines conditions.

Moyens matériels

Le système de biodégradation dynamisée in situ est constitué :

- d'un système de stockage/production d'accepteurs ou de donneurs d'électrons de configuration différentes selon qu'ils se présentent sous forme gazeuse, liquide ou solide (surpresseur, cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, pompe, compteurs ...),
- de matériel relatif aux nutriments : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- d'un système de points d'injections verticaux (puits d'injection) ou horizontaux (drains d'injection, tranchées, sprinkler ...),
- si nécessaire d'un système de récupération et de traitement des effluents gazeux : points d'extraction gazeux verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction), réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de l'extracteur, unité d'extraction (extracteur volumétrique, intermédiaire, centrifuge), un séparateur de condensas ou dévésiculeur et une filière de traitement des gaz,
- si nécessaire d'un système de récupération et de traitement des effluents aqueux : points d'extraction aqueux verticaux (puits verticaux, puits horizontaux, pompes, tuyauterie, tranchées, galeries, compteur), filière de traitement des eaux usées récupérées en surface (et si nécessaire système de réinfiltration),
- d'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- d'un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Variantes

Les variantes résident dans le type et le mode d'injection. Les modes d'injection peuvent être réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact.

Les différents types de nutriments et additifs (accepteurs d'électrons) sont présentés au Tableau 19.

Il faut aussi noter que des projets de R&D prometteurs ont montré que l'emploi de certains microorganismes a permis de changer la valence des composés inorganiques provoquant ainsi leur précipitation, leur accumulation, leur immobilisation et leur adsorption.

Les deux variantes les plus utilisées sont le biosparging et le bioventing (cf. § 3.5.3 et 3.5.4.).

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration, taux de dégradation des contaminants), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des puits d'injection en fonction du type de surpresseur,
- la fréquence et le mode d'injection (continue ou intermittente),
- le rayon d'influence des points d'injection des nutriments et des autres additifs (accepteurs et donneurs d'électrons) en fonction des débits,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- la gestion des rejets gazeux :
 - le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
 - le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
 - le type et la puissance de l'extracteur,
 - les dimensions de l'unité de traitement des rejets gazeux,
- la gestion des rejets liquides :
 - le rayon d'action des points d'extraction en fonction des cônes de rabattement,
 - le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, puits, tranchées pour les profils géologiques stratifiés ou très peu perméables....),
 - le type et la puissance des pompes,
 - les dimensions de l'unité de traitement des rejets aqueux.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sols, localisation, concentration, biodégradabilité (demi-vie, taux de dégradation).

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 90 %.

La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ces procédés sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique pouvant être employée en soutien des techniques d'extraction physiques classiques (venting, sparging, pompage, écrémage) lorsque ces dernières ont atteint leurs limites,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- fiabilité,
- applicabilité à de nombreux polluants,
- application générant peu de perturbation de sols,
- technologie nécessitant moins de débits d'air ou d'eau que les techniques physiques classiques ; les débits d'air et d'eau à traiter (si nécessaire) sont donc plus faibles ;
- utilisable préalablement à d'autres dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- le procédé nécessite une expertise importante, et sa performance est extrêmement variable suivant les conditions spécifiques du site.
- la biodisponibilité limite l'accès aux polluants et donc leur biodégradation

(néanmoins, cette biodisponibilité peut être augmentée par l'emploi de tensioactifs qui augmentent la solubilité des polluants),

- les technologies ne sont bien évidemment applicables qu'aux polluants biodégradables, non inhibiteurs et non toxiques,
- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- la faible perméabilité des sols ($<10^{-5}$ m/s) est une limite au traitement biologique,
- le procédé nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée, cette technique requiert donc une surveillance de la qualité des milieux importants pendant traitement.
- un maillage très serré des puits d'extraction est nécessaire en cas de perméabilité plus faible,
- l'injection de certains oxydants à des teneurs importantes peut inhiber les microorganismes (par exemple, une concentration en peroxyde supérieure à 100 - 200 ppm peut être néfaste),
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante); néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages (injection de peroxyde d'hydrogène pour le colmatage bactérien), rythme d'injection alterné, emploi de gaz spécifique (azote),
- les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- les émissions aqueuses nécessitent parfois un traitement des effluents (surcoût);
- léger risque de tassement autour des ouvrages (fluidisation ou fracturation),
- les concentrations élevées en composés organiques peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- il conviendra de suivre avec attention les sous-produits de dégradation et notamment de vérifier leur toxicité avant tout développement d'un traitement ayant recours à la biodégradation,
- les durées de traitement des procédés de biorémédiation sont souvent importantes.
- effet « rebounds » : à l'arrêt du traitement, les concentrations sont faibles mais

peuvent significativement augmenter quelques mois plus tard (remobilisation des polluants).

Coûts et délais

Les coûts varient entre 25 et 60 €/m³ d'eaux traitées en place.

Les temps de traitement nécessaires varient de 6 mois à 5 ans.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de biodégradation dynamisée in situ sont les suivants :

- la piézométrie en périphérie de la zone traitée et au droit des puits d'extraction et d'injection,
- les concentrations en polluants et sous-produits de dégradation dans les gaz des sols et dans les eaux souterraines ;
- les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (sous-produits de dégradation, métaux ...),
- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - les paramètres pH, température, conductivité, potentiel redox,
 - la concentration en COT dans le sol et dans l'eau,
 - la concentration en gaz dissous : oxygène, CO₂, hydrogène, méthane,
 - les tests respirométriques : comparaison des teneurs en O₂ et en CO₂ avant et après le passage dans les sols,
 - les teneurs en éventuels additifs,
 - la concentration en accepteurs d'électrons (TEAP),
 - si nécessaire le dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
- si nécessaire, les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- si nécessaire, les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.5.3. Bioventing

Termes anglais : bioventing

Principe

Le bioventing est un traitement biologique aérobie qui consiste à stimuler la biodégradation dans la zone non saturée par apport d'oxygène.

Maturité

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables.

Description

Le bioventing consiste à augmenter les teneurs en oxygène dans la zone vadose en injectant la plupart du temps de l'air par le biais de puits d'injection (Cf. Figure 45). Le système d'injection est similaire mais de taille inférieure à celui du venting. En effet, les débits aérauliques nécessaires à un bon fonctionnement de l'activité biologique sont moins élevés que ceux du venting.

Dans la majorité des cas, des puits de récupération des vapeurs sont installés afin de contrôler la migration des vapeurs et de favoriser la circulation d'air.

Souvent, le venting et le bioventing sont confondus. Le terme de bioventing est adapté lorsque la biodégradation est plus importante que la volatilisation.

Afin d'augmenter la biodégradation, il est parfois nécessaire de fournir des nutriments (N, P, K ...) sous forme liquide par le biais de puits superficiels et/ou de drains.

Par ailleurs, des substrats spécifiques peuvent être parfois ajoutés afin de favoriser la dégradation par cométabolisme de certains composés récalcitrants.

Applicabilité

Ce procédé est utilisé de préférence dans la zone vadose lorsque celle-ci se compose de matériaux perméables à semi-perméables comme le sable, le gravier, le limon grossier. Les polluants potentiellement concernés par le bioventing sont les COV et les SCOV.

Certains solvants chlorés comme le TCE, le TCA, le DCE peuvent être dégradés par cométabolisme.

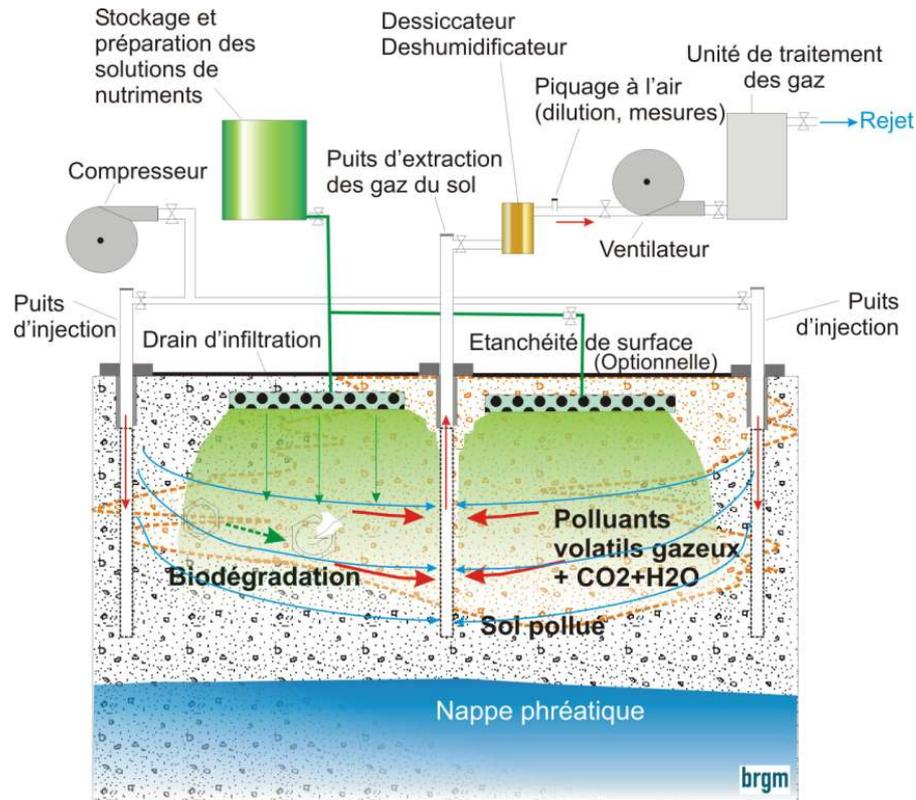


Figure 45 : Schéma de principe du bioventing

Moyens matériels

Le système de bioventing est constitué :

- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),
- de points d'injection verticaux ou horizontaux (aiguilles d'injection ou drains d'injection),
- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de l'extracteur,
- d'un réseau d'injection permettant la mise en relation d'un compresseur et des points d'injection
- d'une unité d'extraction (extracteur volumétrique, intermédiaire, centrifuge),
- si nécessaire du matériel relatif aux additifs : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- si nécessaire d'un séparateur de condensas ou dévésiculateur et d'une filière de traitement des gaz,
- d'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Les variantes résident dans le type et le mode d'injection. Les modes d'injection peuvent être réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact.

Les différents types de nutriments et additifs (accepteurs d'électrons...) sont présentés au chapitre 3.5.2.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution, le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...), les tests de biodégradabilité vont permettre de définir :

- le rayon d'influence des points d'injection d'oxygène en fonction des débits,
- le rayon d'influence des points d'injection des nutriments et des autres additifs en fonction des débits,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- la fréquence et le mode d'injection et d'extraction
- le rayon d'action des points d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur en fonction des débits,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, crépine, massif filtrant, diamètre, tranchées, puits..),
- le type et la puissance de l'extracteur,
- éventuellement les dimensions de l'unité de traitement des rejets gazeux.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols, coefficient d'emmagasinement,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sols, localisation, concentration, biodégradabilité.

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 90 %.

La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du bioventing sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique pouvant être employée en soutien du venting classique lorsque ce dernier a atteint ses limites,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- fiabilité,
- applicabilité à de nombreux polluants,
- application générant peu de perturbation de sols,
- technologie nécessitant moins de débits d'air que le venting ; les débits d'air à traiter (si nécessaire) sont donc plus faibles ;
- utilisable préalablement à d'autres traitements de dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- le procédé nécessite une expertise importante, et sa performance est extrêmement variable suivant les conditions spécifiques du site.
- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- la faible perméabilité des sols ($<10^{-5}$ m/s),
- un faible taux hydrique dans les sols entrainera une faible biodégradation ?
- un maillage très serré des puits d'extraction est nécessaire en cas de perméabilité plus faible,
- la présence du toit de la nappe proche de la zone à traiter (<1 m),
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent

une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,

- technique non efficace dans la zone saturée bien que le fait de baisser le toit de la nappe permet de dépolluer la zone rendue non saturée,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante); néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages (injection de peroxyde d'hydrogène pour le colmatage bactérien), rythme d'injection alterné, emploi de gaz spécifique (azote),
- les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- les concentrations élevées peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement.
- il conviendra de suivre avec attention les sous-produits de dégradation et notamment de vérifier leur toxicité avant tout développement d'un traitement ayant recours à la biodégradation,
- les durées de traitement des procédés de biorémediation sont souvent importantes,
- le procédé nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée, cette technique requiert donc une surveillance de la qualité des milieux importants pendant traitement.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 15 et 50 €/t de sols traités. Les temps de traitement nécessaires varient de 6 mois à 5 ans.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de bioventing sont les suivants :

- Les débits et pression au niveau des puits d'injection et d'extraction
- les concentrations en polluants et sous-produits de dégradation dans les gaz des sols,
- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - les paramètres pH, température, conductivité, potentiel redox,
 - la concentration en COT dans le sol et dans l'eau,
 - la concentration en gaz dissous : oxygène, CO₂, hydrogène, méthane, (tests respirométriques : comparaison des teneurs en O₂ et en CO₂)

- avant et après le passage dans les sols),
- les teneurs en éventuels additifs,
 - la concentration en accepteurs d'électrons (TEAP),
 - si nécessaire dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
 - si nécessaire, les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques et les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
 - la caractérisation des effets « rebounds ».

3.5.4. Biosparging

Termes anglais : biosparging

Principe

Le biosparging est un traitement biologique aérobie qui consiste à stimuler la biodégradation dans la zone saturée et la zone capillaire par apport d'oxygène.

Le biosparging est souvent couplé au bioventing.

Maturité

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables.

Description

Le biosparging, dérivé comme son nom l'indique du sparging, consiste à augmenter les teneurs en oxygène dissous dans les eaux souterraines, en injectant la plupart du temps de l'air par le biais de puits d'injection (Cf. Figure 46). L'air injecté permet principalement le développement de la population microbienne aérobie mais il facilite aussi les contacts entre l'air, l'eau et l'aquifère, ce qui favorise la désorption des polluants.

Le système d'injection est similaire mais de taille inférieure à celui du sparging. En effet, les débits aérauliques nécessaires à un bon fonctionnement de l'activité biologique sont moins élevés que ceux du sparging ; de plus le but recherché est d'oxygéner le milieu en évitant d'entraîner au maximum la volatilisation et la dispersion des polluants vers la zone non saturée.

Dans la majorité des cas, des puits de récupération des vapeurs sont installés afin de contrôler la migration des vapeurs et de favoriser la circulation d'air.

Souvent, le sparging et le biosparging sont confondus. Le terme de biosparging est adapté lorsque la biodégradation est plus importante que la volatilisation.

Afin d'augmenter la biodégradation, il est parfois nécessaire de fournir des nutriments (N, P, K ...) sous forme liquide par le biais de puits superficiels et/ou de drains.

Par ailleurs, des substrats spécifiques peuvent être parfois ajoutés afin de favoriser la dégradation par cométabolisme de certains composés récalcitrants.

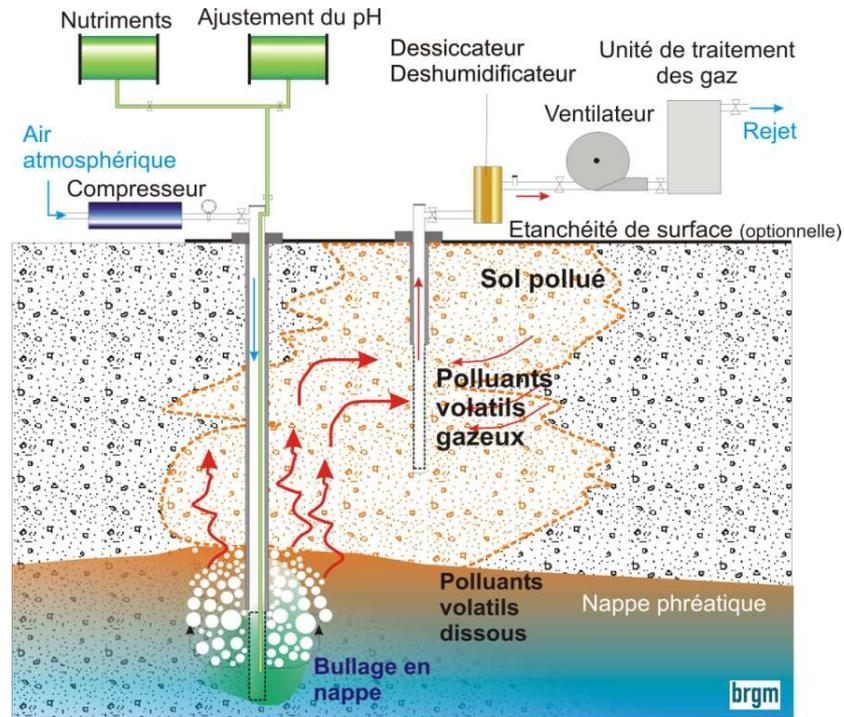


Figure 46 : Schéma de principe du biosparging

Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux composés facilement biodégradables (carburants pétroliers, BTEX) sur des matériaux perméables à semi-perméables comme le sable, le gravier, le limon grossier. Il s'applique également sur certains COV, SCOV, SCOHV et COHV (comme le TCE, le TCA, le DCE qui peuvent être dégradés par cométabolisme - injection de méthane).

Moyens matériels

Le système de biosparging est constitué :

- d'un surpresseur (volumétrique, intermédiaire, centrifuge...),
- de points d'injections verticaux (puits d'injection) ou horizontaux (drains d'injection),
- d'un réseau d'injection permettant la mise en relation du surpresseur et des points d'injections,
- si nécessaire du matériel relatif aux additifs : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- de points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),

- d'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de l'unité d'extraction,
- d'un séparateur de condensas ou dévésiculateur,
- d'une unité d'extraction,
- si nécessaire d'une filière de traitement des gaz,
- d'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Les variantes résident dans le type et le mode d'injection. Les modes d'injection peuvent être réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact.

Les différents types de nutriments et additifs (accepteurs d'électrons) sont présentés au chapitre 3.5.2.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les seuils de dépollution et le contexte géologique (perméabilité à l'air, présence de matière organique, hétérogénéité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des puits d'injection en fonction du type de surpresseur,
- la fréquence et le mode d'injection (continue ou intermittente),
- le rayon d'influence des points d'injection des nutriments et des autres additifs en fonction des débits,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'injection (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- le rayon d'action des puits d'extraction en fonction de la dépression générée par l'extracteur,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des points d'extraction (profondeur, diamètre, tranchées, puits..),
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : perméabilité, porosité, taux de matière organique, humidité, température des sols,
- les caractéristiques des polluants : solubilité, pression de vapeur, constante de Henry, point d'ébullition, coefficient de partition air/eau/sols, localisation, concentration, biodégradabilité.

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu et du type de polluant ; il peut dans certains cas atteindre plus de 90 %.

La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du biosparging sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique pouvant être employée en soutien du sparging classique lorsque ce dernier a atteint ses limites,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- fiabilité,
- applicabilité à de nombreux polluants,
- application générant peu de perturbation de sols,
- utilisable préalablement à d'autres traitements de dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- alternative au traitement classique par pompage / traitement,
- applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres),
- technologie nécessitant moins de débits d'air que le sparging ; les débits d'air à traiter (si nécessaire) sont donc plus faibles.
- les composés faiblement volatils mais biodégradables sont potentiellement traitables par cette technique (acétone, cyclohexane, MEK ...).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- l'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement ; néanmoins un sol hétérogène pourra être traité si la perméabilité à l'air des différentes lithologies augmente en se rapprochant de la surface du sol,
- non applicable pour des sols de perméabilité peu élevée ($<10^{-5}$ m/s),
- un maillage très serré des puits d'extraction est nécessaire en cas de faible perméabilité,
- application jusqu'à des profondeurs comprises entre 2 et 15-20 m,

- non applicable à des aquifères confinés,
- effet « rebounds » : à l'arrêt du traitement, les concentrations sont faibles mais peuvent significativement augmenter quelques mois plus tard (remobilisation des polluants),
- la performance des techniques de biorémédiation est extrêmement variable suivant les conditions spécifiques du site,
- il conviendra de suivre avec attention les sous-produits de dégradation et notamment de vérifier leur toxicité avant tout développement d'un traitement ayant recours à la biodégradation,
- les durées de traitement des procédés de biorémédiation sont souvent importantes,
- le procédé nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée, cette technique requiert donc une surveillance de la qualité des milieux importants pendant traitement,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage de l'aquifère (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante) ; néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages,
- les émissions atmosphériques nécessitent souvent un traitement d'air (surcoût),
- léger risque de tassement autour des ouvrages (fluidisation ou fracturation),
- les concentrations élevées en composés organiques peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 15 et 55 €/m³ d'eaux traitées en place. Les temps de traitement nécessaires varient de 6 mois à 5 ans.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de biosparging sont les suivants :

- la pression au niveau des puits d'extraction et d'injection,
- les concentrations en polluants dans les gaz des sols,
- la piézométrie,

- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité, potentiel redox,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
 - la concentration en accepteurs d'électrons (TEAP),
 - si nécessaire le dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
 - la concentration en COT,
 - les teneurs en éventuels additifs,
- les tests respirométriques : comparaison des teneurs en O₂ et en CO₂ avant et après le passage dans les sols,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.5.5. Atténuation naturelle contrôlée

Termes anglais : monitored natural attenuation

Principe

La définition la plus utilisée à l'heure actuelle est celle des Etats-Unis (US EPA, 1997) :

« Processus se produisant naturellement dans les sols et les eaux souterraines, sans intervention humaine, visant à réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration des contaminants dans ces milieux. Les processus pris en considération sont : la dispersion, la dilution, la volatilisation, l'adsorption, les mécanismes de stabilisation ou de destruction des polluants, qu'ils soient physiques, chimiques ou biologiques. »

Il paraît indispensable de considérer que l'atténuation naturelle doit inclure au minimum l'un des processus suivants :

- un processus destructif,
- un processus de séquestration (exemple : adsorption).

Ces processus, seuls ou combinés, doivent être dominants sur les autres processus.

De plus, pour les processus destructifs, il faut qu'ils ne génèrent pas de sous-produits gênants (plus toxiques par exemple), revenant à transférer la pollution ou à en changer ses caractéristiques sans en améliorer les effets néfastes.

De même, les processus séquestrants doivent pouvoir être maintenus dans une gamme suffisamment large de conditions physico-chimiques, de façon à pouvoir s'assurer de leur pérennité – voire à persister sur une durée minimale.

Maturité

Cette technique, pratiquée depuis de nombreuses années dans de nombreux pays industrialisés, est actuellement de plus en plus utilisée en France.

Description

L'atténuation naturelle n'a de sens que si elle s'accompagne :

- d'une surveillance appropriée des milieux,
- d'une vigilance pérenne sur les changements suivants d'usage éventuels et d'une information systématique.

L'atténuation naturelle, pour être considérée valablement comme l'équivalent d'une technique de réhabilitation, doit remplir un certain nombre de critères d'ordre technique. Ces critères peuvent être exposés de la façon suivante (Nowak C. *et al.*, 2002 ; Saada A. et Nowak C., 2005) :

- l'atteinte effective des objectifs de réhabilitation ;
- la limitation de l'emprise spatiale ;
- le respect de délais compatibles avec une gestion des risques.

- **Atteinte effective des objectifs de réhabilitation**

L'atténuation naturelle doit pouvoir permettre d'atteindre les objectifs de dépollution fixés, afin de rendre aux différents milieux d'exposition concernés les usages prévus dans la réhabilitation du site dans les temps impartis.

En plus, il faut que l'utilisation de l'atténuation naturelle pour la réhabilitation d'un milieu (exemple : sol) ne s'accompagne pas, même temporairement, d'une dégradation d'un autre milieu (exemple : eaux souterraines). Or, ceci peut arriver si l'atténuation naturelle est mise en œuvre avant que la résorption du panache ne se soit produite.

En effet, dans les nappes, le schéma classique d'évolution d'une pollution soumise à l'atténuation naturelle se fait en quatre étapes (cf. Figure 47) :

1. une phase de développement du panache,
2. une phase de stabilisation,
3. une phase de résorption,
4. une phase de disparition.

Jusqu'à la phase de stabilité du panache, il y a risque d'aggravation de la dégradation de la qualité de l'état de la ressource : ce n'est qu'à partir de la phase de régression du panache qu'une amélioration de la qualité de la ressource peut être constatée.

Dans le respect des objectifs de réhabilitation fixés et du souci de ne pas endommager la qualité d'un autre milieu, il est nécessaire de mettre en place un réseau de surveillance lorsque l'atténuation naturelle est considérée dans la réhabilitation d'un site contaminé.

- **Limitation de l'emprise spatiale**

Dès lors que l'atténuation naturelle concerne les nappes, qui se caractérisent par un déplacement de l'eau souterraine, une notion d'espace intervient : pour traiter une nappe d'eau souterraine par l'atténuation naturelle, il faut pouvoir se permettre de « geler » les usages de la nappe non seulement pendant une certaine durée, mais également dans toute une certaine zone (d'où la mise en place de servitude). L'atténuation naturelle occupe de l'espace, espace qui n'est pas forcément toujours disponible. Cet espace « à disposition » de l'atténuation naturelle n'est envisagé que si l'extension du panache de pollution est acceptable.

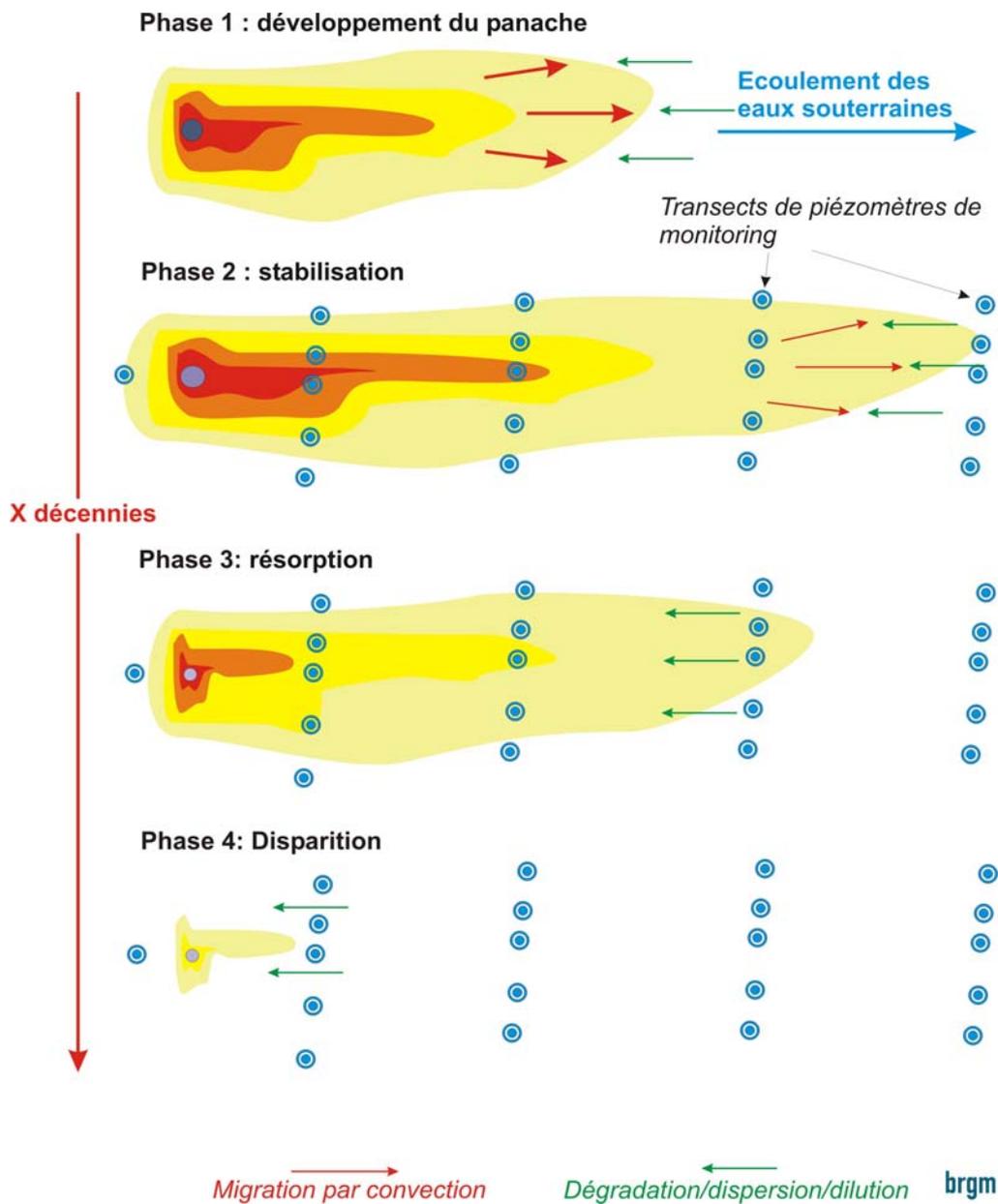


Figure 47 : Cycle de vie d'un panache soumis à l'atténuation naturelle (adaptée de Sinke et Le Hécho, 1999)

- **Respect de délais compatibles avec une gestion des risques**

L'atténuation naturelle a besoin de temps pour être efficace, et ce temps doit être compatible avec le niveau de risque à gérer, les éventuels projets concernant le site (usage du sol) ou ses environs (usages de l'eau, voire de l'air), et la perception sociopolitique de la démarche.

L'échelle du temps est variable d'un cas à l'autre, dépendant de la nature du polluant, de l'état de la source, traitée ou non, et de l'importance de la pollution.

L'échelle de temps à envisager se compte en années ou en décennies, voire plus pour des panaches importants, ce qui peut laisser aux panaches le temps de se développer, et d'occuper un volume de nappe pour lequel des restrictions d'usage devront alors être instituées.

Applicabilité

L'atténuation naturelle contrôlée s'applique essentiellement dans la zone saturée. Les résultats les plus probants ont été obtenus sur les hydrocarbures légers, les COV, les SCOV et certains COHV.

Dans certains cas, des résultats intéressants ont été obtenus avec certains pesticides, explosifs (trinitrotoluène), phénols et certains composés inorganiques. Dans ce dernier cas, l'atténuation naturelle consiste essentiellement à changer la valence des éléments et donc leur mobilité (CrVI et CrIII ; AsIII et AsV).

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires à l'atténuation naturelle contrôlée sont uniquement composés d'ouvrages de surveillance, essentiellement composés de piézomètres. Leur position dépend étroitement de l'hydrogéologie ainsi que du comportement des polluants et de leurs sous-produits.

La Figure 48 présente la position théorique des ouvrages de suivi :

- le(s) piézomètre (s) amont afin de suivre le bruit de fond du site,
- les piézomètres au droit de la source de pollution ainsi qu'en aval immédiat dans l'axe de migration du panache (impact) afin d'évaluer le comportement de la source et de son impact (parties concentrées et moins concentrées),
- les piézomètres latéraux afin de vérifier la stabilité de l'étalement en largeur de l'impact,
- les piézomètres « sentinelles » en aval éloigné afin de vérifier le confinement de la source et de son impact.

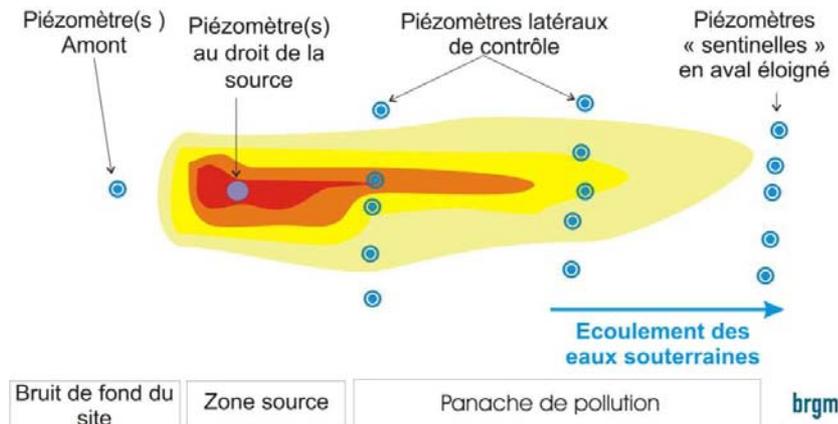


Figure 48 : Exemple d'implantation des piézomètres lors de l'atténuation naturelle

Variantes

La seule variante à l'atténuation naturelle contrôlée et l'atténuation naturelle dynamisée.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont celles relatives à la compréhension :

- de l'hydrogéologie,
- du comportement des polluants et de leur devenir dans le futur en étroite relation avec les conditions nécessaires à la biodégradation (TEAP, nutriments, t° ... cf. § .3.5.1).

Efficacité/Performances

Les rendements épuratoires sont très disparates ; néanmoins, il n'est pas rare de mettre en évidence des rendements de plus de 70 % dans des conditions optimales.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de l'atténuation naturelle contrôlée sont :

- technique éprouvée ayant démontré des résultats extrêmement significatifs lorsque les conditions optimales sont réunies,
- compétitivité en termes de coût par rapport aux techniques « actives »,
- technologie de soutien non négligeable après un traitement actif (partiel) de la source de pollution et de l'impact,
- applicabilité à de nombreux polluants,

- application générant peu de perturbation de sols,
- activité liée à la dépollution générant peu d'impact,
- applicable sous des bâtiments et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres),
- fiabilité lorsque les conditions sont réunies.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- l'hétérogénéité des répartitions des polluants et l'hétérogénéité des perméabilités des sols interfèrent énormément sur l'efficacité du traitement,
- la performance de cette technique est extrêmement variable suivant les conditions spécifiques du site.
- les durées de traitement sont importantes,
- les aspects sociopolitiques doivent être pris en considération le plus en amont possible,
- l'information des différentes parties prenantes et la transparence doivent être une priorité,
- certains polluants peuvent migrer avant qu'ils n'aient le temps d'être dégradés,
- les sous-produits de dégradations générés peuvent être plus toxiques et plus mobiles que les molécules mères ; il conviendra de suivre avec attention les sous-produits de dégradation et notamment de vérifier leur toxicité avant tout développement d'un traitement ayant recours à la biodégradation,
- de nombreuses molécules organiques ne peuvent pas être intégrées dans le processus d'atténuation naturelle contrôlée (composés récalcitrants ou conditions hydrogéochimiques non adaptées),
- les concentrations élevées peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- le procédé nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée, cette technique requiert donc une surveillance de la qualité des milieux importants pendant traitement.
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- l'atténuation naturelle nécessite un suivi analytique et une interprétation des résultats analytiques très importants,
- une partie des usages des sols et/ou des eaux souterraines doit être « gelée » (et font l'objet de servitudes) tout au long du traitement,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement.

Coûts et délais

Les coûts sont très disparates et dépendent étroitement de la durée du suivi ; ils varient entre 12 à 65 €/m² de surface d'eaux traitées.

Les délais sont très importants et sont parfois de l'ordre de plusieurs décennies.

Paramètres de suivi

Les paramètres nécessaires au suivi du mécanisme d'atténuation naturelle sont les suivants :

- les concentrations en contaminants dans les sols (zone insaturée et saturée) et dans l'eau et, si nécessaire, en sous-produits de dégradation,
- la concentration en gaz dissous : oxygène, hydrogène, méthane, CO₂,
- la concentration en accepteurs d'électrons (TEAP),
- la concentration en COT dans le sol et dans l'eau,
- le dénombrement bactérien (total ou anaérobie) dans les sols et dans l'eau,
- les paramètres physico-chimiques nécessaires au bon développement des bactéries : pH, température, conductivité, potentiel redox, etc,
- la caractérisation des effets « rebounds ».

3.5.6. Phytoremédiation

Termes anglais : phytoremediation

Principe

La phytoremédiation consiste à employer des plantes pour traiter les sols de subsurface par dégradation, transformation, volatilisation ou stabilisation. D'une manière générale, les composés inorganiques sont immobilisés ou extraits alors que les composés organiques sont dégradés.

Maturité

La phytoremédiation, après avoir obtenue des résultats de R&D concluants dans divers pays de l'OCDE, est actuellement au stade de pré-commercialisation en France (essentiellement la phytoextraction et la phytostabilisation).

Description

On distingue différents types de phytoremédiation (cf. Figure 49) :

- **Phytoextraction** : les plantes sont utilisées afin d'extraire les contaminants (essentiellement les métaux biodisponibles) et de les stocker dans leur biomasse, de préférence dans les parties récoltables (transfert vers les parties aériennes). Les plantes sont par la suite récoltées et incinérées. L'avantage du procédé est la réduction du volume de polluants à traiter. Certaines plantes hyperaccumulatrices ont été mises en évidence.
- **Phytostabilisation** : la phytostabilisation consiste à réduire la mobilité des polluants essentiellement métalliques (par absorption, précipitation et maintien physique (confinement)) et par là-même à prévenir leur migration (biodisponibilité, lessivage, réenvols ...). La stabilisation a lieu essentiellement dans les racines et dans les zones périphériques des racines. Cette technologie est particulièrement adaptée pour la réhabilitation des sites présentant des problématiques de réenvols de sols de subsurface (terrils, sols nus, décharges ...).
- **Phytodégradation** : certaines plantes, à travers leur activité métabolique et donc la production de nombreuses enzymes, peuvent dégrader certains contaminants organiques. Cette dégradation peut avoir lieu dans la plante (ce qui suppose alors l'adsorption du contaminant au préalable), ou en dehors de la plante via la production d'enzyme extraracinaire (exsudats).
- **Phytostimulation** : le procédé tient compte des interactions naturelles et nombreuses entre les plantes et les microorganismes (notamment de certaines synergies). La phytostimulation consiste en fait en une stimulation de l'activité de biodégradation des contaminants organiques au niveau des racines

(rhizosphère) ; notamment via l'augmentation de l'infiltration des eaux et à l'aération lors du développement du système racinaire.

- **Phytovolatilisation** : certaines plantes adsorbent puis éliminent par transpiration (volatilisation) certains contaminants inorganiques (Hg, Se ...) ou organiques (TCE...). L'avantage de ce procédé est que les polluants ne restent pas concentrés dans les plantes ; par contre, les polluants sont dispersés dans l'atmosphère. Ce procédé est peu usité en France.

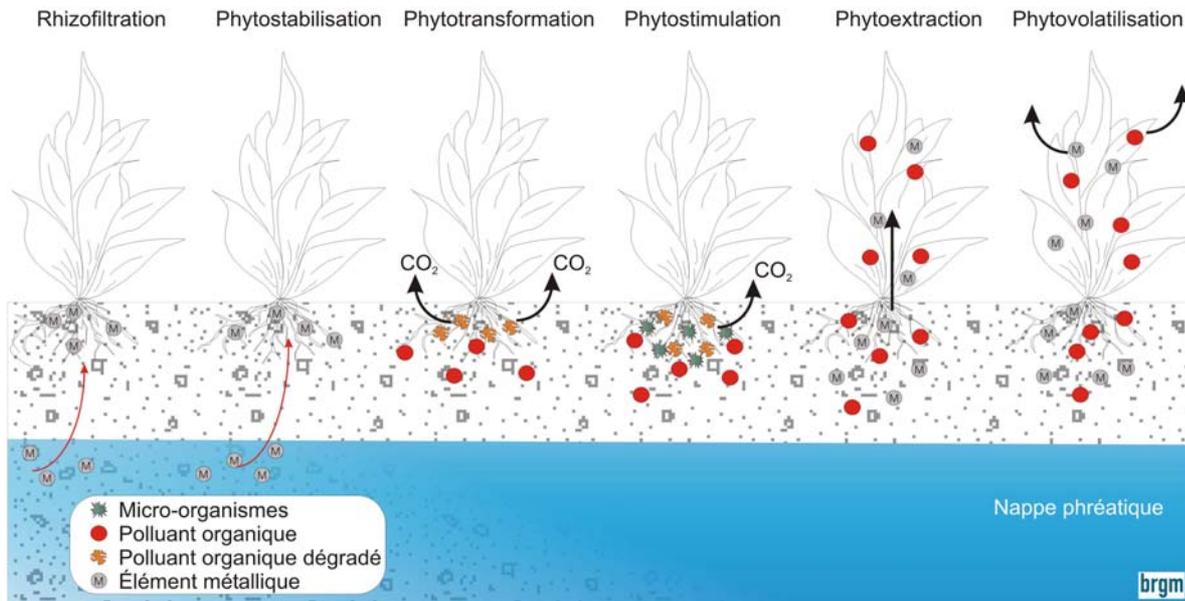


Figure 49 : Présentation des différents types de phytoremédiation

Applicabilité

Ce procédé s'applique essentiellement sur les sols de subsurface silteux à sableux jusqu'à 50 cm de profondeur lorsque les surfaces polluées sont importantes.

Les polluants les plus couramment traités par phytoremédiation sont les métaux/métalloïdes par phytostabilisation et dans une moindre mesure par phytoextraction (cette technique s'appliquant aussi aux radioéléments). Par ailleurs, des traitements sur les autres substances inorganiques (fertilisants, nitrates) ainsi que sur des substances organiques (hydrocarbures, phénols, pesticides, COV, COHV, SCOV, SCOHV, TNT) sont reportés.

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires à la phytoremédiation sont essentiellement ceux inhérents à la culture des plantes (matériel agricole).

Variantes

Il n'existe pas de variante à cette technique.

Données nécessaires au dimensionnement

Cette technique repose avant tout sur le choix de la (des) plante(s) adaptée(s) au site et à sa pollution. Au-delà de la délimitation des sources de pollution, les qualités agronomiques des sols doivent être prises en considération. Par ailleurs, les points suivants doivent être considérés :

- la tolérance de l'espèce au contaminant,
- la capacité d'adsorption et d'accumulation de la plante,
- la profondeur des racines par rapport à la profondeur des sources de pollution,
- le rythme de croissance (biomasse, densité racinaire, surface de feuillage...),
- éventuellement la capacité à synthétiser des enzymes dégradant le contaminant,
- la filière d'élimination envisagée.

Efficacité/Performances

Des résultats ont mis en évidence des bioconcentrations importantes ; les poids de certaines plantes en fin de traitement ont montré des teneurs en métaux/métalloïdes comprises entre 1 et 3%.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la phytoremédiation sont :

- au delà des effets liés à la dégradation, transformation, volatilisation ou stabilisation des polluants, un des bénéfices les plus rapides de la phytoremédiation réside dans le fait que les plantes limitent les transferts de polluants et les expositions (réenvols de poussières, ruissellement, évapotranspiration, contact cutané, ingestion de terres) ;
- technique éprouvée ayant démontré des résultats extrêmement significatifs lorsque les conditions optimales sont réunies ;
- compétitivité en termes de coût par rapport aux techniques « actives » ;
- possibilité de réaliser des traitements de contamination de grande superficie ;
- technologie de soutien non négligeable après un traitement actif (partiel) de la source de pollution et de l'impact (traitement de finition) ;
- application générant peu de perturbation de sols ;
- activité liée à la dépollution générant peu d'impact, sauf une occupation parfois longue des terrains ;

- bonne intégration paysagère (gestion paysagère des zones en cours de traitement) ;
- perception généralement positive de la population ;
- reconquête des activités de fonctionnalité des sols ;
- technologie visuellement attractive ;
- faible perturbation du milieu contaminé.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- l'hétérogénéité des répartitions des polluants interfère énormément sur l'efficacité du traitement ;
- les durées de traitement sont importantes ;
- la technique s'applique aux sols de subsurface dans la plupart des cas (c'est-à-dire aux horizons de surface colonisés par les racines), même si des retours d'expérience ont montré des succès à des profondeurs de l'ordre de 3 m (avec notamment l'utilisation de certains arbres dont les peupliers) ;
- les concentrations élevées en polluants peuvent être rédhibitoires ;
- procédés s'appliquant le plus souvent sur les métaux/métalloïdes ;
- technologie souvent limitée à des pollutions peu concentrées sur de grandes surfaces ;
- procédé fortement influencé par la météorologie, la fertilité des sols mais aussi les attaques des insectes, les micro-organismes et les substances phytopathogènes ;
- la technique se limite généralement à un transfert de la pollution milieu-plantes (phytoextraction), ce qui nécessite un traitement ultérieur (filiale d'élimination de la biomasse : incinération, leaching, déshydratation) ;
- certains polluants peuvent migrer pendant la phase de traitement ;
- ce procédé nécessite un suivi analytique et une interprétation des résultats analytiques très importants ;
- une partie des usages des sols et/ou des eaux souterraines doit être « gelée » (servitudes...) tout au long du traitement ;
- l'emploi d'une plante bien adaptée à un type de polluant n'est pas toujours possible du fait des caractéristiques agronomiques du terrain.

Coûts et délais

Les délais peuvent être de l'ordre de plusieurs années parfois (2 à 20 ans).

Les coûts sont très disparates et dépendent étroitement de la durée du suivi. Ils varient de 18 à 40 €/m² de surface de sols traités pour la phytoextraction (hors apport de terre

végétale) et de 2 à 12 €/m² de surface de sols traités pour la phytostabilisation extraction (hors apport de terre végétale).

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivi sont les suivants :

- les concentrations en polluants dans les sols,
- les concentrations en polluants dans les milieux de transfert (essentiellement les eaux souterraines),
- la qualité agronomique des sols, pH, taux de matière organique, humus, taux NPK...
- les concentrations en polluants dans les plantes,
- paramètres relatifs aux filières de traitement ultérieur.

3.6. AUTRES

3.6.1. Barrière perméable réactive

Termes anglais: permeable reactive barrier ou treatment wall

Principe

Une Barrière Perméable Réactive (BPR) est constituée d'une zone perméable de matériaux réactifs (métaux réducteurs, accepteurs ou donateurs d'électrons, adsorbants, lit bactérien,...) située sur le passage d'un panache d'eau souterraine polluée. Par écoulement advectif naturel au travers de la barrière, les polluants présents dans les eaux souterraines sont dégradés en éléments non nocifs (organiques) ou adsorbés/complexés (organiques, métaux et métalloïdes) par le réactif.

Maturité

Ce procédé a été développé aux USA et est actuellement de plus en plus commercialisé en France.

Description

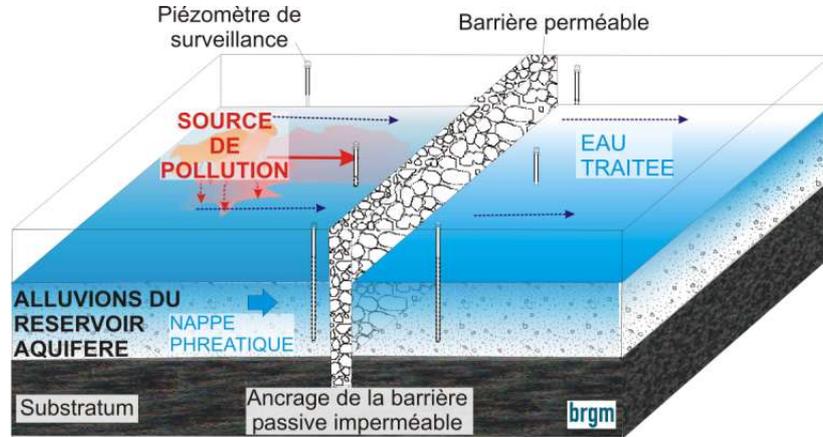
Le principe de base d'une barrière réactive repose sur la réalisation d'une tranchée dont la longueur doit permettre d'intercepter l'ensemble du panache de pollution (Cf. Figure 50) et la largeur permettre un temps de contact suffisamment long entre le réactif et le polluant afin d'assurer la dégradation ou la sorption de celui-ci. Pour ce faire, cette dernière doit être de préférence orientée perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe phréatique.

Les deux grands types de configuration sont :

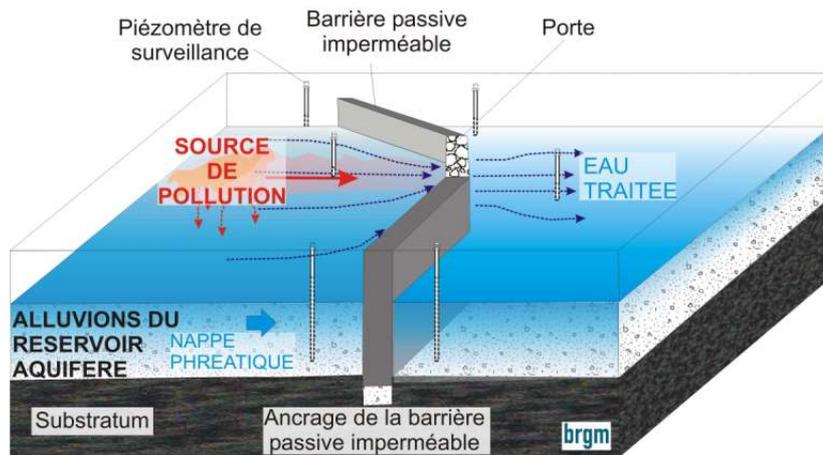
- le système mur continu (tranchée continue, Continuous Wall, CW ou Continuous Reactive Wall, CRW) ;
- le système Funnel & Gate noté F&G (littéralement, Entonnoir & Porte).

Dans le système mur continu, la barrière est réactive et perméable sur la totalité de sa longueur ; ce type de configuration minimise les perturbations hydrauliques. Au contraire, dans le cas d'une configuration en F&G, le panache est canalisé à l'aide d'écrans étanches vers des portes qui forment les zones réactives. Cette seconde configuration modifie les écoulements en les faisant converger. En revanche, elle offre la possibilité de mieux contrôler les performances de la BPR en termes d'abattement

de pollution, la zone réactive étant d'extension limitée. Ces deux configurations couvrent la très grande majorité des applications industrielles.



Barrière perméable réactive classique



Système porte

Figure 50 : Schéma de principe d'une barrière perméable réactive classique et d'une barrière «système entonnoir - porte»

Quelle que soit la configuration adoptée, la barrière est ancrée dans le substratum imperméable sous-jacent de telle sorte que le panache ne puisse pas s'écouler sous la barrière. La majorité des BPR est ancrée à des profondeurs comprises entre 10 et 20 mètres. Le volume des zones réactives est très variable (de quelques m³ à plusieurs centaines de m³). Le volume de réactif mis en œuvre est fonction à la fois de la taille de l'ouvrage, de l'extension du panache de pollution, du débit d'eau à traiter, de la cinétique réactionnelle (qui détermine le temps de séjour) des contaminants et de leurs sous-produits et de la capacité d'adsorption (pour les réactifs fonctionnant par adsorption). Dans tous les cas, l'épaisseur de la zone active de traitement doit permettre un temps de contact suffisant entre les eaux et la zone de traitement.

Les temps de contact sont plus élevés pour les BPR de type mur continu que pour celle de type porte car pour ces dernières l'ensemble des masses d'eau en amont est dirigé vers une ou plusieurs portes.

Il faut noter, que les interventions sur les réactifs sont beaucoup plus complexes pour les BPR de type mur continu que pour celle de type porte.

Applicabilité

Les barrières réactives permettent le traitement de nombreux polluants organiques (COV, COHV, SCOHV) et de certains métaux (As, Cd, Cr, Pb ...). Cette technique s'applique dans des aquifères peu perméables à perméables, de préférence dans des milieux homogènes et poreux.

Actuellement, la moitié des sites traités par BPR sont pollués par des solvants chlorés (réduction liée à la présence de Fe⁰).

Moyens matériels

Pour de faibles profondeurs, l'excavation est réalisée de manière classique (pelle avec godet retro) puis la tranchée est remplie de matériaux filtrants. Pour des profondeurs plus importantes, des trancheuses ou des techniques inhérentes à la mise en place des parois moulées en béton ou des coupures étanches en coulis sont mises en œuvre.

Les moyens matériels dépendent du type de barrière. Les barrières perméables classiques sont constituées de tranchées entièrement remplies de principe actif de traitement de perméabilité supérieure à celle de l'aquifère, permettant ainsi à la barrière de jouer aussi un rôle de drain. Le type de principe actif dépend du type de traitement et du temps de contact : Fe⁰/ Zéolite artificielle, ORC, charbon actif

Les barrières « système porte » permettent de diriger l'ensemble du panache de pollution vers une (ou plusieurs) porte(s) précédée(s) d'un massif filtrant inerte. Une porte est constituée par un, voire plusieurs cylindres ou caissettes en série en inox amovibles remplis de réactifs. L'imperméabilisation de la partie « entonnoir » est réalisée par des palplanches métalliques, des parois moulées, des parois en boue composite, des membranes en PEHD thermosoudées ...

Variantes

Les BPR (système mur continu ou système porte) peuvent être utilisées avec différents matériaux de remplissage :

- **Barrière de sorption** : les matériaux utilisés comme le charbon actif ou les zéolites permettent d'adsorber les contaminants. Une fois saturés, les matériaux adsorbants doivent être changés. Cette technique est essentiellement utilisée sur les composés organiques. L'emploi de certains

chélateurs permet aussi de retenir certains métaux.

- **Barrière de précipitation** : les matériaux utilisés réagissent avec les contaminants, essentiellement des composés inorganiques. Par exemple, des eaux souterraines polluées par des batteries (effluents acides chargés en plomb) peuvent être traitées grâce un matériau filtrant composé de chaux (neutralisation des eaux et précipitation du plomb). De même, le chrome VI peut être réduit en chrome III et être ainsi immobilisé.
- **Barrière de dégradation** : certains polluants organiques sont dégradés en composés moins ou non toxiques au droit de la zone de réaction. Par exemple, certains composés organiques (PCE, TCE) peuvent être dégradés en traversant une zone réactive remplie de granulés ou limaille de fer. Les barrières peuvent aussi être remplies de matériaux partiellement composés de nutriments, oxydants, réducteurs, ce qui crée, selon les besoins, les conditions hydrogéochimiques propices à la biodégradation de certains composés organiques.

Les différents types de matériau de remplissage ainsi que leur usage sont présentés dans le Tableau 20.

Matériaux de traitement spécifiques	Pollution traitée	Processus	Etat de maturité
Composés organiques			
Fe ⁰ , Fe ⁰ /Al ⁰ , Fe ⁰ /Pd, Fe ⁰ /pyrite	Composés aromatiques chlorés, COHV, SCOHV	Dégradation abiotique (déchloration réductive)	Stade laboratoire à stade commercialisé
Fe ⁰ et bactéries méthanogènes	COHV	Dégradation abiotique (déchloration réductive) + dégradation biologique	Stade laboratoire
Fe ⁰ /O ₂	TCE, cDCE, CV, BTEX	Dégradation abiotique (déchloration réductive) + dégradation biologique aérobie	Stade pilote
Zéolite et bactéries méthanogènes	TCE	Sorption et dégradation biologique	Stade laboratoire
Zéolite naturelle	MTBE, Chloroforme, TCE	Sorption	Stade laboratoire
Zéolite artificielle	PCE, HAP	Sorption	Stade pilote
Fe ⁰ /Zéolite artificielle	PCE	Sorption/réduction	Stade laboratoire
ORC	BTEX	Dégradation aérobie	Stade commercialisé
Charbon actif	HAP	Sorption/dégradation biologique (partiellement)	Stade commercialisé
Composés inorganiques			
Fe ⁰	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Réduction en Cr ^{III} et précipitation	Stade commercialisé
Zéolite artificielle	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Sorption, réduction et précipitation	Stade commercialisé
Zéolite artificielle	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	Echange d'ions, sorption	Stade laboratoire
Fe ⁰ /Zéolite artificielle	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Sorption, réduction	Stade laboratoire
Hydroxyapatite (Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH),)	Pb ²⁺	Précipitation avec les phosphates	Stade pilote
Hydroxyapatite	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	Sorption, coprecipitation	Stade pilote
Oxyde de fer	Cd ²⁺ , Zn ²⁺ , As ^{III/V}	Sorption	Stade pilote
C _{org}	Cd ²⁺ , Zn ²⁺ , As ^{III/V}	Adsorption (sulfures métalliques)	Stade pilote
C _{org}	Ni ²⁺	Adsorption (sulfures métalliques)	Stade commercialisé
C _{org} (Sciure de bois)	Nitrates	Dénitrification biologique	Stade pilote

Tableau 20 : Réactifs utilisés dans les BPR et état de maturité (HLUG, 2005)

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques du panache de pollution (largeur, épaisseur, concentrations) et de l'aquifère (débit, perméabilité, toit et socle de l'aquifère, géochimie des eaux) vont permettre de définir les caractéristiques de la BPR (profondeur d'ancrage, largeur, hauteur, débit à canaliser, compatibilité des matériaux....).

L'ensemble du traitement devant se faire par gravité, le principe actif doit toujours avoir une perméabilité très supérieure à celle du sol (d'une manière générale 10⁻² à 10⁻³ m/s). Par ailleurs, le temps de contact eau / réactif doit être suffisant pour atteindre les rendements épuratoires désirés, ce qui nécessite de bien étudier les cinétiques de

réaction et ou d'adsorption. La largeur de la porte (ou le volume et/ou le nombre de cartouche) dépendra étroitement de ces données.

Efficacité/Performances

Les performances des barrières dépendent étroitement des conditions hydrogéochimiques mais aussi du type de procédé. Les procédés physico-chimiques, lorsqu'ils sont bien dimensionnés, peuvent présenter des rendements épuratoires de plus de 95 % ; les procédés biologiques ont globalement des rendements épuratoires moins élevés.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de cette technique sont :

- la technique peut s'attaquer à un large spectre de polluants,
- rendements épuratoires élevés (parfois plus de 95 %),
- ce type de traitement ne nécessite pas de pompage (traitement passif) ; il peut être installé de nombreuses années avec des coûts de maintenance réduits ; les coûts de fonctionnement sont peu élevés comparativement aux contrôles des panaches par pompage,
- cette solution est particulièrement adaptée quand la source de pollution ne peut être traitée (inaccessible, trop étendue ...),
- les investigations de terrain pour déterminer exactement les sources ne doivent pas être aussi poussées que pour les autres traitements.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- coûts de mise en place souvent élevés,
- technico-économiquement peu attractives à partir de 20 m de profondeur,
- coûts d'installation élevés pour des panaches d'une largeur importante,
- technique souvent confrontée à un problème de colmatage,
- l'installation d'une BPR près de certains récepteurs (comme des captages AEP) peut présenter des difficultés techniques et de sécurité,
- certains contextes locaux (canalisations, roches dures, sédiments consolidés) peuvent augmenter la difficulté d'installation des BPR.

Coûts et délais

Les délais sont ceux relatifs au tarissement de la source de pollution et se comptent en années (voire en décennies dans certains cas).

Les coûts de traitement des BPR sont difficilement estimables du fait de la très grande variété de configuration et du nombre peu élevé d'expérience en Europe. Le Tableau 21 présente quelques éléments de coûts.

Techniques de construction	Profondeur Maximale (m)	Coût (€/m ²)	Remarques
Techniques d'excavation et de mise en place de la paroi			
Construction d'une paroi sol - bentonite			
Excavation avec pelle rétro standard	10	40-110	Nécessite une grande aire de travail. Pas utilisé en Europe par manque de place. Génère un excès de déblais. Peu coûteux si utilisation de pelle rétro
Excavation avec pelle rétro modifiée	25	40-110	
Excavation avec pelle « crapaud » ou benne preneuse	45	65-180	
Construction d'une paroi ciment - bentonite			
Excavation avec pelle rétro standard	10	70-250	Génère une grande quantité de déblais. Plus coûteux que l'option précédente mais qualité du mélange beaucoup plus fiable Possibilité de substituer mélange performant à une boue bentonitique.
Excavation avec pelle rétro modifiée	25	70-250	
Excavation avec pelle « crapaud » ou benne preneuse	60	170-590	
Autres			
Palplanche métallique	20	160-320	Risque de corrosion à long terme (doit être anticipé). Ne produit pas de déblais
Palplanche avec joint d'étanchéité	20	160-320	
Paroi en boue composite	>30	Non disponible	
Géomembrane PEHD	10-15		Perméabilité < 1.10 ⁻⁹
Technique de mise en place du réactif			
Caisson	15	160-1000 €/m vertical	Peu coûteux
Mandrin	12-15	100-260	Peu coûteux et très productif. Mise en place par passe de 7 à 13 cm d'épaisseur
Trancheuse continue	7	50-130	Très productif ; coût élevé de mobilisation.
Injection	60	430-2000	Permet d'installer des barrières au voisinage d'infrastructures
Mélange en profondeur (Deep soil mixing)	45	100-260 €/m ³	Pas très économique en application BPR. Colonne de 7 à 13 cm de diamètre.
Fracturation hydraulique	25-35	2300 € par fracture	Peut être utilisé à de grandes profondeurs. Fracture de 7 cm max. d'ouverture

Tableau 21 : Résumé des différentes techniques de construction des BPR (d'après Gavaskar et al., 2000)

D'une manière plus générale, on peut estimer que les coûts d'investissement, se situent dans une fourchette très large (150 à 3 000 €/m² de barrière construite), les coûts les plus faibles (inférieurs ou égaux à 1 000 €/m²) correspondent aux ouvrages d'une échelle significative (supérieurs à 1 000 m²).

Paramètres de suivi

Le suivi porte, d'une part, sur une surveillance piézométrique (à l'aide de piézomètres placés en positions amont, latérale et aval de la BPR) afin de s'assurer que l'ensemble du panache est intercepté et traité.

Le suivi porte également sur le procédé de dépollution en tant que tel :

- l'efficacité des rendements épuratoires (dosage des polluants en amont et en aval de la BPR) ;
- le suivi de la production des sous-produits (éventuellement) ;
- le suivi des pertes de charges, des saturations, du colmatage ;
- le suivi des conditions optimales de dépollution (conditions de pH, redox, nutriments pour les traitements biologiques par exemple, changement de filtres ou de cartouches de matériau réactif ...).

3.6.2. Electroremédiation

Termes anglais : electrokinetic extraction; electromigration, electrokinetic separation

Principe

L'électroremédiation est un procédé in situ qui permet de séparer et d'extraire les métaux et certains polluants organiques polaires de la zone saturée et non saturée.

Maturité

Le procédé est encore peu utilisé en France et est encore au stade de Recherche et Développement. Des essais à l'échelle industrielle et des démonstrations commerciales ont été réalisés dans certains pays européens.

Description

L'électroremédiation est basée sur l'application d'un faible voltage entre deux électrodes implantées de part et d'autre de la zone polluée (Cf. Figure 51). La différence de potentiel électrique entre les électrodes provoque un courant électrique qui entraîne une migration des ions vers leurs électrodes respectives (anode et cathode) où ils sont récupérés.

Il existe différents procédés d'électroremédiation :

- l'électro-osmose qui consiste en un mouvement d'eau de l'anode vers la cathode,
- l'électromigration qui consiste en un transport d'ions et de complexes ioniques vers l'électrode de charge opposée (cathode et anode),
- l'électrophorèse qui consiste en un transport de particules chargées ou de colloïdes sous l'influence d'un champ électrique ; les contaminants sont alors transportés sous forme adsorbée.

Applicabilité

Les polluants cibles sont les composés polaires comme les métaux (plomb, mercure, cadmium, nickel, cuivre, zinc, chrome), certains radioéléments (Cs137, Sr90, Co60, U), les cations, les anions et les composés organiques hydrosolubles. Des expériences probantes ont été reportées pour des DNAPLs (Dense Non-Aqueous Phase Liquid), des cyanures et des hydrocarbures halogénés.

Il semblerait que les métaux lourds comme l'uranium, le mercure et les mélanges de métaux soient les composés les plus adaptés.

Le procédé s'applique même à des polluants présents à des teneurs supérieures à plusieurs milliers de ppm.

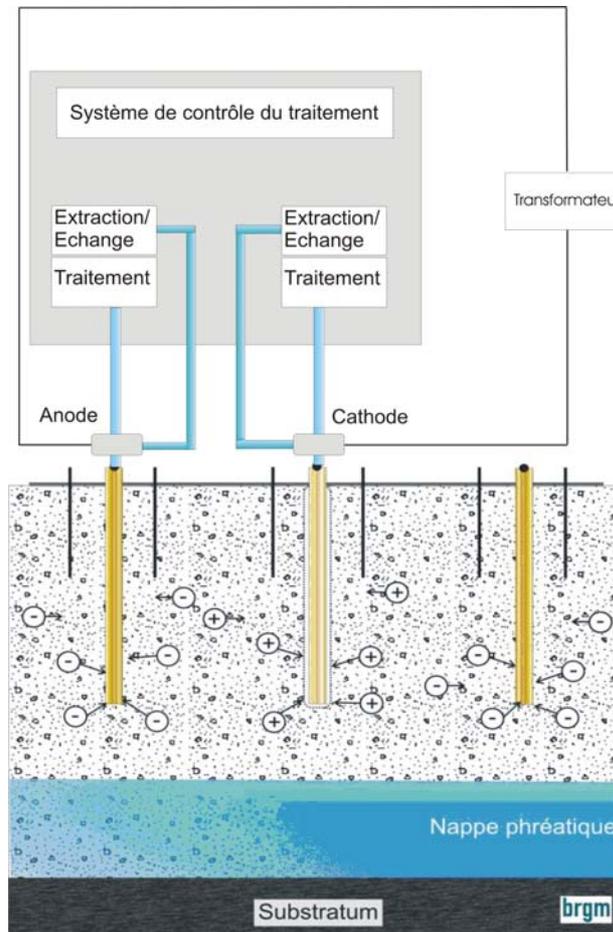


Figure 51 : Schéma de principe de l'électroremédiation

Moyens matériels

Le système d'électromigration est constitué des éléments suivants :

- des électrodes (anodes, cathodes) fixées à un système de maintien et alimentée par du courant électrique,
- de système d'extraction/d'échange des cations,
- de système d'injection de fluide de traitement cathodique,
- de système d'extraction/d'échange des anions,
- de système d'injection de fluide de traitement anodique,
- de traitement/recirculation des produits extraits,
- si nécessaire : une hotte (couvercle hermétique) recouvrant la totalité de la

zone à traiter (ainsi que la zone adjacente) et une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration,

- un système de surveillance des eaux,
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Des surfactants ou des agents complexants peuvent être utilisés pour augmenter la solubilité des polluants et ainsi augmenter leur mobilité. Certains réactifs peuvent aussi être utilisés pour augmenter les vitesses de récupération.

Données nécessaires au dimensionnement

Les caractéristiques de la source de pollution (géométrie, concentration, ...), les seuils de dépollution et le contexte géologique (hétérogénéité, humidité ...) vont permettre de définir :

- le rayon d'action des électrodes,
- le nombre, l'espacement et les caractéristiques des électrodes (nature, diamètre, profondeur..),
- l'intensité du champ électrique à appliquer,
- les dimensions de l'unité de traitement (fluide de traitement anodique, fluide de traitement cathodique, unité d'extraction).

Les principaux paramètres influençant le dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols : conductivité électrique des sols, polarisation des sols sous l'effet d'un champ électrique, perméabilité, humidité, porosité, taux de matière organique, coefficient d'emmagasinement,
- les caractéristiques des polluants : localisation, concentration, hétérogénéité des concentrations, solubilité, polarité, association avec d'autres composés (précipité, complexation en fonction des pH et des POR), répartition eau/sols, test de relargage avant et après traitement (lixiviation), présence de composés/éléments préjudiciables au traitement (déchets métalliques, composés conducteurs, molécules mères de sous-produits nocifs..).

Efficacité/Performances

Les taux de récupération dépendent fortement des conditions du milieu ainsi que du type de polluant. Des rendements de 75 à 99 % ont été reportés pour certains métaux lourds.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de l'électroremédiation sont :

- le procédé est un des rares procédés in situ à pouvoir être utilisé sur des sols présentant une faible perméabilité (avec une faible granulométrie et une forte teneur en argile) ;
- le procédé pourrait être une des rares alternatives au traitement classique des métaux dans la zone non saturée (confinement) et en zone saturée (pompage et traitement) ;
- technique efficace pour des sols homogènes.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- malgré le peu de retour d'expérience, le procédé semble relativement onéreux ;
- procédés et moyens techniques et matériels encore au stade émergent ;
- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants ;
- ce procédé nécessite un contrôle très fin des eaux souterraines ; si les polluants devaient se répandre par manque de maîtrise du procédé ; cela engendrerait des coûts environnementaux et économiques importants ;
- nécessité de réaliser un suivi à très long terme ;
- non applicable pour des sols perméables et non homogènes ;
- l'application d'un champ électrique peut provoquer un échauffement et donc un assèchement des sols, ce qui diminue leur conductivité et par voie de conséquence le rendement du procédé ; l'efficacité maximale est reportée pour un taux d'humidité compris entre 14 et 18 % (en dessus de 10 %, le procédé est nettement moins performant) ;
- les performances du procédé sont étroitement liées à la solubilité du contaminant : un contrôle et une maîtrise du pH doivent permettre d'éviter la précipitation et l'immobilisation des polluants ; la maîtrise du pH est d'autant plus délicate que la migration des ions peut dans certains cas entraîner des changements de pH. Une diminution de pH favorise la migration des métaux/métalloïdes ; par contre, une hausse du pH provoque une précipitation des certains métaux et un colmatage progressif des pores (le phénomène est particulièrement sensible près de la cathode) ;
- le procédé n'est applicable qu'à des molécules polarisées et donc principalement à certains métaux/métalloïdes. Néanmoins, certains métaux lourds, présents à l'état zérovalent, peuvent ainsi ne pas être dissous.
- la présence de chlore dans les eaux peut conduire à la formation de trichlorométhane et de certains gaz chlorés au niveau des électrodes ;
- les solutions extraites (notamment pour le suivi des eaux souterraines) doivent être traitées avant réinjection ;

- le procédé doit être appliqué suffisamment longtemps pour permettre la mise en place des changements des conditions du milieu (notamment du pH) ;
- les électrodes métalliques peuvent se dissoudre lors des réactions d'électrolyse et générer une pollution métallique supplémentaire dans les sols. Ainsi, des électrodes inertes (à base de graphite, de carbone ou de platine) doivent être utilisées afin qu'aucun résidu nocif ne soit introduit dans les sols.
- des déchets ou des structures présentant des conductivités électriques élevées peuvent rendre la technique déficiente. De même, la présence de matériaux isolants enterrés peut entraver le bon fonctionnement du procédé.
- Le procédé est énergivore.

Coûts et délais

Les coûts dépendent fortement des sols à traiter, de la conductivité des sols, du type de polluants, de l'espacement des électrodes, et du procédé. Des projets de dépollution ont été estimés à des coûts autour de 110 à 140 €/m³ de sols traités. Les coûts de consommation électrique sont de l'ordre de 500 kWh/m³ pour des électrodes espacées de 1 à 1,5 m.

Les délais sont de plusieurs mois à quelques années.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération d'électroremédiation sont les suivants :

- la piézométrie,
- la consommation électrique,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, potentiel d'oxydoréduction, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
 - les concentrations en polluants non présents initialement dans les eaux souterraines mais pouvant éventuellement être mobilisés (métaux ...),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des eaux (ex. : bilan de matière, séparation ...),
- si nécessaire, les concentrations en polluants gazeux,
- les paramètres relatifs au bon fonctionnement des électrodes (récupération, état d'usure),

- les paramètres relatifs à la zone non saturée (températures, Eh, pH, humidité, propriété géomécanique),
- les mesures des lixiviats à la fin du traitement,
- la caractérisation des effets « rebounds ».

4. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION EX SITU OU ON SITE

4.1. METHODES PHYSIQUES PAR EVACUATION DE LA POLLUTION

4.1.1. Excavation des sols

Termes anglais : Soil excavation

Principe

L'excavation ne constitue pas un procédé de traitement en tant que tel ; elle doit être accompagnée d'actions complémentaires afin de traiter et/ou stocker les terres excavées. Elle ne constitue donc qu'une phase préliminaire de traitement/réhabilitation.

Maturité

Cette technique est une des plus utilisée en France, notamment lors des réaménagements qui imposent des délais courts.

Description

Le procédé d'excavation est généralement réalisé une fois la source de pollution délimitée via des investigations de terrain et des analyses.

Il s'agit de la méthode la plus simple, la plus radicale et la plus rapide pour supprimer une source de pollution. Néanmoins, l'excavation n'est pas une fin en soi, les sols pollués excavés devront faire l'objet d'un traitement/confinement sur ou hors site.

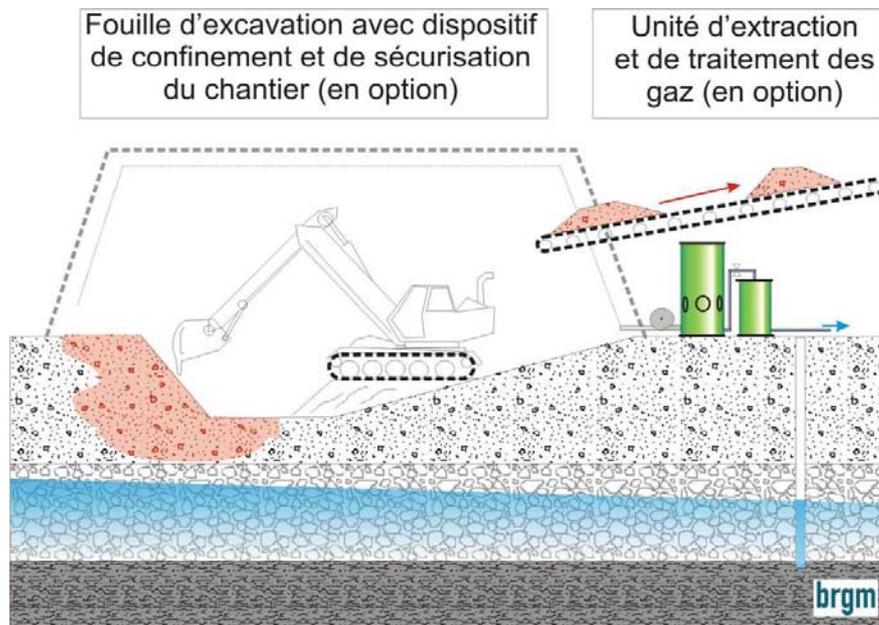


Figure 52 : Schéma de principe de l'excavation

Applicabilité

Tous les types de sols pollués peuvent faire l'objet d'excavation (quelque soit la granulométrie et la teneur en polluants).

D'une manière générale, seules les sources de pollution situées en zone vadose font l'objet d'une excavation. L'excavation des sols, surtout en zone saturée, doit s'accompagner de mesures adéquates (suivi des eaux souterraines, piège hydraulique, confinement ...) afin de ne pas générer une remobilisation de la pollution.

Moyens matériels

Les moyens utilisés lors des travaux de terrassement sont identiques à ceux utilisés par les entreprises de travaux publics : pelle mécanique, tractopelle, véhicules de transport (dont certains doivent être habilités à contenir des déchets ou à respecter la réglementation du Transports de Matières Dangereuses (TMD)).

Afin de gérer les flux de terres excavées, il est souvent nécessaire de mettre en place des aires de stockage temporaires étanches (tampon). Ainsi, les terres excavées sont triées au fur et à mesure de l'excavation en fonction de leur degré de pollution. Ce degré de pollution est déterminé à partir des analyses préalablement réalisées lors du diagnostic de sols, et est complété par :

- des observations organoleptiques,
- et/ou des analyses semi-quantitatives sur site (kits immuno-enzymatiques, détecteur à photo-ionisation - PID, détecteur à ionisation de flammes – FID,

- spectromètre de fluorescence X portable, spectromètre UV),
- et/ou des analyses quantitatives en laboratoire sur ou hors site.

Les terres excavées sont alors réparties en différentes catégories en fonction de leur degré de pollution et de leur devenir :

- terres réutilisables sur site sans restrictions d'usage,
- terres réutilisables sur site avec restriction d'usage,
- terres excédentaires à éliminer hors site dans tel ou tel centre d'élimination agréé.

Après vérification de leur degré de pollution, les terres pourront alors être éliminées hors site dans un centre agréé ou sur site telles quelles, après traitement, dans un confinement, ou via des restrictions d'usage.

L'excavation pourra être réalisée en suivant un maillage prédéfini ou/et en suivant la zonation de la source de pollution préalablement définie.

Le nombre d'analyses est à adapter en fonction de la quantité de sols à extraire. D'une manière générale, un nombre d'analyses élevé permettra d'obtenir un tri plus fin.

En fin d'excavation, des échantillons en fonds et flancs de fouille seront prélevés et analysés afin de valider que les seuils de dépollution sont bien atteints.

Variantes

Les variantes à l'excavation résident dans le mode d'extraction des sols : pelle hydraulique avec godet spécifique (utilisée dans la plupart des cas), mais aussi dans une moindre mesure benne à câble ou à mât télescopique, haveuse...

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement concernent essentiellement la géométrie et la concentration en polluants de la source de pollution.

Les tests de traitabilité (pour les traitements on site) ainsi que les certificats d'acceptation préalable (pour les traitements en centre agréé) doivent être acquis avant d'envisager toute excavation.

Des données géotechniques complémentaires peuvent être nécessaires en cas de terrassement à proximité de zones sensibles (bâtiments, voirie) ou dans le cas de confinement.

Efficacité/Performances

La technique est radicale et présente une garantie de résultats. Son efficacité est très dépendante de la précision des investigations de terrain.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique simple et rapide,
- l'excavation est la prérogative à tous les traitements on site et ex situ,
- technique fiable et éprouvée,
- l'excavation présente une garantie de résultats : les seuils de dépollution atteints sont aisément contrôlables via les analyses de fonds et de flancs de fouille,
- cette technique est particulièrement utilisée dans le cas de projets nécessitant des excavations générant un excédent de terres (aménagement des fondations, de caves de parkings enterrés),
- il s'agit d'une technique applicable à de nombreux composés ; elle est particulièrement bien adaptée pour éliminer une source de pollution très concentrée et limitée dans l'espace (hot spot) ou une source de pollution difficilement traitable par d'autres techniques (contaminants récalcitrants, mélange de pollution, concentrations élevées).

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- l'excavation ne constitue qu'une phase préliminaire de traitement/réhabilitation,
- l'excavation s'applique généralement à des profondeurs de 5-6 m (ce qui correspond à la longueur des flèches des pelles standards). Des excavations plus profondes peuvent être réalisées avec des engins et des techniques de chantier spécifiques (benne preneuse, descente en escalier ...) mais les coûts et les durées de traitement sont alors plus conséquents.
- l'excavation nécessite souvent l'arrêt de l'activité sur la zone de travaux et entraîne des perturbations sur les zones avoisinantes (trafic, bruit ...),
- plus la pollution est étendue, plus le volume de terres à excaver est important et les travaux sont difficiles à organiser et à réaliser,
- les limites et les délais d'acceptation dans les centres de traitement agréés doivent être pris en compte lors de la conception du chantier,
- les excavations sous ou à proximité immédiate de bâtiments ou d'ouvrages divers sont rares et nécessitent souvent des mesures spécifiques (étaieement..) qui rendent l'opération plus coûteuse et moins rapide,
- les risques typiques des terrassements doivent être considérés :

- explosion : mise à jour d'atmosphère explosive : ancienne décharge, ancien dépôt d'explosif, couches géologiques relargant des gaz, cuve ou canalisation contenant des hydrocarbures, des gaz...
- endommagement d'infrastructures enterrées : canalisation, fondation...
- chute d'une personne dans la fouille, effondrement des parois de la fouille ...
- l'excavation peut dans certains cas favoriser la migration des polluants par :
 - modification de la mobilité des polluants métalliques (modification des conditions d'oxydoréduction par aération des sols),
 - modification de la perméabilité ou de la cohésion des sols ce qui rend la nappe plus vulnérable ; ce cas peut être problématique pour le LNAPL en phase pure,
 - remise en suspension des polluants adsorbés sur les colloïdes.
 - migration de la pollution sur site ou hors site sous forme de poussière.

Coûts et délais

Les coûts des excavations dépendent principalement des volumes de sols à traiter et des cadences.

Les rendements d'excavation avec du tri sont de l'ordre de 50 à 200 m³/j selon les difficultés de terrassement et le nombre d'analyses.

Les coûts de location des pelles hydrauliques varient 700 à 1000 euros/j (auxquels, il faut ajouter l'aménée-repli de l'ordre de 900- 1000 €).

A titre informatif, pour de grands volumes, les coûts de terrassement sont de l'ordre de 5-7 €/m³. Pour de petites quantités, des cadences limitées et dans des conditions délicates, les prix peuvent atteindre 50 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une excavation sont les suivants :

- le suivi piézométrique,
- la qualité des eaux souterraines en amont, en aval et au droit de la source de pollution :
 - les paramètres pH, O₂, température, conductivité,
 - les concentrations en polluants,
 - les concentrations en métabolites éventuels,
- le suivi de la qualité de l'air si nécessaire (réenvols de poussières, volatilisation),

- la stabilité des bâtiments,
- le suivi des teneurs en polluants dans les terres sur site :
 - lors des tris afin d'optimiser le réemploi, le traitement et l'élimination des terres en centres agréés,
 - fond et flanc de fouille,
 - paramètres relatifs à l'acceptation dans les centres d'élimination agréés,
- le suivi des terres traitées hors site :
 - les bordereaux de suivi et acceptation dans les centres d'élimination agréés,
 - le transport selon la RTMD (règlement pour le transport des matières dangereuses) si nécessaire,
- la vérification des teneurs en polluants dans les terres d'apport.

4.1.2. Tri granulométrique

Termes anglais : separation

Principe

Le tri granulométrique permet de séparer les différentes fractions des sols. Les fractions fines qui représentent les fractions les plus polluées sont ainsi isolées avant traitement.

Maturité

Le procédé est largement commercialisé et utilisé en prétraitement de nombreuses unités de traitement fixe. Il existe également des unités mobiles, moins complexes et plus compactes utilisées en prétraitement sur de nombreux chantiers.

Description

Au préalable, il est important de rappeler que les fractions fines des sols (< 63 μm et principalement les particules d'argiles (< 2 μm)) représentent la plus grande proportion de la surface de contact nécessaire au mécanisme d'adsorption. Ainsi, la très grande majorité de la pollution est concentrée dans ces fractions fines.

Le tri granulométrique a pour but de séparer les différentes fractions du sol en fonction soit de leur taille, de leur densité ou de leur propriété de surface et de récupérer le polluant en volume réduit (Cf. Figure 53). La séparation se fait en différentes étapes successives avec ou sans ajout d'eau. Dans le cas d'ajout d'eau, les procédés utilisés sont identiques à ceux utilisés dans le lavage des sols (cf. § 3.3.1).

En fin de traitement, les sols pollués (fractions les plus fines) sont récupérés à part, ainsi que les eaux de lavage polluées et les sols non/peu pollués (fractions les plus grossières). L'eau est récupérée, traitée et le plus souvent réutilisée (circuit pseudo-fermé) ; les fractions de sols grossières sont valorisées (réutilisation en remblai ...), les fractions fines souillées sont traitées (lavage, extraction, traitement biologique ...) ou enfouies.

Les différentes opérations potentielles successives de tri sont : préciblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration et déshydratation des particules fines ... La succession des différentes unités dépend de la répartition granulométrique et de la finesse de séparation demandée.

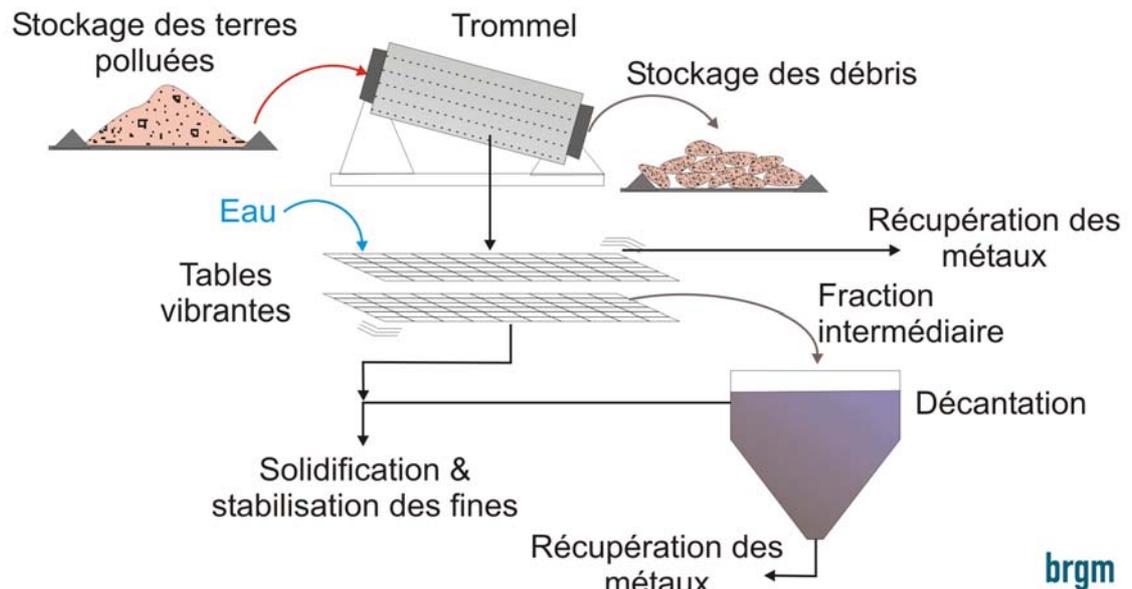


Figure 53 : Schéma de principe du tri granulométrique

Applicabilité

Le tri s'applique principalement sur des sols hétérogènes afin de concentrer les fractions les plus fines, généralement les plus polluées. Il est principalement appliqué sur des sols contenant des hydrocarbures pétroliers, SCO_V, SCO_{HV}, CO_{HV}, CO_V, pesticides, métaux/métalloïdes, radionucléides. Le tri est particulièrement intéressant pour la séparation des composés peu dégradables et récalcitrants : HAPs, PCBs, dioxines et furannes et métaux/métalloïdes.

La séparation magnétique, moins couramment utilisée, est plus particulièrement adaptée à la séparation des métaux lourds, des radionucléides, des particules magnétiques radioactives (comme l'uranium et le plutonium).

Il est à noter que la séparation physique précède souvent le lavage ou l'extraction chimique.

Moyens matériels

Le tri granulométrique peut, en fonction des chantiers, être constitué d'une filière de traitement très différent. Les principaux éléments utilisés lors du tri granulométrique sont les suivants (par ordre de finesses de séparation) :

- **le précriblage ou calibrage**, réalisé à l'aide de grilles fixes et animées, permet de séparer les particules d'un diamètre supérieur à 100 mm (éléments grossiers de type briques, morceaux de béton...).
- **la séparation magnétique** est utilisée pour extraire les particules magnétiques. Il existe deux types de séparateurs magnétiques : les séparateurs magnétiques

à basse intensité qui permettent de séparer les particules ferromagnétiques et les séparateurs magnétiques à haut gradient qui permettent d'extraire les matériaux paramagnétiques et diamagnétiques.

- **l'unité de désagrégation ou décompacteur** : de l'eau est additionnée aux sols afin de le désagréger et le fluidifier ; cette action permet la séparation des particules fines (agglomérées aux particules plus grossières) et un transfert partiel des polluants dans le milieu liquide. L'ajout d'eau est réalisé à l'aide de jets à haute pression, de nettoyeurs, de bassin à basse agitation ...
- **le criblage** est réalisé à l'aide de trommels (cribles rotatifs), de cribles plans à secousses ou de cribles vibrants. Le criblage permet de séparer des sols présentant des granulométries comprises entre 100 et 1 mm. La séparation des fractions du sol est réalisée en fonction de leur densité.
- **le tamisage**, mettant en jeu des tamis vibrants ou des blutoirs rotatifs (tamis rotatifs hexagonaux), permet de séparer des sols présentant des granulométries comprises entre 1 et 0,04 mm. La séparation des fractions du sol est réalisée en fonction de leur taille.
- **l'hydrocyclonage** : cette technique séparative se base sur la différence de masse des particules ; la force centrifuge entraîne les particules lourdes vers la sortie inférieure alors que les particules légères sont dirigées vers la sortie supérieure.
- **la séparation en spirales** : les particules en suspension sont séparées dans des caniveaux en spirales, les forces centrifuges permettant de séparer les particules plus lourdes.
- **l'unité de flottation** : elle permet de séparer les fractions en fonction de leur densité ; pour ce faire, des tensioactifs sont ajoutés et s'attachent aux particules les plus polluées (les plus fines et donc les plus légères), ce qui augmente leur hydrophobicité. Ces particules s'associent alors aux remontées des bulles d'air injectées au fond de bassin de flottation. Les fractions polluées sont in fine récupérées par écrémage.
- **la séparation gravitaire par sédimentation** : l'eau chargée en particules est dirigée vers un séparateur gravitaire dans lequel passe un contre-courant permettant de garder les particules fines en suspension en vue de leur récupération et de laisser décanter les particules les plus lourdes ; des opérations de coagulation/floculation sont souvent nécessaires au préalable.
- **la filtration** : les filtres permettent de séparer les particules les plus fines.
- **la déshydratation des particules fines** : les particules fines doivent être déshydratées à l'aide d'un centrifugeur ou d'un filtre presse.

Variantes

Les variantes du tri granulométrique résident dans le type de séparation à réaliser ; précriblage ou calibrage, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration et déshydratation des particules fines.

Les autres variantes consistent au lavage à l'eau (cf. 4.1.3), à la mise solution et l'extraction chimiques (cf. 4.3.1), l'oxydation et la réduction chimique (cf. 4.3.2), ainsi que le traitement des rejets aqueux su site (cf. § 5).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols :
 - les caractéristiques physiques :
 - la répartition granulométrique,
 - l'abrasion,
 - la densité,
 - la vitesse de décantation,
 - le magnétisme,
 - la charge électrique,
 - les caractéristiques chimiques :
 - la solubilité dans l'eau, les acides, les alcalins, les agents complexants,
 - la volatilité,
 - le pH,
 - la chimie de surface,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité dans chaque fraction granulométrique,
 - l'association des contaminants dans les sols : contaminant adsorbé, enrobage liquide ou semi liquide des particules, enrobage des particules sous forme de précipité chimique, particules incluses, parties de grains individuels, contamination interne aux pores.

Efficacité/Performances

Des rendements épuratoires de l'ordre de 95-98 % peuvent être obtenus dans des conditions optimales.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du tri granulométrique sont :

- procédés et moyens techniques et matériels éprouvés ;

- le procédé permet de traiter une grande quantité de polluants ;
- le procédé peut être facilement adapté pour toute sorte de granulométrie ;
- une réduction importante de la quantité de sols contaminés permet de réduire les coûts de traitement et de transport ultérieur ;
- la réutilisation des fractions grossières non polluées permet d'économiser des coûts de fourniture de remblais ;
- la séparation de la pollution en fonction de la granulométrie permet d'adapter plus efficacement les traitements ultérieurs ;
- des prétraitements légers sur site, comme des trommels (utilisés seuls en voie sèche), permettent dans le cas de remblais hétérogènes grossiers souillés superficiellement d'avoir une séparation appréciable et une bonne dépollution par attrition.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants ;
- ce procédé est le plus souvent utilisé en prétraitement ;
- le procédé n'est pas rentable économiquement pour de petites quantités ;
- le fait de changer la texture des sols peut générer des problèmes de réutilisation en tant que remblais ;
- utilisé sur site, le procédé présente un encombrement important ;
- les émissions atmosphériques (poussières..) et les nuisances sonores peuvent être importantes ;
- l'utilisation d'eau nécessite un traitement qui génère des surcoûts et un suivi technique non négligeable ;
- la consommation en eau est parfois importante (de 0,4 à 3 l d'eau/kg de sol traité parfois) ; il est donc d'usage de pratiquer la recirculation des eaux ;
- le taux d'humidité résiduel après traitement est souvent un frein à une bonne revalorisation des sols ou un frein à sa mise en décharge. C'est pourquoi, des unités (souvent onéreuses) de déshydratation des particules fines sont souvent nécessaires ;
- il est d'usage de considérer que trier des sols présentant une proportion de fractions fines supérieures à 20-40 % n'est pas rentable économiquement ;
- le procédé est peu adapté aux sols et remblais poreux ;
- le traitement de matériaux plus ou moins homogènes est économiquement plus rentable que ceux présentant une très grande diversité granulométrique ;
- le contact entre l'eau et les particules fines polluées doit être important pour que le traitement soit efficace ;
- pour des contaminations multiples, complexes et hétérogènes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation ;

- le traitement génère souvent une augmentation du volume (plusieurs dizaines de pourcents parfois), les terres en excédent doivent alors être gérées à part,
- des études poussées d'applicabilité sont nécessaires ;
- les effluents gazeux, les réenvols de poussières et les effluents liquides générés lors d'un traitement doivent être recueillis et traités si nécessaire, ce qui génère des surcoûts ;
- des essais poussés de décantation/flottation doivent être réalisés afin de bien dimensionner les procédés de séparations gravitaires ;
- des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les problèmes d'odeur des boues issues de pollutions organiques ;
- les sols présentant une grande capacité d'échange cationique, ou présentant une forte teneur en acide humique, de par leur grande capacité d'adsorption des polluants, vont présenter des problèmes d'extraction des contaminants et nécessitent souvent un prétraitement spécifique.

Coûts et délais

Il existe des unités de traitement capable de traiter sans difficulté 20 t/h. Des unités plus importantes ou plus compactes existent dans le commerce.

Les coûts de traitement (hors coûts d'amenée-repli) vont de 8 à 80 €/t de sols traités en fonction de la complexité et de la quantité de matériaux à traiter.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivi lors d'une opération de tri granulométrique sont :

- la consommation électrique,
- la granulométrie, le taux d'humidité et les concentrations en polluants en entrée et en sortie des différentes unités de traitement,
- le bruit,
- la consommation en eau,
- la consommation et dosage des réactifs (coagulant, floculant),
- la consommation en air (flottation),
- les poussières,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement....) ;
- les concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif....).

4.1.3. Lavage à l'eau

Termes anglais : soil washing

Principe

Le lavage à l'eau est un procédé couramment employé après le tri granulométrique. Les contaminants adsorbés sur les particules fines, préalablement séparés des particules grossières, sont transférés vers la phase aqueuse (ou la solution extractante). Cette solution polluée est par la suite traitée. Afin d'augmenter les transferts des polluants des particules fines vers les eaux, il est couramment fait usage d'ajouts des agents chélatants, d'ajustement de pH, d'ajouts de surfactants (on parle alors d'extraction chimique).

Maturité

Le procédé est commercialisé et utilisé sur des unités fixes mais également, dans une moindre mesure, sur des unités mobiles. Néanmoins, son utilisation reste pour l'instant encore marginale.

Description

Les techniques de lavage ex situ sont essentiellement issues du traitement de minerais. Le principe repose sur l'élimination des polluants par frottement ainsi que sur une réduction du volume de matériau à traiter (Cf. Figure 54). L'enlèvement des particules polluées des sols et l'extraction des polluants se font selon deux procédés distincts et complémentaires :

- soit par dissolution ou mise en suspension des contaminants dans la solution de lavage (notamment via l'ajout de divers additifs : changement de pH, agents chélatants, surfactant) ;
- soit par concentration des polluants dans un petit volume de sols (les plus pollués) grâce à des séparations et des attritions utilisées dans la séparation granulométrique : précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration et déshydratation des particules fines Tout comme pour le tri granulométrique, le but est de séparer autant que faire se peut les fractions fines contenant la plus grande partie de la pollution.

L'ajout de l'eau additionnée de la solution extractante ad hoc peut être réalisé à différentes étapes : unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration.

En fin de traitement, les sols pollués (fractions les plus fines) sont récupérés à part, ainsi que les eaux de lavage polluées et les sols non/peu pollués (fractions les plus grossières). La solution extractante est récupérée, traitée et le plus souvent réutilisée (circuit pseudo-fermé) ; les fractions de sols grossières sont valorisées (réutilisation en remblai ...), les fractions fines souillées sont traitées (lavage, extraction, traitement biologique ...) ou enfouies.

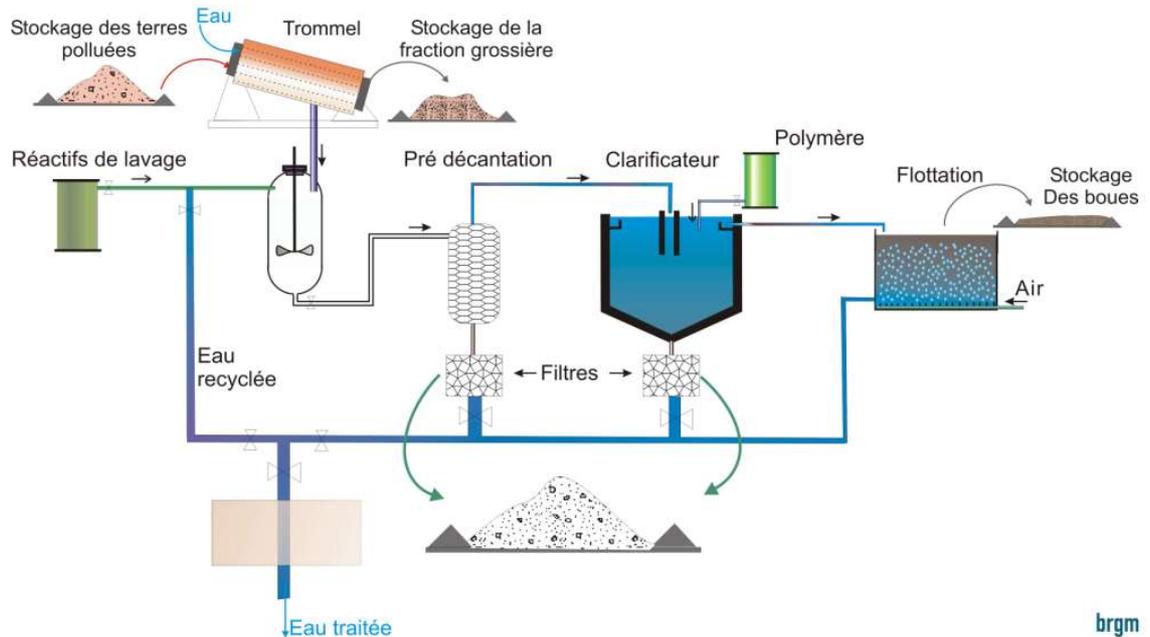


Figure 54 : Schéma de principe du lavage ex situ

Applicabilité

Le lavage ex situ s'applique principalement sur des sols hétérogènes afin de concentrer les fractions les plus fines, généralement les plus polluées. Il est principalement appliqué sur des sols contenant des hydrocarbures pétroliers, SCOv, SCOHV, COHV, COV, pesticides, métaux/métalloïdes et radionucléides. Le lavage ex situ est particulièrement intéressant pour la séparation des composés peu dégradables et récalcitrants aux autres techniques de dépollution : HAP, PCB, dioxines et furannes, pesticides et métaux/métalloïdes. Il peut dans certains cas constituer une alternative économiquement rentable par rapport à l'incinération.

Moyens matériels

Dans ses premières étapes, le lavage ex situ est similaire au tri granulométrique. Il peut, en fonction des chantiers, être constitué d'une filière de traitement très différente ; les étapes de séparation phase aqueuse/solvants/contaminants sont plus poussées (puisque le but est de transférer les polluants dans la phase liquide).

Les principaux éléments utilisés sont les suivants (par ordre de finesses de séparation) :

- **le précriblage ou calibrage**, réalisé à l'aide de grilles fixes et animées, permet de séparer les particules d'un diamètre supérieur à 100 mm (éléments grossiers de type briques, morceaux de béton...).
- **la séparation magnétique** est utilisée pour extraire les particules magnétiques. Il existe deux types de séparateurs magnétiques : les séparateurs magnétiques à basse intensité qui permettent de séparer les particules ferromagnétiques et les séparateurs magnétiques à haut gradient qui permettent d'extraire les matériaux paramagnétiques et diamagnétiques.
- **l'unité de désagrégation ou décompacteur** : de l'eau est additionnée aux sols afin de le désagréger et le fluidifier ; cette action permet la séparation des particules fines (agglomérées aux particules plus grossières) et un transfert partiel des polluants dans le milieu liquide. L'ajout d'eau est réalisé à l'aide de jets à haute pression, de nettoyeurs, de bassin à basse agitation ...
- **le criblage** est réalisé à l'aide de trommels (cribles rotatifs), de cribles plans à secousses ou de cribles vibrants. Le criblage permet de séparer des sols présentant des granulométries comprises entre 100 et 1 mm. La séparation des fractions du sol est réalisée en fonction de leur densité.
- **le tamisage**, mettant en jeu des tamis vibrants ou des blutoirs rotatifs (tamis rotatifs hexagonaux), permet de séparer des sols présentant des granulométries comprises entre 1 et 0,04 mm. La séparation des fractions du sol est réalisée en fonction de leur taille.
- **L'hydrocyclonage** : cette technique séparative se base sur la différence de masse des particules ; la force centrifuge entraîne les particules lourdes vers la sortie inférieure alors que les particules légères sont dirigées vers la sortie supérieure.
- **la séparation en spirales** : les particules en suspension sont séparées dans des caniveaux en spirales, les forces centrifuges permettant de séparer les particules les plus lourdes.
- **l'unité de flottation** : elle permet de séparer les fractions en fonction de leur densité ; pour ce faire, des tensioactifs sont ajoutés et s'attachent aux particules les plus polluées (les plus fines et donc les plus légères), ce qui augmente leur hydrophobicité. Ces particules s'associent alors aux remontées des bulles d'air injectées au fond du bassin de flottation. Les fractions polluées sont in fine récupérées par écrémage.
- **la séparation gravitaire par sédimentation** : l'eau chargée en particules est dirigée vers un séparateur gravitaire dans lequel passe un contre-courant permettant de garder les particules fines en suspension en vue de leur récupération et de laisser décanter les particules les plus lourdes ; des opérations de coagulation/floculation sont souvent nécessaires au préalable.
- **la filtration** : les filtres permettent de séparer les particules les plus fines.

- **la déshydratation des particules fines** : les particules fines doivent être déshydratées à l'aide d'un centrifugeur ou d'un filtre presse.
- **la séparation des contaminants, des agents mobilisateurs et de la phase aqueuse** : Une fois les contaminants transférés dans la solution de lavage, il est nécessaire de séparer lesdits contaminants, les agents mobilisateurs et la phase aqueuse. Cette récupération peut être réalisée en différentes étapes : extraction par solvant, flottation, stripping, fractionnement à la mousse et le traitement photochimique. Les agents mobilisateurs sont la plupart du temps récupérés (notamment par distillation) et réutilisés.

Les ajouts de réactifs chimiques (agents mobilisateurs ou extractants) peuvent se faire à différentes étapes : unité de désagrégation ou décompacteur, criblage, tamisage, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation. L'ajout se fait généralement à contre-courant. Différents agents peuvent être utilisés séparément et successivement. Pour améliorer la récupération, on utilise des détergents, des surfactants, des agents chélatants, des acides, des bases, de l'eau chaude ou même de la vapeur. Le procédé utilisant l'ajout de réactifs chimiques (extraction par solvant ou mise en solution) est apparenté à l'extraction chimique (cf. § 4.3.1)

Les sols sont parfois débarrassés des traces d'agents extractants dans des unités de circulation d'eau chaude (ou de vapeur d'eau à contre-courant).

Variantes

Les variantes du lavage à l'eau résident dans les différents tris granulométriques à réaliser (cf. § 4.1.2).

Les autres variantes consistent à la mise en solution et l'extraction chimiques (cf. 4.3.1), l'oxydation et la réduction chimique (cf. 4.3.2), ainsi que le traitement des rejets aqueux sur site (cf. § 5).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont similaires à celles du tri granulométrique :

- les caractéristiques des sols :
 - les caractéristiques physiques :
 - la répartition granulométrique,
 - l'abrasion,
 - la densité,
 - la vitesse de décantation,
 - le magnétisme,
 - la charge électrique,

- les caractéristiques chimiques :
 - la solubilité dans l'eau, les acides, les alcalins, les agents complexants,
 - la volatilité,
 - le pH,
 - la chimie de surface,
 - la capacité d'échange cationique,
 - la matière organique,
 - la teneur en argile,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité dans chaque fraction granulométrique,
 - l'association des contaminants dans les sols : contaminant adsorbé, enrobage liquide ou semi liquide des particules, enrobage des particules sous forme de précipité chimique, particules incluses, parties de grains individuels, contamination interne aux pores.

Efficacité/Performances

Des rendements épuratoires de l'ordre de 95 % peuvent être obtenus dans des conditions optimales.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du tri granulométrique sont :

- procédés et moyens techniques et matériels éprouvés ;
- le procédé permet de traiter une grande quantité de polluants ;
- le procédé peut être facilement adapté pour toute sorte de granulométrie ;
- une réduction importante de la quantité de sols contaminés permet de réduire les coûts de traitement et de transport ultérieurs ;
- la réutilisation des fractions grossières non polluées permet d'économiser des coûts de fourniture de remblais ;
- la séparation de la pollution en fonction de la granulométrie permet d'adapter plus efficacement les traitements ultérieurs ;
- ce procédé est un des rares à pouvoir permettre de traiter des pollutions minérales ou mixtes ;
- cette technique est moins onéreuse que l'incinération et peut être avantageuse d'un point de vue économique dans certains cas ;

- le lavage à l'eau permet de traiter l'ensemble des terres contaminées et de s'affranchir partiellement des problèmes d'hétérogénéité des sols ;
- les rendements épuratoires sont plus élevés que ceux rencontrés dans le lavage in situ.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants ;
- ce procédé est le plus souvent utilisé en prétraitement ;
- le procédé n'est pas rentable économiquement pour des petites quantités ;
- le fait de changer la texture des sols peut générer des problèmes de réutilisation en tant que remblais ;
- utilisé sur site, le procédé présente un encombrement important ;
- les émissions atmosphériques et les nuisances sonores peuvent être importantes ;
- l'utilisation d'eau (additionnée de diverses formulations chimiques) nécessite un traitement qui génère des surcoûts et un suivi technique non négligeable ;
- la consommation en eau est parfois importante (de 0,4 à 3 l d'eau/kg de sol traités parfois) ; il est donc d'usage de pratiquer la recirculation des eaux ;
- le taux d'humidité résiduel après traitement est souvent un frein à une bonne revalorisation des sols ou un frein à sa mise en décharge. C'est pourquoi, des unités (souvent onéreuses) de déshydratation des particules fines sont souvent nécessaires ;
- il est d'usage de considérer que trier des sols présentant une proportion de fractions fines supérieures à 20-40 % n'est pas rentable économiquement ;
- le procédé est peu adapté aux sols et remblais poreux ;
- le traitement de matériaux plus ou moins homogènes est économiquement plus rentable que ceux présentant une très grande diversité granulométrique ;
- le contact entre l'eau et les particules fines polluées doit être important pour que le traitement soit efficace ;
- pour des contaminations multiples, complexes et hétérogènes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation ;
- des études poussées d'applicabilité sont nécessaires ;
- les effluents gazeux, les réenvois de poussières et les effluents liquides générés lors d'un traitement doivent être recueillis et traités si nécessaire, ce qui génère des surcoûts ;
- des essais poussés de décantation/flottation doivent être réalisés afin de bien dimensionner les procédés de séparations gravitaires ;
- des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les problèmes d'odeur

des boues issues de pollutions organiques ;

- les sols présentant une grande capacité d'échange cationique, ou présentant une forte teneur en acide humique, de par leur grande capacité d'adsorption des polluants, vont présenter des problèmes d'extraction des contaminants et nécessitent souvent un prétraitement spécifique.

Coûts et délais

Les coûts de traitement sur site (hors coûts d'aménée-repli) vont de 35 à 100 €/t de sols traités en fonction de la complexité et de la quantité de matériaux à traiter.

Les coûts de traitement hors site varient entre 75 et 220 €/t t de sols traités.

Il existe des unités de traitement capables de traiter sans difficulté 20 t/h. Des unités plus importantes ou plus compactes existent dans le commerce.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivis lors d'une opération de tri granulométrique sont :

- la consommation électrique,
- la granulométrie, le taux d'humidité et les concentrations en polluants en entrée et en sortie des différentes unités de traitement,
- le bruit,
- la consommation en eau,
- la consommation et le dosage des réactifs (coagulant, floculant, détergents, surfactants, agents chélatants, acides, bases, eau chaude, vapeur),
- la consommation en air (flottation),
- les poussières,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement....),
- les concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif...).

4.2. METHODES PHYSIQUES PAR PIEGEAGE DE LA POLLUTION

4.2.1. Encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets

Termes anglais : infilling, landfill.

Principe

Quatre modes d'application peuvent être utilisés pour confiner les sols pollués :

- le confinement par couverture et l'étanchéification (à l'aide d'isolation de surface – cf. § 3.2.1),
- le confinement vertical (cf. § 3.2.2),
- l'encapsulation ou « mise en tombeau » sur site ou mise en alvéole,
- la mise en décharge ou centre de stockage de déchets hors site.

Le présent chapitre est consacré à l'encapsulation et la mise en centre de stockage de déchets hors site. A l'inverse du confinement vertical et du recouvrement, cette technique nécessite d'excaver l'intégralité des sols pollués.

Le procédé d'encapsulation consiste à enfermer physiquement sur site les sols par un dispositif de parois, couverture et fonds très peu perméables.

Hors site, la mise en décharge consiste à diriger les terres polluées dans des centres de stockage des déchets en fonction de leur degré de pollution et de leur potentiel de lixiviation.

Maturité

Cette technique est mature et très largement utilisée en France.

Description

Le procédé consiste à :

- isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation;
- contrôler, c'est-à-dire s'assurer du maintien des mesures mises en place;
- suivre, c'est-à-dire s'assurer de l'efficacité de ces mesures.

Les mesures à mettre en place seront choisies et modulées en fonction des conditions particulières de chaque cas, tels la nature et l'ampleur de la contamination, les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques du terrain, l'usage qui en est fait (nappe d'eau souterraine utilisée comme source d'eau potable...) et, le cas échéant, les spécificités du projet envisagé (maisons, jardins...).

De telles mesures de confinement doivent être pérennes dans le temps et doivent être adaptées aux usages du site. Aussi, doit-on apporter des éléments démonstratifs tangibles sur les performances du confinement et sur leur pérennité dans le temps.

• Encapsulation

La Figure 55 ci-dessous présente le schéma de principe de l'encapsulation sur site.

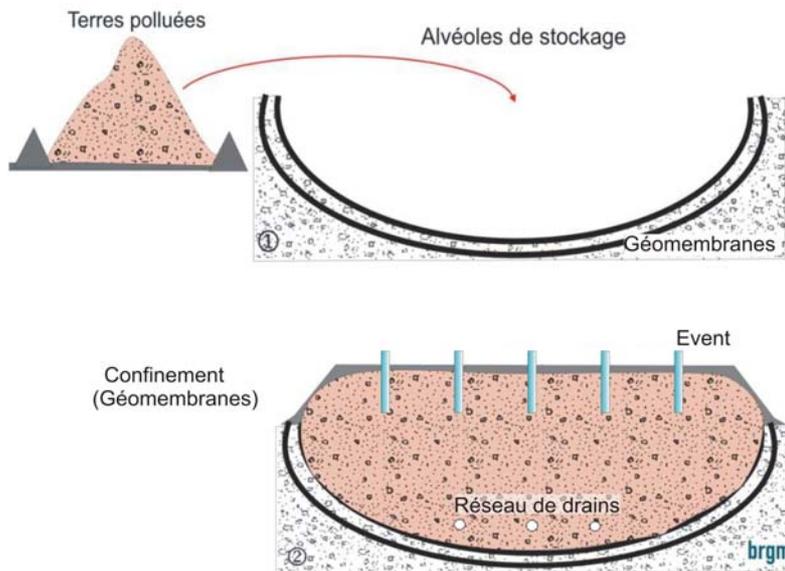


Figure 55 : Schéma de l'encapsulation on site

L'encapsulation sur site consiste à confiner totalement les sols pollués dans une alvéole afin de limiter :

- les infiltrations d'eaux de pluie et la migration latérale et en profondeur des polluants dans les eaux souterraines ;
- la migration verticale des gaz.

Le recouvrement des alvéoles doit être de type couche/multicouche imperméable. Les parois et le fond des alvéoles doivent avoir un dispositif spécifique présentant une étanchéité maximale et permettant une récupération des eaux (cf. Figure 56).

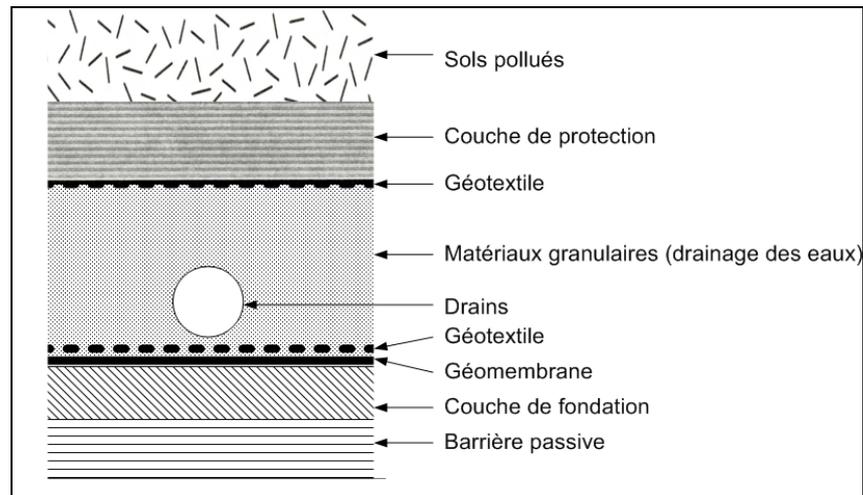


Figure 56 : Exemple de couche de fond d'encapsulation (partiellement adapté de Lecomte, 1998)

Dans le cas de sols pollués par des composés volatils ou de sols pouvant générer des composés volatils (lors de la biodégradation), il conviendra de mettre en place un dispositif de drainage des gaz.

Les matériaux utilisés et leurs mises en place sont similaires à ceux du confinement par couverture (matériaux argileux compactés, géomembrane, géocomposite bentonitique, géomembrane / matériaux argileux compactés, géomembrane / géocomposite bentonitique, géomembrane / matériaux argileux compactés / géomembrane, géomembrane / géocomposite bentonitique / géomembrane).

On retrouve aussi la même alternance de couches (couche de surface, couche de protection, couche de drainage, couche d'étanchéité, couche de fondation) dépendamment des configurations.

• Centres de stockage des déchets

Hors site, la mise en décharge consiste à diriger les terres polluées dans des Installations de Stockage des Déchets en fonction de leur degré de pollution et de leur potentiel de lixiviation :

- Installation de Stockage des Déchets Dangereux (ISDD – classe 1) recevant les déchets industriels dangereux (avec ou sans stabilisation/solidification préalable), Arrêté du 30 décembre 2002 relatif au stockage de déchets ;
- Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDN - classe 2) recevant les déchets ménagers et assimilés, Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux » ;
- Installation de Stockage des Déchets Inertes (ISDI - classe 3) recevant les déchets dits inertes, Décret n°2006-302 du 15 mars 2006 pris pour application de l'article L.541-30-1 du code de l'environnement relatifs aux installations de stockage de déchets inertes.

Applicabilité

Ce type de traitement peut être appliqué à presque tous les types de pollution (COV, COHV, SCOHV, SCOV, PCB, HAP, métaux/métalloïdes) et à presque tous les types de sols.

Le confinement peut être temporaire ou final.

Moyens matériel

La sélection des matériaux à mettre en œuvre se base non seulement sur leurs coûts mais aussi sur leurs caractéristiques vis-à-vis de la protection, l'étanchéité, du drainage, de la filtration, de la séparation, du renforcement, de la résistance à l'érosion, de la pérennité, du type de polluant... Pour plus de détails, on se reportera au « Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés » (BRGM et ADEME, 2001).

La mise en place de ces matériaux est réalisée à l'aide d'engins de chantiers spécifiques.

Les moyens de pompage et de traitements des lixiviats (déshuileur, charbon actif, stripping, oxydation catalytique, réduction, flottation, floculation, membrane, résine, précipitation, évaporation, décantation...) et des rejets atmosphériques (lavage, torchère, unité d'oxydation catalytique ou unité d'adsorption, biofiltre) sont le cas échéant utilisés.

Variantes

Les variantes résident dans le type de couverture, de structure d'étanchéité, de drainage et de traitement des lixiviats et des rejets aqueux.

Les autres variantes sont les traitements complémentaires amont : stabilisation, inertage, vitrification.

Données nécessaires au dimensionnement

En ce qui concerne l'encapsulation sur site, les données nécessaires au dimensionnement concernent à la fois les aspects géotechniques et environnementaux :

- Les aspects géotechniques (afin de s'assurer de la tenue des terrains) :
 - la teneur en eau naturelle,
 - les limites d'Atterberg,
 - les essais triaxiaux et de cisaillement,
 - les essais pressiométriques,

- les essais au pénétromètre dynamique,
- les essais de perméabilité,
- les essais à la plaque,
- les aspects environnementaux :
 - les eaux souterraines et superficielles :
 - l'impact du stockage actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),
 - la compatibilité chimique de la nature de la barrière passive avec les polluants,
 - l'estimation et la vérification de la perméabilité de la couverture de surface : bilan hydrique, perméabilité équivalente, mesures de contrôle de la bonne mise en place,
 - l'estimation et la vérification de la perméabilité de l'encapsulation (flancs et fond) : bilan hydrique, perméabilité équivalente, mesures de contrôle de la bonne mise en place,
 - l'estimation et la vérification de la perméabilité de la barrière passive (radier et flanc) : perméabilité équivalente, mesures de contrôle de la bonne mise en place,
 - l'estimation et la vérification de la production et de la qualité des lixiviats :
 - le drainage et la gestion des eaux superficielles (bassin d'eaux pluviales éventuellement),
 - les données nécessaires à la gestion des lixiviats et au traitement (on site, in situ, ex situ si nécessaire),
 - l'air :
 - l'impact du stockage actuel et à long terme (sous-produits de dégradation),
 - l'estimation et la vérification de la production et de la qualité des gaz :
 - le drainage (passif, actif avec dépression),
 - le traitement (on site).

En ce qui concerne l'élimination en ISD hors site, il conviendra de s'assurer de l'acceptabilité des sols dans les centres (via des mesures sur la matrice sols et les lixiviats).

Efficacité/Performances

On considère que les confinements, lorsqu'ils sont bien conçus et bien mis en place, sont très efficaces et ne permettent pas ou très peu de fuites vers l'extérieur. Dans

tous les cas, les flux sortant du confinement doivent être compatibles avec les usages sur et hors site.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- le procédé permet de confiner un très grand nombre de polluants,
- il est particulièrement bien adapté pour de grands volumes de pollution des composés inorganiques voire mixtes,
- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- compétitivité en termes de coût et de performance pour des volumes importants et des composés recalcitrants,
- fiabilité,
- dans le cas d'encapsulation (sur site), le procédé permet de s'affranchir de la problématique des terres excavées.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- les pollutions ne sont pas détruites et restent en place : aucune action n'est réalisée sur le volume et la toxicité des déchets. La seule action est relative à la réduction importante du transfert de pollution,
- il est nécessaire de réaliser un suivi à très long terme,
- la réalisation notamment au niveau des soudures doit être irréprochable,
- il est nécessaire d'entretenir le confinement afin d'assurer la pérennité de son bon fonctionnement (endommagement du confinement dû au gel/dégel, tassement différentiel, passage d'engins, dessiccation, attaque de rongeurs, végétation, mise en en place de lysimètre...),
- l'encapsulation nécessite parfois d'autres mesures complémentaires (mesures constructives...),
- il est nécessaire de tenir compte des exigences d'entretien et de suivi dans le temps (servitudes ...),
- étant donné que les travaux n'ont que quelques dizaines d'années au plus, il est difficile de prouver l'efficacité du confinement sur le long terme.

Coûts et délais

En ce qui concerne l'encapsulation sur site, les coûts de traitement sont très variables. A titre indicatif, les coûts pour différents types d'encapsulation sont les suivants :

- couverture avec une couche de 0,25 m de sable-bentonite : 15-35 €/m² ;
- couverture avec une couche de 0,4 m d'argile naturelle : 5-15 €/m² ;
- combinaison membrane (PEHD 2 mm) et 0,25 mm de sable bentonite : 15-30 €/m² ;
- polymère de 0,07 m de sable-bentonite : 7-15 €/m² ;
- matelas bentonitique : 5-15 €/m² ;
- couverture avec une feuille synthétique (géotextile...) : 3-7 €/m² ;
- couverture béton : 75-100 €/m² ;
- couverture asphalte : 30-60 €/m² ;
- couche externe 1 m de terre : 7-15 €/m² ;
- couche de drainage - 0,3 m : 2-5 €/m² ;
- géomembrane PEHD 2 mm : 7-15 €/m² ;
- système drainant : 1-3 €/m² ;
- extraction de l'air du sol : 1-3 €/m² ;
- profilage (avec engins de terrassement classiques) : 2-5 €/m².

En ce qui concerne l'élimination en décharge, les coûts hors transport sont de l'ordre de :

- ISDD : 80 à 150 €/t de sols (hors stabilisation, dans le cas de stabilisation, les prix peuvent être doublés) ;
- ISDN : 40 à 80 €/t de sols ;
- ISDI : 5 à 20 €/t de sols.

Les prix d'un confinement sur site sont de l'ordre des 15 à 130 €/t de sols.

Les délais sont relativement courts et identiques à ceux de travaux de terrassement. A titre informatif, une décharge (ou un sol pollué) de 1 à 2 hectares peut être traitée par remodelage, drainage, encapsulation et étancheification peut être réalisée en quelques mois.

Paramètres de suivi

Les mesures d'encapsulation conduisent à la mise en œuvre de dispositifs de restriction d'usage d'une part pour garder la mémoire de leur présence et d'autre part pour préciser les modalités d'exploitation et d'entretien éventuellement nécessaires au

maintien de leur pérennité dans le temps. En particulier, une surveillance environnementale appropriée doit être mise en place pour vérifier l'absence d'impact sur les milieux lorsqu'un confinement des pollutions a été décidé.

Il faut donc distinguer :

- Les mesures de contrôle réalisées juste après les travaux d'encapsulation ;
- Les mesures de suivi à long terme.

- **Mesures de contrôle**

Pour être efficace, toute mesure d'encapsulation doit être accompagnée de mesures de contrôle qui permettent d'en assurer l'intégrité. Il existe de nombreuses méthodes de détection et de localisation de défauts : géomembrane conductrice, jet d'eau, sonde mobile, système fixe de détection de localisation et d'alarme, cloche à vide, mise en pression du canal central, test à la pointe émoussée (au tournevis), spectrométrie infrarouge, liquide coloré sous pression, thermographie infrarouge, ultrasons... (Comité Français Géosynthétiques, 2003).

- **Mesures de suivi**

Le suivi devra être obligatoirement à long terme et devra permettre de vérifier son fonctionnement et de suivre l'évolution de son efficacité. Le but est de pouvoir caractériser autant que faire se peut qualitativement et quantitativement le flux de matière échangée avec l'extérieur (BRGM 1996b).

Le suivi doit permettre de s'assurer de l'efficacité des mesures de confinement mises en place. Le plus souvent, il consistera à prélever des échantillons dans l'eau souterraine ou dans l'eau de surface afin d'en vérifier la qualité et de suivre son évolution (conditions du milieu, sous-produits de dégradation...). Des prélèvements d'eau au droit de la source de pollution sont aussi recommandés. Un programme de suivi des émissions atmosphériques (poussières, émissions gazeuses ou autres) ou /et un programme de suivi des lixiviats peuvent être, le cas échéant, également appropriés.

Une vérification régulière du terrain doit être effectuée pour s'assurer que les mesures de confinement sont toujours en place et fonctionnelles et que l'usage qui est fait du terrain ne remet pas en question l'intégrité de ces mesures. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'instituer un programme d'entretien des ouvrages.

Par ailleurs, il est nécessaire de réaliser le suivi des servitudes, citons par exemple : absence de culture potagère, absence d'arbre à racines profondes.

De plus, lorsque les mesures de confinement le requièrent, un contrôle des mouvements physiques du terrain, du système de pompage ou de collecte des eaux,

de l'état des infrastructures en place (clôtures, barrières, fossés de drainage...) doit être effectué.

En cas de traitement des lixiviats, des rejets aqueux ou gazeux, il conviendra de mettre en place:

- des mesures des concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et des paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif....) ;
- des mesures des concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et des paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement....).

4.2.2. Solidification/stabilisation

Termes anglais : Solidification/stabilisation

Principe

Les procédés de solidification et de stabilisation ont pour but de piéger les polluants afin de réduire leur mobilité. Les polluants sont soit liés physiquement, soit inclus dans une matrice stabilisée, soit liés chimiquement.

Maturité

Le procédé est actuellement commercialisé par plusieurs sociétés en France. Des centres de traitement fixes ainsi que des unités mobiles sont disponibles sur le marché. La solidification et la stabilisation on site font partie des techniques les plus utilisées pour les sols pollués par les métaux.

La maturité de la solidification/stabilisation on site ou ex situ est beaucoup plus avancée que celle du procédé in situ (notamment en prétraitement dans les centres d'enfouissement technique) (UK Environment Agency, 2004b).

Description

Il convient de distinguer la solidification et la stabilisation qui sont deux procédés distincts et qui ont pour but de diminuer la fraction mobile des sols (Cf. Figure 57) :

- **La solidification** : la solidification consiste à lier physiquement ou à emprisonner les polluants au sein d'une masse stable, dure et inerte. La solidification doit être appliquée sur l'ensemble de la matrice polluée. L'objectif est de réduire le contact eau/polluants en agissant principalement sur la diminution de la porosité (réduction de la perméabilité).
- **La stabilisation** : il existe deux modes de stabilisation :
 - la transformation chimique d'un polluant lessivable en un composé peu ou non soluble,
 - l'augmentation des capacités de sorption du polluant avec les matériaux par mélange avec différents adjuvants afin de les rendre moins mobilisables.

Dans tous les cas, les polluants ne sont pas détruits, mais leur impact potentiel sur l'environnement est fortement diminué.

Ces techniques sont essentiellement utilisées sur les polluants non biodégradables (certains polluants organiques mais essentiellement des métaux lourds/métalloïdes). Elles nécessitent souvent un confinement après traitement.

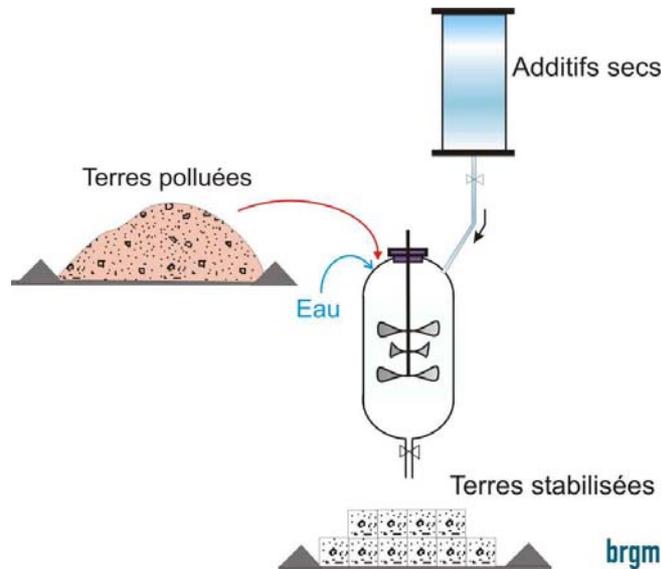


Figure 57 : Schéma de principe de la solidification/stabilisation on site ou ex situ

Le procédé nécessite donc l'excavation des sols. La mise en contact entre les sols pollués et les différents réactifs (liants minéraux, additifs, eau) est réalisée à l'aide d'un malaxage à des conditions opératoires spécifiques (bétonnières, mélange à la pelle, malaxeurs). Une fois le mélange réalisé, les sols en cours de stabilisation/solidification sont conditionnés dans des big-bags, des caissons de stabilisation/solidification sont conditionnés dans des big-bags, des caissons spécifiques, des containers ou dans des alvéoles de confinement spécifiques.

L'opération nécessite la plupart du temps un prétraitement : criblage, trémie. Dans le cas de composés volatils, il convient de mettre en place un système de captage, de contrôle et de traitement des gaz.

Applicabilité

Ces techniques sont essentiellement utilisées sur les polluants de type métaux/métalloïdes (chrome, arsenic, plomb, cadmium, cuivre, zinc et mercure) ainsi que sur certains polluants radioactifs (US EPA, 1991).

On les utilise, dans une moindre mesure, sur certains composés organiques non/peu biodégradables (polluants organiques persistants - POP de type PCB, créosotes et pesticides).

Moyens matériels

Les moyens matériels nécessaires à la stabilisation/solidification on site ou ex situ sont les suivants :

- prétraitement des sols : précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage...
- bandes transporteuses pour le convoyage des matériaux,
- centrale de préparation : silos de stockage, malaxeur de reprise, cuve avec agitateur, réservoirs de réactifs,
- malaxeurs,
- pompe d'injection avec automate et enregistreur des paramètres (pression, volumes, débits, températures, pH ...),
- zone de stockage temporaire de déchets et de terres en excédent,
- si nécessaire, en cas de présence de composés organiques volatils, système de captage de contrôle et de traitement des gaz (zéolithes, charbon actif, strippers,...).

Variantes

Les principales techniques de stabilisation/solidification sont les suivantes (Nathanail J. et al. 2002) :

- **Support cimenteux (cimentitious) :**
 - **Ciment (cement) :** les sols pollués sont mélangés avec du ciment (de type Portland principalement) afin de former des composés peu solubles (hydroxydes et silicates) et de les incorporer chimiquement dans la matrice solide de ciment (c'est-à-dire dans le silicate de calcium hydraté et l'aluminate de calcium hydraté formé par le ciment).
 - **Matériaux pozzolaniques (pozzolan) :** ils présentent des propriétés similaires au ciment de Portland surtout quand les teneurs en silice sont élevées ; il s'agit d'espèces de silicates et d'aluminate qui réagissent avec de la chaux en présence d'eau pour former un silicate de calcium hydraté qui durcit pour former un matériau solide de faible perméabilité. Ces matériaux pozzolaniques sont souvent utilisés avec du ciment de Portland et de la chaux.
 - **Scories hydrauliques (hydraulic slag) :** des scories granuleuses de hauts fourneaux ont été utilisées avec succès pour stabiliser des boues de désulfuration de gaz.
 - **Ajout à base de chaux (lime-based) :** l'addition d'oxyde de calcium ou d'hydroxyde de calcium produit du silicate de calcium ou des aluminates hydratés, qui permettent de fixer les contaminants inorganiques.

Il est d'usage d'ajouter des additifs aux ciments ou aux matériaux pozzolaniques afin d'en améliorer les propriétés : bentonite (amélioration de l'imperméabilité du mélange), silicates (formation avec les métaux des complexes chimiques ayant une solubilité inférieure aux hydroxydes, carbonates ou sulfates), amélioration de l'ad/absorption des composés semi-volatils (ajout de charbon actif, argiles hydrophobes, zéolites, gypse).

Les supports cimenteux sont bien adaptés aux pollutions par les contaminants inorganiques. Par contre, l'efficacité avec les composés organiques est très variable.

- **Support argileux organophile**

Des argiles sont traitées chimiquement afin d'améliorer le pouvoir d'adsorption des composés organiques. Des formulations spécifiques peuvent être réalisées afin d'améliorer l'adsorption de composés organiques particuliers.

- **Supports thermoplastiques**

Aucune réaction chimique n'a lieu avec le liant, on parle donc de fixation chimique. Il s'agit de solidification (ou d'enrobage ou d'encapsulation). Les composés utilisés sont les bitumes, les asphaltes, les paraffines, les composés plastiques (PE, PP, PVC). Les sols réduits à une faible granulométrie sont séchés et mélangés dans la matrice préchauffée ; le mélange est réalisé à une température de l'ordre de 120-230°C. Le mélange est par la suite refroidi. Les rejets atmosphériques générés par les polluants volatils doivent être traités si nécessaires.

- **Cas par cas :**

La stabilisation repose essentiellement sur des formulations au cas par cas, les exemples suivants présentent la spécificité de certaines données :

- précipitation de l'arsenic à l'aide de Fe(III),
- précipitation du plomb sous forme de phosphate de plomb suite à l'ajout de trisodium de phosphate.

Il faut aussi rappeler que la vitrification est considérée comme une solidification thermique.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols :
 - la résistance mécanique,
 - la cohésion,
 - la teneur en eau,
 - la porosité,
 - la masse volumique des particules,
 - la densité,

- la perméabilité,
- la répartition granulométrique,
- le pH,
- la microstructure des sols,
- la considération des changements de poids et de volume,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité,
 - les tests sur la présence d'inhibiteurs,
- l'adéquation de la formulation :
 - les tests de lixiviation pour différents dosages et différents adjuvants,
 - les tests pour la nature et le dosage des additifs.

Efficacité/Performances

L'efficacité de la solidification/stabilisation ex situ ou on site est, d'une manière générale, plus importante que celle réalisée in situ. Les concentrations dans les lixiviats après traitement peuvent être diminuées de 95 % et peut, dans certains cas, permettre d'atteindre des concentrations dans les lixiviats inférieures à quelques microgrammes par litre et donc à certains critères légaux.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- la solidification réduit l'accessibilité des polluants à l'environnement,
- la stabilisation réduit le potentiel de mobilisation des polluants dans l'environnement,
- les procédés ainsi que les moyens techniques et matériels sont déjà éprouvés pour le traitement des déchets,
- la stabilisation peut être couplée avec les besoins géotechniques,
- ce procédé permet de "traiter" des pollutions essentiellement inorganiques mais aussi mixtes,
- ce procédé est rapide,
- ce procédé est assez économique dans des cas classiques d'utilisation.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants,
- les sols traités doivent être éliminés ou enfouis, ce qui génère des surcoûts dont il faut tenir compte dès le départ du projet,

- le procédé utilisé en traitement ex situ nécessite un transport parfois coûteux ;
- un suivi pérenne des sols traités est nécessaire,
- ce procédé s'applique essentiellement sur des matériaux homogènes et perméables,
- le contact entre les polluants et l'adjuvant doit être important pour que le traitement soit efficace,
- l'efficacité de la solidification ou stabilisation dépend étroitement des caractéristiques physico-chimiques de la zone contaminée,
- pour des contaminations multiples et complexes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation,
- pour des profondeurs de plus de 3 à 5 m (équivalent à une profondeur d'excavation à la pelle mécanique aisée), les procédés in situ deviennent plus rentables que les procédés ex situ.
- le traitement génère souvent une augmentation du volume (plusieurs dizaines de pourcents parfois), les terres en excédent doivent alors être gérées à part,
- l'approche classique de stabilisation basée sur le ciment n'est pas efficace pour les composés organiques,
- des études poussées d'applicabilité sont nécessaires,
- l'efficacité à long terme doit être prouvée (exposition aux intempéries : eau, gel/dégel, dessiccation ...),
- les effluents gazeux résultant du processus de volatilisation générés lors d'un traitement sur des polluants organiques doivent être recueillis à la surface et traités.

Coûts et délais

Les coûts varient fortement en fonction de la complexité du procédé. Ils varient entre 25 et 120 €/t de sols traités pour un traitement on site (hors amenée-repli) ; pour un traitement hors site avant stockage, ils peuvent varier entre 70 et 190 €/t de sols traités.

Les plus grandes unités de traitement peuvent traiter jusqu'à 800 à 1 000 t/j.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivis lors d'une opération de solidification/stabilisation on site ou ex situ sont :

- la consommation électrique,
- la granulométrie et les concentrations en polluants en entrée et en sortie des différentes unités de traitement,
- le bruit,

- la consommation en eau,
- la consommation et le dosage des réactifs,
- le contrôle des conditions d'opérations (pH, température ...),
- les poussières,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement....),
- les concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- la vérification de la stabilisation ou de la solidification (test de lixiviation ...).

4.3. METHODES CHIMIQUES

4.3.1. Mise en solution et extraction chimiques

Termes anglais : Chemical Extraction et solvent extraction

Principe

Cette technique est basée sur l'extraction des contaminants adsorbés sur les sols par des agents chimiques adaptés. On distingue deux techniques différentes :

- l'extraction chimique qui a pour but de dissoudre les polluants métalliques dans l'eau,
- l'extraction à l'aide de solvants plus spécifiquement adaptée aux polluants organiques.

La filière de traitement est très proche de celle du lavage à l'eau. Les étapes de traitement reposent donc sur un mélange intime entre la solution extractante et les sols homogénéisés puis une séparation de la solution extractante et des polluants.

Maturité

Le procédé est actuellement commercialisé mais représente une très faible part du marché de la dépollution. Il existe quelques centres fixes d'extraction/solubilisation ou des unités de traitement mobiles.

Description

Les premières étapes du traitement par mise en solution et extraction chimiques sont très proches du lavage ex situ. Le principe repose sur l'élimination des polluants par frottement ainsi que sur une réduction du volume de matériau à traiter (Cf. Figure 58).

L'extraction et la mise en solution des polluants sont composées de deux étapes distinctes et complémentaires :

- concentration des polluants dans un petit volume de sols (les plus pollués) grâce à des séparations et des attritions utilisées dans la séparation granulométrique : précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration... Tout comme pour le tri granulométrique, le but est de séparer, autant que faire se peut, les fractions fines contenant la plus grande partie de la pollution ;
- dissolution ou mise en solution des contaminants dans la solution extractante

(notamment via l'ajout de divers additifs : changement de pH, agents chélatants, surfactant).

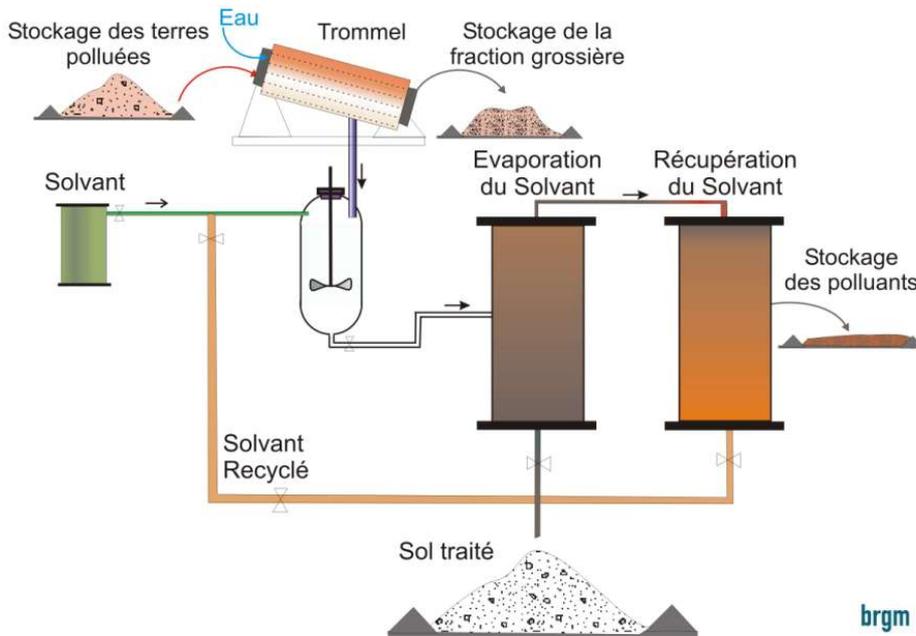


Figure 58 : Schéma de principe de l'extraction chimique

L'extraction a lieu dans des cuves agitées ayant pour but de mettre en contact les sols pollués et les extractants. Différents extractants peuvent être utilisés successivement. L'agent extractant est récupéré (distillation, séparation gravitaire, flottation, stripping, ultrafiltration, fractionnement à la mousse..) et réutilisé sur site. Les polluants sont dirigés vers une filière de traitement appropriée.

Préalablement à leur élimination, les sols doivent souvent faire l'objet d'un traitement complémentaire afin d'éliminer les traces de solvants résiduelles (circulation d'eau chaude, circulation de vapeur...).

Il existe plusieurs catégories d'agents extractants.

- **Solvants organiques**

Les solvants, intégrés dans la phase aqueuse, permettent d'augmenter son pouvoir solubilisant. L'extraction se fait donc par solubilisation. Il existe différents types de solvants : amines dissoutes, alcool à courte chaîne (méthanol, éthanol...), hydrocarbures à chaînes carbonées de tailles moyennes et dans une moindre mesure des fluides supercritiques (CO₂, propane, butane, H₂O).

En général, le solvant est régénéré en fin de traitement (distillation ...).

Des traces de solvants peuvent rester dans la matrice sol, il est donc important de prendre sa toxicité en compte dès le départ du projet.

- **Tensioactifs (ou surfactants)**

Il s'agit de molécules composées d'une partie hydrophobe et d'une partie hydrophile ce qui leur permet de se positionner à l'interface NAPL/eau. Ceci a pour conséquence de baisser la tension superficielle à l'interface eau/NAPL et de réduire les teneurs interstitielles. Par ailleurs, cela favorise la formation de microémulsion entre l'eau et NAPL. Les différentes catégories de surfactants sont présentées dans le Tableau 22 ci-dessous.

	Surfactant	Utilisation	Solubilité	Réactivité
Anionique	Sel acide carboxylique	Bon détergent	Soluble dans l'eau	Tolérance aux électrolytes
	Ester acide sulfurique	Bon agent mouillant	Soluble dans les composés organiques polaires	Sensible aux électrolytes
	Ester acide phosphorique	Diminue fortement les tensions		Résistant à la biodégradation
	Sel acide sulfonique	Bon émulsifiant dans l'eau		Résistant à l'hydrolyse acide ou alcaline
Cationique	Chaîne aminée	Agent émulsifiant	Solubilité dans l'eau variable ou faible	Stabilité aux acides
Amphotère	Sensible au pH	Agent solubilisant	Solubilité variable en fonction du pH	Non toxique
	Insensible au pH	Agent mouillant		Tolérance aux électrolytes
Non ionique	Alkylphénol polyoxyéthylrique	Agent émulsifiant	Soluble dans l'eau	Bonne stabilité chimique
	Alcool polyoxyéthylrique	Détergent	Insoluble dans l'eau	Résistant à la biodégradation
	Glycol polyoxyéthylrique	Agent mouillant		Relativement non toxique

Tableau 22 : Familles et caractéristiques des surfactants (Lecomte, 1998)

- **Acides ou bases**

Les acides sont particulièrement adaptés pour extraire les métaux lourds et certains métalloïdes. L'acide chlorhydrique est souvent utilisé pour extraire les métaux lourds. Le procédé est généralement le suivant : dissolution des métaux, purification et/ou concentration du métal, récupération du métal et des sels métalliques, régénération et réutilisation ou traitement et élimination de la solution extractante. Les sous-produits obtenus sont par exemple : trihydrate d'alumine, oxyde de chrome, trioxyde de molybdène.....

Les solutions alcalines sont moins utilisées mais sont particulièrement efficaces pour le traitement des cyanures. La soude caustique (NaOH) est utilisée pour traiter les cyanures, mais aussi certains métaux, les mines, les éthers et les phénols.

Applicabilité

Les solvants organiques sont particulièrement efficaces pour le traitement des PCB, PCP, HAP, COV, pesticides, hydrocarbures lourds, goudrons.....

Les tensio-actifs (ou surfactants) sont particulièrement efficaces pour transférer de grosses molécules hydrophobes dans la phase aqueuse (hydrocarbures aliphatiques et aromatiques légers, kérosène, HAP, PCB, goudrons, créosote, dioxines et furannes...).

La mise en solution et l'extraction chimiques sont particulièrement bien adaptées aux polluants récalcitrants aux autres techniques de dépollution (HAP, PCB, dioxines et furannes, pesticides...) pour lesquels elles constituent une alternative aux techniques de dépollution thermique.

Les extractions acides sont particulièrement efficaces pour le traitement des métaux : chrome, nickel, cuivre, zinc, plomb, cadmium, étain, cobalt, vanadium, titanium, or, argent, palladium, platine et plus récemment le mercure.

Moyens matériels

Dans ses premières étapes, la mise en solution et l'extraction chimiques sont similaires au lavage ex situ. Elles peuvent, en fonction des chantiers, être constituées d'une filière de traitement très différente. Les éléments nécessaires à ce type de traitement sont les suivants :

- prétraitement des sols : précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage
- bandes transporteuses pour le convoyage des matériaux,
- centrale de préparation : silos de stockage, malaxeurs de reprise, cuves avec agitateur, réservoirs de réactifs,
- malaxeurs,
- pompe d'injection avec automate et enregistreur des paramètres (pression, volumes, débits, températures, pH ...),
- filière de séparation des polluants/réactifs/solides/eau : hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration,
- filière de récupération des réactifs : distillation, séparation gravitaire, flottation, stripping, ultrafiltration, fractionnement à la mousse,
- zone de stockage temporaire de déchets et de terres en excédent,

- filière de déshydratation des boues,
- si nécessaire, en cas de présence de COV, système de captage de contrôle et de traitement des gaz (zéolithes, charbons actifs, strippers,...).

Variantes

Les variantes de la mise solution et de l'extraction chimiques résident dans les différents tris granulométriques à réaliser (cf. § 4.1.2), les différents types d'additifs (acides/bases, tensioactifs, solvants organiques) et les différents modes d'application et de récupération des produits.

Les autres variantes consistent au lavage à l'eau (cf. § 4.1.3), l'oxydation et la réduction chimique (cf. 4.3.2), ainsi que le traitement des rejets aqueux su site (cf. § 5).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont les suivantes :

- les caractéristiques des sols :
 - les caractéristiques physiques :
 - la répartition granulométrique,
 - l'abrasion,
 - la densité,
 - la vitesse de décantation,
 - le magnétisme,
 - la charge électrique,
 - les caractéristiques chimiques :
 - la solubilité dans l'eau, les acides, les alcalins, les agents complexants,
 - la volatilité,
 - l'humidité,
 - le pH,
 - la chimie de surface,
 - la capacité d'échange cationique,
 - la matière organique,
 - la teneur en argile,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité dans chaque fraction granulométrique,

- l'association des contaminants dans les sols : contaminant adsorbé, enrobage liquide ou semi liquide des particules, enrobage des particules sous forme de précipité chimique, particules incluses, parties de grains individuels, contamination interne aux pores.

Efficacité/Performances

Des rendements épuratoires de l'ordre de 95 % peuvent être obtenus dans des conditions optimales.

Les performances obtenues sont très variables en fonction des agents mobilisateurs utilisés, de la nature des polluants à extraire et du sol lavé.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la mise en solution et l'extraction chimiques sont :

- les procédés ainsi que les moyens techniques et matériels sont éprouvés ;
- le procédé permet de traiter une grande quantité de polluants notamment des produits considérés comme récalcitrants ;
- le procédé peut être adapté à des granulométries différentes ;
- ce procédé est un des rares à pouvoir permettre de traiter des pollutions minérales ou mixtes ;
- cette technique est moins onéreuse que l'incinération et peut être avantageuse d'un point de vue économique dans certains cas ;
- la technique permet de traiter l'ensemble des terres contaminées et de s'affranchir partiellement des problèmes d'hétérogénéité des sols ;
- les rendements épuratoires sont plus élevés que ceux rencontrés dans l'extraction in situ ;
- la récupération des effluents de lavage est plus aisée que dans le traitement in situ. Il est possible de travailler avec des extractants plus « polluants » que ceux utilisés in situ.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas de détruire les polluants ;
- ce procédé nécessite souvent un prétraitement et des unités de traitements des boues et des eaux importantes ;
- les traitements on site ne sont pas économiquement rentables pour des sites de petites tailles (coûts d'amenée-repli importants) ;
- utilisé sur site, le procédé présente un encombrement important ;
- le fait de changer la texture des sols peut générer des problèmes de réutilisation en tant que remblais ;

- les émissions atmosphériques et les nuisances sonores peuvent être importantes ;
- la consommation en eau est parfois importante ; il est donc d'usage de pratiquer la recirculation des eaux ;
- le taux d'humidité résiduel après traitement est souvent un frein à une bonne revalorisation des sols ou un frein à sa mise en décharge. C'est pourquoi, des unités (souvent onéreuses) de déshydratation des particules fines sont souvent nécessaires ;
- le traitement de matériaux plus ou moins homogènes est économiquement plus rentable que ceux présentant une très grande diversité granulométrique ;
- le contact entre l'eau/les particules fines (argiles) polluées doit être important pour que le traitement soit efficace ;
- le traitement avec des sols très argileux peut être problématique du point de vue de la désorption (notamment pour les composés très hydrophobes) et de la séparation des particules fines et de la solution extractante ;
- la solution extractante doit être régénérée ou doit être éliminée dans une filière agréée (ce qui génère des surcoûts) ;
- les volumes d'extractants utilisés, lorsqu'ils ne sont pas recyclables, deviennent à leur tour un milieu à traiter ;
- pour des contaminations multiples, complexes et hétérogènes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation ;
- des études d'applicabilité poussées sont nécessaires ;
- les polluants métalliques liés chimiquement peuvent être extraits avec certains solvants (relativement polluants), ce qui peut poser parfois des problèmes de gestion des résidus ;
- dans le cas d'utilisation d'acide, il est nécessaire de neutraliser les effluents ;
- les sols traités à l'aide de solvants présentent souvent des traces résiduelles de solvants qu'il faudra éliminer ;
- les sols présentant une granulométrie supérieure à 60 mm doivent être éliminés ;
- les effluents gazeux, les réenvois de poussières et les effluents liquides générés lors d'un traitement doivent être recueillis et traités si nécessaire, ce qui génère des surcoûts ;
- des essais de décantation/flottation poussés doivent être réalisés afin de bien dimensionner les procédés de séparations gravitaires ;
- des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les problèmes d'odeur des boues issues de pollutions organiques ;
- les sols présentant une grande capacité d'échange cationique, ou présentant une forte teneur en acide humique, de par leur grande capacité d'adsorption des polluants, vont présenter des problèmes d'extraction des contaminants et

nécessitent souvent un prétraitement spécifique ;

- dans le cas de l'utilisation de solvants organiques, un taux d'humidité trop important du matériau à traiter peut limiter l'efficacité de l'extraction ;
- l'extraction par fluide supercritique reste un procédé parfois très onéreux ce qui limite son utilisation industrielle ;
- la présence de détergents ou d'émulsifiants peut nuire au procédé.

Coûts et délais

Les coûts de traitement hors site peuvent varier entre 80 €/t et 285 €/t et parfois 1 300 €/t de sols traités (pour des pollutions relativement complexes et une filière de traitement complète).

Il existe des unités de traitement fixes et mobiles capables de traiter plusieurs dizaines à plusieurs centaines de tonnes par jours.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivi lors d'une opération de lavage chimique sont :

- la consommation électrique,
- la granulométrie et les concentrations en polluants en entrée et en sortie des différentes unités de traitement,
- le bruit,
- la consommation en eau,
- la consommation et dosage des réactifs (coagulant, floculant),
- la consommation et dosage des agents extractants (solvants organiques, tensioactifs (ou surfactants), acides ou solutions alcalines),
- la consommation en air (flottation),
- le contrôle des conditions d'opérations (pH, température ...),
- les poussières,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement...),
- les concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- les paramètres relatifs au recyclage des agents extractants (distillation ...),
- les paramètres relatifs à la déshydratation des boues (pression, vide...).

4.3.2. Oxydation et réduction chimiques

Termes anglais : Chemical Reduction/Oxidation

Principe

Les procédés d'oxydation/réduction permettent de transformer les polluants contenus dans les sols pollués excavés en polluants non toxiques (plus stables, moins mobiles ou inertes). Le procédé repose donc sur un mélange intime entre les oxydants/réducteurs et les sols homogénéisés.

Maturité

Le procédé a fait l'objet de plusieurs projets de R&D dans différents pays de l'OCDE mais il reste peu utilisé du fait de son coût élevé. Aucune application commerciale n'a été recensée en France.

Description

Les premières étapes du traitement par oxydation/réduction sont très proches du lavage ex situ. Le principe repose sur l'élimination des polluants par frottement ainsi que sur une réduction du volume de matériau à traiter (Cf. Figure 59).

Le procédé d'oxydation/réduction est composé de deux étapes distinctes et complémentaires :

- concentration des polluants dans un petit volume de sols (les plus pollués) grâce à des séparations et des attritions utilisées dans la séparation granulométrique : précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration... Tout comme pour le tri granulométrique, le but est de séparer, autant que faire se peut, les fractions fines contenant la plus grande partie de la pollution ;
- oxydation ou réduction des polluants.

L'oxydation/réduction a lieu dans des cuves agitées ayant pour but de mettre en contact les sols pollués, l'eau et les réactifs (oxydants ou réducteurs). Les réactifs usagés peuvent être dirigés vers une filière de traitement appropriée ou récupérés et réutilisés sur site.

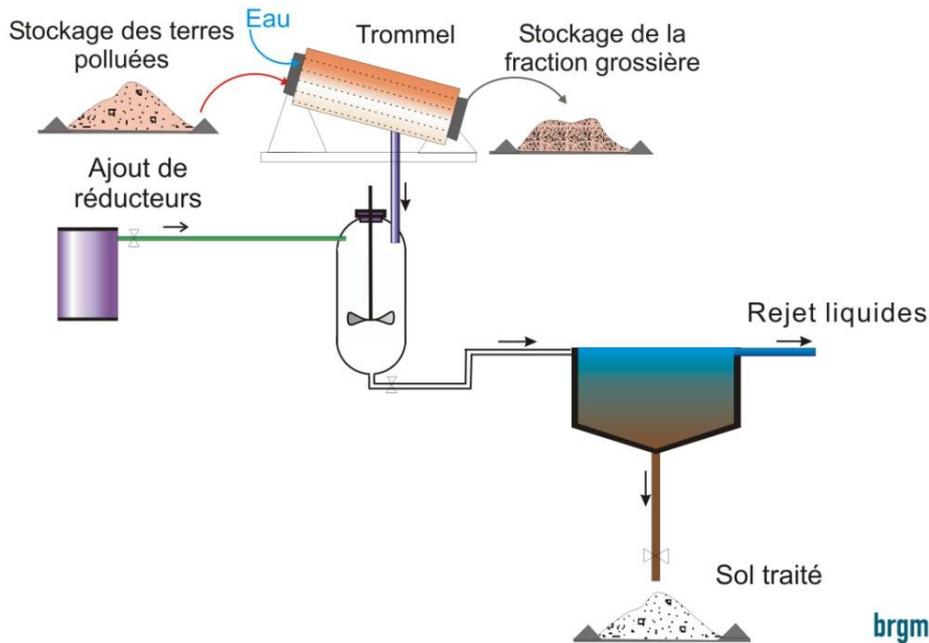


Figure 59 : Schéma de principe de la réduction on site

Les sols traités sont par la suite lavés et déshydratés dans des unités similaires à celles du traitement des boues classiques. Il faudra par la suite disposer des sols (décharge, réutilisation sur site).

Préalablement à leur élimination, les sols peuvent faire l'objet d'un traitement complémentaire afin d'éliminer les traces de solvants résiduelles (circulation d'eau chaude, circulation de vapeur...).

Les eaux de lavage sont pro parte recyclées (dans l'unité de lavage) et pro parte traitées avant rejet (le type de traitement dépend alors des normes de rejets imposées).

Si nécessaire, les rejets gazeux devront être traités.

Il existe plusieurs catégories de réactions selon les additifs : oxydation des polluants et réduction des polluants.

- **Oxydation des polluants**

Les oxydants les plus couramment utilisés sont l'ozone, le peroxyde d'hydrogène, l'hypochlorite, le chlore et le dioxyde de chlore (il s'agit donc d'oxydants liquides et gazeux).

Ce procédé permet d'aboutir à la destruction des polluants (aboutissant à la transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables ou moins toxiques.

- **Réduction des polluants**

La réduction est souvent employée pour traiter les composés inorganiques. Les solvants chlorés peuvent être traités par déhalogénéation (réduction par enlèvement des radicaux halogénés). Ces techniques peuvent être utilisées pour les composés fortement chlorés (PCB, pesticides ...). Pour ce faire, il existe deux techniques distinctes :

- La substitution via le polyéthylène glycolate : les sols sont chauffés et mélangés avec du polyéthylène glycolate, le plus souvent de potassium (KPEG), afin de substituer les atomes halogénés des polluants. Ceci a pour effet de rendre les polluants moins toxiques, de former des éthers de glycol et des sels métalliques alcalins. Les eaux usées contaminées par ces sous-produits sont par la suite traitées (précipitation, biodégradation, adsorption sur charbon actif, oxydation chimique).
- La décomposition catalytique (Based Catalyzed Decomposition) : les sols sont mélangés dans un réacteur avec du bicarbonate de sodium puis chauffés à plus de 330°C afin de volatiliser et de décomposer partiellement les polluants. Les contaminants volatilisés sont capturés, condensés et traités.

Des réactions de réductions sont aussi employées pour la transformation de Cr(VI) en Cr(III).

Applicabilité

Le type de pollution adaptée pour le traitement par oxydation/réduction chimiques est la pollution de type inorganique. Le procédé est particulièrement adapté pour traiter les cyanures (oxydation) et le chrome (réduction de Cr(VI) et Cr(III)).

Le procédé peut aussi être utilisé sur les COV, les COHV, les SCOV, les SCOHV, les HAP, les PCB, les hydrocarbures de types pétroliers et les pesticides.

Moyens matériels

Dans ses premières étapes, le traitement par oxydation/réduction chimiques est similaire au lavage on site/ex situ, à la mise en solution et l'extraction chimiques. Ils peuvent, en fonction des chantiers, être constitués d'une filière de traitement très différente. Les éléments nécessaires à ce type de traitement sont les suivants :

- prétraitement des sols : précriblage ou calibrage, séparation, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage...
- bandes transporteuses pour le convoyage des matériaux,
- centrale de préparation : silos de stockage, malaxeurs de reprise, cuves avec agitateur, réservoirs de réactifs,
- malaxeurs (chauffés si nécessaire),
- pompe d'injection avec automate et enregistreur des paramètres (pression,

volumes, débits, températures, pH, Eh ...),

- filière de séparation des polluants/réactifs/solides/eau : hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration,
- potentiellement, filière de récupération des réactifs,
- zone de stockage temporaire de déchets et de terres en excédent,
- filière de déshydratation des boues,
- si nécessaire, système de captage de contrôle et de traitement des gaz (charbon actif, strippers,...).

Variantes

Les variantes du traitement par oxydation/réduction chimiques résident dans les différents tris granulométriques à réaliser (cf. § 4.1.2), les différents types d'additifs (oxydants, réducteurs) et les différents modes d'application et de récupération des produits.

Les autres variantes consistent au lavage à l'eau (cf. § 4.1.3), à la mise en solution et l'extraction chimique (cf. 4.3.1), ainsi que le traitement des rejets aqueux sur site (cf. § 5).

De nouveaux procédés de réduction par voie sèche ou semi-sèche permettent de traiter les sols sur site (ou ex situ) via des tertres ou des retournements de surface (pseudo-landfarming) (cf. § 3.3.3).

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont :

- les caractéristiques des sols :
 - les caractéristiques physiques :
 - la répartition granulométrique,
 - l'abrasion,
 - la densité,
 - la vitesse de décantation,
 - le magnétisme,
 - la charge électrique,
 - les caractéristiques chimiques :
 - la solubilité,
 - la volatilité,
 - l'humidité,

- le pH,
 - le potentiel redox,
 - les teneurs en métaux alcalins,
 - les teneurs en composés halogénés (AOX, EOX),
 - la capacité d'échange cationique,
 - la matière organique,
 - la teneur en argile,
- les caractéristiques de la source de pollution :
 - la géométrie,
 - la concentration et l'hétérogénéité dans chaque fraction granulométrique,
 - l'association des contaminants dans les sols : contaminant adsorbé, enrobage liquide ou semi liquide des particules, enrobage des particules sous forme de précipité chimique, particules incluses, parties de grains individuels, contamination interne aux pores.

Efficacité/Performances

Etant donné, l'hétérogénéité des processus et l'état de maturité des techniques, les rendements épuratoires sont très variés (de 60 à plus de 99 %).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du traitement par oxydation/réduction chimiques sont :

- ce procédé permet de détruire les polluants ;
- le procédé permet de traiter une grande quantité de polluants notamment des produits considérés comme récalcitrants ;
- le procédé est relativement rapide ;
- le procédé peut être adapté à des granulométries différentes ;
- ce procédé est un des rares à pouvoir permettre de traiter des pollutions minérales ou mixtes ;
- ce procédé pourrait représenter une des rares alternatives à l'incinération pour les sols pollués par les PCB ;
- la technique permet de traiter l'ensemble des terres contaminées et de s'affranchir partiellement des problèmes d'hétérogénéité des sols ;
- les rendements épuratoires sont plus élevés que ceux rencontrés dans l'oxydation/la réduction in situ ;

- la récupération des effluents est plus aisée que dans le traitement in situ. Il est possible de travailler avec des réactifs plus « polluants » que ceux utilisés in situ.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- le procédé est onéreux en termes de coûts d'investissement et de fonctionnement ;
- les procédés ainsi que les moyens techniques et matériels sont pour la plupart au stade de R&D ;
- des études poussées d'applicabilité sont nécessaires ;
- ce procédé nécessite souvent un prétraitement et des unités de traitement des boues et des eaux importantes ;
- les traitements on site ne sont pas économiquement rentables pour des sites de petites tailles (coûts d'amenée-repli importants) ;
- utilisé sur site, le procédé présente un encombrement important ;
- le fait de changer la texture des sols peut générer des problèmes de réutilisation en tant que remblais ;
- les émissions atmosphériques et les nuisances sonores peuvent être importantes ;
- la consommation en eau est parfois importante, il est donc d'usage de pratiquer la recirculation des eaux ;
- le procédé est d'autant plus coûteux que les concentrations sont importantes et que la consommation d'oxydants et de réducteurs est élevée ;
- l'oxydoréduction est un procédé non sélectif ; en présence de composés oxydables (notamment de matière organique) ou réductibles, dépendamment que l'on procède à une oxydation et une réduction, le rendement épuratoire est moins élevé ;
- l'oxydation incomplète de certains polluants peut conduire à la formation de composés intermédiaires plus toxiques ;
- le taux d'humidité résiduel après traitement est souvent un frein à une bonne revalorisation des sols ou un frein à sa mise en décharge. C'est pourquoi, des unités (souvent onéreuses) de déshydratation des particules fines sont souvent nécessaires ;
- le traitement de matériaux plus ou moins homogènes est économiquement plus rentable que ceux présentant une très grande diversité granulométrique ;
- le contact entre l'eau/les particules fines (argiles) polluées doit être important pour que le traitement soit efficace ;

- le traitement avec des sols très argileux peut être problématique du point de vue de la désorption et de la séparation des particules fines et de la solution réactive ;
- le traitement avec des sols concentrés en humus augmente le temps de réaction ;
- les volumes d'oxydants/réducteurs utilisés, lorsqu'ils ne sont pas recyclables, deviennent à leur tour un milieu à traiter ;
- pour des contaminations multiples, complexes et hétérogènes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation ;
- dans certains cas, des teneurs en eau de plus de 20 % nécessitent des volumes importants de réactifs ;
- des concentrations en composés organiques chlorés de plus de 5 % nécessitent un important volume de réactif et des délais importants (cas de la réduction) ;
- les sols présentant une granulométrie supérieure à 60 mm doivent être éliminés ;
- les effluents gazeux, les réenvols de poussières et les effluents liquides générés lors d'un traitement doivent être recueillis et traités si nécessaire, ce qui génère des surcoûts (ces coûts sont très élevés dans le cas de la décomposition catalytique) ;
- les graisses et les huiles sont de préférence enlevées avant le traitement ;
- les sols traités présentent souvent des traces résiduelles de polluants qu'il faudra éliminer ;
- des essais poussés de décantation/flottation doivent être réalisés afin de bien dimensionner les procédés de séparations gravitaires ;
- des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les problèmes d'odeur des boues issues de pollutions organiques.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 40 et 120 €/t de sols traités.

Il existe des unités de traitement fixes et mobiles capables de traiter plusieurs dizaines à plusieurs centaines de tonnes par jour.

Paramètres de suivi

Les paramètres de suivis lors d'une opération d'oxydation/réduction chimiques sont :

- la consommation électrique,
- la granulométrie et les concentrations en polluants en entrée et en sortie des différentes unités de traitement,

- le bruit,
- la consommation en eau,
- la consommation et dosage des réactifs (coagulant, flocculant),
- la consommation et dosage des réactifs d'oxydoréduction (oxydants/réducteurs),
- le contrôle des conditions d'opérations (pH, température, redox ...),
- les poussières,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation des unités de traitement....),
- les concentrations en polluants dans les rejets liquides si nécessaire (respect des normes de rejets) et les paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, pression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- les paramètres relatifs à la déshydratation des boues (pression, vide...).
- les paramètres relatifs à la récupération des réactifs,

4.4. METHODES THERMIQUES

4.4.1. Incinération

Termes anglais : incineration

Principe

L'incinération est une des techniques de traitement les plus anciennes. Son principe repose sur une combustion aérobie (en présence d'air) dans un four où les températures sont importantes (870 à 1 200 °C). Ces hautes températures détruisent les polluants ou les volatilisent.

Maturité

L'incinération est exploitée commercialement depuis de nombreuses années. Constamment développée, elle est aujourd'hui adaptée à une très grande variété de polluants et est très souvent utilisée pour des polluants présents à des concentrations importantes.

Il existe de nombreuses unités d'incinération fixes en France. Plusieurs unités d'incinération semi mobiles sont aussi disponibles pour des traitements sur site dans le cas de gros chantiers. Certains cimentiers acceptent dans certaines conditions des sols pollués présentant un Pouvoir Calorifique Inférieur important afin de les incorporer dans la préparation de combustibles de substitution (valorisation énergétique en four cimentier).

Description

La combustion aérobie permet de détruire les polluants organiques en vapeur d'eau, gaz carbonique et résidus de combustion (cendres). Les métaux ne sont pas détruits et se retrouvent soit dans les effluents gazeux soit dans la fraction solide (cendres). Les métaux présents dans la fraction gazeuse peuvent faire l'objet d'une oxydation et d'une récupération spécifique (Cf. Figure 60).

Généralement, l'incinération se décompose en deux phases :

- une première chambre dans laquelle les polluants organiques sont désorbés et volatilisés (température > 400 °C),
- une seconde chambre de combustion dans laquelle les polluants organiques sont détruits (température > 1 000 °C).

Préalablement à l'incinération, les sols sont prétraités (tamisage, séchage ...); seules les particules de quelques centimètres sont acceptées dans le four.

Les composés gazeux et particulaires sont entraînés par un flux d'air et sont récupérés en vue d'un traitement. Le chlore, l'azote et le soufre (présents sous forme de HCl, NOx, et SOx) sont éliminés des rejets atmosphériques le plus souvent par neutralisation en solution alcaline.

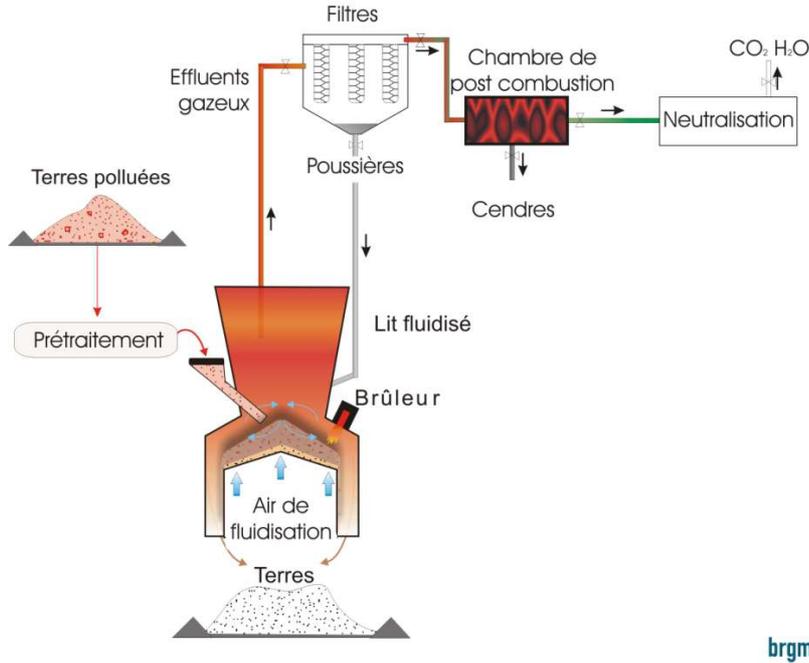


Figure 60 : Schéma de principe de l'incinération

Applicabilité

L'incinération est utilisée pour de nombreux polluants organiques (volatils, semi-volatils voire peu volatils) à des teneurs très concentrées (de l'ordre de plusieurs pourcents parfois), hydrocarbures pétroliers (essences, gasoils, kérosènes ...), fractions plus lourdes d'hydrocarbures, solvants chlorés, huiles, PCB, pesticides, dioxines/furanes, HAP, composés explosifs.

Exception faite des composés radioactifs, l'intégralité des polluants peut être traitée par incinération.

Le temps de séjour, la turbulence et la température sont adaptés en fonction des concentrations initiales en polluants (et du Pouvoir Calorifique Inférieur) et des propriétés des sols (teneurs en matière organique, teneur en eau).

Moyens matériels

Le système d'incinération est constitué :

- des unités de prétraitement :
 - unité de broyage ou de ségrégation,
 - unité de séchage,
 - unité d'émottage,
 - unité de mélange (avec des additifs de type chaux, gypse ...),
 - unité d'homogénéisation,
- un four d'incinération,
- du matériel relatif à la création de flux et à l'ajustement des paramètres thermiques,
- des unités de traitement des gaz :
 - chambre de post combustion, brûleur, oxydation catalytique,
 - échangeur thermique,
 - dépoussiéreurs à filtres, dépoussiéreurs humides ou dépoussiéreurs électrostatiques,
 - condenseur, adsorption sur charbon actif,
 - unité de neutralisation des gaz (voie humide principalement ou semi-sèche),
 - unité spécifique pour la récupération des métaux si nécessaire (condensation ...),
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Le chauffage dans le four d'une unité de désorption peut être réalisé de manière directe ou se faire de manière indirecte.

Il existe différents types de fours, les principaux sont les suivants :

- Les fours rotatifs : les fours sont cylindriques, creux et légèrement inclinés ; leur rotation permet de mélanger les sols et de les faire avancer à travers le four ;
- Les fours à grilles : les grilles peuvent être de plusieurs types : translation, sans fin, à basculement, à barreaux ; elles permettent l'avancement et le brassage des sols ;
- Les fours à lit fluidisé : un cylindre vertical fermé contient dans sa partie basale un lit inerte chaud (silice) maintenu en suspension par un courant d'air ascendant ; les sols sont introduits au sein de ce lit et sont brassés ;

- Les fours infrarouges : l'énergie à l'inverse des autres types d'incinérateur est apportée par des radiations infrarouges.

Le traitement des rejets atmosphériques est très variable ; l'enchaînement des différentes unités de dépoussiérage, d'oxydation ou d'adsorption, de neutralisation est très variable.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont les suivantes :

- les concentrations initiales en polluants dans les sols,
- le temps de séjour, la température et la turbulence dans l'unité de traitement ; ces paramètres dépendant :
 - du type de polluants (et donc des températures de fusion, des tensions de vapeur et des PCI associés),
 - du taux de matières organiques,
 - de la granulométrie,
 - de la teneur en eau,
 - des concentrations finales à obtenir,
 - de l'efficacité du transfert thermique du four,
- les données nécessaires au prétraitement (broyage, préséchage, émottage, mélange de la chaux, du gypse ...),
- les données nécessaires au traitement des rejets atmosphériques (taux de poussières, teneurs en composés volatils, teneurs résiduelles à obtenir en rejet).

Efficacité/Performances

Les rendements épuratoires sont les plus élevés (plus de 99,99 % pour les hydrocarbures pétroliers) et les concentrations finales en polluants sont négligeables pour les composés organiques.

Ces rendements dépendent des conditions d'exploitation, des concentrations en polluants et des propriétés des sols (hétérogénéité du milieu, présence de matière organique et présence de polluants très peu volatils).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de l'incinération sont :

- technique permettant de détruire les polluants,
- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats

extrêmement significatifs,

- technique permettant de traiter de nombreux polluants notamment les composés semi-volatils et peu volatils,
- technique permettant de traiter les sols très fortement pollués ; les teneurs en composés organiques peuvent être de l'ordre de plusieurs pourcents,
- technique permettant de traiter certains métaux "volatilisables" comme le zinc, le cadmium, le plomb...,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes,
- technique permettant d'atteindre des taux de dépollution très importants,
- technique rapide,
- technique moins onéreuse que les autres traitements thermiques,
- traitement sur site possible grâce à des unités mobiles.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé nécessitant l'excavation des sols,
- technique très énergivore,
- une des techniques les plus onéreuses du marché,
- traitement on site nécessitant une surface importante,
- très haut niveau de technicité nécessaire,
- il est primordial d'atteindre de très hautes températures afin de ne pas dégager une partie des polluants dans l'atmosphère (ou leurs métabolites comme les dioxines et les furanes par exemple),
- procédé utilisé en traitement hors site nécessitant un transport coûteux,
- préalablement à l'installation d'une unité sur site, il faut monter un dossier d'autorisation d'exploiter,
- traitement poussé et coûteux des rejets atmosphériques,
- les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitement en aval,
- les débouchés de cendres très fortement contaminées notamment en métaux/métalloïdes doivent être considérés dès le départ du projet car ils peuvent poser des problèmes non négligeables ; la plupart du temps, ces cendres sont éliminées en centre de stockage de déchets ultimes,
- les métaux volatils (comprenant notamment le plomb, le cadmium, le mercure, l'arsenic) quittent l'unité de combustion et sont entraînés dans les rejets atmosphériques ; ce qui nécessite des unités de traitement spécifique (condenseurs..),
- certains métaux forment temporairement des composés toxiques notamment avec les atomes de chlore et de soufre et doivent être traités au niveau de la neutralisation,

- l'hétérogénéité et le taux de matière organique des sols peuvent impacter notablement les rendements épuratoires,
- les températures réellement atteintes au cœur de la pollution influent le rendement opératoire,
- les composés organiques peu volatils peuvent être volatilisés et donc extraits du sol en phase gazeuse à condition que leur tension de vapeur ait augmenté de manière significative,
- les coûts de production de température (coûts d'exploitation) sont souvent importants et sont souvent un frein à l'application de ce procédé, notamment ceux générés par la vaporisation de l'eau,
- les composés peu volatils nécessitent des températures élevées et donc des coûts de fonctionnement plus élevés,
- les particules d'une taille supérieure à quelques centimètres ne sont pas admises : il faudra soit procéder à une ségrégation soit à un broyage,
- les sols présentant un taux d'humidité supérieur à 20 % doivent faire l'objet d'un prétraitement par chauffage,
- les sols compacts doivent faire l'objet d'un émottage,
- des mélanges sont parfois nécessaires afin de faciliter le traitement des sols (ajout de chaux, de gypse, de sols plus friables...),
- les sols à fortes teneurs en argile et en matières organiques sont plus difficiles à traiter,
- la présence de molécules de chlore et de soufre nécessite des unités de neutralisation (par voie humide le plus souvent),
- les teneurs élevées en azote organique peuvent également poser un problème supplémentaire de traitement des rejets atmosphériques (du fait de la formation possible de NOx),
- les teneurs élevées en métaux génèrent des problèmes de rejets atmosphériques et d'élimination des cendres.
- Emission de CO₂ importante lié au processus d'incinération

Coûts et délais

Les durées de traitement dans l'unité de désorption ne durent que quelques minutes à quelques dizaines de minutes. Les unités de traitement modernes sont capables de traiter plusieurs dizaines de tonnes/heure.

Les coûts de traitement en centres fixes sont de l'ordre de 190 à 305 €/t voire jusqu'à 1050 €/t pour des polluants spécifiques (hors coûts de transport). Pour des chantiers de tailles conséquentes, les coûts de traitement on site peuvent être moindres.

Les coûts d'élimination en cimenterie (possible dans certains cas très stricts) varient entre 40 et 75 €/t.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération d'incinération sont les suivants :

- concentrations en polluants dans les sols, teneurs en matière organique, granulométrie,
- température dans le four et en sortie, turbulence, temps de séjour, teneur en oxygène, ratio air/combustible, consommation de combustible (débit et pression) ou énergétique,
- dépression au niveau du four et flux aérauliques associés,
- concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets, traitement des cendres),
- paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation),
- teneurs en polluants en fin de traitement.

4.4.2. Désorption thermique

Termes anglais : High Temperature Thermal Desorption (HTTD) et Low Temperature Thermal Desorption (LTTD)

Principe

La désorption thermique consiste à appliquer de la chaleur pour extraire par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils des sols excavés. La température utilisée est inférieure à celle nécessaire pour l'incinération.

Maturité

Il existe plusieurs centres de désorption thermique fixes en exploitation en France et en Europe. Des unités mobiles sont mises en place pour un traitement sur site lors des gros chantiers de dépollution.

Description

Les terres excavées sont introduites dans un four pour être chauffées jusqu'à des températures moyennes comprises entre 90 et 560 °C (ces températures sont inférieures à celles de l'incinération). Ce chauffage permet, d'une part, de désorber les polluants adsorbés sur la matrice sols et, d'autre part, d'augmenter la tension de vapeur des composés peu volatils et de les extraire en phase gazeuse. Une partie des composés organiques peut être détruite même à de basses températures (Cf. Figure 61).

Les composés gazeux et particulaires sont entraînés par un flux d'air et sont récupérés en vue d'un traitement. Les particules sont au préalable récupérées dans des filtres, des dépoussiéreurs humides ou des dépoussiéreurs électrostatiques ; par la suite, les composés organiques sont éliminés par destruction (brûlage, oxydation catalytique) ou fixation (charbon actif, condenseur).

Les sols dépollués, contrairement à l'incinération, ne sont pas détruits à l'état de cendre, mais conservent une bonne partie de ses propriétés physiques (notamment ses propriétés structurantes permettant de supporter éventuellement une activité biologique) et peuvent être incorporés le cas échéant à d'autres matériaux ou être enfouis.

Il existe deux types de désorption :

- La désorption thermique à basse température (90 à 320 °C) : cette technique est la plus utilisée en France notamment pour les polluants organiques.
- La désorption thermique à haute température (320 à 560 °C) : cette technique

est souvent utilisée en combinaison avec l'incinération ou la stabilisation/solidification.

Les unités de désorption qui traitent les solvants chlorés sont équipées d'une unité de traitement adaptée pour la neutralisation de l'acide chlorhydrique.

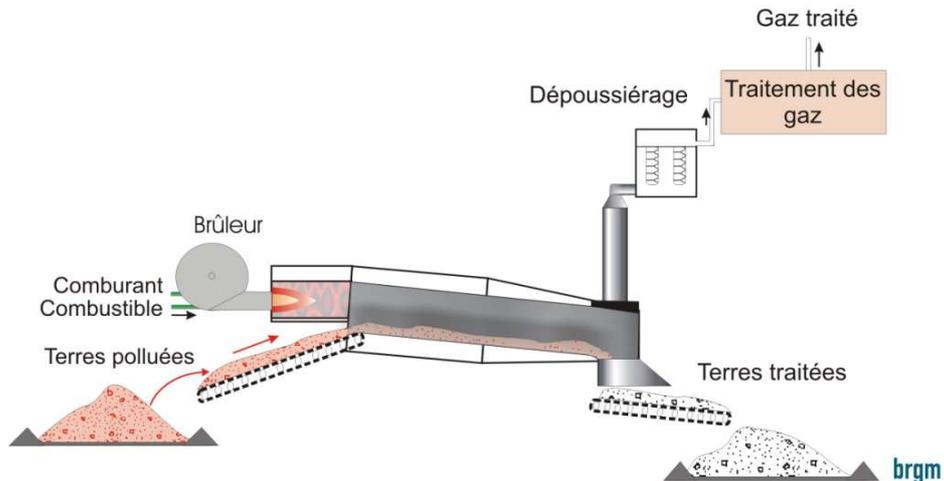


Figure 61 : Schéma de principe de la désorption thermique ex situ ou on site

Applicabilité

La désorption thermique est utilisée pour de nombreux polluants organiques (volatils, semi-volatils voire peu volatils) : hydrocarbures pétroliers (essences, gasoils, kérosènes), fractions plus lourdes d'hydrocarbures, solvants chlorés, huiles, PCB, pesticides, dioxines/furanes, HAP.

Le temps de séjour, la turbulence et la température sont adaptés en fonction des concentrations initiales en polluants (et du Pouvoir Calorifique Inférieur) et des propriétés des sols (teneurs en matières organiques, teneur en eau).

Moyens matériel

Le système de désorption thermique est constitué :

- des unités de prétraitement :
 - unité de broyage ou de ségrégation,
 - unité de séchage,
 - unité d'émottage,
 - unité de mélange (avec des additifs de type chaux, gypse ...),
 - unité d'homogénéisation,
- un four : unité rotative (rotary kiln) ou unité à vis ou unité à tapis,

- du matériel relatif à la création de flux et à l'ajustement des paramètres thermiques,
- des unités de traitement des gaz :
 - échangeur thermique,
 - dépoussiéreurs à filtres, dépoussiéreurs humides ou dépoussiéreurs électrostatiques,
 - chambre de post combustion, brûleur, oxydation catalytique,
 - condenseur, adsorption sur charbon actif,
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Le chauffage dans le four d'une unité de désorption peut être réalisé de manière indirecte (à l'aide de vis chauffantes par exemple) ou se faire de manière directe (la flamme chauffant le four par l'intérieur). Le fait de chauffer indirectement les sols permet de diminuer le volume de gaz à traiter et de réduire les risques d'explosion. Les unités de traitement des rejets atmosphériques sont donc plus réduites.

Ainsi, il existe trois grands types de four de désorption thermique :

- **unité rotative** (rotary kiln) : le réacteur est constitué d'un cylindre creux en métal légèrement incliné ; la rotation du cylindre permet de faire avancer les terres de l'entrée de l'unité (où se trouve le brûleur chargé de fournir la chaleur) à sa sortie ;
- **unité à vis** : une vis sans fin permet de faire avancer les sols à travers le four ; la chaleur est diffusée via un fluide chaud (vapeur ou huile) dans les parois creuses du réacteur et de la vis ;
- **unité à tapis** : un tapis métallique permet de transporter les sols disposés en fines couches (de quelques centimètres d'épaisseur) à travers le four.

Le traitement des rejets atmosphériques est très variable ; l'enchaînement des différentes unités de dépoussiérage, d'oxydation ou d'adsorption, de neutralisation est très variable.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont les suivantes :

- les concentrations initiales en polluants dans les sols,
- le temps de séjour, la température et la turbulence dans l'unité de traitement, ces paramètres dépendant :
 - du type de polluants (et donc des tensions de vapeur et des PCI associés),

- du taux de matières organiques,
 - de la granulométrie,
 - de la teneur en eau,
 - des concentrations finales à obtenir,
 - efficacité du transfert thermique du four,
- les données nécessaires au prétraitement (broyage, préséchage, émottage, mélange de la chaux, du gypse ...),
 - les données nécessaires au traitement des rejets atmosphériques (taux de poussières, teneurs en composés volatils, teneurs résiduelles à obtenir en rejet).

Efficacité/Performances

Les rendements épuratoires sont élevés (plus de 95 à 98 % pour les hydrocarbures pétroliers) et les concentrations finales en polluants sont faibles (inférieures à 5 mg/kg voire 100 ppb dans la plupart des cas).

Ce rendement dépend des conditions d'exploitation, des concentrations en polluants et des propriétés des sols (hétérogénéité du milieu, présence de matière organique et présence de polluants très peu volatils).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la désorption thermique sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- technique permettant de traiter de nombreux polluants notamment les composés semi-volatils et peu volatils,
- technique permettant de traiter les sols fortement pollués, les teneurs en hydrocarbures totaux doivent néanmoins rester d'une manière générale inférieures à 50 000 mg/kg,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes,
- technique permettant d'atteindre des taux de dépollution très importants,
- technique rapide,
- technique moins onéreuse que les autres traitements thermiques,
- traitement sur site possible grâce à des unités mobiles.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- la technique de désorption ne permet pas de détruire les polluants,
- le procédé nécessite l'excavation des sols,
- le traitement on site nécessite une surface importante,
- le procédé utilisé en traitement hors site nécessite un transport coûteux,
- préalablement à l'installation d'une unité sur site, il faut monter un dossier d'autorisation d'exploiter,
- les rejets atmosphériques doivent faire l'objet d'un traitement poussé et coûteux,
- les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitements en aval,
- les débouchés de terres traitées doivent être considérés dès le départ du projet car ils peuvent poser des problèmes non négligeables,
- l'hétérogénéité et le taux de matières organiques des sols peuvent impacter notablement les rendements épuratoires,
- les températures réellement atteintes au cœur de la pollution influent le rendement épuratoire,
- les coûts de production de température (coûts d'exploitation) sont souvent importants et sont souvent un frein à l'application de ce procédé, notamment ceux générés pour la vaporisation de l'eau,
- les composés organiques peu volatils peuvent être volatilisés et donc extraits du sol en phase gazeuse à condition que leur tension de vapeur ait augmenté de manière significative. Cependant, les composés peu volatils nécessitent des températures élevées et donc des coûts de fonctionnement plus élevés,
- les particules d'une taille supérieure à 5 cm ne sont pas admises : il faudra soit procéder à une ségrégation soit à un broyage,
- les sols présentant un taux d'humidité supérieur à 20 % doivent faire l'objet d'un prétraitement par chauffage,
- les sols compacts doivent faire l'objet d'un émottage,
- des mélanges sont parfois nécessaires afin de faciliter le traitement des sols (ajout de chaux, de gypse, de sols plus friables...),
- les sols à fortes teneurs en argile et en matière organique sont plus difficiles à traiter,
- les teneurs élevées en azote organique peuvent également poser un problème supplémentaire de traitement des rejets atmosphériques (du fait de la formation possible de NOx) ;
- les teneurs élevées en métaux génèrent des problèmes de rejets atmosphériques et de revalorisation des terres dépolluées.
- les émissions de CO2 liés au procédé peuvent être importantes.

Coûts et délais

Les coûts de traitement en centres fixes sont de l'ordre de 60 à 110 €/t (hors coûts de transport). Pour des chantiers de tailles conséquentes, les coûts de traitement on site peuvent être moindres.

Les durées de traitement dans l'unité de désorption sont de l'ordre de quelques minutes à quelques dizaines de minutes. Les unités de traitement modernes sont capables de traiter plusieurs dizaines de tonnes/heure.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de désorption thermique sont les suivants :

- les concentrations en polluants dans les sols, les teneurs en matière organique, la granulométrie,
- la température, la turbulence, le temps de séjour,
- la dépression au niveau du four et flux aérauliques associés,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- les teneurs en polluants en fin de traitement,
- les teneurs en polluants dans les lixiviats en fin de traitement.

4.4.3. Vitrification

Termes anglais : ex situ vitrification

Principe

La vitrification est un traitement thermique qui a pour but de solidifier/stabiliser les sols excavés par élévation de la température afin de les transformer en un matériau fondu qui se vitrifie en se refroidissant.

Maturité

Cette technique est principalement utilisée dans l'industrie nucléaire et dans le traitement des déchets. Il existe quelques centres de vitrification ex situ spécifiques au traitement des sols et des déchets en France.

Description

La vitrification est réalisée dans des fours qui permettent d'obtenir des températures extrêmement élevées (1 600 à 2 000 °C) lors de l'introduction des sols pollués. L'élévation de la température peut être réalisée via la fusion électrique, la fusion par induction, la fusion par torche à plasma, la fusion par oxycombustion, les électrobrûleurs, le four à micro-ondes (cf. Figure 62).

Les composés organiques ainsi que certains composés métalliques volatils (mercure...) sont pyrolysés et vaporisés à ces très hautes températures. La vapeur d'eau et les produits pyrolysés sont récupérés et dirigés vers les unités de traitement des rejets atmosphériques (similaires à ceux utilisés en incinération – cf. § 4.4.1).

Les composés inorganiques mais aussi l'amiante et les radionucléides sont incorporés dans la matrice vitrifiée. Cette dernière est très stable, inerte et très peu lixiviable.

La masse vitreuse en fusion est soit coulée dans des lingotières soit refroidie à l'eau et conditionnée sous forme de granulats.

Des ajouts tels que la silice, l'alumine peuvent être réalisés sur les sols afin d'obtenir une bonne vitrification.

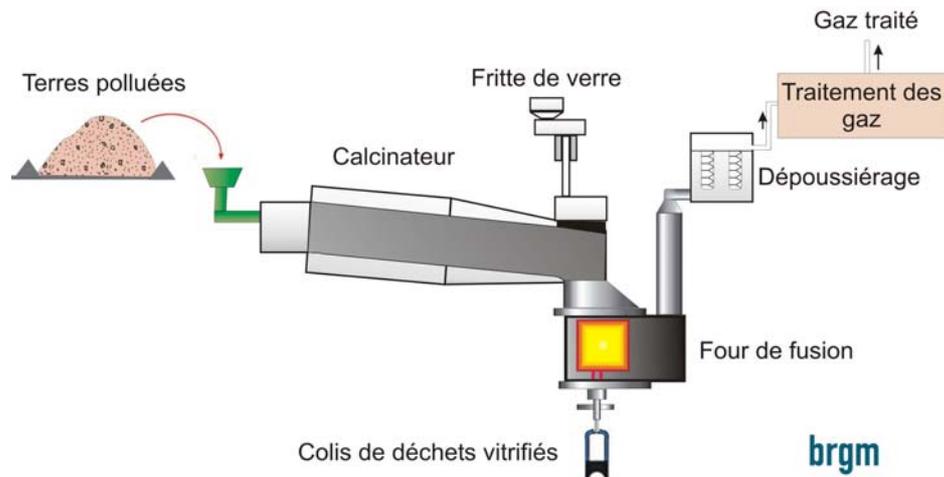


Figure 62 : Schéma de principe de la vitrification thermique

Applicabilité

Cette technique, à l'instar des autres techniques de solidification/stabilisation, est applicable à de nombreux composés organiques (destruction des COV, SCOV, dioxines, PCB...) mais est principalement destinée à traiter (par immobilisation) les composés inorganiques mais aussi l'amiante et les radionucléides.

Moyens matériels

Le système de vitrification est constitué :

- des unités de prétraitement :
 - unité de broyage ou de ségrégation,
 - unité de séchage,
 - unité d'émottage,
 - unité de mélange (avec des additifs de type chaux, gypse ...),
 - unité d'homogénéisation,
- une unité de vitrification (soit fusion électrique, fusion par induction, fusion par torche à plasma, fusion par oxycombustion, électrobrûleurs, four à micro-ondes),
- du matériel relatif à la création de flux et à l'ajustement des paramètres thermiques,
- des unités de traitement des gaz :
 - chambre de post combustion, brûleur, oxydation catalytique,
 - échangeur thermique,
 - dépoussiéreurs à filtres, dépoussiéreurs humides ou dépoussiéreurs

- électrostatiques,
- condenseur, adsorption sur charbon actif,
- unité de neutralisation des gaz (voie humide principalement ou semi-sèche),
- unité spécifique pour la récupération des métaux si nécessaire (condensation ...),
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Il existe différentes variables à la vitrification ex situ, essentiellement liée à la méthode de chauffage (Evariste, 2007) :

- **Fusion électrique** : un arc électrique, de conception similaire à ceux utilisés en sidérurgie, permet le chauffage du bain et la fusion des sols. L'arc électrique est soit produit par deux électrodes soit par une résistance électrique rayonnante ;
- **Fusion par chauffage inductif** direct ou semi-direct ;
- **Fusion par torche à plasma** : une torche produit un jet de plasma (gaz ionisé par élévation de sa température) directement injecté au cœur de la matrice de sols, ce qui entraîne sa fusion ;
- **Fusion par oxycombustion** : les brûleurs oxy-déchets produisent une flamme à haute température ;
- **Electrobrûleur** : un arc électrique associé à un brûleur à gaz traditionnel permet d'augmenter la température (de 1 450°C à 2 700°C) ;
- **Four à micro-onde** : ce procédé permet de chauffer le produit à traiter à cœur ; cette technologie est encore au stade de R&D.

Données nécessaires au dimensionnement

Outre les données classiques de la source de pollution (géométrie, concentration), les principales données concernant les sols à acquérir sont :

- les conductivités thermique et électrique des sols,
- la capacité/vitesse de solidification du mélange en fusion,
- les mesures de concentrations et vérification de la présence en éléments préjudiciables à la technique :
 - sulfures, chlorures, phosphore, sols alcalins (Na_2O et K_2O),
 - teneur en humidité faible,
 - produits pouvant générer des risques d'explosions (produits inflammables ou explosifs),
 - présence de déchets métalliques,

- la réalisation d'essai de lixiviation sur des échantillons témoins avant et après traitement,

Par ailleurs, les données nécessaires à la récupération et au traitement des gaz doivent être collectées :

- la dimension de la hotte (couvercle hermétique),
- la dépression générée par l'extracteur,
- le type et la puissance de l'extracteur,
- les dimensions de l'unité de traitement.

Efficacité/Performances

Les concentrations dans les lixiviats après traitement peuvent être diminuées de plus de 95 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la vitrification in situ sont :

- applicabilité à de très nombreux produits,
- résidus solides peu lixiviables,
- technique particulièrement adaptée aux contaminants toxiques non combustibles,
- technique éprouvée (dans certains pays étrangers) et fiable ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technologie non destructive,
- consommation énergétique très importante et constituant un frein à l'application de ce procédé,
- les contaminants peu volatils (métaux, radionucléides, amiante) restent dans le sol mais sont immobilisés,
- les particules de sols présentant une granulométrie supérieure à 60 µm ne sont pas acceptées et doivent faire l'objet d'un prétraitement,
- le procédé utilisé en traitement hors site nécessite un transport coûteux,
- la proportion des contaminants organiques présents doit être inférieure à 5-10%,
- le sol doit contenir suffisamment de silice pour que la vitrification soit efficace,
- la technique nécessite le contrôle d'éléments préjudiciables à la technique (humidité, sulfures, chlorures, phosphore) ainsi que des produits pouvant

- généraliser des risques d'explosions (produits inflammables ou explosifs),
- les sols alcalins (Na_2O et K_2O) se prêtent peu à cette technique (au-delà de 1,4% massique, la conductivité électrique du sol sera insuffisante) (Buelt and Thompson, 1992) ; un prétraitement est parfois nécessaire,
 - les propriétés texturales et de fertilisation des sols sont complètement détruites,
 - augmentation de la densité des sols de 1,5-1,9 à 2,6 t/m³, donc de leur volume
 - les sols se refroidissent en plusieurs mois à une année,
 - conception fine du système de collecte afin d'éviter toute dissipation de la pollution,
 - le procédé génère la volatilisation des composés organiques et de certains métaux/métalloïdes ; ces émissions atmosphériques nécessitent un traitement spécifique,
 - les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitements en aval,
 - le procédé génère un résidu stable dont la destination finale doit être prise en compte dès le départ du projet ; il s'agit la plupart du temps d'un enfouissement dans un centre de stockage de déchets (surcoûts).

Coûts et délais

Les coûts de traitement varient entre 250 et 800 €/t de sols traités.

Le procédé de vitrification est rapide (de l'ordre de quelques heures).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de vitrification sont les suivants :

- les concentrations en polluants dans les sols, les teneurs en matière organique, la granulométrie, l'humidité, les sulfures, les chlorures, le phosphore, ainsi que des produits pouvant générer des risques d'explosions (produits inflammables ou explosifs),
- la température, la turbulence, le temps de séjour,
- la dépression au niveau du four et les flux aérauliques associés,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- les teneurs en polluants en fin de traitement,
- les teneurs en polluants dans les lixiviats en fin de traitement afin de vérifier le caractère inerte des matériaux.

4.4.4. Pyrolyse ou thermolyse

Termes anglais : pyrolysis

Principe

La pyrolyse consiste à chauffer les sols en l'absence d'oxygène pour en extraire les polluants volatils et semi-volatils.

Maturité

Il existe quelques unités de traitement de déchets par thermolyse en France.

Description

La pyrolyse consiste à introduire les terres excavées dans un four afin de les chauffer en l'absence d'oxygène à des températures comprises entre 150 et 540°C. Dans les faits, il est impossible d'obtenir une concentration en oxygène proche de 0 %, les techniques actuelles permettent néanmoins de travailler avec des concentrations en oxygène inférieures aux conditions stœchiométriques. La méthode de traitement est donc très proche de celle utilisée pour l'incinération, la différence réside dans le fait que les conditions d'opération sont réalisées à des températures plus basses et en présence de peu d'oxygène (cf. Figure 63).

Le but est de désorber les contaminants adsorbés sur la matrice sol et d'augmenter la tension de vapeur des composés peu volatils afin de les volatiliser et de les transférer dans la phase gazeuse.

Préalablement à la pyrolyse, les sols sont prétraités (tamisage, séchage ...) ; seules les particules de quelques centimètres sont acceptées dans le four.

Les sols pollués sont ainsi transformés en gaz et en un résidu solide. La pyrolyse provoque le « cracking » des polluants organiques en composés plus simples. Les gaz sont constitués de monoxyde de carbone, d'hydrogène, de méthane et d'hydrocarbures divers. La faible présence d'oxygène lors de la pyrolyse permet d'éviter la formation de sous-produits toxiques (par exemple, les dioxines). Les gaz sont récupérés en vue d'un traitement : élimination des particules (filtres, scrubbers) puis élimination des composés organiques et du monoxyde de carbone (brûleur, oxydation catalytique, seconde chambre de combustion, condenseur ou charbon actif).

Un résidu solide formé de cendres et de carbone (coke) ainsi que de verres et de métaux est récupéré. Il est soit valorisé par production d'électricité et de chaleur (thermolyse intégrée), soit lavé, soit éliminé en centre de stockage des déchets.

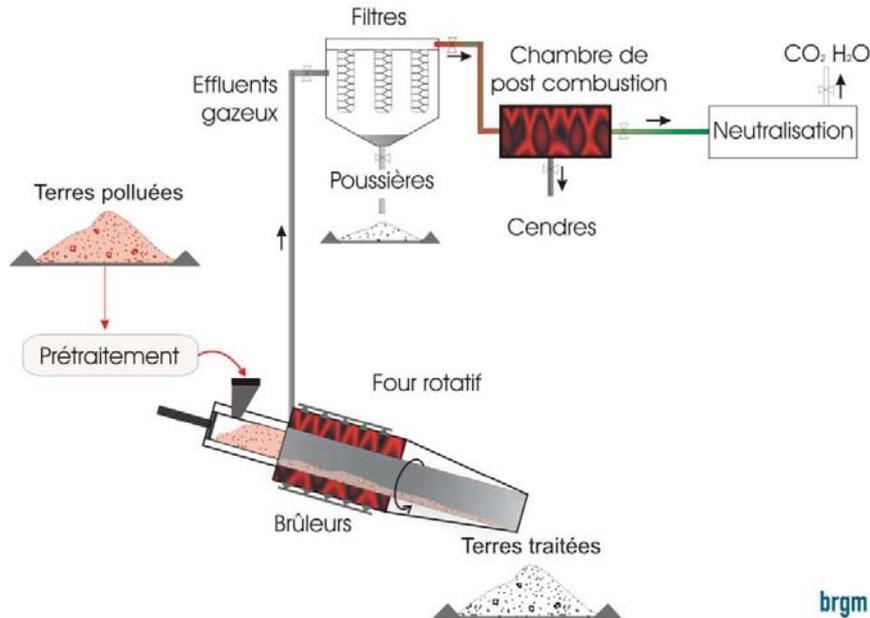


Figure 63 : Schéma de principe de la pyrolyse

Applicabilité

La pyrolyse est particulièrement adaptée pour traiter les sols riches en matière organique contaminés par des composés semivolatils ou peu volatils : fractions lourdes d'hydrocarbures, huiles, pesticides, PCB, dioxines, furannes, HAP, résidus de raffinerie, produits de traitement du bois (pentachlorophénols), certains métaux lourds (mercure), mais aussi des sols pollués par des hydrocarbures plus légers mais fortement adsorbés sur certains types de sols (taux de matière organique très élevés) : essences, gasoils, kérosènes, solvants chlorés.

Le temps de séjour, la turbulence et la température sont adaptés en fonction des concentrations initiales en polluants (et du Pouvoir Calorifique Inférieur) et des propriétés des sols (teneurs en matière organique, teneur en eau).

Moyens matériel

Le système de pyrolyse est constitué :

- des unités de prétraitement :
 - unité de broyage ou de ségrégation,
 - unité de séchage,

- unité d'émottage,
- unité de mélange (avec des additifs de type chaux, gypse ...),
- unité d'homogénéisation,
- un four de pyrolyse (unités rotatives : rotary kiln),
- du matériel relatif à la création de flux et à l'ajustement des paramètres thermiques,
- des unités de traitement des gaz :
 - chambre de post combustion, brûleur, oxydation catalytique,
 - échangeur thermique,
 - dépoussiéreurs à filtres, dépoussiéreurs humides ou dépoussiéreurs électrostatiques,
 - condenseur, laveurs, adsorption sur charbon actif,
 - unité spécifique pour la récupération des métaux si nécessaire (condensation ...),
 - une unité de récupération d'énergie (dans le cas de la pyrolyse intégrée),
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Il existe différents types de fours, les principaux sont les suivants :

- **Les fours rotatifs (Rotary Kiln)** : les fours sont cylindriques, creux et légèrement inclinés ; leur rotation permet de mélanger les sols et de les faire avancer à travers le four ;
- **Les fours à lit fluidisé (Fluidized Bed Furnace)** : un cylindre vertical fermé contient dans sa partie basale un lit inerte chaud (silice) maintenu en suspension par un courant d'air ascendant ; les sols sont introduits au sein de ce lit et sont brassés.
- **La pyrolyse en bain de sels fondus (Molten Salt Destruction)** : il s'agit d'un procédé permettant de conduire à des réactions de dépolymérisation et de dégradation, il permet aussi d'obtenir des produits pétrochimiques de valeur ajoutée intéressante à partir de résidus organiques. Le bain de sels utilisé pour la réaction peut être un mélange eutectique à bas point de fusion et la composition peut être choisie pour jouer un rôle de catalyseur de réaction et améliorer le rendement énergétique. Le bain de traitement neutralise les polluants, tels que les gaz contenant du chlore ou du soufre qui se forment au cours de la réaction. Il agit aussi comme dissipateur de chaleur et comme absorbant pour les impuretés et résidus (coke, sels complexes, etc.) (ARAMM, 2003).

Le traitement des rejets atmosphériques est très variable ; l'enchaînement des différentes unités de dépoussiérage, d'oxydation ou d'adsorption, de neutralisation est très variable.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont les suivantes :

- les concentrations initiales en polluants dans les sols,
- le temps de séjour, la température et la turbulence dans l'unité de traitement ; ces paramètres dépendant :
 - du type de polluants (et donc des températures de fusion, des tensions de vapeur et des PCI associés),
 - du taux de matière organique,
 - de la granulométrie,
 - de la teneur en eau,
 - des concentrations finales à obtenir,
 - de l'efficacité du transfert thermique du four,
- les données nécessaires au prétraitement (broyage, préséchage, émottage, mélange de la chaux, du gypse ...),
- les données nécessaires au traitement des rejets atmosphériques (taux de poussières, teneurs en composés volatils, teneurs résiduelles à obtenir en rejet).

Efficacité/Performances

Dans de bonnes conditions, des rendements épuratoires supérieurs à 90 % ont été obtenus.

Ces rendements dépendent des conditions d'exploitation, des concentrations en polluants et des propriétés des sols (hétérogénéité du milieu, présence de matière organique et présence de polluants très peu volatils). Par exemple, les rendements sont inversement proportionnels au taux d'humidité des sols. On peut noter que des concentrations finales en BTEX et hydrocarbures totaux inférieures à 10 ppm voire 100 ppb ont été obtenues par pyrolyse.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la pyrolyse sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- technique permettant de traiter de nombreux polluants notamment les

composés semi-volatils et peu volatils,

- technique permettant de traiter les sols fortement pollués,
- technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes,
- technique permettant d'atteindre des taux de dépollution très importants,
- technique rapide,
- technique moins onéreuse que l'incinération et la vitrification,
- volume de gaz à traiter faible par rapport à l'incinération,
- cette technique permet de traiter tous les types de déchets et est particulièrement adaptée pour le traitement des sols riches en matière organique ;
- revalorisation énergétique possible des sous-produits solides.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- la technique de désorption ne permet pas de détruire les polluants,
- le procédé nécessite l'excavation des sols,
- le procédé utilisé en traitement hors site nécessite un transport coûteux,
- les rejets atmosphériques doivent faire l'objet d'un traitement poussé et coûteux,
- les gaz doivent la plupart du temps être refroidis afin de protéger les unités de traitements en aval,
- les débouchés des sous-produits doivent être considérés dès le départ du projet car ils peuvent poser des problèmes non négligeables,
- l'hétérogénéité des sols peut impacter notablement les rendements épuratoires,
- les sols présentant un taux d'humidité supérieur à 20 % doivent faire l'objet d'un prétraitement par chauffage,
- les températures réellement atteintes au cœur de la pollution influent sur le rendement opératoire,
- les composés organiques peu volatils peuvent être volatilisés et donc extraits du sol en phase gazeuse à condition que leur tension de vapeur ait augmenté de manière significative ; en règle générale et pour un sol donné, moins le composé est volatil et plus la température requise est élevée,
- les coûts de production de température (coûts d'exploitation) sont souvent importants et sont souvent un frein à l'application de ce procédé,
- les composés peu volatils nécessitent des températures élevées et donc des coûts de fonctionnement plus élevés,
- les particules d'une taille supérieure à 5 cm ne sont pas admises : il faudra soit procéder à une ségrégation soit à un broyage,
- les sols compacts doivent faire l'objet d'un émottage, d'un mélange avec de la

chaux, du gypse ou des sols plus friables,

- les sols à forte teneur en argile seront plus difficiles à chauffer,
- les teneurs élevées en métaux génèrent des problèmes de rejets atmosphériques ; ils peuvent aussi, le cas échéant, nécessiter une stabilisation des résidus solides,
- le procédé demande un haut niveau de technicité et des installations de traitement très lourdes.

Coûts et délais

Certaines unités de traitement sont capables de traiter de 20 à 30 t/h de sols.

Les coûts de traitement varient de 75 à 150 €/t de sols traités (selon le type de traitement : pyrolyse à thermolyse intégrée).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de pyrolyse sont les suivants :

- les concentrations en polluants dans les sols, les teneurs en matière organique, la granulométrie,
- la température, la turbulence, le temps de séjour,
- la dépression au niveau du four et flux aérauliques associés,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- les teneurs en polluants en fin de traitement,
- les teneurs en polluants dans les lixiviats en fin de traitement.

4.5. METHODES BIOLOGIQUES

4.5.1. Bioréacteur

Termes anglais : bioslurry

Principe

La technique consiste à mélanger les sols pollués avec de l'eau et divers additifs afin de mettre les particules de sols en suspension dans l'eau et de former un mélange boueux. Les boues sont traitées par voie biologique dans des bioréacteurs puis sont déshydratées.

Maturité

Le procédé est commercialisé dans les différents pays de l'OCDE mais il reste peu utilisé du fait de son coût beaucoup plus important que les autres traitements biologiques.

En France son utilisation reste très confidentielle.

Description

Les sols sont triés, émottés, criblés avant traitement ; d'une manière générale, ne sont conservés que les sols de granulométrie très fine. Si nécessaire, un lavage peut être réalisé.

Par la suite, les sols sont mélangés avec de l'eau en quantité suffisante pour maintenir les matières solides en suspension (typiquement 10 à 40 % (p/p) de solides) ; ce qui permet donc un meilleur contact polluants/micro-organismes et facilite aussi le fonctionnement enzymatique. Le ratio du mélange eau/solide dépend de la concentration en polluants, du taux de biodégradation et de la nature des solides. Parfois, divers additifs sont ajoutés afin de favoriser la biodégradation (tensioactifs afin de rendre les polluants plus biodisponibles, nutriments, acides ou bases afin de maîtriser le pH ...).

Ensuite, les boues sont mélangées dans le bioréacteur ; de l'oxygène est ajouté par simple brassage ou si nécessaire par bullage (la majorité des bioréacteurs est aérobie). Les bioréacteurs sont de divers types : alimentation en continu ou en batch, procédés à cultures libres ou fixes, procédés aérobies ou anaérobies (le moins courant), procédés extensifs ou intensifs (Cf. Figure 64). La filière de traitement et sa complexité peuvent varier d'un simple lagunage à un procédé proche d'une station d'épuration performante.

Des microorganismes sont ajoutés à ce stade si nécessaire (bioaugmentation).

Les matières solides et les eaux sont séparées une fois que la dégradation biologique est finalisée. Les sols sont déshydratés dans des unités similaires à celle du traitement des boues classiques. Il faudra par la suite disposer des sols (décharge, réutilisation sur site).

Les eaux sont pro parte recyclées (pour réensemencer le bioréacteur) et pro parte traitées avant rejet (le type de traitement dépend alors des normes de rejets imposées).

Si nécessaire les rejets gazeux devront être traités.

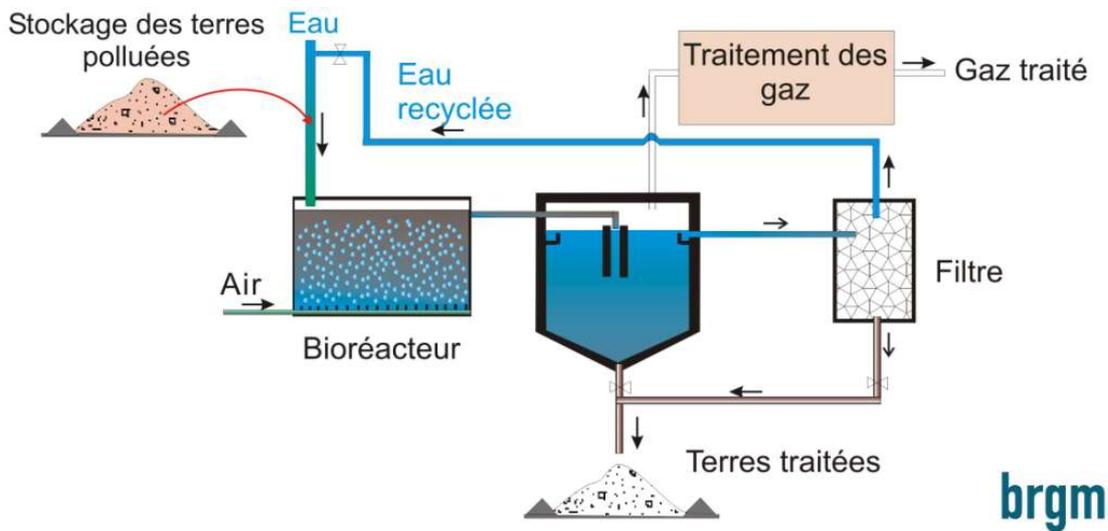


Figure 64 : Schéma de principe d'un bioréacteur

Applicabilité

Cette technique est plus adaptée que les autres technologies biologiques pour le traitement des polluants peu biodégradables et à des concentrations importantes. Elle est aussi plus applicable à des sols fortement argileux et hétérogènes.

Ce procédé s'applique à des sols pollués par les produits pétroliers (de type gasoils, fuels, kérosène), COV, SCO, COHV, SCO, pesticides, certaines coupes pétrolières lourdes (HAP, huiles organiques ...), solvants, PCB, conservateurs du bois (pentachlorophénols) et explosifs peuvent aussi être traités.

Des traitements séquentiels aérobie/anaérobie sont utilisés pour traiter les PCB, les SCOHV, les pesticides.

Cette technique n'est pas destinée à traiter les métaux/métalloïdes sauf dans certains cas (par exemple pour la biolixiviation de certains métaux/métalloïdes dans le drainage acide minier).

Moyens matériels

Le traitement par bioreacteur peut présenter de multiples variantes, les principaux éléments génériques constituant ce traitement sont les suivants :

- une plateforme de prétraitement des sols (homogénéisation, criblage, lavage si nécessaire...),
- une unité de fabrication des boues (mélange sols/eaux),
- un bassin d'aération (avec un dispositif d'injection d'oxygène si nécessaire), un dispositif de mélange des boues, une unité de préparation et d'ajouts des additifs (matériel relatif à l'ajout de nutriments, de bactéries, de tensioactifs, de composés acides ou alcalins),
- du matériel de contrôle des conditions du milieu (oxygénation du milieu, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place),
- un clarificateur/décanteur (l'eau épurée est séparée des solides),
- un dispositif de récupération et de recirculation des eaux (les eaux récupérées dans le clarificateur sont dirigées vers l'unité de fabrication des boues),
- une filière de traitement des eaux avant rejet,
- un dispositif d'extraction et d'évacuation des sols,
- une filière de traitement des boues (décanteurs, épaisseurs, filtres presses, filtres à bandes presseuses, centrifugeuses),
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Il existe de nombreuses variantes de bioréacteurs et des procédés associés :

- au niveau de la plateforme de prétraitement des sols : lavage avec des tensioactifs, récupération des phases légères, préoxydation de certains polluants (afin de les rendre plus biodégradables),
- travail en continu à l'aide de cultures libres (CFSTR, PlugFlow) ou avec des cultures fixes ; travail en discontinu (batch..),
- bactéries allochtones ou autochtones,
- système d'aération (brassage, passif, bullage), si dégradation en aérobie
- dégradation aérobie ou anaérobie.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont essentiellement recueillies lors des tests de biodégradabilité (oxygénation du milieu, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place, temps de réaction).

Les exutoires des sols doivent être étudiés d'une manière approfondie ; un des paramètres les plus importants est le pourcentage d'humidité, qui va par la suite conditionner le type d'exutoire.

Ces tests, associés à la prise en compte des paramètres intrinsèques du milieu et des caractéristiques des polluants (granulométrie, coefficient de sorption, volatilité...) vont permettre de définir les conditions d'opération optimales et le dimensionnement de l'unité de traitement :

- caractéristiques du mélange solide/liquide (ratio, viscosité ...) et énergie nécessaire pour le mélange,
- nombre et type de bioréacteur(s) : dimensions, type d'alimentation, temps de séjour, température, taux d'oxygène, taux de recirculation, ajout de nutriments (C/N/P/K ...) et des éléments associés, conditions optimales du milieu, type de décanteur/clarificateur (temps de séjour),
- type et puissance de la pompe de recirculation et des éléments associés (cuve de stockage, système de mélange),
- type et puissance de l'aération,
- dimensions des unités de traitement des rejets liquides en fonction des pourcentages épuratoires imposés par le milieu,
- éventuellement les dimensions des unités de traitement des rejets atmosphériques en fonction des pourcentages épuratoires imposés par le milieu.

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 98-99 % si le temps de traitement est suffisamment long et si les conditions sont favorables.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du traitement par bioréacteur sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique adaptée pour les sols hétérogènes (peu d'interférence avec le résultat final),

- technique adaptée pour les sols limoneux et argileux,
- technique plus adaptée (que les autres traitements biologiques on site et in situ) pour les sols pollués par des composés peu biodégradables ou présents en concentration importante (parfois jusqu'à 250 000 mg/kg pour certains types d'hydrocarbures) ; cette technique permet un excellent contrôle des paramètres intervenant dans le processus de biodégradation,
- compétitivité en terme de performance,
- fiabilité,
- applicabilité à de nombreux polluants même à des concentrations importantes,
- la durée de traitement est plus courte que pour les autres traitements biologiques (1 à 9 mois),
- technique plus particulièrement intéressante si l'apport de souches spécialisées est indispensable (bioaugmentation),
- amélioration des qualités physiques des sols (taux de matière organique notamment).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique nécessitant l'excavation des sols,
- technique nettement plus onéreuse que les autres traitements biologiques on site,
- les quantités traitées par unité de temps sont assez limitées (du fait de la taille des installations et des temps de séjour nécessaires),
- le traitement nécessite une technicité et des moyens beaucoup plus conséquents que les autres types de traitements biologiques on site,
- le système nécessite souvent un tri au préalable ; les granulométries supérieures à 4 à 5 mm sont souvent exclues du procédé,
- les surfaces nécessaires demeurent importantes (les unités commercialisées nécessitent une surface de 0,05 à 0,1 ha pour un réacteur de 1 000 m³); les temps de séjour dans la filière sont élevés (de quelques jours à quelques semaines),
- le devenir des sols excavés doit être examiné avec attention (une fois excavés, les sols pollués sont considérés comme des déchets),
- le fait de rajouter de l'eau augmente le volume de sols de manière importante, les surcoûts de déshydratation des sols sont un des facteurs limitants de ce procédé,
- plus que tout autre procédé biologique, le procédé est encore marginal, et l'utilisation des expériences passées doit se faire avec précaution,
- le ratio carbone/azote/phosphate/potassium doit être maintenu autour de

100/15/1/1,

- le pH doit être compris entre 4,5 et 8,8,
- la température doit être comprise entre 15 et 35 °C ; des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- les concentrations élevées peuvent être toxiques pour les microorganismes et peuvent rallonger les temps de traitement voire nuire au procédé,
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé (sauf dans certains cas comme la biolixiviation ou la bioprécipitation),
- un prétraitement non biologique peut être nécessaire pour diminuer les teneurs en métaux/métalloïdes ou en polluants.

Coûts et délais

Les coûts varient entre 50 et 120 €/t de sols traités.

Les temps de traitements sont plus rapides que pour les autres traitements biologiques ; ils sont en effet de l'ordre de quelques semaines à quelques mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de traitement par bioréacteur sont les suivants :

- la granulométrie et les matières en suspension,
- le débit, le temps de séjour,
- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - pH, température, conductivité, potentiel redox,
 - ratio C/N/P/K, teneurs en éventuels additifs,
 - si nécessaire dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
- les concentrations en polluants dans les sols et les eaux (suivi de la production de CO₂ notamment),
- les concentrations en sous-produits de dégradation,
- si nécessaire, concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif...),
- si nécessaire, concentrations en polluants dans les rejets liquides et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, saturation des filtres....).

4.5.2. Biotertre

Termes anglais : biopile

Principe

Le biotertre consiste à mettre des sols pollués en tas en vue d'un traitement biologique. Pour ce faire, les sols pollués font généralement l'objet d'un amendement et les conditions dans le biotertre sont contrôlées (aération, ajouts de nutriments ...).

Maturité

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables. Le biotertre est très largement utilisé pour les dépollutions on site. Les biocentres (centre de traitement biologique) sont environ une vingtaine en France.

Description

Le procédé nécessite au préalable une excavation. Les sols pollués sont mélangés avec un amendement (agent structurant) et sont par la suite dirigés vers une aire de traitement contenant a minima un système de collecte de lixiviats et des unités d'aération (extraction ou insufflation d'air) afin d'optimiser le transfert de l'oxygène et la stimulation de la biodégradation (cf. Figure 65). La biodégradation est contrôlée (température, taux d'humidité, nutriments, oxygène, pH).

Les biotertres sont le plus souvent recouverts par une géomembrane imperméable afin de limiter les infiltrations d'eaux pluviales, la volatilisation des polluants, le maintien/l'augmentation de la température. Les lixiviats sont en partie recyclés et en partie traités sur site avant d'être rejetés. Les rejets atmosphériques sont traités si nécessaire (présence de COV notamment).

La dégradation biologique est, la plupart du temps, réalisée par biostimulation.

Les tas ne sont d'une manière générale pas d'une hauteur supérieure à 3 m (afin d'éviter le compactage).

Applicabilité

Le biotertre s'applique à des sols pollués par les produits pétroliers de type gasoils, fuels, kérosène. Les COHV, SCOV, pesticides, certaines coupes pétrolières lourdes (HAP, huiles organiques ...) peuvent aussi, dans certaines conditions, être traités mais avec des rendements épuratoires plus faibles.

Les traitements en biotertre s'appliquent de préférence à des pollutions inférieures à 15-20 000 mg/kg de HCT pour les produits pétroliers « classiques ».

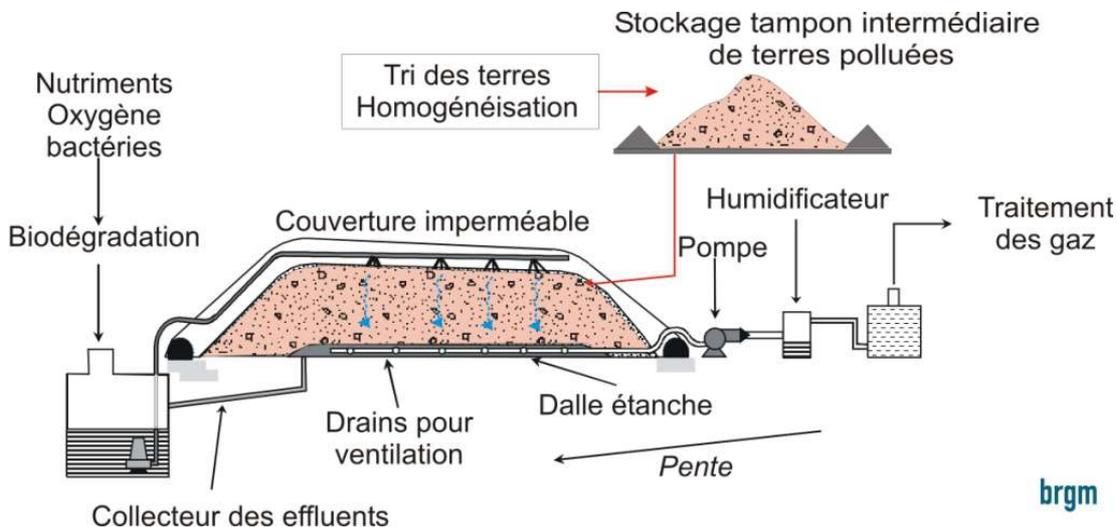


Figure 65 : Schéma de principe du biotertre

Moyens matériels

Le système de biotertre est constitué des éléments suivants :

- plateforme de prétraitement (homogénéisation, criblage, amendement de matière organique ou structurante si nécessaire ...),
- plateforme de traitement fixe ou mobile sur des alvéoles imperméabilisées (béton ou PEHD-polyéthylène haute densité),
- matériel relatif à l'ajout de nutriments : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de récupération et de recirculation des lixiviats,
- matériel relatif à l'ajustement de l'humidité (drain, sprinkler, pompes ...),
- matériel nécessaire à l'aération (drain, pompes ...) ;
- si nécessaire, filière de traitement des gaz (traitement biologique ou biofiltre le plus souvent),
- matériel de contrôle de conditions du milieu : oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place,
- stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Les variantes résident dans :

- le mode d'apport d'air (extraction ou insufflation),
- le type de dégradation (bioaugmentation ou biostimulation).

Les biotertres sont presque exclusivement aérobies. Les deux autres variantes de traitement biologique on site sont présentées en chapitre 4.5.3 et 4.5.4.

Si nécessaire, le biotertre pourra être chauffé (entre 25 et 45°C) afin de favoriser la biodégradation (injection d'air chauffé, circulation d'eau chaude en circuit fermé ...).

Quelques dépollutions ont été réalisées à l'aide de champignons (White rot fungus) mais cette variante reste encore confidentielle.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont essentiellement recueillies lors des tests de biodégradabilité (oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne adaptée en place, temps de dégradation).

Ces tests, associés à la prise en compte des paramètres intrinsèques du milieu (perméabilité à l'eau, perméabilité à l'air, vitesse de percolation...) vont permettre de définir les conditions d'opération optimales et le dimensionnement de l'unité de traitement :

- la géométrie en fonction des données de terrain (H/L/l),
- les caractéristiques du réseau de ventilation (taux d'oxygénation) :
 - nombre, espacement et caractéristiques des drains d'extraction,
 - type et puissance de l'extracteur,
- les caractéristiques du réseau d'aspersion (ajout de nutriments et recirculation des lixiviats) :
 - nombre, espacement et caractéristiques des drains de récupération et de recirculation (aspersion) des lixiviats,
 - type et puissance de la pompe de recirculation et des éléments associés (cuve de stockage, système de mélange),
 - type de nutriments,
- éventuellement les dimensions des unités de traitement (rejets liquides et gazeux).

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 90 % si le temps de traitement est suffisamment long.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du biotertre sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique fortement utilisée pour les sols hétérogènes et facilement biodégradables,
- technique permettant un meilleur contrôle des paramètres intervenant dans le processus de biodégradation que les traitements biologiques in situ (et donc de meilleurs rendements épuratoires),
- technique permettant un excellent contrôle microbien (oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place...),
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- fiabilité,
- applicabilité à de nombreux polluants,
- la surface au sol est moins importante que celle nécessaire au compostage et au landfarming,
- amélioration des qualités physiques des sols (taux de matière organique notamment).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique nécessitant l'excavation des sols,
- l'hétérogénéité des sols peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- le pourcentage de fines contenues dans le sol est un facteur limitant,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- le système nécessite souvent un tri au préalable ; les granulométries supérieures à 60 mm sont souvent exclues du procédé ;
- le devenir des sols excavés doit être examiné avec attention (une fois excavés, les sols pollués sont considérés comme des déchets),

- la nature du contaminant (biodégradable) et les teneurs en polluants doivent être considérées avec attention,
- les biopiles statiques (sans retournement) peuvent aboutir à des résultats moins homogènes que ceux obtenus avec un retournement ou un mélange,
- taux d'humidité à maintenir autour de 40 à 60 % de la capacité de rétention,
- le ratio carbone/azote/phosphate/potassium doit être maintenu autour de 100/15/1/1,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols,
- les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- les concentrations élevées en polluants peuvent être toxiques pour les microorganismes (HCT > 50 000 à 100 000 mg/kg),
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- la hauteur des tertres est généralement comprise entre 1 et 3 m au maximum, ce qui implique une surface au sol parfois conséquente,
- le fait de rajouter parfois des agents structurants augmente le volume de sols.

Coûts et délais

Les coûts varient de 30 à 70 €/t pour les biotertres sur site et de 50 à 80 €/t pour les biotertres hors site.

Les temps de traitement nécessaires varient de quelques semaines à plusieurs mois (18-24 mois).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de biopile sont les suivants :

- la dépression au niveau des puits d'extraction,
- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - pH, température, conductivité, potentiel redox, humidité,
 - ratio C/N/P/K, teneurs en éventuels additifs,
 - si nécessaire dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,

- les concentrations en polluants dans les sols et les gaz des sols (suivi de la production de CO₂ notamment),
- si nécessaire, concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques et paramètres relatifs au traitement des gaz (débits, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif....),
- si nécessaire, concentrations en polluants dans les rejets liquides et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, saturation des filtres....).

4.5.3. Compostage

Termes anglais : composting

Principe

Le compostage consiste à mélanger des sols excavés avec des amendements organiques (dénommés compost) et à les disposer en tas trapézoïdaux (andains) régulièrement espacés afin de favoriser la biodégradation.

Maturité

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables.

Description

Il existe différentes sortes de matière organique naturelle (compost) pouvant être ajoutées aux sols pollués (Cf. Figure 66) :

- les matières organiques animales : déjection de porcs, chevaux, vaches (enrichies si nécessaires),
- les matières organiques végétales : légumes, fruits, copeaux de bois, herbes, foin, paille.

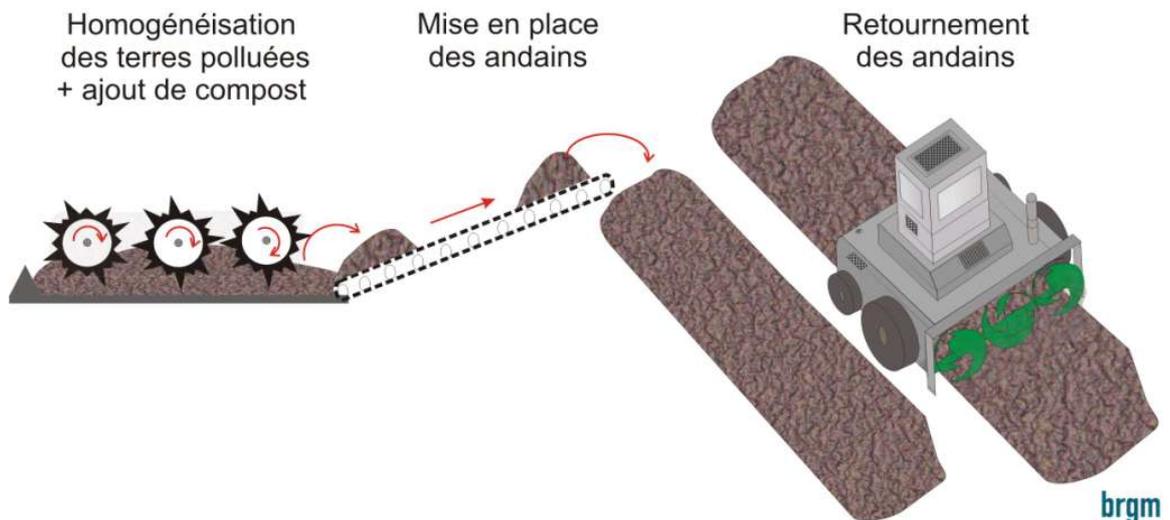


Figure 66 : Schéma de principe du compostage

Le compost agit sur la biostimulation (apport de nutriments, de carbone, d'azote), la bioaugmentation (apport de bactéries) et l'aération (apport d'agents structurants et d'éléments rigides augmentant la porosité).

Le choix des différents amendements dépend du type de sols et de pollution. Des tests de traitabilité sont toujours nécessaires pour optimiser le choix des amendements : état de maturité, type de biodégradabilité du compost (lente ou rapide), apport structurant, température souhaitée.

Les sols doivent être préparés avant leur mélange avec le compost (élimination des fractions grossières non biodégradables et émottage). Le ratio compost/sols pollués peut varier entre 0,2 et 0,7. Le mélange est par la suite stocké sous forme d'andains de forme trapézoïdale étudiée afin de conserver la chaleur en son sein.

Tout comme pour le biotertre, il existe des conditions optimales de biodégradation :

- le ratio C/N/P optimal est compris entre 100:5:1 et 300:5:1 ; des ajustements par amendement sont souvent réalisés ;
- le taux d'humidité optimal est compris entre 50 et 80 % ; si le taux d'humidité est trop élevé du fait des eaux pluviales, il conviendra de recouvrir les andains par un film imperméable à l'eau mais perméable à l'air (ex. Gortex, polypropylène) ou de créer des pentes plus abruptes ; si le taux d'humidité est trop faible, il conviendra alors d'arroser le tas ;
- les températures optimales pour la dégradation des principaux polluants sont situées entre 25 et 45 °C (microorganismes mésophiles). Dans certains cas, des températures plus importantes sont nécessaires (45 à 60 °C) ; certains microorganismes thermophiles évoluant à cette température sont alors recherchés (dégradation du TNT). L'atteinte de la température désirée résulte du contrôle de la dégradation biologique exothermique, celle-ci dépend du choix du compost (plus ou moins biodégradable), de la forme de l'andain et de l'emploi de certains géotextiles adsorbant la lumière ;
- la concentration en oxygène minimale est de l'ordre de 5 %. D'une manière générale, l'aération engendrée par l'apport des agents structurants, le retournement des andains et les mouvements convectifs de l'air sont suffisants pour obtenir les conditions optimales ; si nécessaire, une aération similaire à celle des biotertres est mise en place. Dans certains rares cas, notamment lors de la dégradation de certains solvants chlorés, il est nécessaire d'avoir à certains endroits de l'andain des conditions anaérobies (avec présence d'eau) pour la dégradation de certains solvants chlorés.
- Le pH doit être compris entre 6 et 8.

Les tas ne sont, d'une manière générale, pas d'une hauteur supérieure à 3 m (afin d'éviter le compactage). La forme et la taille maximale des andains sont dirigées par la nécessité des apports en oxygène (largeur 3-4 m). L'aération et l'homogénéisation de la biodégradation sont améliorées par un retournement régulier des andains (une fois par semaine).

Applicabilité

Le compostage est efficace pour traiter les sols souillés par les composés monoaromatiques (BTEX), phénols, HAP (les plus légers de type naphthalène et phénanthrène), hydrocarbures pétroliers (essence, diesel, lubrifiant, huiles), herbicides/pesticides (par exemple, l'atrazine) mais aussi PCB, PCP, chlorobenzène et certains explosifs (trinitrotoluène...).

Moyens matériels

Le système de compostage est constitué des éléments suivants :

- une plateforme de prétraitement (homogénéisation, criblage, matériel relatif à l'ajout de nutriments, amendement de matière organique ou structurante ...),
- une plateforme de traitement fixe ou mobile sur des alvéoles imperméabilisées (béton ou PEHD-polyéthylène haute densité) et inclinées permettant la récupération des lixiviats,
- un réseau de récupération et de recirculation des lixiviats et matériel relatif à l'ajustement de l'humidité (drain, sprinkler, pompes ...),
- si nécessaire une membrane perméable à l'air et imperméable à l'eau (Gortex, polypropylène),
- un retourneur d'andains (aérateur mécanique de type agricole),
- du matériel de contrôle des conditions du milieu : oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place,
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Les variantes résident dans le type et le mode d'ajout d'agent structurant et de compost. La nécessité de la présence d'un toit, d'une aspiration et d'un traitement de l'air dépend de la présence en proportion importante de composés volatils.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont essentiellement recueillies lors des tests de biodégradabilité et de compatibilité au compost (oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place, type de compost, cinétique de réaction).

Ces tests, associés à la prise en compte des paramètres intrinsèques du milieu (perméabilité à l'eau, perméabilité à l'air, vitesse de percolation...) vont permettre de définir les conditions d'opération optimales et le dimensionnement de l'unité de traitement :

- la géométrie des andains en fonction des données de terrain (H/L/l),
- le type de compost et ratio d'apport nécessaire,
- le type et ratio d'agents structurants nécessaire,
- la fréquence des retournements,
- si nécessaire, les caractéristiques du réseau de ventilation (taux d'oxygénation) :
 - le nombre, l'espacement et les caractéristiques des drains d'extraction,
 - le type et la puissance de l'extracteur,
- si nécessaire les caractéristiques du réseau d'aspersion (ajout de nutriments et recirculation des lixiviats) :
 - le nombre, l'espacement et les caractéristiques des drains de récupération et de recirculation (aspersion) des lixiviats,
 - le type et la puissance de la pompe de recirculation et des éléments associés (cuve de stockage, système de mélange),
 - le type de nutriments,
- éventuellement les dimensions des unités de traitement (rejets liquides).

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 95 %.

La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du compostage sont :

- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique fortement utilisée pour les sols hétérogènes et facilement biodégradables,
- technique permettant d'accélérer les traitements biologiques ex-situ classiques,
- technique permettant un meilleur contrôle que les traitements biologiques in situ (et donc de meilleurs rendements épuratoires),
- faible maintenance,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- applicabilité à de nombreux polluants,

- possibilité de traiter des contaminants relativement récalcitrants dans d'autres conditions,
- la surface au sol est moins importante que celle nécessaire au landfarming,
- amélioration des qualités physiques des sols (taux de matière organique notamment).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique nécessitant l'excavation des sols,
- technique nécessitant un prétraitement conséquent,
- technique de biodégradation plus lente et moins performante que le biotertre,
- le compostage « classique » doit être de préférence utilisé pour des polluants facilement biodégradables et peu volatils (ex. : gasoil) pour éviter les risques de contamination de l'air par évaporation,
- le devenir des sols excavés doit être examiné avec attention (une fois excavés, les sols pollués sont considérés comme des déchets),
- le fait de rajouter parfois des agents structurants augmente le volume de sols,
- le procédé nécessite une surface au sol parfois conséquente,
- le pourcentage de fines contenues dans le sol est un facteur limitant,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- le système nécessite souvent un tri au préalable ; les granulométries supérieures à 60 mm sont souvent exclues du procédé,
- la nature du contaminant (biodégradable) et les teneurs en polluants doivent être considérées avec attention,
- les compostages statiques (sans retournement) peuvent aboutir à des résultats moins homogènes que ceux obtenus avec un retournement ou un mélange,
- le taux d'humidité, le ratio carbone/azote/phosphate/potassium, la température, l'aération doivent être maintenus aux conditions optimales,
- l'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols,
- les concentrations élevées en polluants peuvent être toxiques pour les microorganismes ($HCT > 50\ 000$ à $100\ 000$ mg/kg),
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût).

Coûts et délais

Les coûts varient entre 15 et 40 €/t de sols traités.

Les temps de traitement nécessaires varient de 2 à 12 mois.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de compostage sont les suivants :

- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - le pH, la température, la conductivité, le potentiel redox,
 - l'humidité,
 - le ratio C/N/P/K, les teneurs en éventuels additifs et en compost,
 - si nécessaire le dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
- les concentrations en polluants dans les sols et les gaz des sols (suivi de la production de CO₂ notamment),
- si nécessaire, les concentrations en polluants dans les rejets liquides (lixiviats), les paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, saturation des filtres....), les concentrations en polluants dans les rejets gazeux.

4.5.4. Landfarming

Termes anglais: landfarming

Principe

Le procédé consiste à étaler sur une faible épaisseur des sols pollués sur un support imperméable et à favoriser, via des techniques agricoles classiques, leur biodégradation aérobie.

Maturité

Le procédé est commercialisé depuis de nombreuses années en France. Néanmoins, cette technique est de nos jours délaissée au profit des traitements par biotierre et par compostage qui nécessitent moins d'espace et permettent un meilleur contrôle des conditions du milieu.

Description

Le principe est simple et consiste à étaler des sols pollués (on site ou *ex situ*) sur une faible épaisseur (30 cm) et de grandes surfaces, ce qui permet une interaction entre la matrice polluée et l'atmosphère. Le but est de favoriser l'aération et donc la dégradation aérobie (cf. Figure 67).

Le labour des sols permet l'aération régulière. La biodégradation est aussi favorisée par l'ajout de compléments nutritionnels (minéraux et engrais).

Les terres polluées doivent être étalées sur des supports imperméables (asphalte, géomembrane, plus rarement béton) afin d'éviter toute pollution des sols et des eaux souterraines. Les lixiviats sont par la suite, soit traités avant rejet dans le milieu naturel, soit recirculés afin de favoriser l'humidification et le réensemencement bactérien.

Si nécessaire, les opérations peuvent être réalisées sous une tente ou un toit en dur afin de limiter les réenvols de poussières et la dissémination des polluants volatils.

Comme tout traitement biologique, les paramètres essentiels à prendre en compte et à maîtriser sont essentiellement l'humidité, les nutriments, le pH et la température. Une fois mélangés avec les agents structurants (paille..) et divers amendements, les sols sont généralement retournés une à deux fois par semaine afin d'améliorer l'aération qui est le facteur limitant principal.

Le taux d'humidité requis se situe entre 40 et 85%. Il peut être régulé via la recirculation des lixiviats. La température optimale se situe entre 10 et 25 °C, son contrôle est difficile à réaliser notamment en période hivernale. Le pH doit être compris entre 6 et 8°C.

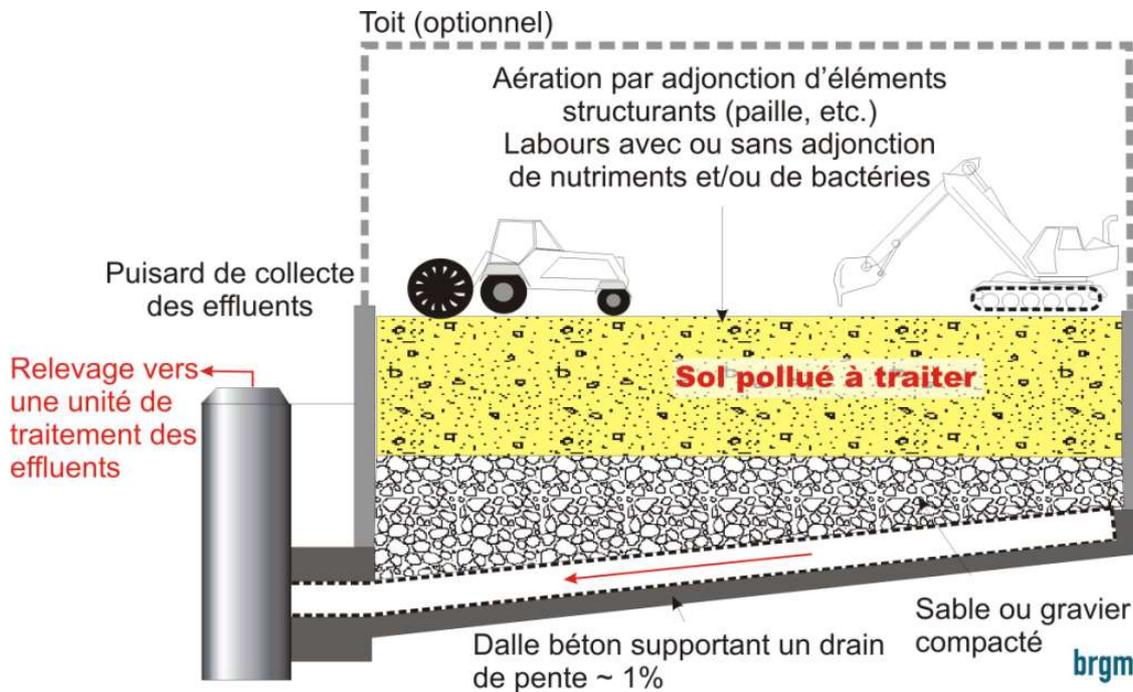


Figure 67 : Schéma de principe du landfarming

Les contaminants organiques et la matière organique des sols constituent un apport en carbone non négligeable ; l'apport des autres nutriments classiques (N, P, K) est souvent requis pour un traitement efficace. Pour ce faire, on a recours à des apports de compost ou à des engrais liquides ou solides.

Applicabilité

Le landfarming est efficace pour traiter les sols souillés par les composés monoaromatiques (BTEX), phénols, HAP (les plus légers de type naphthalène et phénanthrène), hydrocarbures pétroliers (essence, diesel, lubrifiants légers, huiles). Certaines expériences positives ont été démontrées sur les pentachlorophénols, les hydrocarbures lourds et certains pesticides.

Moyens matériels

Le traitement par landfarming est constitué des éléments suivants :

- une plateforme de prétraitement (homogénéisation, criblage, matériel relatif à l'ajout de nutriments, amendement de matière organique ou structurante ...),
- une plateforme de traitement fixe munie d'un radier imperméabilisé (argile, béton ou PEHD-polyéthylène haute densité) incliné et surmonté par une couche drainante (sable gravier) permettant la récupération des lixiviats,

- un réseau de récupération et de recirculation des lixiviats et matériel relatif à l'ajustement de l'humidité (drain, sprinkler, pompes ...),
- si nécessaire un toit ou une tente afin de limiter les pollutions atmosphériques diffuses avec les systèmes de traitement d'air associés ; cette option de maîtrise des rejets atmosphériques diffus est, du fait de ses coûts importants, très rarement mise en place,
- du matériel agricole pour le labour,
- du matériel de contrôle des conditions du milieu : oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place,
- du matériel de suivi des impacts environnementaux (eaux souterraines, superficielles et air),
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Variantes

Les variantes résident dans le type et le mode d'ajout d'agent structurant et de compost. La nécessité de la présence d'un toit, d'une aspiration et d'un traitement de l'air dépend de la présence en proportion importante de composés volatils.

Données nécessaires au dimensionnement

Les données nécessaires au dimensionnement sont essentiellement recueillies lors des tests de biodégradabilité et de compatibilité au compost (oxygénation du milieu, humidité, concentration des nutriments, température, densité de la population microbienne en place, type de compost, cinétique de dégradation).

Ces tests, associés à la prise en compte des paramètres intrinsèques du milieu vont permettre de définir les conditions d'opération optimales et le dimensionnement de l'unité de traitement :

- la surface nécessaire,
- le type de compost et ratio d'apport nécessaire,
- le type et ratio d'agents structurants nécessaire,
- la fréquence des labours,
- si nécessaire les caractéristiques du réseau d'aspersion (ajout de nutriments et recirculation des lixiviats) :
 - le nombre, l'espacement et les caractéristiques des drains de récupération et de recirculation (aspersion) des lixiviats,
 - le type et la puissance de la pompe de recirculation et les éléments associés (cuve de stockage, système de mélange),
 - le type de nutriments,

- éventuellement les dimensions des unités de traitement (rejets liquides).

Efficacité/Performances

Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre 90 %. Les concentrations résiduelles faibles sont difficiles à obtenir.

La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages du landfarming sont :

- technique simple de conception et de mise en œuvre,
- compétitivité en termes de coût et de performance,
- technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- procédé destructif,
- technique utilisée pour les sols hétérogènes et facilement biodégradables,
- technique permettant un meilleur contrôle que les traitements biologiques in situ (et donc de meilleurs rendements épuratoires),
- applicabilité à de nombreux polluants,
- amélioration des qualités physiques des sols (taux de matière organique notamment).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique nécessitant l'excavation des sols,
- technique nécessitant un prétraitement conséquent,
- technique nécessitant de grandes surfaces de terrain imperméables,
- les polluants volatils ont tendance à s'évaporer dans l'atmosphère,
- le labourage génère des poussières,
- le landfarming est une technique de biodégradation plus lente et moins performante que le biotertre et le compostage,
- le landfarming « classique » (sans couverture) doit être de préférence utilisé pour les polluants facilement biodégradables et peu volatils (ex. : gasoil) pour éviter les risques de contamination de l'air par évaporation,
- le devenir des sols excavés doit être examiné avec attention (une fois excavés, les sols pollués sont considérés comme des déchets),

- le fait de rajouter parfois des agents structurants augmente le volume de sols,
- le pourcentage de fines contenues dans le sol est un facteur limitant,
- les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- le système nécessite souvent un tri au préalable ; les granulométries supérieures à 60 mm sont souvent exclues du procédé,
- les polluants volatils devront faire l'objet d'un prétraitement afin de limiter les impacts atmosphériques,
- la nature du contaminant (biodégradable) et les teneurs en polluants doivent être considérés avec attention,
- le taux d'humidité, le ratio carbone/azote/phosphate/potassium, la température, l'aération doivent être maintenus aux conditions optimales,
- les concentrations élevées en polluants peuvent être toxiques pour les microorganismes (HCT > 50 000 à 100 000 mg/kg),
- les concentrations élevées en métaux/métalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement.

Coûts et délais

Les durées de traitement varient entre trois mois et 2 ans voire plus.

Les coûts de traitement varient généralement entre 12 et 35 €/t.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors d'une opération de landfarming sont les suivants :

- les paramètres relatifs au bon développement des bactéries :
 - le pH, la température, la conductivité, le potentiel redox,
 - l'humidité,
 - le ratio C/N/P/K, les teneurs en éventuels additifs et en compost,
 - si nécessaire le dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau,
- les concentrations en polluants dans les sols et les gaz des sols (suivi de la production de CO₂ notamment),
- si nécessaire, les concentrations en polluants dans les rejets liquides et paramètres relatifs au traitement des eaux (débits, saturation des filtres....).

5. TRAITEMENT DES REJETS AQUEUX ON SITE

Le traitement des eaux souterraines on site consiste le plus souvent à pomper puis traiter les eaux avant de les rejeter dans les réseaux d'eaux usées ou dans le milieu naturel.

5.1. GENERALITES

Le Tableau 23 ci-dessous présente une matrice de compatibilité polluants / technologie de traitement des eaux souterraines on site.

	Neutralisation	Précipitation	Coprécipitation/coagulation	UV/ozone	Oxydation chimique	Réduction	Distillation	Air Stripping	Stripping à la vapeur	Adsorption sur charbon actif	Evaporation	Séparation par gravité	Flottation	Séparation par membrane	Echange d'ions	Filtration	Traitement biologique	Traitement électrochimique
Métaux lourds	x	●	●	x	x	○	x	x	x	○	●	●	x	●	●	●	x	●
CrVI	x	●	x	x	x	●	x	x	x	○	●	x	x	○	●	x	x	●
As	x	○	●	○	○	x	x	x	x	○	x	○	x	○	●	●	x	x
Hg	x	●	●	x	x	●	x	x	x	●	x	○	x	○	●	●	x	x
Cyanures	x	x	x	●	●	x	x	x	x	x	●	x	x	●	●	x	○	○
Eléments corrosifs	●	●	x	x	x	x	○	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
COV, COHV	x	x	x	○	●	x	●	●	●	●	x	x	x	○	○	x	○	x
Cétones	x	x	x	○	●	x	●	●	●	x	x	x	x	x	x	x	●	x
SCOH, SCOHV	x	○	○	●	●	x	●	x	●	●	○	○	○	●	●	x	●	x
Pesticides	x	○	○	●	●	x	●	x	○	●	○	○	○	●	●	●	○	x
PCB	x	●	●	●	●	x	●	x	x	●	●	●	●	●	●	●	○	x
Dioxines	x	●	●	●	○	x	●	x	x	●	●	●	●	●	●	●	○	x
Huiles et graisses/produits flottants	x	●	●	x	x	x	●	x	x	x	●	●	●	●	●	○	○	x

● : applicable ; ○ : moyennement applicable ; x : non applicable

Tableau 23 : Matrice de possibilité de traitement pour les eaux souterraines (US EPA, 1991)

L'enchaînement possible des différentes étapes de traitement des rejets aqueux on site est le suivant :

- le pompage et l'extraction,
- la récupération du produit pur,
- le prétraitement : l'élimination des composés nuisibles (MES, précipités...),
- le traitement des composés organiques en phase dissoute ou adsorbés,
- le traitement des composés inorganiques en phase dissoute ou adsorbés.

Préalablement au choix de la technologie de traitement, il conviendra de tenir compte de leur efficacité attendue et de leur adéquation avec les objectifs de traitement visés. Les concentrations admissibles en rejet vont conditionner de manière importante la filière de traitement à mettre en place. Ainsi, si les normes des rejets en milieu naturel sont basses, des traitements de finition seront alors souvent indispensables (traitement tertiaire...). Par exemple, si les concentrations en hydrocarbures dissous admissibles dans un rejet dans une rivière sont de quelques $\mu\text{g/l}$, il conviendra de mettre en place un déshuileur suivi d'un filtre à sable et d'un filtre à charbon actif (précédé ou non d'une filtration complémentaire).

Ainsi, le choix du milieu récepteur est décisif pour le choix du type de traitement envisagé. En première approche, les différents exutoires potentiels sont (après accord des différentes parties prenantes) : le réseau d'eaux usées industrielles, le réseau d'eaux usées urbaines, le réseau d'eaux pluviales, les rejets dans le milieu naturel (eaux superficielles voire parfois souterraines).

Il est fortement recommandé de procéder à des essais d'orientation et d'évaluation préalablement à l'implantation des unités de traitement sur site. Les données nécessaires au dimensionnement ne seront pas abordées car elles sont similaires à celles du traitement des rejets industriels classiques. Seuls les procédés principalement employés dans le domaine des sites et sols pollués seront présentés.

5.2. RECUPERATION DES PRODUITS PURS

Termes anglais : free product recovery

Principe

Les produits purs récupérés essentiellement lors des opérations de pompage/écrémage sont très peu miscibles à l'eau (LNAPL de type fuel, essence ; DNAPL....). Le principe de la séparation eaux souterraines/produit pur (free product ou produit en phase libre) repose sur le caractère non miscible de ces produits ainsi que sur la différence de densité.

Maturité

Le procédé est largement commercialisé en France.

Description

La technologie la plus souvent utilisée est le débourbeur/déshuileur. Ses dimensions dépendent des débits, de la densité et de la concentration en hydrocarbures totaux dissous en sortie (5, 10 ou 100 mg/l ...).

Le principe de base d'un débourbeur/déshuileur pour des hydrocarbures légers est le suivant (cf. Figure 68) :

- injection des eaux souterraines dans une cuve à chicane par le haut,
- accumulation des produits purs (surnageant dans la première partie de l'ouvrage),
- enlèvement des hydrocarbures flottants par écrémage,
- évacuation de l'eau partiellement traitée par le bas de l'ouvrage puis rejets dans le milieu naturel, les réseaux d'eaux usées, les réseaux d'eau pluviale vers la filière de traitement si les concentrations en hydrocarbures dissous sont supérieures à celles définies pour ces rejets.

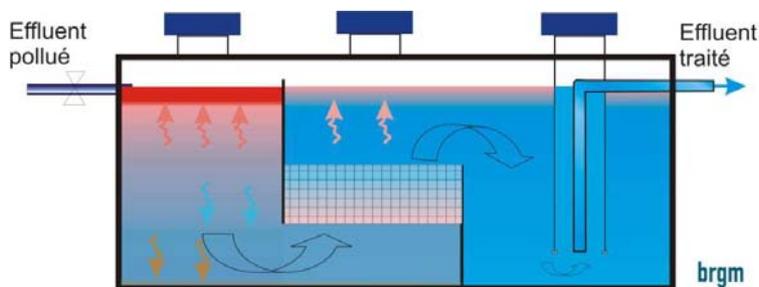


Figure 68 : Schéma de principe de séparateur à hydrocarbures

Applicabilité

Le procédé s'applique essentiellement sur des composés organiques faiblement miscibles à l'eau et de densité inférieure à 1 (LNAPL).

Le procédé peut être appliqué pour séparer les produits DNAPL (densité supérieure à 1).

Moyens matériels

La majorité des dispositifs utilisés dans le domaine des sites et sols pollués sont des débourbeurs/déshuileurs constitués d'une seule cuve multi-compartmentée comprenant :

- un débourbeur qui sert à diminuer la vitesse des effluents et à décanter une partie des MES,
- un séparateur (déshuileur) dans lequel les LNAPL sont piégés,
- une ouverture positionnée en bas de la cuve (sous-verse).

Variantes

Le rendement épuratoire des débourbeurs/déshuileurs peut être amélioré par l'utilisation de parois minces ou de structures en nid d'abeille. Il peut être adapté pour la récupération des LNAPL (surverse..).

L'emploi d'un coalesceur est préférable dans certains cas nécessitant un rendement épuratoire important.

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires de ce procédé sont généralement bons (50 à 90 % pour les HCT et les MES, les rendements en DCO étant plus faibles).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Cette technique bon marché nécessite peu d'entretien. Cette technique est non destructrice et permet de séparer les hydrocarbures (phase pure) des eaux souterraines. La séparation des hydrocarbures en phase dissoute est partielle voire faible.

Les problèmes de fonctionnement rencontrés sont : encrassement dû au développement bactérien, volatilisation des hydrocarbures, diminution des temps de séjour liés à la décantation des matières organiques et/ou à l'accumulation des produits purs.

Un des problèmes majeurs consiste à la non formation de phase pure, dans ce cas, il convient de casser les émulsions par attaque acide, basique ou/et à l'aide de produits spécifiques.

Les hydrocarbures récupérés doivent être éliminés en centre agréé (le plus souvent en centre d'élimination agréé ou dans les centres de nettoyage des cuves d'hydrocarbures).

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de l'ordre de quelques minutes à quelques heures au maximum.

Les coûts dépendent de la capacité du séparateur, la teneur de l'eau brute en produit à éliminer et du rendement (classe de séparateur). Pour des séparateurs classiquement utilisés dans le domaine (de 1 à 15 m³), le coût d'investissement va de 2 000 € à plus de 45 000 €. Les frais d'exploitation sont de l'ordre de 0,1 à 1 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec un débourbeur/déshuileur sont les suivants :

- les débits,
- les concentrations en HCT et, si nécessaire, en fonction des normes de rejets ou des conditions à obtenir préalablement au traitement suivant : DCO, MES, COHV ...
- la quantité d'hydrocarbures piégés.

5.3. PRETRAITEMENT DES EAUX SOUTERRAINES EXTRAITES

Le prétraitement consiste à éliminer les constituants nuisibles à l'efficacité de la filière de traitement en aval : les polluants essentiellement inorganiques (le fer, le manganèse), la dureté des eaux et les matières en suspension. Pour ce faire, il est possible d'avoir recours aux techniques suivantes :

- oxydation et précipitation du fer et du manganèse par aération ou oxydation à l'aide de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), de dioxyde de chlore (ClO_2) et de permanganate de potassium ($KMnO_4$),
- ajustement du pH aux plages de valeurs nécessaires au traitement,
- abattement des MES via des filtres (essentiellement à sable) ou parfois des hydrocyclones,
- adoucissement des eaux dures (incrustantes) afin de diminuer la dureté des eaux (dans le but de protéger les ouvrages en aval et d'éviter l'incrustation des canalisations).

En aval, du prétraitement, on distinguera le traitement des composés organiques et des composés inorganiques.

5.4. ÉLIMINATION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES DISSOUS

Les procédés les plus employés pour éliminer les contaminants volatils dissous sont le stripping et l'adsorption sur charbon actif. Le stripping est d'une manière générale moins cher que la filtration pour des durées et des volumes relativement importants. Par contre, la charbon permet d'atteindre des rendements plus élevés et permet de traiter une plus grande variété de polluants. Si l'eau contient des composés moins volatils, d'autres technologies présentées ci-après sont utilisées.

5.4.1. Stripping à l'air

Termes anglais : Air stripping

Principe

Le principe du procédé repose sur un mélange et un temps de contact suffisant pour permettre un transfert du polluant entre la phase aqueuse et la phase gazeuse et donc une épuration importante.

Maturité

Le procédé est largement commercialisé en France.

Description

Ce procédé non destructif (cf. Figure 69) implique un transfert des polluants organiques dissous dans les eaux souterraines vers l'air (par volatilisation).

Les deux principaux dispositifs utilisés sont constitués de tours :

- les « Tray-Towers » : cylindres verticaux à plusieurs étages (aération en bassin à plateaux),
- les « Packed-Towers » : cylindres verticaux remplis de matériaux développant de grandes surfaces - structure inerte poreuse (tour de garnissage).

Quelque soit le type de tours, le principe est identique : les eaux souterraines souillées sont introduites au sommet de l'unité et s'écoulent gravitairement au travers de la structure de la tour jusqu'à sa base où elles sont récupérées. De l'air pur est injecté à contre-courant, se charge en polluant et est rejeté par la partie sommitale de la tour. Si nécessaire l'air rejeté ainsi que les eaux traitées subiront un traitement ultérieur.

Les débits d'air (conventionnellement entre 100 et 200 fois celui des eaux à traiter), les hauteurs des tours (de 2 à 10 m) ainsi que leur diamètre, le type de plateau ou matériel de remplissage dépendent des charges massiques à épurer.

Applicabilité

Le stripping s'applique aux composés organiques volatils (COV, SCOHV de type BTEX, fuel, solvants polaires, solvants chlorés ...). D'une manière générale, le traitement sera efficace si la constante de Henry est supérieure à $0,01 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$.

Moyens matériels

La plupart des dispositifs comprennent une tour de contact, des ventilateurs, des pompes, des conduites et des distributeurs.

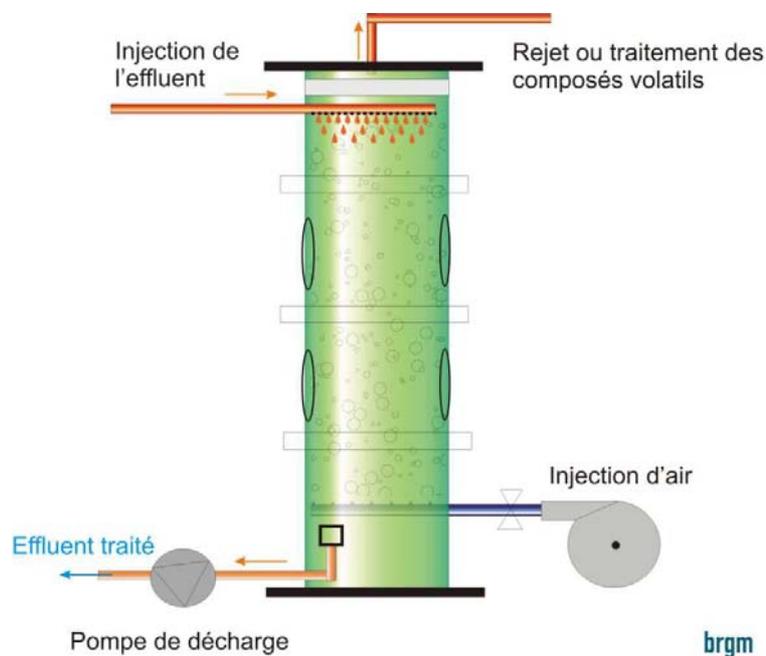


Figure 69 : Schéma de principe du stripping

Variantes

Il existe également des procédés de stripping sans tour : bullage d'air dans un bassin avec de l'air comprimé, irrigation par aspersion, etc.... Ils restent peu utilisés car :

- ils présentent des rendements épuratoires peu élevés,
- ils présentent des difficultés de récupération des rejets aqueux,
- ils nécessitent des espaces importants.

Le stripping à la vapeur est un procédé encore en voie de pré-commercialisation et de perfectionnement. Comparativement au stripping à l'air, il permet de meilleurs rendements épuratoires et il offre des possibilités d'application sur des polluants moins

volatils (il est particulièrement efficace sur les COHV et les SCOHV. Par contre, il nécessite la production de vapeur ce qui implique un coût parfois non négligeable.

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires de ce procédé sont généralement très élevés (supérieurs à 90%).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé non destructif,
- rendements épuratoires élevés (en général plus de 90 %),
- technique très répandue et procédé très bien maîtrisé,
- nombreuses unités mobiles actuellement sur le marché (dont les capacités de traitement varient entre 10 à 20 m³/h, et exceptionnellement 50 m³/h),
- les concentrations acceptées peuvent être importantes (10 000 mg/L pour les BTEX par exemple),
- procédé peu sensible aux fluctuations de la concentration des contaminants,
- applicabilité à une vaste plage de concentrations de contaminants dissous.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé physique non destructif,
- les MES ou la formation de précipités de fer et de manganèse peuvent colmater l'unité de stripping,
- les concentrations importantes en calcium ou magnésium (eau dure) peuvent réagir avec le CO₂ de l'air et former des précipités qui peuvent colmater l'unité de stripping,
- un développement bactérien important peut se développer dans les tours, ce qui peut nécessiter des entretiens réguliers,
- les systèmes ne peuvent s'appliquer qu'à des composés volatils ou à défaut des composés semi-volatils lorsqu'ils sont préchauffés ou lorsque les temps de contact sont très importants,
- les eaux traitées peuvent nécessiter un traitement supplémentaire, les concentrations résiduelles étant souvent supérieures aux critères d'eau potable,
- l'air rejeté peut nécessiter un traitement préalable.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques minutes au maximum.

Les coûts varient entre 0,10 et 0,55 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec un strippeur sont les suivants :

- les débits d'air et d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, pressions, colmatage et suivis de l'incrustation et de l'entartrage potentiel (pH, Eh, TH, TAC, MES, conductivité), compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage acide...).

5.4.2. Photo-oxydation sous UV

Termes anglais : Ultraviolet Oxidation

Principe

Cette technique est dérivée du traitement de potabilisation des eaux. Elle permet d'oxyder les polluants organiques en dioxyde de carbone et en eau.

Maturité

Le procédé est peu commercialisé, certaines unités de traitement existent dans divers pays de l'OCDE.

Description

L'oxydation est rendue possible grâce à la formation du radical hydroxyle (OH[•]), présentant un fort pouvoir oxydant, et capable d'oxyder une très grande majorité des polluants organiques (cf. Figure 70).

Le radical hydroxyle est formé par association d'espèce oxydantes (Ozone (O₃) ou peroxyde d'hydrogène (H₂O₂)) et de rayons UV (procédés O₃/UV, H₂O₂/UV).

Le mécanisme d'oxydation des composés organiques par le radical hydroxyle est complexe et dépend du composé organique oxydé.

Applicabilité

La photo-oxydation sous UV permet d'éliminer certains hydrocarbures pétroliers, les COHV, les SCOHV, les pesticides, certains composés pyrotechniques ; on peut aussi l'utiliser pour les COV et les SCOV ainsi que certains combustibles mais elle est moins efficace.

Moyens matériels

Le procédé comprend plusieurs chambres de réactions (photoréacteur) pourvues de lampes UV et de système d'injection d'oxydant.

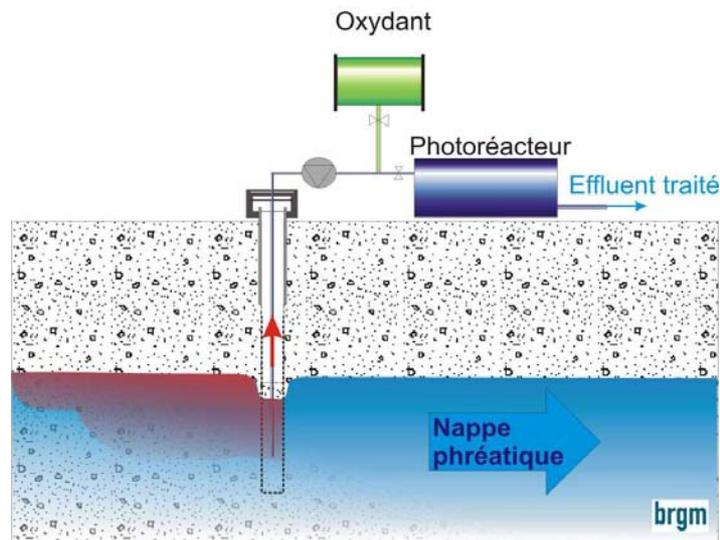


Figure 70 : Schéma de principe de la photo-oxydation sous ultraviolets

Variantes

L'utilisation d'un photocatalyseur est parfois nécessaire (par exemple le dioxyde de titane : TiO_2 ; procédé TiO_2/UV). Le procédé peut être utilisé en batch ou en continu.

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires peuvent être très élevés (en général plus de 98 %) mais la présence de certains produits (hydrocarbures, MES...) peut diminuer fortement le rendement.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé destructif,
- appareils commercialisés sur le marché,
- possibilité de traiter des débits importants,
- rendements épuratoires très élevés (en général plus de 98 %).

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé peu commercialisé ; certaines unités de traitement existent dans divers pays de l'OCDE,
- rendements épuratoires dépendant fortement de la nature et des concentrations des polluants traités,

- les surfaces de traitement nécessaires peuvent être importantes (les temps de séjour hydraulique nécessaires sont parfois de 40 minutes),
- le procédé nécessite un personnel hautement qualifié,
- coûts de fonctionnement élevés (consommation énergétique, changement des lampes),
- coûts d'investissement élevés,
- rendement du système diminué par les MES,
- la présence de précipités de manganèse ou et de fer diminue aussi la performance de la technologie,
- quand le procédé UV/O₃ est utilisé sur des composés comme le TCA, les polluants sont le plus souvent volatilisés plutôt que détruits. Il convient alors de traiter les effluents gazeux sur du charbon actif ou via une oxydation catalytique,
- dans le cas de molécules organiques complexes, il faut s'assurer que l'oxydation ne conduit pas à la formation de sous-produits plus toxiques que le produit de départ,
- les concentrations en métaux lourds dissous dans les eaux souterraines doivent être faibles (de l'ordre de 10 mg/l au plus),
- la présence d'hydrocarbures en phase pure (graisse ...) diminue les rendements épuratoires,
- certains composés chimiques sont très consommateurs de radicaux hydroxyles (« scavengeur »),
- les manipulations et le stockage de certains oxydants nécessitent des mesures de précaution spécifiques.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de plusieurs dizaines de minutes au maximum.

Les coûts de traitement varient entre 0,03 et 3,2 €/m³ dépendamment des débits, des rendements épuratoires, des besoins de prétraitement et des polluants à traiter.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une photo-oxydation sous UV sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et sous-produits de dégradation si nécessaire (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques en cas de volatilisation de certains polluants (respect des normes de rejets),

- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, colmatage, scavengers (métaux..), MES, pH, Eh, conductivité, sous-produits de dégradation, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

5.4.3. Adsorption

Termes anglais : Liquid Phase Carbon Adsorption

Principe

Cette technique, commercialisée depuis de longues années, est basée sur l'adsorption des polluants organiques sur un matériau positionné dans un container.

Maturité

De nombreux modèles sont actuellement commercialisés en France.

Description

Il existe de nombreux produits adsorbants sur le marché ; néanmoins, compte tenu de son rapport performance/prix, le charbon actif est le plus utilisé (cf. Figure 71).

La fabrication du charbon actif est réalisée en chauffant du charbon ou toute autre matière ligneuse en l'absence d'oxygène. Le charbon actif est extrêmement poreux et présente une forte affinité pour les molécules organiques. La surface spécifique (surface de contact charbon/liquide) est importante (de l'ordre de 300 à 2500 m²/g) et permet donc d'obtenir des pourcentages d'épuration importants.

Lors du passage des effluents, les grains de charbon seaturent graduellement en polluants. Lorsque le filtre présente un degré de saturation important, le pourcentage épuratoire diminue ; il convient alors de le remplacer. Les charbons saturés sont alors régénérés (par chauffage ou procédé chimique) ou envoyés en centre d'élimination.

Applicabilité

L'adsorption sur charbon est très efficace sur les SCOHV et les SCOV. Le procédé est applicable, bien que parfois moins efficace, sur les COHV, les hydrocarbures combustibles et les pesticides. L'application sur les composés inorganiques est généralement faible (néanmoins, le charbon est un excellent adsorbant pour certains types de métaux/métalloïdes comme l'arsenic, le chrome, l'étain, le mercure et l'argent). D'autres matériaux sont généralement utilisés pour les métaux/métalloïdes (alumine activée, agents chélateurs, argiles et zéolithes, résines synthétiques).

Moyens matériels

Le charbon est le plus souvent contenu dans des colonnes ; la plupart des appareils comprennent une ou plusieurs colonnes en série (ou en parallèle), des conduites et des distributeurs, en plus d'un dispositif de lavage à contre-courant. Le lavage à

contre-courant permet de nettoyer les filtres lorsqu'ils sont colmatés par les MES mais non saturés.

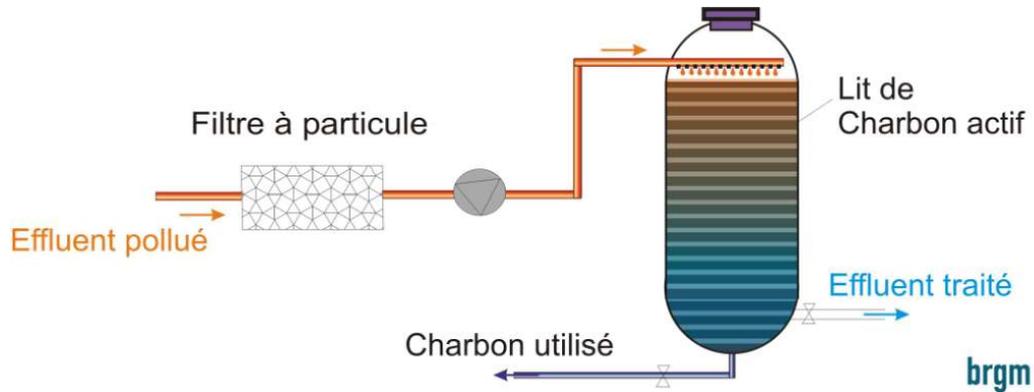


Figure 71 : Schéma de principe du filtre à charbon actif

Variantes

Des matériaux autres que le charbon actif sont utilisés. Les mécanismes d'adsorption peuvent être classés en différentes catégories : adsorption physique (force de Van der Waals), chimique (liaison chimique) ou électrostatique (force de Coulomb). Les principales applications, très peu utilisées comparativement au charbon actif, sont :

- **L'alumine activée** : l'alumine est traitée afin de présenter une surface spécifique importante. L'alumine activée permet de traiter de nombreux contaminants comme les fluorures, le sélénium et l'arsenic. Une fois saturée, l'alumine devra être régénérée notamment par de l'acide.
- **Les agents chélateurs** : des amines contenant des agents chélateurs sont incorporées à des composés cellulosiques dans le but de fixer de manière sélective certains métaux lourds (via la formation de chélate).
- **Les argiles et les zéolithes** : certaines argiles et zéolithes présentent soit des structures en feuillets capables de piéger des éléments dissous, soit une structure poreuse propice à l'adsorption. Elles sont spécifiquement conçues pour traiter certains types de composés organiques, inorganiques et métalliques.
- **Les résines synthétiques** : elles sont beaucoup plus dispendieuses que le charbon actif. Elles sont conçues pour traiter de manière spécifique certains types de polluants peu ou mal adsorbés avec le charbon actif. La régénération des résines se fait avec des solvants organiques, des acides, des bases

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires sont importants et notamment pour l'élimination des hydrocarbures présents en faibles concentrations (jusqu'à 1 000 µg/L), le rendement étant alors de 99 %. La présence de certains composés peut diminuer le rendement épuratoire.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable,
- commercialisation actuelle de nombreux modèles de capacités nominales diverses,
- colonnes peu encombrantes et faciles à installer,
- procédé non sensible à de faibles fluctuations des concentrations en contaminants en amont (tant que ces concentrations ne sont pas trop élevées),
- rendements épuratoires importants,
- le procédé permet de fournir des effluents à faible teneur en contaminants ; il est souvent utilisé comme traitement de polissage pour atteindre des teneurs proches de celles de la potabilité pour les composés organiques.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé physique non destructif,
- nécessité de remplacer les charbons saturés et de les traiter,
- coûts d'investissement et surtout d'exploitation non négligeables,
- les filtres au charbon seaturent prématurément lorsque des composés en solution ou des ions occupent les sites d'adsorption ; ceci se rencontre fréquemment en l'absence de prétraitement ad hoc. Dans ce cas, les coûts de traitement peuvent être importants. Dans le cas de pollution multiple, il convient de réaliser des essais (les extrapolations à partir des isothermes uniques sont alors déconseillées),
- l'adsorption sur charbon est surtout efficace pour l'élimination des hydrocarbures présents en faibles concentrations (jusqu'à 1 000 µg/L), le rendement étant alors de 99 %,
- des matières biologiques et des métaux peuvent encrasser les filtres et leur enlever leur efficacité,
- certains solvants chlorés présentent des taux d'adsorption modérés sur ce type de charbon,
- les MES ou la formation de précipités de fer et de manganèse peuvent colmater l'unité de traitement.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques minutes au maximum.

Les coûts varient entre 0,40 et 2,1 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec un procédé d'adsorption sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, consommation en matériaux, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, colmatage (perte de charge, biofilm), MES, pH, Eh, conductivité, saturation, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

5.4.4. Bioréacteurs (procédés intensifs)

Termes anglais : bioreactors

Principe

Le principe repose sur la mise en contact des eaux polluées avec des microorganismes au sein de réacteurs afin d'assurer leur dépollution.

Maturité

Les techniques de traitement biologique on site (ou bioréacteurs) sont des techniques éprouvées et approuvées et sont principalement issues du traitement des eaux usées.

Description

On distingue deux types de bioréacteurs, parfois utilisés en ensemble :

- **Les procédés à cultures libres (boues activées - Cf. Figure 72)**, comportent une phase de mise en contact des eaux souterraines avec un floc bactérien généralement en milieu aérobie (apport d'oxygène); cette phase est généralement suivie par une phase de séparation des floccs (clarification).

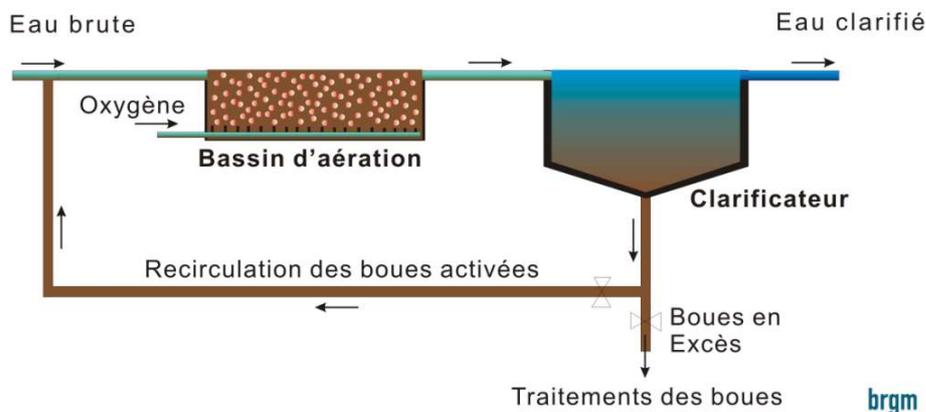


Figure 72 : Schéma de principe de boues activées

- **Les procédés à cultures fixées (lits bactériens ou disques biologiques – cf. Figure 73 et Figure 74)** mettent en jeu les microorganismes fixés sur un matériau inerte poreux très perméable et à grande surface spécifique. Tout comme pour le procédé de traitement par boues activées, les boues en excès sont décantées et/ou filtrées et partiellement recirculées.

Dans tous les cas, les bioréacteurs peuvent être alimentés en continu ou en batch ; si nécessaire une bioaugmentation ou des apports de nutriments peuvent être réalisés.

Applicabilité

Les bioréacteurs sont principalement utilisés pour le traitement des COV, SCOV ainsi que les combustibles. Ils sont particulièrement efficaces pour l'élimination des composés de faible poids moléculaire, très solubles (par exemple des composés aromatiques), à une concentration en carbone organique total (COT) de moins de 5 000 mg/l. Des traitements, notamment avec des cométabolites, ont été réalisés avec succès sur des COHV, SCOHV, PCP, PCB, pesticides mais restent encore très peu utilisés en France sur des eaux souterraines.

Moyens matériels

Les éléments constitutifs des procédés à cultures libres ou boues activées sont les suivants :

- un bassin d'aération : l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne,
- un clarificateur : l'eau épurée est séparée de la culture bactérienne,
- un dispositif de recirculation : les boues biologiques récupérées dans le clarificateur sont dirigées vers le bassin d'aération afin d'assurer une masse optimale de bactéries épuratrices,
- un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en surplus : les bactéries en excès sont évacuées avec les boues,
- un dispositif d'injection d'oxygène,
- un dispositif de mélange : le brassage permet d'assurer au mieux le contact entre les bactéries, le substrat (eau à épurer) et l'oxygène ; souvent le dispositif de brassage est combiné avec celui d'apport d'oxygène.

Variantes

Deux types de variantes, qui peuvent d'ailleurs être combinées, sont détaillés ci-dessous.

Le principe des lits bactériens (ou filtres percolateurs ou filtres bactériens ou lits à ruissellement - (Cf. Figure 73), consiste à faire ruisseler l'eau à traiter sur une masse de matériau de grande surface spécifique (50 à 200 m².m⁻³) servant de support aux microorganismes qui y forment un film d'épaisseur variable. Le type de matériau de remplissage peut être des pozzolanes, du coke métallurgique, des cailloux siliceux compactés ou des matériaux plastiques. L'aération peut être réalisée par tirage naturel ou par ventilation forcée.

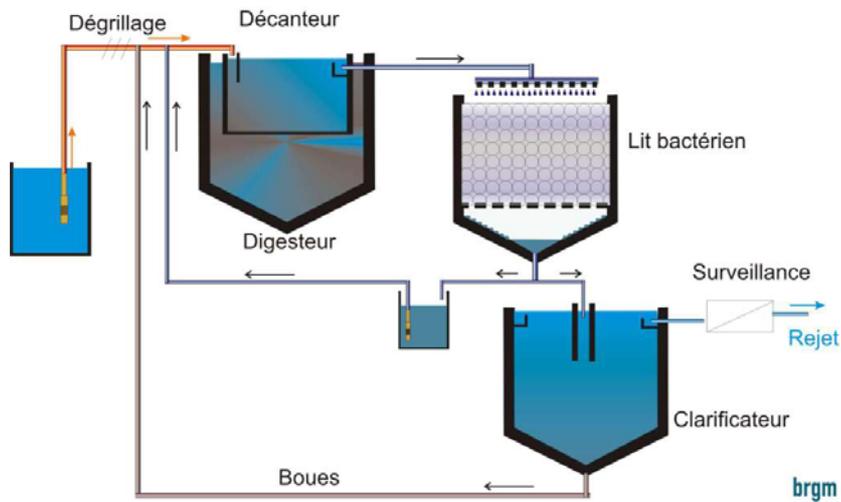


Figure 73 : Schéma de principe des lits bactériens

Les disques biologiques (Cf. Figure 74), mettent en jeu une biomasse fixée sur des disques tournant autour d'un axe horizontal et baignant en partie dans l'eau à traiter. La biomasse se trouve alternativement en contact avec l'eau à traiter et l'oxygène de l'air.

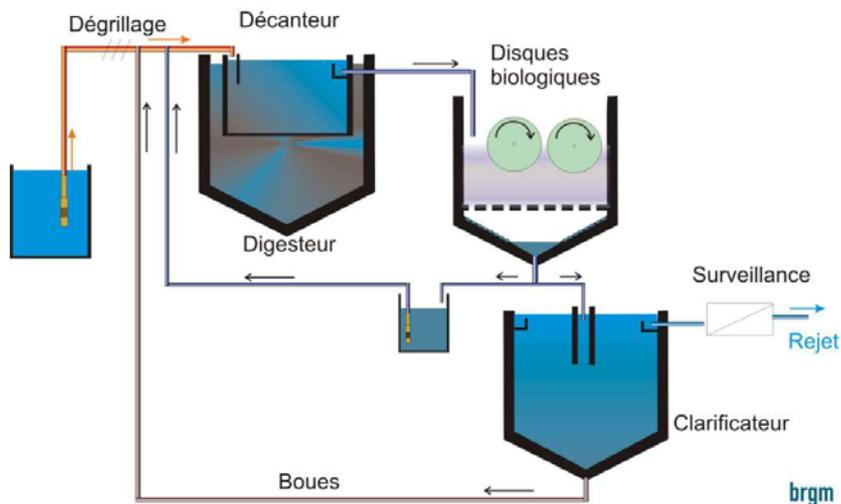


Figure 74 : Schéma de principe des disques biologiques

Un autre type de traitement, intermédiaire entre les deux précédents, met en jeu des supports granulaires de taille effective inférieure à 4 ou 5 mm.

Des procédés de biolixiviation et/ou de bioprécipitation de certains métaux/métalloïdes sont utilisés pour traiter notamment les eaux d'exhaure des mines.

Notons aussi la possibilité des traiter les eaux polluées par des composés organiques « récalcitrants » ou faiblement biodégradables par des procédés anaérobies.

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires sont importants (plus de 90 % parfois) mais la présence de certains composés peut réduire le rendement de manière significative.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- technique destructive,
- procédé éprouvé et fiable,
- commercialisation actuelle de nombreux modèles de capacités nominales diverses (entre 5 et 15 m³/h),
- contrôle et gestion de la biodégradation plus simples que pour les procédés in situ ; systèmes de contrôle de pH, de température, de teneurs en nutriments simples à mettre en place et à contrôler,
- mélange aisé entre les eaux souterraines et les microorganismes d'une part, et les nutriments d'autre part,
- les conditions optimales de biodégradation peuvent être rapidement atteintes, ce qui augmente les taux de biodégradation et permet aussi de réajuster si nécessaire les temps de réaction,
- il est plus aisé de déterminer le type de microorganismes le mieux adapté pour le traitement en fonction des polluants et du matériel,
- rendements épuratoires importants (plus de 90 % parfois).

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé sensible aux fluctuations des concentrations en contaminants en amont,
- ce procédé s'applique uniquement aux composés biodégradables en milieu aérobie (il existe une possibilité de traiter les composés plus « récalcitrants » en anaérobie),
- il peut être nécessaire de traiter ou d'éliminer les boues,
- les MES ou la formation de précipités de fer et de manganèse peuvent colmater l'unité de traitement, ce qui nécessite éventuellement un prétraitement,
- les performances des rendements épuratoires dépendent étroitement des facteurs suivants : température, concentrations des contaminants, teneurs en nutriments et temps de séjour,
- des concentrations trop importantes en métaux sont parfois néfastes au procédé ; le cas échéant, il faudra procéder à un prétraitement,
- dans le procédé à boues activées, des contaminants volatils peuvent

s'échapper dans l'atmosphère durant le brassage ; le cas échéant, les émissions gazeuses devront être traitées ou recueillies,

- à faible température, la biodégradation ralentit, ce qui prolonge la durée du traitement. Le cas échéant, il faudra chauffer les eaux, ce qui augmente considérablement les coûts de traitement,
- les eaux traitées peuvent nécessiter un traitement complémentaire.

Coûts et délais

Les durées de traitement vont de quelques heures à quelques jours.

Les coûts de traitement sont de l'ordre de 0,50 €/m³ pour des traitements aisés et de 3,6 €/m³ pour des traitements difficiles (dans le cas de composés plus récalcitrants).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec des bioréacteurs (procédés intensifs) sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et en sous-produits de dégradation (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluant gazeux si nécessaire,
- les paramètres relatifs au fonctionnement : concentrations en polluants dans les eaux en entrée, apport de C/N/P/K, concentrations en accepteurs d'électrons, concentrations en nutriments, conditions du milieu (pH, Eh, O₂), colmatage (perte de charge, biofilm), MES, COT, sous-produits de dégradation, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...), volume des déchets produits et paramètres associés à leur gestion, si nécessaire dénombrement bactérien.

5.4.5. Bioréacteurs (procédés extensifs)

Termes anglais : Constructed wetlands

Principe

En dehors des techniques de traitement intensives précédentes, il existe également des techniques de traitement extensives, comme par exemple le lagunage. Cette technique repose sur une dégradation naturelle des polluants par passages successifs dans différents bassins avec très peu d'intervention humaine, mécanique et chimique.

Maturité

Cette technique est largement utilisée dans le domaine du traitement des effluents domestiques usés mais, faute de place, est moins utilisée dans le domaine des sites et sols pollués.

Description

Cette technique consiste à faire transiter les eaux contaminées dans plusieurs étangs de faibles profondeurs pendant une longue période durant laquelle les processus de dégradation naturels se mettent en place via l'action des microorganismes, des végétaux (microphytes et macrophytes), du vent et du soleil (Cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Le processus est généralement aérobie ; l'apport d'oxygène est réalisé par échange avec l'atmosphère, par l'action chlorophyllienne des végétaux ou parfois artificiellement (aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air).

Le procédé s'accompagne aussi d'une décantation des MES.

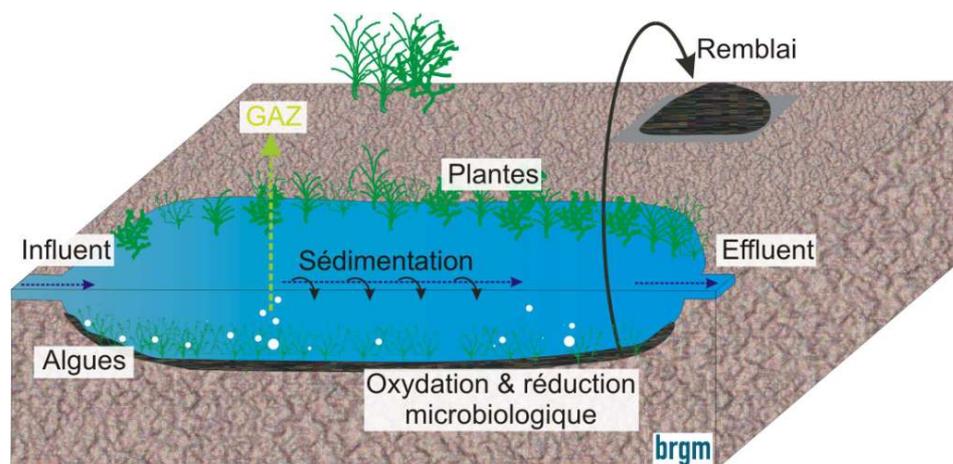


Figure 75 : Schéma de principe du lagunage

Applicabilité

Les lagunages sont principalement utilisés pour le traitement des polluants organiques aisément biodégradables (faible poids moléculaire, solubles et présents à des concentrations modérées).

Cette technique est aussi utilisée dans le domaine des mines afin de réaliser la précipitation (parfois biologique) de certains métaux (par oxydation).

Moyens matériels

Les moyens matériels sont très simples. Les lagunes consistent en des excavations permettant aux eaux polluées de séjourner un temps suffisant pour que les processus de biodégradation naturels aient lieu. Les lagunes peuvent être imperméabilisées si nécessaire (à l'aide de géomembranes ou de composés utilisés dans le domaine du confinement - cf. § 4.2.1).

Les lagunes peuvent être aérées de manière artificielle (à l'aide d'aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air...).

Le plus souvent le lagunage est composé de plusieurs bassins : lagune d'aération, lagune de décantation et lagune de finition. Le passage d'un bassin à l'autre est le plus souvent réalisé de manière gravitaire par surverse.

Variantes

Il existe trois types de lagunage :

- le lagunage naturel : le rayonnement solaire est alors la source d'énergie qui permet la production de matière vivante par les chaînes trophiques aquatiques,
- le lagunage aéré : l'apport d'oxygène est essentiellement assuré de manière artificielle : aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air,
- le lagunage anaérobie : il est appliqué sur de fortes charges polluantes (ce procédé est très rarement utilisé).

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires, plus faibles que ceux atteints avec des bioréacteurs intensifs, sont moyens (quelques dizaines de pourcent). La présence de certains composés peut réduire le rendement de manière significative.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les principales limites de cette technique sont des rendements épuratoires plus faibles que ceux généralement atteints dans des procédés de traitement biologiques intensifs (du fait du manque de maîtrise des conditions optimales de cet édifice biologique complexe) et des besoins importants en surface. Le lagunage est peu onéreux (fonctionnement sans ou avec peu d'énergie) et relativement efficace pour certains composés organiques (facilement biodégradables) et inorganiques (traitement des effluents miniers acides et chargés en métaux lourds).

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques jours à plusieurs mois.

Les coûts de traitement sont de l'ordre de 0,40 €/m³ pour une durée de 10 ans et de 0,15 €/m³ pour une durée de 30 ans.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec des bioréacteurs (procédés intensifs) sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et en sous-produits de dégradation (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluant gazeux si nécessaire,
- les paramètres relatifs au fonctionnement : concentrations en polluants dans les eaux en entrée, apport de C/N/P/K, concentrations en accepteurs d'électrons, concentrations en nutriments, conditions du milieu (pH, Eh, O₂), colmatage (perte de charge, biofilm), MES, COT, sous-produits de dégradation, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...), volume des déchets produits et paramètres associés à leur gestion, si nécessaire dénombrement bactérien.

5.4.6. Séparation par membrane

Termes anglais : Reverse Osmosis System, Ultrafiltration

Principe

L'osmose inverse et l'ultrafiltration sont des techniques de séparation par membrane utilisées commercialement pour le traitement des eaux résiduaires industrielles, des lixiviats de décharges ou le dessalement des eaux.

Maturité

Ces techniques, éprouvées dans le domaine de la potabilisation des eaux, sont en train de faire une apparition timide, limitée par leur coût, dans le domaine du traitement des eaux souterraines issues des sites et sols pollués.

Description

Il s'agit avant tout d'un traitement tertiaire (donc de finition) qui doit faire l'objet d'un traitement préliminaire.

Le principe de ces techniques est d'exercer une pression sur les eaux souillées afin que celles-ci traversent une membrane, les polluants présents en phase dissoute étant partiellement retenus (les composés de faibles poids moléculaires traversent les membranes alors que ceux de poids moléculaires plus élevés sont retenus - Cf. Figure 76).

La différence entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration réside dans la pression appliquée au niveau des membranes ainsi que les pores de ces membranes ; les pores sont plus petits et les pressions sont plus élevées pour l'osmose inverse que pour l'ultrafiltration. Ces membranes se présentent le plus souvent sous forme de tubes (mais aussi de fibres creuses et de spirales).

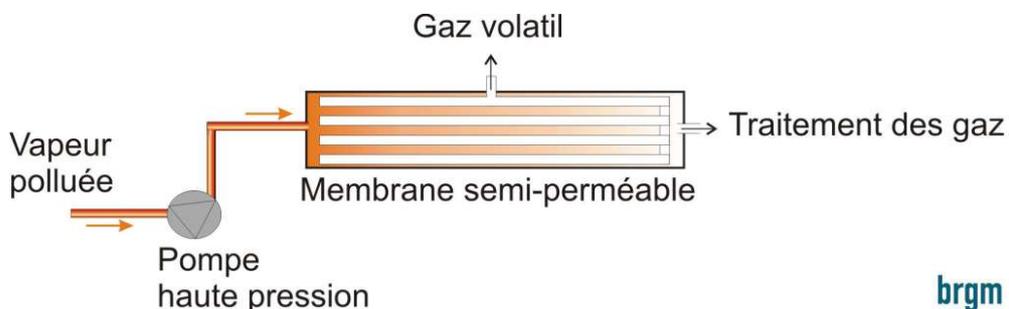


Figure 76 : Schéma de principe de la séparation par membrane

Applicabilité

Ces procédés membranaires sont surtout efficaces pour traiter les hydrocarbures volatils et semi-volatils présents sous forme dissoute à de faibles concentrations (de préférence inférieures à 5 000 µg/L). D'une manière générale, l'ultrafiltration convient mieux pour les composés de poids moléculaires supérieurs à 1 000 g/mole, tandis que l'osmose inverse convient mieux pour des composés de plus de 200 g/mole.

Moyens matériels

L'osmose inverse et l'ultrafiltration sont constituées d'une pompe d'alimentation, d'une pré-filtration, d'une pompe haute pression, de modules hautes pression (tubes en acier inoxydable, aluminium, fibre de verre qui renferment les membranes), de matériel de contrôles de pression et de régulation des débits via des valves, un post unitaire chimique de nettoyage, une unité de backwash et d'un post traitement chimique si nécessaire.

Variantes

Les modules peuvent être montés en série ou en parallèle. Le nombre des modules, et par conséquent le nombre de membranes, détermine la capacité de traitement et la puissance des différentes pompes de chaque appareil.

Les différentes techniques utilisant des membranes sont présentées dans le Tableau 24. Les principales techniques utilisées dans le domaine des sites et sols pollués sont l'osmose inverse et l'ultrafiltration (leur utilisation reste marginale du fait de leur coût).

	Ionophores *	Poreuses	Denses
Gradient de potentiel chimique ($\Delta\mu_i$)	Dialyse ionique	Dialyse moléculaire (hémodialyse)	Osmose
Gradient de potentiel électrique ($\Delta\phi$)	Electrodialyse	Electro-Ultrafiltration	Electro-osmose
Gradient de pression (ΔP)	Piézodialyse	Micro-, ultra-, nano-filtration**	Osmose inverse

* : ionophores : molécules des membranes responsables des transferts ioniques ; ** : Nanofiltration : membranes intermédiaires entre poreuses et denses

Tableau 24 : Classification des techniques utilisant des membranes (conditions isothermes) (MAAPAR, 2002)

Les modules utilisés sont soit tubulaires, soit à fibres creuses, soit en plans ou en spirales. Les matériaux utilisés sont essentiellement des dérivés de cellulose (acétate cellulosique...) et de polymères (polysulfones...).

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires sur les composés organiques dissous varient entre 50 % à 99 %. Il est possible de mettre plusieurs membranes en série afin d'affiner le traitement.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- les membranes permettent d'éliminer un large panel de contaminants organiques et inorganiques,
- ce procédé est utilisé en traitement de finition, cette technique présente des rendements épuratoires élevés et des concentrations en sortie de traitement faibles.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- cette technique est non destructive,
- cette technique nécessite un prétraitement,
- cette technique est efficace pour le polissage d'effluents à faible débit contenant des polluants très toxiques,
- les coûts d'investissement et de fonctionnement sont relativement élevés,
- les fluctuations des concentrations en amont peuvent altérer les rendements épuratoires,
- des prétraitements sont souvent nécessaires afin d'éviter l'encrassement et les pertes de charges ce qui augmente la consommation énergétique. Les prétraitements consistent à éliminer les matières biologiques, à réduire la dureté, à éliminer le fer et le manganèse et/ou à éliminer les huiles et les graisses,
- le volume de déchets produit peut être élevé (10 à 25 % du volume traité).

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques minutes à quelques dizaines de minutes au maximum.

Les coûts de traitement (investissement et fonctionnement pris en compte) varient entre 0,50 à 2,00 € /m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec l'osmose inverse et l'ultrafiltration sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et en sous-produits de dégradation (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluant gazeux si nécessaire,
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, colmatage (TH, TAC, MES, pression...), mesures directes pour vérifier l'intégrité des systèmes membranaires (mesures de la turbidité du perméat, suivi des particules dans le perméat, comptage des particules dans le perméat, test avec des particules/micro-organismes de références), mesures indirectes pour vérifier l'intégrité des systèmes membranaires (mesure du point de bulle, maintien de la pression, maintien du vide, détection acoustique), volume des déchets produits et paramètres associés à leur gestion.

5.5. ÉLIMINATION DES CONTAMINANTS INORGANIQUES DISSOUS

Les différentes technologies disponibles pour traiter les eaux souterraines souillées par des composés inorganiques (métaux/métalloïdes mais aussi cyanures, nitrates, MES) sont : l'oxydoréduction, l'adsorption, la séparation par membrane, l'échange d'ions, la précipitation/coagulation-floculation/décantation et la filtration.

Le traitement des eaux souterraines polluées par des composés inorganiques est nettement moins courant que celui inhérent aux composés organiques.

Les traitements s'appliquent le plus souvent au droit d'anciens sites pouvant relarguer des métaux/métalloïdes sous forme dissoute soit principalement les anciennes décharges, les anciennes mines, les anciennes usines de traitement de surface. Les technologies les plus souvent rencontrées sont l'oxydoréduction, les échangeurs d'ions, la précipitation-décantation et la filtration.

5.5.1. Oxydoréduction

Termes anglais : chemical oxidation/reduction

Principe

Les réactions d'oxydoréduction sont essentiellement utilisées pour transformer les métaux/métalloïdes en composés plus stables, moins mobiles ou moins toxiques. On les utilise aussi pour dégrader certains composés organiques et certains types de cyanures.

Maturité

Ces techniques, éprouvées dans le domaine du traitement des eaux potables et des eaux usées, sont peu utilisées dans le domaine des sites et sols pollués.

Description

La définition et le contrôle du pH de la réaction ont une importance capitale lors de cette réaction (diagramme « potentiel-pH »).

Les oxydants les plus couramment utilisés dans les domaines du traitement des eaux souterraines sont : le chlore, l'ozone, le dioxyde de chlore, l'hypochlorite de sodium (eau de javel), le peroxyde d'hydrogène (ou eau oxygénée).

Le schéma de principe d'une unité de traitement en oxydoréduction est présenté en Figure 77.

Les réducteurs les plus souvent rencontrés sont le sulfate ferreux ($\text{Fe}(\text{SO}_4)$), le bisulfite de sodium (NaHSO_3) et l'hydrosulfite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$).

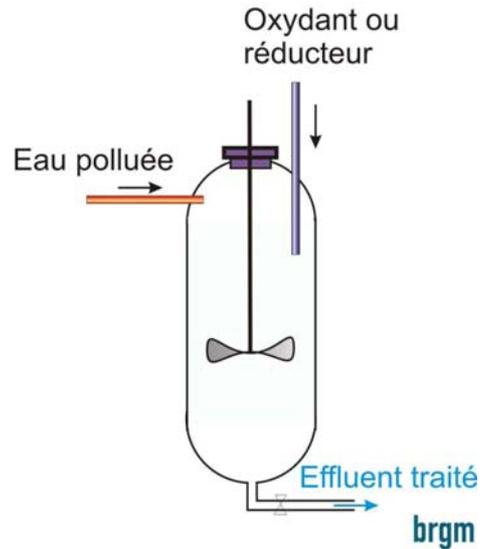


Figure 77 : Schéma de principe d'une unité de traitement par oxydoréduction

Applicabilité

Les réactions d'oxydoréduction les plus couramment réalisées sur les eaux souterraines sont :

- la réduction du chrome (VI) en chrome (III) dans le but d'une séparation par précipitation ultérieure,
- l'oxydation de l'arsenic (III) en arsenic (V) dans le but d'une réduction de la toxicité et d'une séparation ultérieure,
- réduction du plomb et du mercure en vue d'une séparation ultérieure,
- l'oxydation de composés cyanurés (CN) en CO_2 et N_2 .

La déferisation et la démanganisation en prétraitement sont présentées au chapitre 5.3.

Moyens matériels

Les matériels relatifs au traitement des eaux usées sont les suivants : cuve de stockage et/ou de préparation de l'agent oxydant ou réducteur, système de mélange avec les eaux (batch, flash mixer ...), matériel de contrôle des conditions de la réaction (stœchiométrie, pH), cuve de réaction, ouvrage de séparation (décantation, filtration...).

Variantes

Les variantes sont essentiellement : le type d'oxydants (ozone, oxygène, peroxyde d'hydrogène, hypochlorite, chlore, dioxyde de chlore, hypochlorite de sodium, persulfate de sodium,...) et de réducteurs (sulfate ferreux, bisulfite de sodium et hydrosulfite de sodium...), le type de mélangeur (batch, flash mixing...) et ainsi que la filière de traitement en aval (décantation, filtres ...).

Élimination du fer par oxydation : $2\text{Fe}^{2+} + 1/2\text{O}_2 + 5\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 4\text{H}^+$

Élimination du manganèse par oxydation : $\text{Mn}^{2+} + 1/2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{MnO}_2 + 4\text{H}^+$

Élimination des cyanures par oxydation :

Soit ajout de Cl_2 : $\text{CN}^- + 2\text{NaOH} + \text{Cl}_2 \rightarrow \text{CNO}^- + 2\text{NaCl} + \text{H}_2\text{O}$

Soit ajout de NaOCl : $\text{CN}^- + \text{NaOCl} \rightarrow \text{CNO}^- + \text{NaCl}$

Puis baisse du pH (au dessous de 7) : $\text{CNO}^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{CO}_2$

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires sont importants (60 à 95%) et dépendent fortement des conditions d'application et des débits.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de cette technique sont :

- réactions rapides,
- applicabilité à un large spectre de polluants,
- applicabilité sur des fortes concentrations de contaminants,
- réactifs peu onéreux.

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique non destructive sauf pour certains procédés de décyanuration,
- le procédé peut devenir onéreux lorsque les charges massiques présentes dans les eaux souterraines sont élevées (ce qui génère une consommation importante d'oxydants/réducteurs),
- une partie des réactifs utilisés est consommée par des composés chimiques non ciblés (non polluants),
- nécessité de bien contrôler le pH et les quantités d'oxydants/réducteurs à injecter,
- le traitement est souvent suivi par des unités de décantation afin de séparer les

composés qui précipitent/décantent des effluents ainsi que d'une filière de gestion des boues produites.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques minutes à plusieurs dizaines de minutes au maximum.

Les coûts de traitement varient, dépendamment des débits et des conditions, entre 0,25 et 1,1 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec un procédé d'oxydation e de réduction sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques en cas de volatilisation de certains polluants (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, pH, Eh, conductivité, consommation et dosage en oxydants ou réducteurs, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, MES, scavengers, sous-produits de dégradation, compteur de fonctionnement horaire, volume des déchets produits et paramètres associés à leur gestion, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

5.5.2. Adsorption

Il conviendra de se référer au chapitre 5.4.3. qui aborde le traitement par adsorption des polluants organiques et inorganiques (alumine activée, agents chélateurs, argiles et zéolithes, résines synthétiques).

5.5.3. Séparation par membrane

Il conviendra de se référer au chapitre 5.4.6. qui aborde la séparation par membrane des polluants organiques et inorganiques (osmose inverse et ultrafiltration).

5.5.4. Échange d'ions

Termes anglais : Ion Exchange

Principe

Le traitement sur résines échangeuses d'ions consiste à substituer les polluants sous forme cationique ou anionique présents dans les eaux souterraines par des cations et des anions « inoffensifs » de la résine.

Maturité

Cette technique est utilisée relativement couramment dans le traitement tertiaire des eaux usées et pour l'adoucissement des eaux. Elle demeure peu utilisée dans le domaine des sites et sols pollués.

Description

Les échangeurs d'ions se présentent sous forme de substances granulaires insolubles qui comportent des radicaux acides ou basiques susceptibles de permuter, sans altération ou solubilisation, les cations ou anions fixés sur ces radicaux contre des ions de même signe se trouvant dans les eaux en contact.

Les résines cationiques éliminent donc les cations et celles de type anioniques éliminent les anions (Cf. Figure 78).

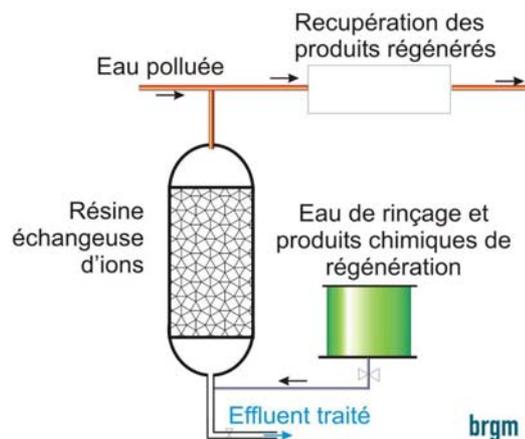


Figure 78 : Schéma de principe d'une résine échangeuse d'ions

Les réactions d'échange d'ions sont réversibles et sélectives :



Applicabilité

Les métaux solubles, les halogénures, les sulfates, les nitrates et les cyanures sont les anions les plus communément enlevés. Dans une moindre mesure, le procédé est utilisé pour l'enlèvement de certains polluants organiques.

Moyens matériels

Le matériel est constitué d'un réservoir cylindrique fermé à axe vertical contenant la résine. Celle-ci est placée directement en contact du dispositif collecteur de liquide traité (constitué soit de buselures réparties uniformément sur le plateau, soit par un réseau de tubes). Le réservoir est conçu pour pouvoir travailler sous pression.

La résine peut être supportée par une couche de matériau granulaire inerte (silex, anthracite, grains plastiques...). Cette couche est elle-même drainée par un réseau collecteur. Un espace aménagé au dessus de la couche de résine permet son expansion normale (entre 30 et 100 % du volume tassé en fonction de la résine) au moment du détassage à contre-courant.

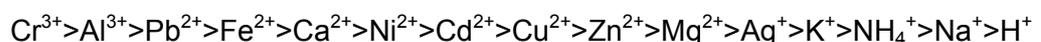
L'eau à traiter et le régénérant sont admis à la partie supérieure du réservoir par un système répartiteur.

L'appareil est munie de vannes (multivoies, à membrane ou papillon) et de tuyauterie ad hoc permettant d'exécuter les diverses opérations de fixation, détassage, régénération et rinçage.

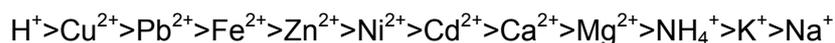
Variantes

Les échangeurs d'ions sont, dans certaines conditions, capables de sélectivité (SITS, 1998) :

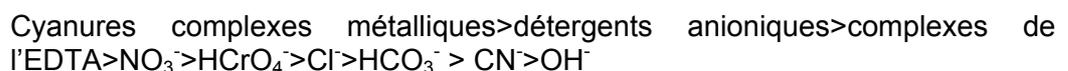
- Echangeurs de cations fortement acides (forme H⁺) :



- Echangeurs de cations faiblement acides (forme Na⁺) :



- Echangeurs d'anions fortement basiques (forme OH⁻) :



- Echangeurs d'anions moyennement basiques (forme base libre) :

$\text{OH}^- > \text{Fe}(\text{CN})_6^{4-} > \text{Cu}(\text{CN})_4^{3-} > \text{Ni}(\text{CN})_4^{2-} > \text{détergents anioniques} > \text{CrO}_4^{2-} > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{SCN}^- > \text{Cl}^- > \text{oxalate} > \text{F}^-$

- Résines complexantes :

$\text{Cu}^{2+} > \text{UO}_2^{2+} > \text{VO}^{2+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Be}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Alcalins} (\text{Na}^+, \text{K}^+)$

Les résines peuvent être placées en série ou en parallèle en fonction des débits et de la pollution à abattre.

Il existe deux configurations de base :

- Système à lits multiples, constitué de plusieurs réacteurs avec les résines cationiques et anioniques positionnées en série,
- Système à lit mixte constitué d'un réacteur unique contenant un mélange de résines cationiques et anioniques.

Le système de lavage peut être utilisé à contre-courant ou à co-courant.

Efficacité/Performances

Les rendements épuratoires sont élevés (parfois plus de 90 %).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de cette technique sont :

- temps de réaction rapides,
- la technique peut s'attaquer à un large spectre de polluants,
- les rendements épuratoires sont élevés (parfois plus de 90 %).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique non destructive,
- il est souvent nécessaire de disposer de plusieurs types de résines pour enlever différents types de cations et anions,
- la présence d'huiles, de graisses, de MES (à des concentrations supérieures à 10 ppm) et de précipités de Fe et de Mn est non compatible avec le procédé, ce qui nécessite un prétraitement,
- le pH des eaux affecte le traitement des eaux,
- certains types d'oxydants présents dans les eaux souterraines nuisent au bon fonctionnement du procédé,
- la régénération des résines produit des déchets (eaux chargées en polluants),
- la technique est souvent utilisée pour des concentrations de l'ordre de 200 à

500 mg/l (des concentrations supérieures à 4 000 mg/l sont peu recommandées).

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques dizaines de minutes au maximum.

Les coûts de traitement varient entre 0,10 et 0,70 € /m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec des résines échangeuses d'ions sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques en cas de volatilisation de certains polluants (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, pH, Eh, conductivité, concentrations en polluants dans les eaux en entrée, colmatage (TH, TAC, MES, pression...), scavengers, bilan ionique, point de percement ou valeur limite de fuite, compteur de fonctionnement horaire, degré de saturation des résines, volume des déchets produits et paramètres associés à leur gestion, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

5.5.5. Précipitation, coagulation-floculation, décantation

Termes anglais : Precipitation, Coagulation, Flocculation, Clarification

Principe

Le but de la précipitation est de transformer les métaux/métalloïdes dissous en précipités.

La coagulation-floculation consiste à agglomérer les colloïdes en floccs afin de les rendre plus décantables. Elles s'appliquent sur des matières en suspension de faibles tailles (non aisément décantables).

La décantation consiste à séparer les eaux des matières décantables.

Maturité

Ces procédés sont des techniques matures largement utilisées dans le domaine des eaux usées industrielles. La coagulation-floculation est employée de manière anecdotique pour le traitement des eaux souterraines. La précipitation et la décantation sont également employées de manière sporadique.

Description

Le schéma de principe global d'une précipitation, d'une coagulation-floculation et d'une décantation est présenté ci-dessous.

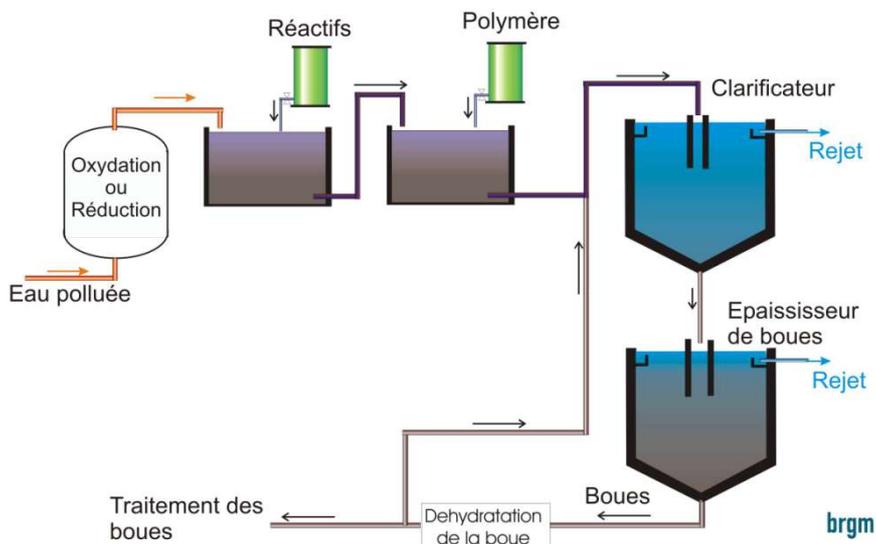


Figure 79 : Schéma de principe d'une précipitation, coagulation-floculation, décantation

• **Précipitation**

La précipitation implique l'ajout de certains produits chimiques afin de transformer les métaux/métalloïdes dissous en précipités. L'insolubilisation est la plupart du temps réalisée à l'aide d'ajout de composés alcalins de type soude (NaOH) ou chaux [Ca(OH)₂] aux eaux souterraines, ce qui a pour effet d'augmenter le pH et de causer la précipitation des cations métalliques selon la réaction suivante :



La chaux est moins onéreuse que la soude mais produit un volume de boues plus important.

L'ajout de carbonate de soude ou carbonate de sodium (Na₂CO₃) et de phosphates (PO₄³⁻) est moins couramment utilisé.

D'une manière générale, le choix d'une valeur de pH dans la fourchette de 6,5 à 9 (hormis quelques cas) permet une bonne élimination des métaux dans les eaux usées. Le pH de précipitation optimal de tous les métaux ne coïncide pas ; c'est pourquoi, il faut trouver une zone optimale de pH réactionnel (Cf. Figure 80).

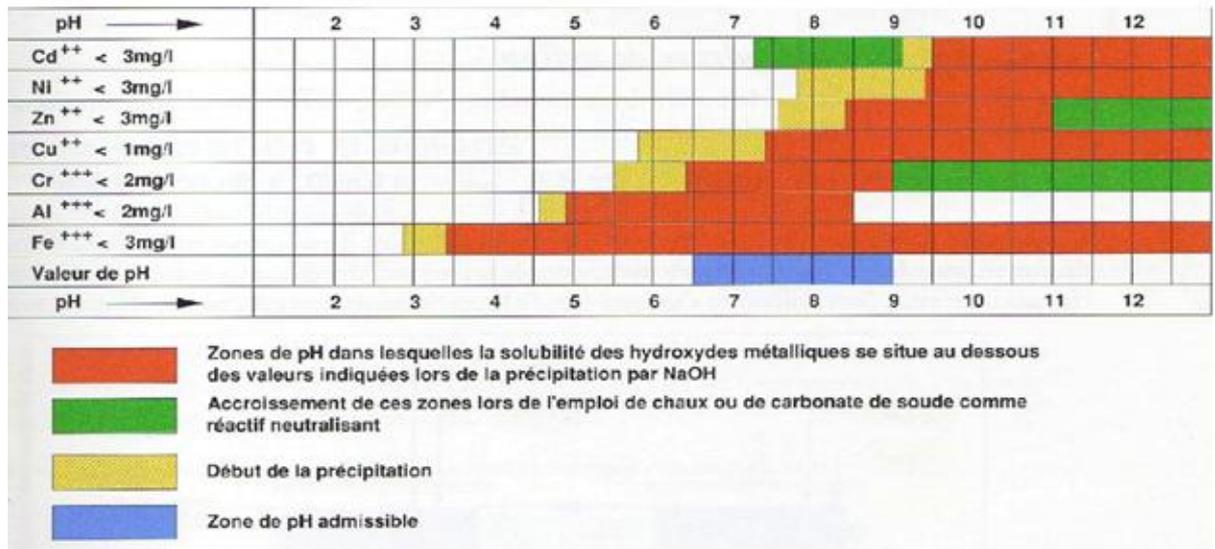


Figure 80 : Zone de précipitation des principaux métaux (d'après SITS, 1998 adapté de Hartinger)

Parfois, la précipitation peut être réalisée sous forme de composés soufrés (très peu solubles) qui permet de précipiter des métaux faiblement complexés ou dans des gammes de pH étroites (par exemple à l'aide d'ajout de sulfure de sodium Na₂S). Son utilisation est limitée par son coût.

Dans tous les cas, la précipitation nécessite la filière de traitement suivante : cuve de stockage et/ou de préparation du réactif, système de mélange avec les eaux (batch, flash mixer...), matériel de contrôle des conditions de la réaction (stœchiométrie, pH...), filière de séparation (coagulation-floculation, décantation...), filière de traitement des boues.

- **Coagulation-floculation**

La coagulation permet de favoriser l'agglomération des colloïdes en diminuant les forces de répulsion électrostatique (liées aux charges superficielles). La floculation consiste à agglomérer ces particules en microflocs puis en flocs plus volumineux décantables.

Les substances les plus couramment utilisées sont :

- pour la coagulation : la chaux, l'alun, le sulfate ferrique et le chlorure ferrique,
- pour la floculation : les polymères organiques à longues chaînes de masse molaire élevée.

- **Décantation**

Par la suite, les particules doivent être séparées des eaux via des décanteurs (circulaires, en piston ...) munis ou non de faisceaux lamellaires en fonction du type de particules à séparer (grenues, floculées ...) et des surfaces disponibles. Le surnageant est épuré et les particules décantées sont récupérées au fond de l'ouvrage avant traitement (épaississement, déshydratation, élimination...).

Applicabilité

La précipitation est surtout utilisée pour les eaux chargées en métaux et pour le prétraitement avant un stripping ou une oxydation chimique.

La coagulation-floculation a pour but d'éliminer les MES et les colloïdes qui ne sont pas décantables (notamment une partie des précipités).

Moyens matériels

Les matériels relatifs au traitement des eaux usées sont les suivants : cuve de stockage et/ou de préparation des additifs chimiques relatifs à la précipitation/coagulation/floculation, cuve de coagulation, cuve de floculation, cuve de précipitation, ouvrage de séparation (décantation, filtration...), filière de traitement des boues si nécessaire (épaississement, déshydratation...), matériel de contrôle des conditions (stœchiométrie, pH).

Variantes

Les variantes reposent sur le type d'additifs et le type d'ouvrage.

Les différents additifs utilisés sont :

- Coagulation :
 - coagulants minéraux :
 - sels d'aluminium : sulfate d'aluminium, chlorure d'aluminium, aluminat de sodium, sulfate d'aluminium+chaux, sulfate d'aluminium+carbonate de sodium,
 - polymère d'aluminium : polychlorure basique d'aluminium,
 - sels de fer : chlorure ferrique, chlorure ferrique + chaux, sulfate ferrique, sulfate ferrique + chaux, chlorosulfate ferrique, sulfate ferreux, sulfate ferreux + chlore, sulfate ferreux + chaux
 - autres coagulants minéraux : produits mixtes Al^{3+}/Fe^{3+} , sulfate de cuivre, ozone, chlore ..),
 - coagulants organiques de synthèse : mélamineformaldéhyde (ou mélamineformol), épichlorhydrine diméthylamine, polychlorure de diallyldiméthylammonium)
- Flocculation :
 - flocculants naturels
 - flocculants minéraux : silice activée, silico-aluminat, certaines argiles, carbonate de calcium précipité, diatomées, sable fin,
 - flocculants organiques : alginates, amidons, pectines, xanthanes,
 - flocculants organiques de synthèse : anioniques (copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique), neutres (polyacrylamides), cationiques (méthacrylate de diméthylamino-éthyle, acrylate de diméthylamino-éthyle),

Les variantes concernant le type d'ouvrages utilisés :

- coagulation : mélangeurs rapides à hélice, mélangeurs statiques...
- flocculateurs : flocculateurs agités (à barrières, à hélices), flocculateurs statiques,
- décantation : décanteurs statiques (simples, à succion de boues...), décanteurs à contact de boues, décanteurs lamellaires...

Des systèmes de décantation moins intensifs proches du lagunage permettent de traiter les matières en suspension et les métaux /métalloïdes. Ainsi, la précipitation de certains métaux/métalloïdes peut être aussi réalisée par décantation/lagunage « naturelle ».

Ce procédé est couramment appliqué dans la gestion des eaux usées des anciennes mines et plus spécialement des terrils (comme par exemple dans le cas du drainage minier acide caractérisé par des concentrations en métaux/métalloïdes élevées et des pH parfois bas) ; les métaux sont enlevés à travers des phénomènes d'échanges d'ions, d'adsorption et de précipitation avec des oxydations et réductions géochimiques et microbiologiques (précipitation et coprécipitation des hydroxydes et des sulfures).

Si nécessaire, les phénomènes de précipitation peuvent être accélérés par un ajout de bases ou la mise en place d'une atténuation naturelle dynamisée (aération, ajout de nutriments...).

Efficacité/performance

Les rendements épuratoires peuvent, dans les conditions optimales, atteindre près de 90 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de cette technique sont :

- la technique peut s'attaquer à un large spectre de polluants,
- rendements épuratoires élevés (parfois plus de 90 %).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- les temps de réaction avec les additifs sont rapides ; par contre, les temps de décantation sont plus longs, ce qui nécessite des surfaces relativement importantes,
- technique non destructive,
- la présence de plusieurs espèces métalliques est parfois problématique (notamment dans le cas de composés amphotères),
- les boues produites génèrent des coûts de traitement et d'élimination importants (épaississement, déshydratation ...),
- les concentrations de réactifs ainsi que le pH doivent être dosés de manière fine,
- l'efficacité du procédé repose en grande partie sur les techniques de séparation (floculation, séparation, filtration),
- la technique est sensible aux variations importantes de débits,
- l'eau traitée nécessite souvent un réajustement de pH.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de plusieurs dizaines de minutes à plusieurs heures voire plusieurs jours (pour la décantation/lagunage « naturelle »).

Les coûts varient en fonction de la complexité et des débits entre 1,40 et 10,50 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre lors de la précipitation, coagulation-floculation, décantation sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, concentrations en polluants dans les eaux en entrée (MES, métaux si nécessaire avec pH, Eh, conductivité), débits et concentrations en additifs (coagulants, floculants), MES, pH, Eh, conductivité, turbidité, vitesse des eaux, production de boues, granulométrie des particules si nécessaire, compteur de fonctionnement horaire, volume des déchets produits (boues) et paramètres associés à leur gestion, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

5.5.6. Filtration

Termes anglais : Filtration

Principe

La filtration est un procédé d'épuration consistant à faire passer un liquide chargé en matières en suspension à travers un milieu poreux (filtre) afin de retenir les solides et laisser passer les liquides (filtrats).

Maturité

Cette technique, éprouvée et approuvée, est très fréquemment utilisée dans le domaine des sites et sols pollués notamment en amont des filtres à charbon actif et de différents traitements de finition.

Description

La filtration met en œuvre, en fonction des caractéristiques de particules à retenir et du matériau filtrant, trois mécanismes différents : capture, fixation et détachement.

Les mécanismes de capture sont essentiellement de deux natures :

- Tamisage mécanique : il met en jeu la rétention des particules plus grosses que la maille du filtre ou que celle des éléments déjà déposés (formant eux-même un matériau filtrant). Il est ainsi important sur support mince alors qu'il est négligeable sur un lit filtrant composé de matériau grossier.
- Dépôt sur matériau filtrant : la taille des particules, plus petite que celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être stoppée. Néanmoins, différents phénomènes entraînent sa capture (interception directe par frottement, diffusion par mouvement brownien, inertie des particules, décantation sous l'effet de son poids). Ces phénomènes se produisent essentiellement dans les filtrations en profondeur.

Les mécanismes de fixation des particules à la surface des matériaux sont favorisés par une faible vitesse d'écoulement ; ceci est dû à des forces d'origines physiques (coincement, cohésion..) et des forces d'adsorption (forces de Van der Waals essentiellement).

Les mécanismes de détachement sont dus à une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvertes de particules déjà déposées ; cette diminution génère une augmentation de la vitesse d'écoulement, ce qui peut provoquer le détachement des particules et une migration de ces dernières dans le matériau filtrant voire dans le filtrat.

Il existe deux types de filtration :

- **les filtrations sur support** : les particules se déposent sur un support sous forme de gâteau (grille, membrane,);
- **les filtrations en profondeur ou dans la masse (filtrations les plus fréquentes)** : les eaux chargées passent à travers une matrice poreuse (généralement un lit de sable) qui retient les MES ; cette technique est la plus adaptée pour les eaux peu chargées et est par conséquent la plus utilisée pour le traitement des eaux souterraines.

Les filtres à sable sont souvent utilisés comme prétraitement avant les filtres sur charbon actif ou les biofiltres (afin d'éviter leur colmatage).

Dans le cas d'eaux chargées en MES, les filtres à sables sont précédés par des décanteurs. Dépendamment des débits, des teneurs en MES et de leur répartition, les filtres à sable peuvent être remplacés par des hydrocyclones.

Le colmatage des filtres se fait progressivement ; il est donc nécessaire de procéder régulièrement à leur lavage (généralement à contre-courant et à grand débit).

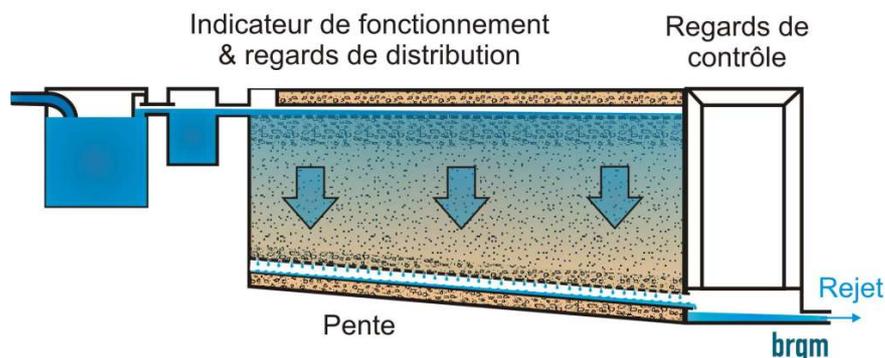


Figure 81 : Schéma de principe d'un filtre à sable

Applicabilité

La filtration est utilisée en prétraitement ou en traitement de finition afin d'éliminer les MES et les métaux précipités.

Moyens matériels

Le sable est le matériau filtrant le plus utilisé pour les filtrations en profondeur. Il est alors le plus souvent placé dans des containers fermés (spécialement conçus pour résister à la pression). Un espace aménagé au dessus de la couche filtrante permet l'expansion du volume de sable lors de lavage. La plupart des filtres comprennent des

conduites et des distributeurs, en plus d'un dispositif de lavage à contre-courant (jeu de vannes et pompes).

Variantes

Deux types de filtration peuvent être utilisés : filtration sur support et filtration en profondeur (ou dans la masse). Les matériaux choisis dépendront de la taille des particules, de leur distribution et des vitesses de filtration souhaitées. Dans le domaine des sites et sols pollués, les filtres les plus utilisés sont les filtres à sable. Dans quelques rares cas, des filtres à mailles plus fines peuvent être nécessaires (cellulose, diatomées....).

Le lavage des filtres peut être réalisé à co-courant ou à contre-courant.

Le fonctionnement des filtres peut être réalisé de manière gravitaire ou par différentiel de pression à travers le media filtrant. Les techniques basées sur les différentiels de pression sont basées sur les forces centrifuges, les vaccums ou les pressions positives.

Une installation de filtres en parallèle est recommandée pour le traitement des eaux souterraines afin de ne pas générer d'arrêt lors du lavage des filtres.

Efficacité/performance

Les rendements épuratoires sont élevés (de 50 à 95 %).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de la filtration sont :

- technique fiable, facile à mettre en œuvre et à contrôler,
- rendements épuratoires élevés (parfois plus de 90 %),
- les filtres sont économiquement intéressants lorsque la teneur en MES ne dépasse pas 100 à 200 mg/L,
- traitement rapide et nécessitant peu de place,
- une dégradation biologique peut se mettre en place,
- technique efficace notamment pour le prétraitement (MES, Fe et Mn).

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- technique non destructive,
- les filtres se colmatent progressivement, il est donc nécessaire de procéder à leur nettoyage régulièrement,
- la présence de graisse et d'huile peut pénaliser le rendement épuratoire,
- les boues produites génèrent des coûts de traitement et d'élimination

importants (épaississement, déshydratation ...),

- technique sensible aux variations importantes de débits.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de plusieurs dizaines de minutes au maximum.

Les coûts varient, en fonction de la complexité et des débits, entre 0,15 et 1,35 €/m³.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une filtration sont les suivants :

- les débits d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, concentrations en polluants dans les eaux en entrée (MES, métaux si nécessaire avec pH, Eh, conductivité), colmatage, compteur de fonctionnement horaire, volume des déchets produits (boues) et paramètres associés à leur gestion, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

6. TRAITEMENT DES REJETS ATMOSPHERIQUES ON SITE

6.1. GENERALITES

Le captage et le drainage des émissions atmosphériques est parfois nécessaire lorsque les flux massiques sont trop importants, qu'ils ne respectent pas les normes de rejets en vigueur ou lorsque les risques sanitaires sont trop importants.

Il existe différentes méthodes de traitement des effluents gazeux. Les sources d'émissions atmosphériques provenant des sols pollués sont diverses :

- émissions passives et diffuses émanant des sites : méthane et composés sulfurés issus de la biodégradation, composés volatils, réenvols de poussières,
- émissions résultant des traitements de sols :
 - traitement *in situ* : émissions de composés volatils lors des opérations de venting, sparging, extraction thermique, traitement biologique, oxydation,
 - travaux d'excavation : réenvols de poussières, émissions de composés volatils dues au brassage des sols, au stockage des sols et au stockage des déchets,
 - traitement *ex situ/on site* :
 - traitement des terres : émissions de poussières et de composés volatils lors des opérations de transport et stockage des terres, de tri, de traitement thermique, de traitement biologique, d'oxydation ; installations de stockage et de manipulation de produits chimiques, installations de déchets,
 - traitement des eaux : émissions de composés volatils lors des opérations de stripping, traitement biologique, filtration, extraction ...
- émissions résultant des engins et équipements motorisés utilisés pour les opérations de traitement (groupe électrogène, engins de terrassement) : CO, CO₂, etc.

La matrice de possibilité de traitement des effluents atmosphériques est présentée dans le Tableau 25 ci-dessous.

Procédés	Polluants										
	Poussières	Métaux lourds		Gaz acides		NO _x	CO	CO ₂	Dioxines Furannes	COV	Odeurs
		Particulaires	Gazeux	HCl, HF, HBr, HI	SO _x						
Cyclones	+										
Laveur venturi	++	++	+	++					+		++
Filtres à manches	+++	+++							+		
Électrofiltres	+++	++									
Neutralisation par voie sèche	+++	+++	+	++	+				+		
Neutralisation par voie semi-humide	+++	+++	+	+++	+++			+++	+		+
Neutralisation par voie humide	+++	+++	++	+++	+++			+++	+		+
Réduction sélective non catalytique (SNCR)						++					
Réduction sélective catalytique (SCR)						+++			+++		
Reburning						++	+				
Thermique							+++			+++	++
Thermique catalytique							+++			+++	++
Absorption (avec réactions chimiques)	++	++	+	+++			++	++			+++
Adsorption			+++	+	+		+	+	+++	+++	+++
Photocatalyse										++	++
Condensation										++	
Bio-oxydation										++	+++
Bioréduction							+	++			
Photosynthèse								+++			
Stockage								++			

+ : peu efficace ; ++ : efficace ; +++ : très efficace.

Tableau 25 : Matrice de possibilité de traitement des effluents atmosphériques (Bicocchi, 1998)

En ce qui concerne les sols pollués, les traitements concernent le plus souvent les rejets gazeux. L'abattement des poussières est plus particulièrement limité aux excavations sous tente.

6.2. METHODES DE TRAITEMENT DES EFFLUENTS GAZEUX

Une fois les gaz pompés et collectés, les grandes catégories d'options de traitement gazeux sont les suivantes :

- le rejet direct dans l'atmosphère,
- les méthodes d'extraction non destructives : adsorption sur charbon, absorption, condensation,
- les méthodes destructives : biotraitement (biofiltre, biolaveur, biopercolateur), incinérateurs, oxydation catalytique, brûlage à la torche, réduction thermique, photo-oxydation, recyclage et traitement (US EPA, 2006).

Le choix du type de traitement, ainsi que son dimensionnement, devra prendre en considération : les coûts (installation et fonctionnement notamment en termes de consommation énergétique et de gestion des sous-produits), le type de polluants (volatilité, biodégradabilité ...) ainsi que leurs concentrations, les débits, le temps de réaction, les températures, les rendements épuratoires, la teneur en humidité, la teneur en oxygène, la variabilité des concentrations et des débits en entrée.

Un intervalle du rapport coût efficacité est présenté en Figure 82.

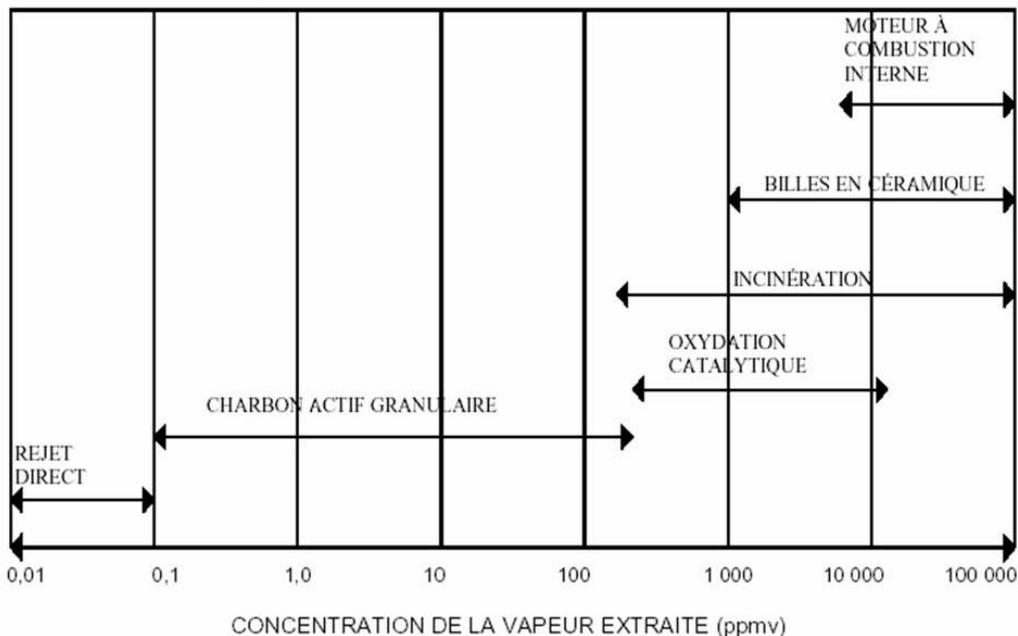


Figure 82 : Intervalle du rapport coût-efficacité de certaines méthodes de traitement des effluents gazeux (adapté de US EPA, 1987 par GTGLC, 2006)

Les techniques les plus couramment utilisées sont l'adsorption et l'absorption. Néanmoins, les traitements biologiques et l'oxydation catalytique présentent des avantages non négligeables. Les plages optimales d'utilisation des principales techniques de dépollution des gaz pollués par des COV sont présentées en Figure 83.

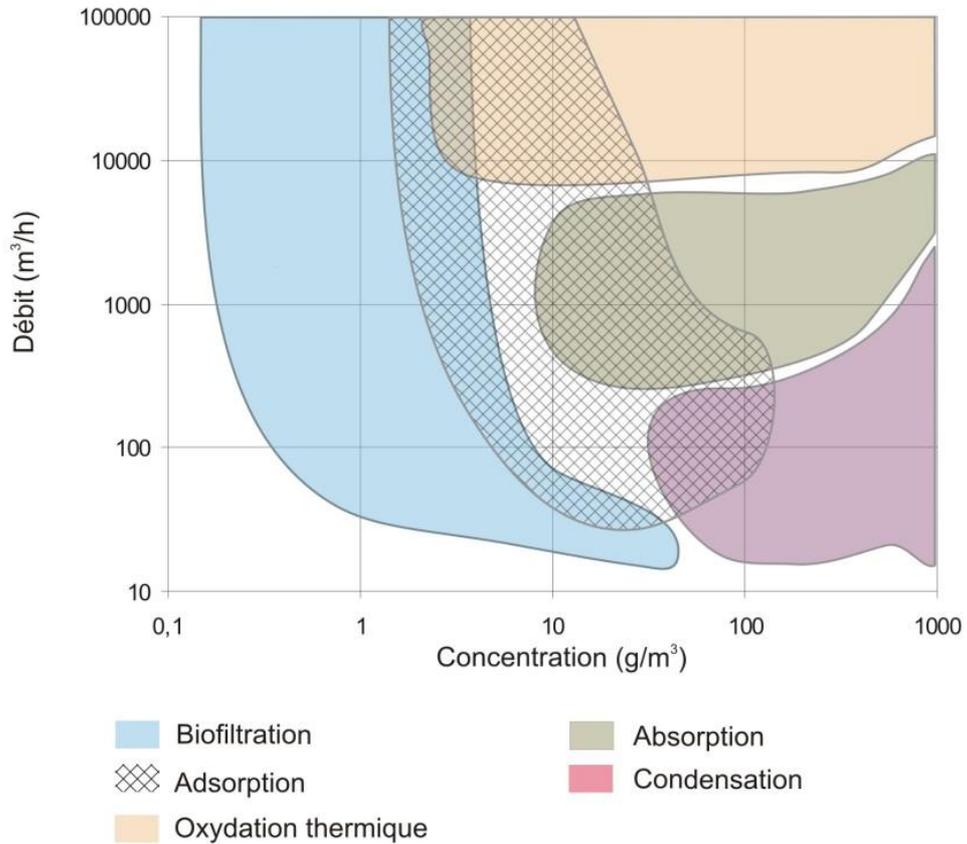


Figure 83 : Plages optimales d'utilisation des principales techniques de dépollution des gaz pollués par des COV (tiré de Le Cloirec, 1998)

Il est fortement recommandé de procéder à des essais d'orientation et d'évaluation préalablement à l'implantation des unités de traitement sur site. Les données nécessaires au dimensionnement ne seront pas abordées car elles sont similaires à celles du traitement des rejets industriels classiques. Seuls les procédés principalement employés dans le domaine des sites et sols pollués seront présentés.

6.2.1. Adsorption

Termes anglais : Vapor Phase Carbon Adsorption

Principe

Cette technologie de dépollution consiste à piéger les polluants gazeux par adsorption sur un matériau poreux.

Maturité

L'adsorption est une technique éprouvée et approuvée. Elle est très largement utilisée en France.

Description

L'adsorption consiste en un transfert de masse de polluants en phase gazeuse vers la surface d'un adsorbant, qui met en jeu des forces, de faible intensité, appelées forces de Van der Waals.

Le matériau le plus souvent utilisé est le charbon actif. Le charbon est activé (par un procédé de pyrolyse partielle de bois, de charbon..) afin de créer un matériau poreux présentant une grande surface de contact (300 à 2 500 m²/g de carbone), qui permet de retenir et d'adsorber de nombreuses molécules organiques ainsi que certains métaux (Cf. Figure 84).

Le charbon est le plus souvent régénéré ou éliminé *ex situ*.

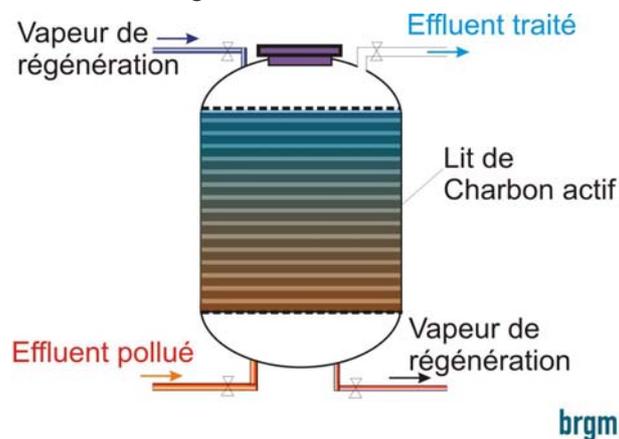


Figure 84 : Schéma de principe de l'adsorption sur charbon actif

Applicabilité

L'adsorption s'applique généralement à une purification très poussée. Le traitement par charbon actif est très efficace pour les COV halogénés et non halogénés, les SCOV et les PCB et certains types de métaux.

Moyens matériels

Le charbon est le plus souvent contenu dans des containers renforcés. La plupart des dispositifs comprennent un ou plusieurs filtres en série (ou en parallèle), des conduites et des distributeurs, des vannes de contrôle et de prélèvement, un dispositif de vidange, un dispositif de remplissage, un séparateur de condensas (ou dévésiculateur), une pompe à vide ou une soufflante en amont ou en aval du filtre (en fonction d'un travail en surpression ou non).

Variantes

La mise en œuvre des adsorbants se fait généralement sous forme de lits fixes garnis d'un adsorbant au travers desquels circule de manière ascendante l'air pollué. Il existe quelques rares variantes utilisant des lits fluidisés, des lits circulants ou de cartouches.

Dépendamment des débits et des concentrations des effluents, les filtres sont placés en série ou en parallèle.

D'une manière générale, le charbon actif est surtout utilisé sous forme de grains (dans des containers). Il peut aussi être utilisé en poudre (seulement pour des traitements discontinus ou de faible importance) ou tissés (permettant ainsi de juxtaposer des éléments modulaires adaptables au débit et à la charge polluante) et, dans une moindre mesure, sous forme de bâtonnets extrudés.

Le charbon actif est de loin le matériau le plus utilisé. Les charbons peuvent être modifiés afin de traiter des polluants de type : mercure, ammoniacque, sulfure d'hydrogène.

Les autres adsorbants commercialisés sont très peu utilisés. Il s'agit des matériaux suivants :

- les zéolithes : elles sont plus dispendieuses que le charbon actif mais sont moins sensibles à l'humidité et à la température :
 - les zéolithes naturelles anhydres et hydrophiles ; il s'agit principalement d'aluminosilicates avec une grande surface spécifique,
 - les zéolithes synthétiques peuvent être hydrophiles ou hydrophobes et sont manufacturées afin d'avoir certaines propriétés permettant de piéger certains polluants.
- les polymères synthétiques : copolymères de styrènes ou de divinylbenzène ou polymères d'esters acryliques spécifiques à certains polluants très spécifiques.

Efficacité/Performance

Le traitement peut atteindre un rendement épuratoire de 95 à 98 % (pour des concentrations en entrée de l'ordre de 500 à 2000 ppm).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable,
- procédé applicable à de nombreux polluants,
- commercialisation actuelle de nombreux modèles de capacités nominales diverses,
- colonnes peu encombrantes et faciles à installer,
- applicabilité à des débits importants,
- le procédé n'est pas sensible à de faibles fluctuations des concentrations en contaminants en amont (tant que ces concentrations ne sont pas trop élevées),
- rendements épuratoires importants,
- le procédé permet de fournir des effluents à faible teneur en contaminants ; il est souvent utilisé comme traitement de polissage pour atteindre des teneurs basses.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé physique non destructif ; lorsque le charbon est saturé, il doit être remplacé,
- les coûts d'exploitation ne sont pas négligeables,
- le procédé est souvent plus dispendieux que la biofiltration, la condensation et les traitements thermiques,
- le pourcentage d'épuration dépend des propriétés des contaminants : certains COV fortement polaires et/ou volatiles et certains COV de petites tailles s'adsorbent peu sur le charbon actif (chlorure de vinyle, méthanol, certains formaldéhydes, certains alcools, certains acides organiques, le MTBE, le dichlorométhane...),
- le procédé est d'autant plus efficace que les débits sont faibles et les concentrations sont inférieures à 200 ppmv (ce qui nécessite parfois l'utilisation d'un prétraitement),
- le procédé est souvent utilisé pour une gamme de COV comprise entre 500 et 5000 ppm ; pour des concentrations plus fortes ou des durées de traitement relativement longues, on constate que les traitements thermiques, les traitements par séparation de membrane ou par condensation sont plus

rentables,

- une humidité supérieure à 50 % peut diminuer la capacité d'adsorption du charbon (ce qui implique parfois l'utilisation d'un prétraitement ou l'emploi de zéolithe ou de polymères synthétiques),
- une température supérieure à 38-40°C diminue la capacité d'adsorption du charbon (d'où la nécessité de prendre en compte l'élévation de la température lors du pompage des gaz) ; le procédé est donc peu adapté au traitement de gaz issus de traitements thermiques,
- un colmatage du filtre peut avoir lieu en cas de développement bactérien, de transport de particules en suspension ou de présence de certains composés inorganiques, ce qui nécessite parfois des traitements complémentaires (utilisation de bactéricides, de dépoussiéreurs ...),
- les phénomènes d'adsorption sur le charbon actif sont exothermiques ; certaines molécules de type cétones (butanone, méthylisobutylcétone) et aldéhydes peuvent potentiellement générer des problèmes d'incendies.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de l'ordre quelques secondes.

Les coûts de traitement des gaz par adsorption sur charbon actif peuvent se décomposer comme suit :

- achat : 6 000 à 10 000 € pour des unités de traitement de 500 à 1 000 kg,
- coûts de remplacement du charbon actif : de 2 à 5 €/kg,
- auxquels il faut ajouter les coûts de suivi et de maintenance.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une filtration sur charbon actif sont les suivants :

- les débits d'air,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, dépression, concentrations en polluants dans les gaz en entrée, remplissage du dévésiculateur, saturation des filtres, perte de charge si nécessaire (colmatage), compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

6.2.2. Absorption (ou lavage)

Termes anglais : Scrubber

Principe

L'absorption consiste à réaliser l'opération inverse du stripping ; il s'agit de procéder à un lavage des gaz afin de transférer les polluants de la phase gazeuse à la phase liquide.

Maturité

Cette technique est mature et largement utilisée pour traiter les rejets gazeux industriels. Dans le domaine des sites et sols pollués, elle est surtout utilisée comme traitement auxiliaire pour neutraliser les gaz acides en sortie de traitement thermique gazeux.

Description

Le transfert de matière est réalisé au sein de réacteurs gaz-liquide dans lesquels les deux phases sont mises en contact (Cf. Figure 85).

La solution de lavage la plus souvent utilisée est l'eau, dans certains cas, on peut avoir recours à des solutions oxydantes (eau de Javel, NaOCl), des solutions amphiphiles (qui possèdent à la fois un groupe hydrophile et hydrophobe), des solutions acides ou des solutions basiques afin d'accélérer les transferts ou d'engendrer des réactions acido-basiques ou d'oxydation. Ces solutions peuvent être récupérées et traitées/recyclées.

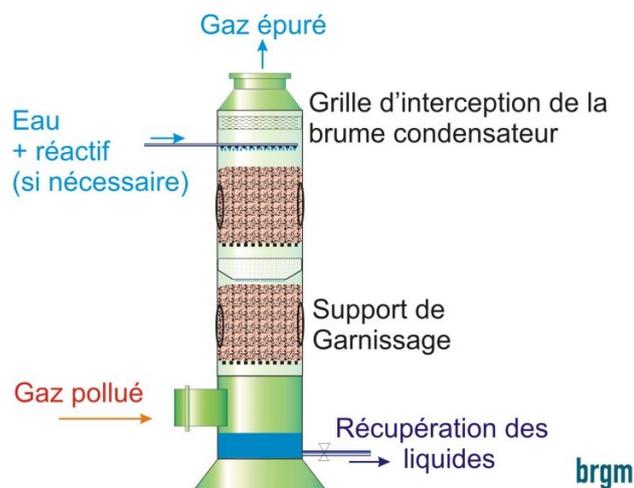


Figure 85 : Schéma de principe d'une unité d'absorption (par colonne à garnissage)

Applicabilité

Ce procédé est applicable à un grand nombre de polluants (acide chromique, acide sulfurique, acide chlorhydrique, sulfure d'hydrogène, oxyde et dioxyde d'azote, ammoniac, chlorures, fluorures, dioxyde de soufre, acides gras volatiles, alcools, cétones, dérivés chlorés, composés odorants de type soufrés et parfois COV) et même à des poussières (entraînement mécanique de poussières de l'ordre de 2,5 à 10 µm) ainsi que les polluants qui y sont adsorbés (HAP, dioxines ...).

Moyens matériels

La plupart des dispositifs comprennent une tour de contact, des distributeurs, des pompes « eau », si nécessaire un stockage de réactifs et des pompes doseuses associées, une pompe à vide ou une soufflante en amont ou en aval de l'unité (en fonction d'un travail en surpression ou non), des conduites, des vannes de contrôle et de prélèvement.

Variantes

Il existe deux types de contacteurs sur le marché industriel :

- les contacteurs dans lesquels le gaz est dispersé sous forme de bulles : colonne à dispersion de bulles, gazosiphon (airlift), réacteur agité mécaniquement, lit fixe triphasique, mélangeur statique, hydroéjecteur,
- les contacteurs dans lesquels le liquide est dispersé sous forme de gouttes et de film : colonne à garnissage, colonne à plateaux perforés, colonne à pulvérisation, éjecteur/venturi, colonne à film tombant, aérateurs mécaniques de surface.

Les venturis, colonnes à garnissage et tours d'aspersion sont les plus utilisés.

Efficacité/Performance

Le traitement peut atteindre un rendement épuratoire de 80 à 95 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable ; de nombreux modèles de capacités nominales diverses sont actuellement commercialisés,
- pour des débits moyens, colonnes peu encombrantes et faciles à installer,
- procédé applicable à des débits importants,

- rendements épuratoires importants (80 à 99 %); le procédé permet de fournir des effluents à faible teneur en contaminants,
- procédé peu sensible aux fluctuations de la concentration des contaminants,
- applicabilité à une vaste plage de concentrations de contaminants dissous.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé physique non destructif ; les eaux polluées doivent faire l'objet de traitement,
- coûts d'exploitation non négligeables (la solution de lavage doit être traitée),
- les problèmes de colmatage peuvent être rencontrés (précipitation, développement de floccs bactériens ...),
- des problèmes de corrosion sont souvent constatés.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de l'ordre quelques secondes.

Les coûts de traitement des gaz par adsorption (neutralisation) peuvent se décomposer comme suit :

- achat : 12 000 à 21 000 € pour des unités de traitement de 200 à 300 m³/h,
- coûts de fonctionnement : de 20 à 45 €/(m³/h).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une unité d'absorption sont les suivants :

- les débits d'air et d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets après traitement),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, dépression, concentrations en polluants dans les gaz en entrée, suivis de l'incrustation et de l'entartrage potentiel (pH, Eh, TH, TAC, MES, conductivité), compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage acide...)...

6.2.3. Condensation

Termes anglais : Vapor Condensation

Principe

Cette technique permet, par refroidissement des gaz, de condenser les polluants et de les séparer des effluents gazeux ainsi purifiés.

Maturité

Cette technique, couramment utilisée dans le domaine des rejets atmosphériques industriels, est peu usitée dans le domaine des sites et sols pollués à cause de son prix.

Description

Cette technique est utilisée pour traiter les effluents gazeux chauds (notamment ceux issus de traitements thermiques). La condensation des polluants gazeux peut être réalisée en diminuant la température des gaz (à une pression constante) via des échangeurs thermiques ou/et en augmentant la pression des gaz (Cf. Figure 86). Les polluants sont alors récupérés sous forme liquide et sont par la suite traités.

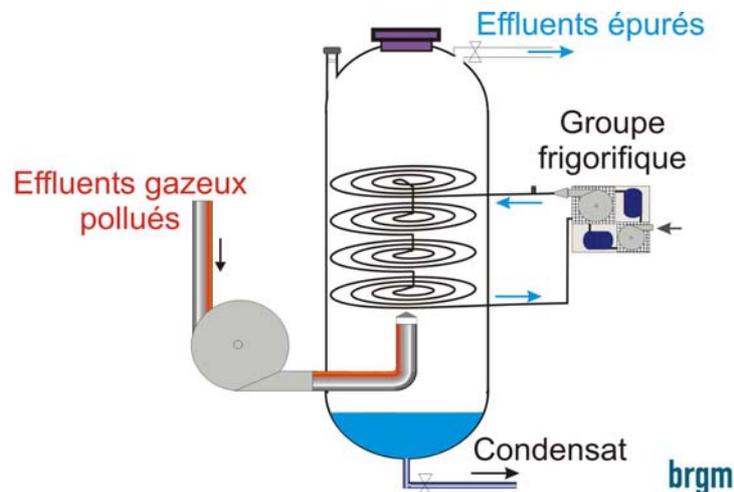


Figure 86 : Schéma de principe de la condensation

Il existe principalement deux types de condenseurs :

- **les condenseurs de surface**, se présentant sous forme d'échangeurs thermiques de type tubulaire : un fluide circule dans des tubes alors que les gaz pollués circulent dans l'espace entre les 2 tubes ;
- **les condenseurs à contact direct** qui consistent à « arroser » les gaz pollués à l'aide du fluide (via des tours à plateau ou des tours de garnissage).

Les fluides de refroidissement utilisés sont de l'eau refroidie, des solutions de saumure ou des fluides cryogéniques. Ces fluides peuvent être recyclés.

Applicabilité

Cette technique peut être utilisée pour traiter les COV, COHV, SCOV, SCOHV et PCB.

Moyens matériels

La plupart des dispositifs comprennent une tour de contact, des distributeurs, des échangeurs thermiques, un groupe frigorifique, des pompes « eau », une pompe à vide ou une soufflante en amont ou en aval de l'unité (en fonction d'un travail en surpression ou non), des conduites, des vannes de contrôle et de prélèvement et un dispositif de vidange.

Variantes

Des variantes basées sur des parois froides ou des séparations par membranes non poreuses sont également utilisées.

Efficacité/Performance

Le traitement peut atteindre des rendements épuratoires importants (80 à 99 %).

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable,
- pour des débits moyens, colonnes peu encombrantes et faciles à installer,
- applicabilité à des débits importants,
- rendements épuratoires importants; le procédé permet de fournir des effluents à faible teneur en contaminants,
- applicabilité à une vaste plage de concentrations de contaminants dissous,

- récupération du surplus d'eau dans les effluents gazeux,
- procédé parfois applicable après un traitement thermique

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé physique non destructif,
- traitement nécessaire des résidus liquides,
- coûts d'exploitation non négligeables,
- des procédés approuvés sont souvent technico-économiquement plus adaptés pour des concentrations faibles,
- des problèmes de colmatage peuvent être rencontrés (précipitation, développement de flocs bactériens ...),
- des problèmes de corrosion sont souvent constatés.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de l'ordre de quelques secondes.

Les coûts varient, en fonction de la complexité des polluants et des débits, entre 3 et 25 €/kg de polluants organiques éliminés (coûts d'investissement et de fonctionnement compris). A titre informatif, les coûts d'investissement sont de l'ordre de 17 000 à 30 000 € pour une unité de 300 m³/h.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une condensation sont les suivants :

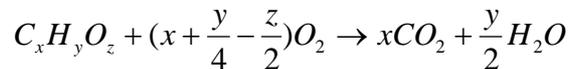
- les débits d'air,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique, volumes et concentrations en polluants dans les liquides (condensats) en vue de leur élimination, suivi de l'incrustation et de l'entartrage, température, paramètres de suivi de l'injection des liquides de refroidissement, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

6.2.4. Procédés d'oxydation thermique

Termes anglais : Thermal Oxidation, Direct-Flame Thermal Oxidizers, Flameless Thermal Oxidizers, Catalytic Oxidizers

Principe

Les traitements thermiques permettent de détruire les composés essentiellement organiques par combustion ou oxydation à haute température (au minimum 315 °C). La réaction d'oxydation complète des éléments combustibles aboutit à l'équation suivante :



Maturité

Cette technique est éprouvée et largement commercialisée dans le domaine des sites et sols pollués. Ce procédé est souvent utilisé pour dépolluer les gaz issus des unités de stripping, de venting, de SVE ou de désorption thermique in situ.

Description

L'oxydation thermique classique (oxydation thermique par flamme directe) est une technologie qui consiste à éliminer les composés organiques combustibles via une réaction à haute température en présence d'oxygène (Cf. Figure 87). Lorsque la réaction est complète, les produits de la dégradation sont le CO₂ et l'H₂O.

Les températures d'opération sont le plus souvent de l'ordre de 650 à 1400 °C. La température à atteindre dépend de plusieurs facteurs notamment la présence ou non de catalyseurs, le type de polluant, le temps de séjour, la turbulence...

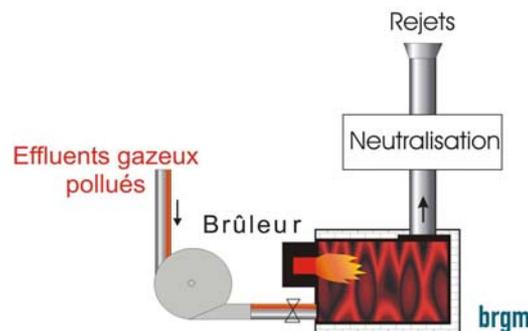


Figure 87 : Schéma de principe de l'incinération

Applicabilité

Les polluants principalement traités par l'incinération sont les composés suivants : COV, SCO, SCOV, SCOHV, hydrocarbures, hydrocarbures halogénés dont les chlorés.

Moyens matériels

Les unités d'oxydation thermique par flamme directe contiennent une soufflante, une chambre de combustion entourée de matériaux réfractaires et munie d'un appoint en combustible (brûleur) et une unité de traitement des gaz si nécessaire. Un préchauffage des gaz et une récupération de la chaleur sont souvent mis en place.

Dans quelques rares cas, les concentrations en COV sont suffisantes pour permettre la combustion sans apport de fuel.

La combustion des COHV peut entraîner la formation d'acide notamment d'acide chlorhydrique nécessitant un traitement complémentaire par de type scrubber ou lavage avec une solution basique.

Variantes

Les sources d'énergie peuvent être diverses : électricité, propane, gaz naturel ou fuel..).

Les types de traitement des gaz après l'oxydation peuvent aussi être très divers dépendamment des polluants résiduels potentiels et des normes de rejets : postcombustion, refroidissement, lavage à l'eau, lavage à l'acide, filtration des poussières, adsorption....

La récupération de chaleur peut être réalisée par épurateurs récupérateurs ou régénératifs.

Les variantes des procédés d'oxydation thermique sont multiples ; les principales techniques sont présentées ci-dessous.

- **Oxydation thermique « sans flamme »**

La combustion dans les unités d'oxydation thermiques « sans flamme » se produit dans une matrice en céramique poreuse, chimiquement inerte et chauffée à la température désirée.

- **Oxydation catalytique**

Les effluents gazeux sont dirigés vers une chambre de combustion où ils sont chauffés puis sont dirigés vers un catalyseur (Cf. Figure 88). L'utilisation de catalyseurs permet d'accélérer la vitesse d'oxydation en améliorant l'adsorption de l'oxygène (libéré par le catalyseur) et du polluant à la surface du catalyseur où ils réagissent. Ceci permet de

diminuer les températures de réaction. Ainsi les COV peuvent être détruits à des températures comprises entre 200° et 540° C. Du fait d'une consommation moindre de combustible, ce procédé commence à devenir économiquement rentable par rapport à l'incinération classique pour des concentrations comprises entre 1 000 et 5 000 ppmv.

Les principaux oxydants utilisés sont les oxydes à base de cuivre, de nickel, de manganèse, de chrome ainsi que certains métaux nobles (platine, titane, palladium).

Il faut être vigilant avec certains polluants gazeux de type soufrés ou halogénés qui peuvent « désactiver » le catalyseur.

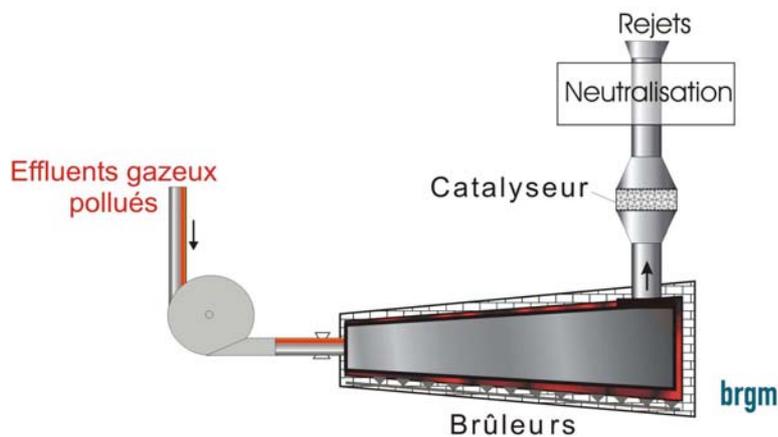


Figure 88 : Schéma de principe de l'oxydation catalytique

- **Brûlage à la torche**

Cette technique est peu utilisée dans le domaine des sites et sols pollués. En effet, elle nécessite que les rejets atmosphériques aient une valeur énergétique suffisamment élevée pour être brûlée à la torche (directement dans l'atmosphère) ou dans un brûleur sans aucun apport de combustible (Cf. Figure 89).

Cette technique, moins onéreuse que les autres procédés thermiques, ne permet pas de contrôler aussi efficacement les paramètres essentiels de l'oxydation thermique (température, turbulence, temps de séjour).

La chaleur produite par la combustion peut être récupérée.

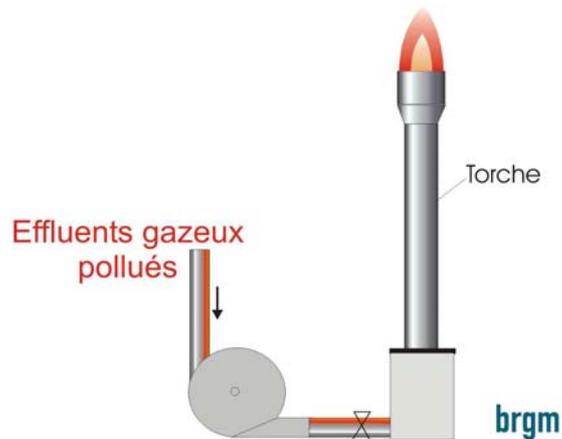


Figure 89 : Schéma de principe du brûlage à la torche

- **Combustion à l'intérieur d'un moteur**

La technologie de combustion à l'intérieur d'un moteur a été développée pour le traitement des hydrocarbures pétroliers. Le principe repose sur le mélange des gaz pollués par des hydrocarbures pétroliers dans le carburateur d'un moteur. Les gaz sont par la suite oxydés avec les hydrocarbures nécessaires au fonctionnement des moteurs. Ceci permet donc de fournir de l'énergie à moindre coût notamment pour le fonctionnement des pompes.

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires peuvent atteindre 95 à 99,9%.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable,
- commercialisation actuelle de nombreux modèles de capacités nominales diverses,
- pour des débits moyens, les incinérateurs sont peu encombrants,
- applicabilité à des débits importants,
- le procédé tolère relativement bien les fluctuations de débit gazeux et de concentrations de contaminants,
- rendements épuratoires importants (99,9 %) ; les incinérateurs de contaminants gazeux sont beaucoup plus efficaces que ceux servant à l'élimination des liquides et des solides (du fait d'une meilleure distribution de la chaleur et des contaminants à l'intérieur du brûleur),
- applicabilité à une vaste plage de concentrations de contaminants organiques.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- procédé onéreux (en termes d'investissement et d'exploitation),
- l'incinération produit des émissions nocives si elle n'est pas utilisée correctement (HAP, dioxines, furannes),
- besoin d'un entretien régulier et d'une haute technicité,
- le procédé possède une image négative,
- le procédé est énergivore et consomme une quantité de carburant importante pour des pollutions en COV faibles (le système est autotherme lorsque la concentration en COV est de l'ordre de 10 g.m^{-3}),
- les effluents gazeux doivent souvent être épurés ; les matières particulaires (de type poussières, cendres volantes) doivent être éliminées à l'aide de dépoussiéreurs et de filtres,
- lorsque les composés organiques traités contiennent des hétéroatomes comme du soufre (H_2S , mercaptans, sulfures...), de l'azote (ammoniac, amines...) ou du chlore (solvants chlorés), les rejets contiennent alors des oxydes de soufre, d'azote ou de l'acide chlorhydrique qu'il faudra traiter (lavage, post combustion...),
- des problèmes de corrosion sont souvent constatés,
- les concentrations en polluants gazeux doivent être inférieures à 25 % de la Limite Inférieure d'Explosivité (LIE), ce qui peut parfois nécessiter une dilution des polluants à l'entrée.

Coûts et délais

Les durées de traitement sont de quelques secondes au maximum ; par exemple, le temps de séjour est de l'ordre de 1s pour de faibles concentrations en composés organiques).

Les coûts de traitement des gaz par oxydation thermique peuvent se décomposer comme suit :

- achat : 25 000 à 110 000 € pour des unités de traitement de 200 à 800 m^3/h ,
- coûts de fonctionnement énergétique annuel : 3 000 à 15 000 €/an pour une unité de 200 m^3/h (dépendamment du type de combustible, de la capacité de traitement et de l'apport énergétique à fournir),
- auxquels il faut ajouter les coûts de suivi et de maintenance.

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre dans les procédés d'oxydation thermique sont les suivants :

- les débits d'air,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des

normes de rejets),

- les paramètres relatifs au fonctionnement : température dans le four et en sortie, turbulence, temps de séjour, concentrations en polluants dans les gaz en entrée, teneur en oxygène, ratio air/combustible, consommation de combustible (débit et pression) ou énergétique, dépression au niveau du four et flux aérauliques associés, compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage ...).

6.2.5. Photo-oxydation

L'oxydation est rendue possible grâce à la formation du radical hydroxyle (OH^\bullet), présentant un fort pouvoir oxydant, et capable d'oxyder la très grande majorité des polluants organiques (Cf. Figure 90).

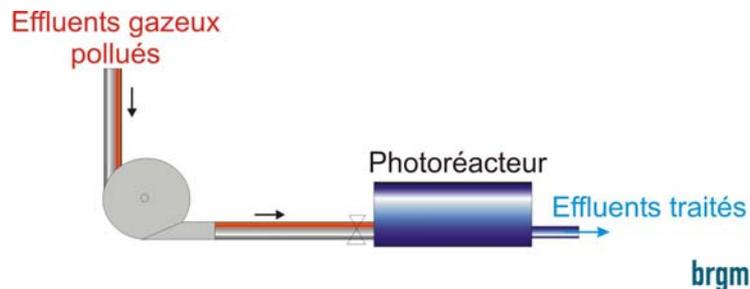


Figure 90 : Schéma de principe de la photo-oxydation

La photo-oxydation catalytique constitue une variante à ce procédé.

Cette technique est très peu utilisée. Par ailleurs, l'efficacité de ce procédé se heurte actuellement à des problèmes de distribution non homogène des polluants ainsi qu'à une sensibilité aux variations de débits.

A l'heure actuelle, le stade de développement a dépassé la R&D mais il n'existe que très peu de cas reportés à l'échelle industrielle.

6.2.6. Réduction thermique

La réduction thermique (Thermal Reduction) consiste à chauffer les gaz pollués à des températures de 800 à 900 °C, en présence d'hydrogène afin de provoquer leur réduction.

Ce procédé commence à être employé dans certains pays de l'OCDE. Ce procédé, moins cher que l'incinération, semblerait être techniquement concurrentiel à l'adsorption sur charbon actif pour des teneurs élevées en polluants.

6.2.7. Bioréacteurs

Termes anglais : Biofiltration

Principe

Le but des bioréacteurs est de réaliser un transfert des polluants gazeux vers la phase liquide et de procéder aux réactions de biodégradation. Le principe de la biodégradation est présenté au § 3.1.5.

Maturité

Cette technique est largement utilisée pour les rejets des effluents gazeux industriels. Elle commence à se développer dans le domaine des sites et sols pollués, et plus particulièrement pour le traitement des rejets atmosphériques des biotertres.

Description

Les bioréacteurs le plus couramment utilisés dans le domaine des sites et sols pollués sont les biofiltres fonctionnant en conditions aérobies. Le réacteur est rempli d'un matériau inerte poreux très perméable et à grande surface spécifique. Les gaz pollués circulent à travers le matériau filtrant. Ce matériau sert de support de biomasse qui croît grâce à la biodégradation des polluants et qui se développe autour des particules solides sous la forme d'un biofilm (Le Cloirec, 1998).

Le réacteur estensemencé (par des boues, des micro-organismes spécifiques) et alimenté par une solution aqueuse enrichie en nutriments (N, P, K, oligoéléments ...). Les effluents gazeux sont introduits en continu (Cf. Figure 91). Les conditions à l'intérieur du réacteur sont maintenues aussi stablement que possible afin de favoriser la croissance optimale des microorganismes.

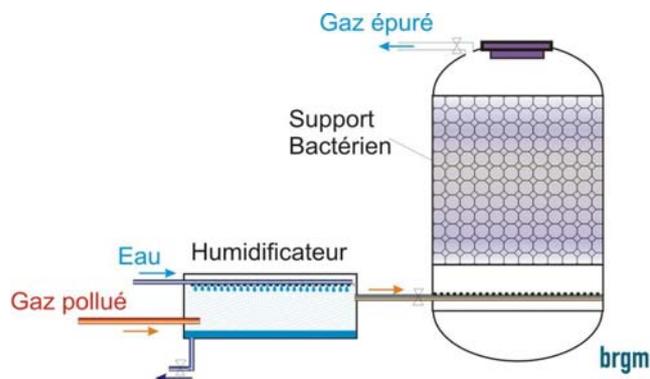


Figure 91 : Schéma de principe d'un biofiltre

Le procédé nécessite des conditions du milieu constantes et plus spécialement une teneur en eau élevée et constante.

Applicabilité

Les biofiltres sont essentiellement utilisés pour les COV, les hydrocarbures légers à moyens (de type essence et gasoil) et certains composés odorants (notamment les mercaptans).

Moyens matériels

Les moyens matériels pour les biofiltres sont les suivants :

- humidificateur : l'assèchement des biofiltres par circulation d'air peut bloquer les processus biologiques. De plus, les zones localement sèches peuvent créer des fissures dans le garnissage, privilégient le cheminement préférentiel et réduisent la surface d'échange active. Il est donc nécessaire d'utiliser un humidificateur sur site. Signalons que l'apport d'eau ne doit cependant pas être excessif car cela favorise aussi la formation de zones anaérobies, responsables d'émissions malodorantes et d'une baisse d'efficacité du système,
- une pompe « eau », une pompe à vide ou une soufflante en amont ou en aval de l'unité (en fonction d'un travail en surpression ou non), des conduites, des vannes de contrôle et de prélèvement,
- du matériel relatif à l'ajout de nutriments et du C/N/P/K : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau,
- un container rempli du matériau servant de support à la biomasse,
- un réseau de canalisations perforées permettant la répartition des gaz.

Variantes

La dégradation peut être réalisée par bioaugmentation ou par biostimulation.

Le garnissage des bioréacteurs est soit synthétique (plastique, charbon actif, perlite...) soit naturel (mousse de tourbe, compost, terre, copeaux de bois, pouzzolane, ...).

Il existe deux variantes aux biofiltres : les filtres percolateurs (ou lits bactériens) et les biolaveurs.

- **Filtres percolateurs (ou lits bactériens)**

Ce procédé est plus novateur et moins utilisé que le biofiltre. Le principe consiste à faire ruisseler la phase aqueuse sur un garnissage inerte (identique à ceux utilisés pour les colonnes de lavage des gaz). L'apport de nutriments est réalisé par l'alimentation en continue de solution dans la colonne. Il est généralement prévu une recirculation des eaux (cf. Figure 92).

Comparativement au biofiltre, cette technique est plus efficace pour les raisons suivantes : l'air atteint rapidement la saturation en eau dans les filtres, les conditions optimales du milieu sont aisément maintenues (t° , nutriments, pH,...). Ainsi les rendements épuratoires sont plus élevés, les temps de traitements sont plus faibles et les composés potentiellement traités peuvent être réputés plus récalcitrants (H_2S , COHV, dans certains cas, composés organiques de masses moléculaires plus importantes...).

Par contre, cette technique est plus complexe à mettre en œuvre et à opérer. De plus, elle est plus chère et génère des rejets liquides.

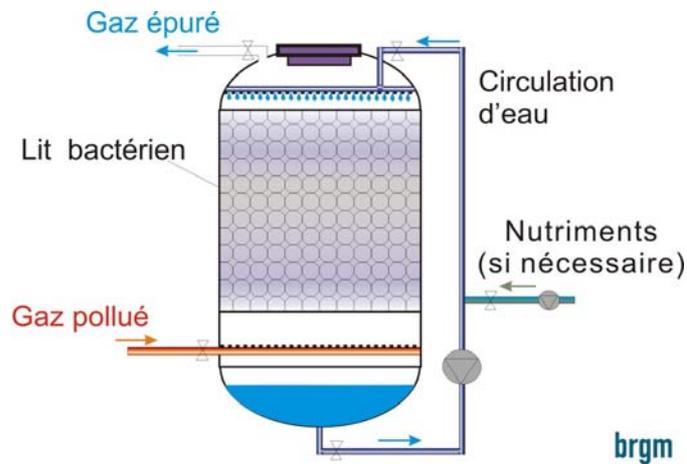


Figure 92 : Schéma de principe d'un filtre percolateur (ou lit bactérien)

- **Biolaveurs**

Les biolaveurs sont encore de conception plus récente. Le procédé consiste en une séparation physique par absorption en solution des composés volatils, suivi d'un traitement biologique de la phase aqueuse (cf. Figure 93). L'air est donc épuré par passage dans une colonne à garnissage. Les eaux souillées sont récupérées dans un bassin afin d'être biodégradées. Le bioréacteur est ensuite contrôlé afin d'assurer les meilleures conditions pour la biodégradation, O_2 , pH, Eh, ratio C/N/P/K, additifs (cf. § 4.5.1).

Une partie des rejets aqueux est dirigée vers la colonne d'absorption.

Comparativement aux deux autres procédés, les biolaveurs sont généralement plus chers (sauf dans certains cas notamment avec certains polluants solubles). Ils ne permettent pas le développement des microorganismes à croissance lente et ils génèrent des boues résiduelles.

Par contre, les rendements épuratoires sont plus élevés (du fait d'un meilleur contrôle des conditions du milieu..), ils présentent une meilleur maîtrise des performances dans le temps et ils génèrent peu de problème de colmatage.

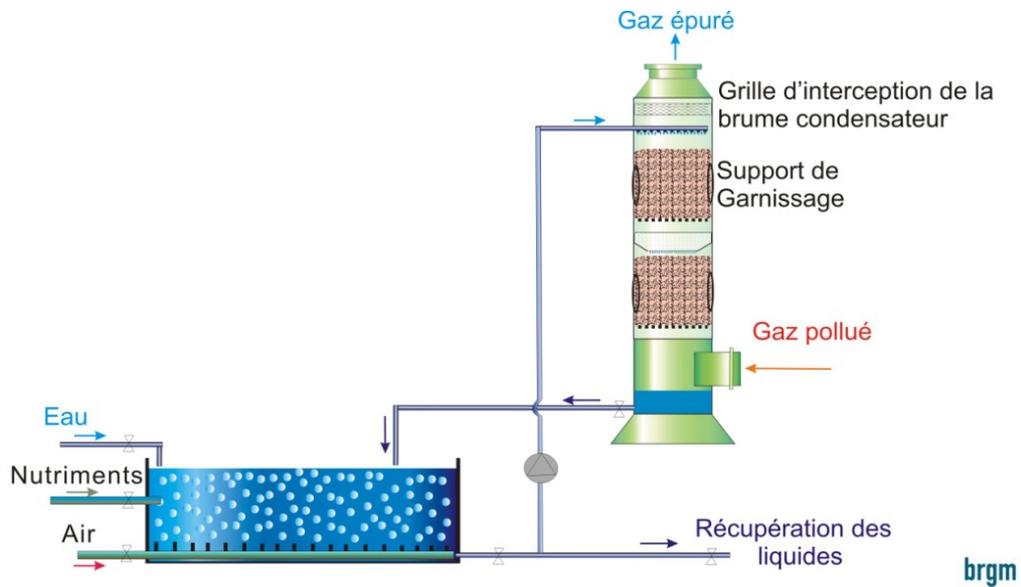


Figure 93 : Schéma de principe d'un biolaveur

Efficacité/Performance

Les rendements épuratoires dans des conditions optimales peuvent atteindre 85-90 %.

Avantages, inconvénients et facteurs limitants

Les avantages de ce traitement sont :

- procédé éprouvé et fiable,
- de nombreux modèles de capacités nominales diverses sont actuellement commercialisés,
- procédé destructif,
- le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut dans certains cas atteindre plus de 90 %,
- procédé bon marché en termes de fonctionnement et d'investissement,
- applicabilité à de nombreux polluants.

Ses inconvénients et facteurs limitants sont :

- ce procédé ne permet pas d'atteindre des rendements épuratoires aussi élevés que les traitements thermiques et physiques,

- la plage optimale d'utilisation des biofiltres est de quelques ppm à 5 000 ppm de COV (l'optimum étant de 1 500 ppm)
- les débits maximum d'extraction sont limités ; typiquement les plages d'applicabilité varient entre 10 et 150 g/m³/h de COV,
- le procédé ne permet pas de traiter les composés organiques récalcitrants,
- le procédé peut générer des sous-produits de dégradation parfois toxiques,
- certains composés gazeux peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- les problèmes de colmatage peuvent être rencontrés (précipitation, développement de floccs bactériens ...),
- des problèmes de corrosion sont souvent constatés,
- le procédé est sensible aux variations de débits, de pH, d'Eh, de teneurs en nutriments, de teneurs en C/N/P/K, d'humidité (optimum entre 40 et 60 %), de température, de concentrations et de type de polluants ; les performances des rendements épuratoires dépendent étroitement de ces facteurs
- le procédé nécessite une expertise et un suivi fin,
- le procédé nécessite parfois une élimination des microorganismes,
- en cas d'anomalie, il est difficile de diagnostiquer le problème et de relancer la biodégradation rapidement,
- l'utilisation de filtre à charbon actif peut être nécessaire en début de traitement d'extraction de gaz (lorsque les concentrations sont importantes) ; par la suite, le traitement peut être réalisé par biofiltration seule.

Coûts et délais

La durée de traitement est de quelques secondes pour le passage de l'air. Pour la dégradation, une fois les composés piégés dans le bioréacteur, la durée est comprise entre quelques jours à plusieurs semaines.

Les coûts varient, en fonction de la biodégradabilité des polluants et des débits, entre 5 et 10 €/kg de polluants organiques éliminés (coûts d'investissement et de fonctionnement compris).

Paramètres de suivi

Les paramètres à suivre avec une biofiltration sont les suivants :

- les débits d'air et d'eau,
- les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques (respect des normes de rejets),
- les concentrations en polluants dans les rejets aqueux (respect des normes de rejets après traitement),
- les paramètres relatifs au fonctionnement : consommation électrique,

dépression, concentrations en polluants dans les gaz en entrée, suivi des charges massiques, suivi de l'incrustation et de l'entartrage potentiel (pH, Eh, TH, TAC, MES, conductivité), compteur de fonctionnement horaire, paramètres d'entretien (nettoyage acide...), état de colmatage des supports de garnissage, paramètres relatifs au bon développement des bactéries (pH, température, conductivité, potentiel redox, humidité, ratio C/N/P/K, teneurs en éventuels additifs, si nécessaire dénombrement bactérien dans les sols et dans l'eau)...

6.3. ELIMINATION DES PARTICULES

Les particules sont définies comme une petite partie de matière solide ou liquide en suspension dans l'air ou déposée sur une surface et susceptible de se mettre en suspension ; elles sont réparties en sous-classes de polluants variant dans une gamme de granulométrie de 0,005 µm à environ 100 µm.

L'élimination de ces particules est basée sur des procédés de filtration, d'électrofiltration et de cyclonage. Ils permettent donc d'éliminer les particules mais aussi les métaux lourds, les PCB, les HAP, les dioxines et les furannes, sachant que ces composés sont associés à des particules en suspension.

Les méthodes et les dispositifs suivants ont comme principale fonction d'éliminer les poussières et les particules (CITEPA, 2008).

Les principaux procédés de dépoussiérage sont les cyclones, les électrofiltres, les filtres et les laveurs. Les ordres de grandeur relatifs aux coûts des procédés de dépoussiérage et les plages de fonctionnement associées sont présentés dans le Tableau 26 ci-dessous.

	Investissement	Exploitation	Emissions
Cyclones	+	+	<250 à 120 mg/m ³
Electrofiltres	+++	+	<50 à 30 mg/m ³
Filtres à manches	+++	++	<10 à 5 mg/m ³
Laveurs	+	++/+++	<50 mg/m ³

Tableau 26 : Ordres de grandeur relatifs aux coûts des procédés d'élimination des particules et plages de fonctionnement associées (CITEPA, 2008)

La présentation des différents types de dépoussiéreurs, peu utilisés dans le domaine des sites et sols pollués, est réalisée de manière succincte.

6.3.1. Cyclones

Les cyclones utilisent les différences de masses volumiques des poussières (environ 1 000 fois supérieures à celles des gaz) et mettent en jeu les forces mécaniques (inertie, pesanteur, force centrifuge), dans le but de faire migrer les poussières hors du gaz porteur et ainsi d'assurer leur séparation (Cf. Figure 94).

Les cyclones sont robustes, peu onéreux et de mise en œuvre aisée dans une large gamme de conditions opératoires (température, pression des gaz et concentration en particules).

Les cyclones sont particulièrement efficaces (> 95 %) pour des particules de diamètres aérodynamiques supérieures à 15 µm. Ce procédé est souvent utilisé en prétraitement.

Il est nécessaire de prendre des précautions afin de limiter les phénomènes d'érosion du matériel et d'attrition des particules.

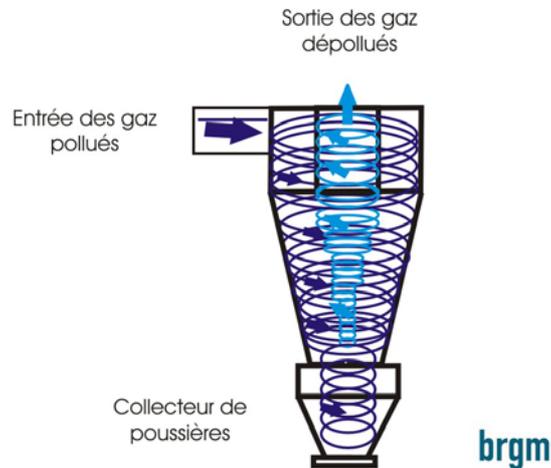


Figure 94 : Schéma de principe d'un cyclone

6.3.2. Dépoussiéreurs humides (ou laveurs)

Les dépoussiéreurs humides (ou laveurs) présentent un principe identique à celui de l'adsorption : les rejets atmosphériques sont mis en contact avec un jet d'eau ou une autre solution afin d'extraire les poussières. Ces poussières se chargent en eau, s'alourdissent et se dirigent par gravité vers un collecteur (Cf. Figure 95).

Les principaux procédés utilisés sont les venturiers et les tours d'aspersion. Certaines solutions permettent d'extraire des polluants gazeux spécifiques (cf. § 6.2.2).

Les laveurs sont particulièrement adaptés pour le dépoussiérage lorsque les gaz sont proches de la saturation en eau ou lorsque des problèmes de sécurité ne permettent pas le dépoussiérage par voie sèche.

Les avantages sont principalement : le refroidissement des gaz ainsi que l'opération simultanée de neutralisation de certains gaz et d'élimination des poussières.

Les plages d'utilisation optimales sont pour des diamètres aérodynamiques compris entre 2 et 130 μm .

Les principaux inconvénients du lavage résident dans le transfert de la pollution vers une phase liquide et boueuse qu'il faut traiter et éliminer à des coûts parfois élevés surtout si les boues ne sont pas revalorisables. Le procédé est très sensible à la corrosion. Le procédé doit être parfois protégé du froid ; par ailleurs, les rejets doivent être parfois réchauffés pour éviter des rejets visibles.

Les rendements épuratoires varient entre 80 et 99 %, dépendamment des configurations et surtout de l'énergie apportée pour intercepter les particules.

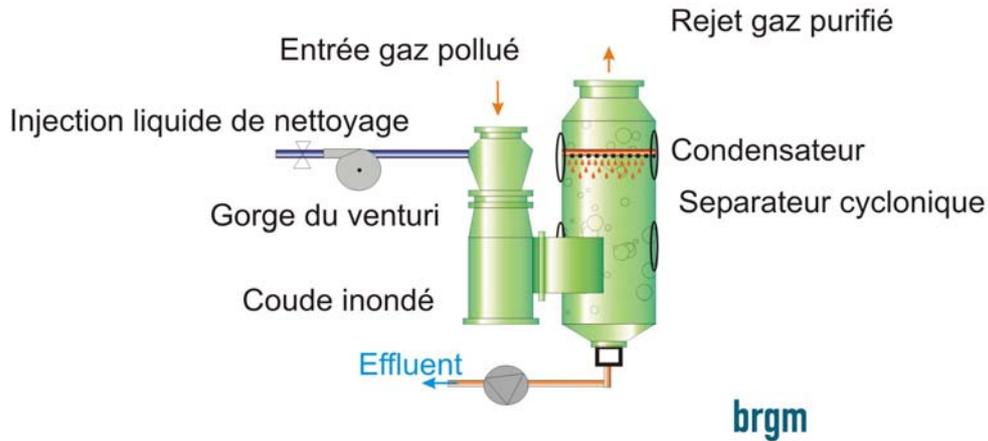


Figure 95 : Schéma d'un dépoussiéreur humide (laveur par venturi)

6.3.3. Electrofiltres

Les particules présentent naturellement une faible charge électrique due à leur composition chimique ainsi qu'aux phénomènes électrostatiques générés par leur déplacement. Les poussières sont ionisées (effet couronne) puis piégées par l'action d'un champ électrique créé entre des électrodes émissives (fils) et des électrodes collectrices (plaques).

La récupération des poussières (décolmatage) est réalisée par vibration, frappage ou lavage des électrodes collectrices. Les particules sont par la suite entraînées vers un filtre (Cf. Figure 96).

Les électrofiltres sont très efficaces (rendement > 98 %). Cette technologie de filtration permet d'obtenir une très bonne efficacité pour une large gamme de taille de particules. Néanmoins, ils sont particulièrement adaptés pour des particules de diamètres aérodynamiques compris entre 0,2 à 0,5 μm .

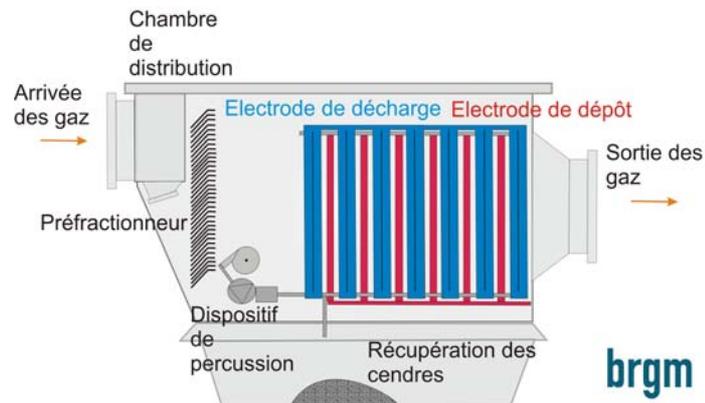


Figure 96 : Schéma de principe d'un électrofiltre

6.3.4. Filtres

Le principe consiste à faire passer l'air pollué dans un médium filtrant qui retient les poussières. Les pores des media filtrants sont calculés en fonction de la taille des particules. Les pores des filtres se colmatent progressivement et doivent donc être régénérés régulièrement (par vibration, contre-courant ou air comprimé).

Il existe différents types de media filtrants (médias fibreux tissés, feutres ou non-tissés, papiers filtrants) ainsi que différents types de filtre : filtres à manches (ou à poches) présentés en Figure 97, et filtres à cassettes (ou à cartouches). Le filtre à manches est le filtre le plus couramment utilisé.

Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux températures élevées (>250°C), ce qui nécessite parfois une unité de refroidissement préalable.

Le procédé présente des taux d'épuration très élevés (> 99 % parfois) pour toutes les particules même fines. Ce type de filtre permet de garantir des rejets de 10 à 5 mg/m³. Le coût d'investissement et d'exploitation sont importants. Les plages de performances optimales se situent entre des diamètres aérodynamiques de 0,02 à 100 µm.

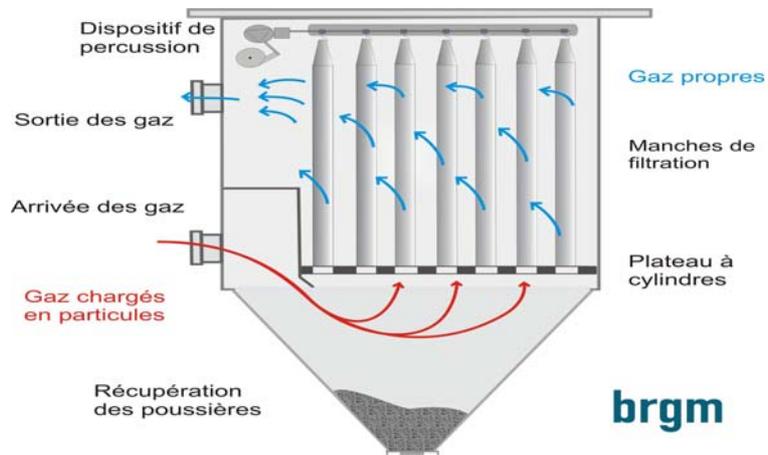


Figure 97 : Schéma de principe d'un filtre à manches

7. CONCLUSION

L'objectif du guide est de présenter les principales techniques de traitement d'un site pollué actuellement disponibles pour les sols, les eaux et les gaz. Les principaux traitements *in situ*, on site et *ex situ* ont été abordés qu'il s'agisse de procédés physico-chimiques, biologiques ou thermiques.

La présentation de chaque technique considérée rassemble les informations relatives à sa description, sa maturité, son domaine d'application, son efficacité, ses coûts, ses avantages et ses inconvénients.

Les fiches descriptives, réalisées pour chaque technique de dépollution, mettent à disposition les paramètres utiles pour réaliser un bilan coûts-avantages (prenant en compte les critères techniques/organisationnels, économiques, environnementaux et sociopolitiques).

Néanmoins, notons qu'il est très difficile d'associer une technologie à un type de pollution. La dépollution des sites est délicate puisque chaque site est spécifique. En effet, chaque site est une combinaison unique de caractéristiques environnementales, de polluants et d'usages présents ou futurs. Il conviendra donc, si nécessaire, de valider les options choisies par des essais d'orientation et d'évaluation ainsi que des études de dimensionnement plus détaillées.

Les informations de ce rapport ne sauraient en aucun cas dispenser ses utilisateurs de réaliser un travail d'ingénierie spécifique à la configuration de chaque site.

Par ailleurs, pour répondre aux exigences de temps, de coûts, d'efficacité et d'espace, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison :

- de différentes techniques de dépollution,
- de mesures constructives,
- et de restrictions d'usage.

8. BIBLIOGRAPHIE

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) (1999) – Procédés de confinement appliqués aux sites et sols pollués, 184 p.

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) (2005) - Remise en état des décharges : méthodes et techniques, 233 p.

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) (2009a) - Guide ADEME Traitabilité des sols pollués : Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, 236 p.

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) (2009b) – Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France – Synthèse des données 2006, 85 p.

Association française de normalisation (AFNOR) (2003) – Norme NF X 31-620 - Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Septembre 2003, 40 p.

Agence Rhône-Alpes pour la Maitrise des Matériaux (ARAMM) (2003) - Guide déchets - Valorisation des déchets en composites thermodurcissables - Journée RECYCOMP - 07 octobre 2003 (Le Bourget du Lac), 60 p.

Bardos, R.P., Martin, I.D. and Kearney, T. (1999) - Framework for Evaluating Remediation Technologies. Presented at: IBC's 10th Conference. Contaminated Land. July 5th, Royal Marsden NHS Trust, London. Pub. IBC Technical Services Ltd, Gilmoora House, 57-61 Mortimer Street, London, W1N 7TD.

Bicocchi S. (1998) - Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Tec & Doc, Lavoisier, Paris. ISBN 2-7430-0268-9, mai 1998, 188 p.

Boivin J.P. et Ricour J. (2005) - Sites et sols pollués – Outils juridiques, techniques et financiers de la remise en état des sites pollués, Editions Le Moniteur, Paris, 315 p.

BRGM (1996a) – Mise en conformité de matériaux rapportés destinés au confinement des centres de stockage – Guide technique. Rapport BRGM R 38696, 241 p.

BRGM (1996b) – Conception d'un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines au droit d'un centre de stockage de déchets, ultimes ou non – Guide méthodologique. Rapport BRGM R 38663 UPE-SGN 96, 78 p.

BRGM et ADEME (2001) - Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés », 179 p.

Card G. (1996) - Protecting Development from Methane. Report 149. CIRIA, 190 p.

Comité Français Géosynthétiques (CFG) (1998) - Recommandations générales pour la réalisation d'étanchéité par géosynthétiques bentonitiques. Fascicule n°12, 6 p.

Comité Français Géosynthétiques (CFG) (2003) - Détection de fuites dans les dispositifs d'étanchéité par géosynthétiques Version 6, 44 p.

Comité Français Géotextiles Géomembranes (CFGG) (1995) - Recommandations pour l'utilisation des géosynthétiques dans les centres de stockage de déchets. Fascicule n°11, 48 p.

Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) (2008) - disponible sur <http://www.citepa.org/index.htm>.

Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET) (2002) - Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe, 116 p, disponible sur : <http://www.clarinet/at>

Cozzarelli, I.M., B.A. Bekins, M.J. Baedecker, G.R. Aiken, R.P. Eganhouse, M.E. Tuccillo (2001) - Progression of natural attenuation processes at a crude-oil spill site: I. Geochemical evolution of the plume. Journal of Contaminant Hydrology, 53 pp. 369 - 385.

Edwards D., Pahlen G., Bertram C., Nathanail P. (2005) - Best Practice Guidance for Sustainable Brownfield Regeneration, Regeneration of European Sites and Cities and Urban Environments, Land Quality Press, Londres, 143 p.

Evariste (2007) - Inertage et stockage des déchets ultimes - Fiche Technologie-clé n : 26 VERSION 3, disponible sur <http://admi.net/evariste/100tc/1996/f026.html>.

Federal Remediation Technology Roundtable (FRTR) (2007) - Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, version 4.0, disponible sur http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html

Dolfing J., Van Eekert M., Seech A., Vogan J. et Mueller J. (2008) - In Situ Chemical Reduction (ISCR) Technologies: Significance of Low Eh Reactions, Soil & Sediment Contamination, 17:63–74.

Gavaskar A., Gupta N., Sass B. et al. (2000) - Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation. BATTELLE pour l'U.S. Air Force.

Groupe de Travail sur la Gestion des Lieux Contaminés (GTGLC) (2006) - Les technologies d'assainissement des lieux contaminés : manuel de référence, disponible sur : http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/pub/site_mem/fr/toc_f.htm

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (2005) - Arbeitshilfen zur Überwachung und Nachsorge von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, Band 8 Teil 2, Wiesbaden 2005, ISBN 3-89026-810-2, 138 p.

Hyman M et Dupont R.R. (2001) - Groundwater and Soil Remediation, Process Design and Cost Estimating of Proven technologies, ASCE Press, Reston, Virginie, 534 p.

Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) (2002) - Protection des travailleurs sur les chantiers de réhabilitation de sites pollués. Paris, 212 p.

Interstate Technology and Regulatory Cooperation Working Group (ITRC) (1998) - Technical and Regulatory Requirements for Enhanced In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents in Groundwater. In Situ Bioremediation Group. 122 p. Disponible sur : <http://www.cluin.org/download/toolkit/tdisb-6.pdf>.

Kaplan I. R., Galperin Y., Lu S-T. et Lee R-P. (1997) - Forensic Environmental Geochemistry: differentiation of fuel-types, their sources and release time, Org. Geochem., vol. 27, n° 5/6, pp. 289-317.

Khan F.I., Husain T. et Hejazi R. (2004) - An overview and analysis of site remediation technologies. Journal of environmental management, 71, p. 95-122.

Lallemand-Barrès A. (1995) - Méthodes de dépollution des eaux souterraines – Editions du BRGM, collection Manuels et méthodes, Vol 27, 180 p.

Leeson A et Alleman B. (1999) - Engineered Approaches for In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvent Contamination. Proceedings, The Fifth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium; San Diego, Californie, April 19-22, 1999. Battelle Press.

Langenhoff A. (2007) - In situ bioremediation technologies – experiences in the Netherlands and future European challenges, TNO, Complementary report for EURODEMO to the "Status report on technological reliability for demonstrated soil and groundwater management technologies with special focus on the situation in Europe (D6.2) part 2", 21 p.

Le Cloirec P. - Les composés organiques volatils (COV) dans l'environnement. 734 p., Tec & Doc Lavoisier, Paris, ISBN 2-7430-0232-8 (1998).

Lecomte P. (1998) - Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines. Lavoisier, 2^e édition, Paris, 198 p.

Lemière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph. avec la collaboration de Darmendrail D., Conil P., Bodéan F., Fauconnier D., Hubé D., Colombano S. (2008) - Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, Document du BRGM 300, Nouvelle édition 2008, 99 p.

Marseille F. et Le Hecho I. (2004) - ASTRES banque de données - Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués et Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués (CNRSSP) - 3^{ème} version, disponible sur : <http://www.polessp.org/astres/homepage.asp>

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales (MAAPAR) (2002) – Les procédés membranaires pour le traitement des eaux – Documentation technique – FNDAE/SNIDE, n°14, 71 p.

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) (2001) - Etude d'impact sur l'environnement - Objectifs - Cadre réglementaire - Conduite de l'évaluation, 157 p.

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) (2007) – Annexe 2 : Comment identifier un site (potentiellement) pollué / Comment gérer un problème de site pollué / Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués, 53 p, disponible sur : <http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/Approche.asp>

Nathanail J., Bardos P. et Nathanail P. (2002) - Contaminated Land Management. Land Quality Press and EPP Publications, Londres, 467 p.

Nowak C., Mossmann J.-R., Saada A. (2002) - Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en œuvre. Rapport BRGM/RP-51960-FR, 97 p.

Ontario Centre for Environmental Technology Advancement (OCETA) (2009) - About remediation - Remediation Services & Solutions - Technologies Database, disponible sur : http://www.aboutremediation.com/techdir/tech_listings.asp

Recherche coopérative sur les déchets et l'environnement (RECORD) (2007) - Etat des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements : Identification des composés « métabolites » et des cinétiques, 148 p, n°05-0513/1A

Regeneration of European Sites in Cities and Urban Environments (RESCUE) (2005) - Best Practice Guidance for Sustainable Brownfield Regeneration, 143 p., disponible sur : http://www.rescue-europe.com/index_mf.html.

Roudier P. (2004) – Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués : fiches de synthèse. Techniques de l'Ingénieur, G2670, 40 p.

Rudland D. J. et Jackson S. D. (2004) - Selection of remedial treatments for contaminated land. A guide to good practice. CIRIA C622. ISBN 0-86017-622-3 RP678, 90p.

Saada A. et Nowak C. (2005) - Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures – Rapport intermédiaire. Rapport BRGM/RP-53739-FR, 107 p.

Sewell G.W. and others (1998) - Designing and applying treatment technologies. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 9-14.

Sims R.C., Sorensen D.L., Sims J.L., McLean J.E., Mahmood R., Dupont R.R. (1984) - Review of In-place Treatment Techniques for Contaminated Surface Soils, Vol. 2: Background Information for In-Situ Treatment. Rapport EPA-540/ 2-84/003b, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Syndicat général des Industries de matériel et procédés pour les Traitements de Surfaces (SITS) et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1998) - Traitements de surface Epuration des eaux, 287 p.

Sinke A., Hecho I. (1999) - Monitored Natural Attenuation : Review of existing guidelines and protocols. TNO-Nicole report TNO-MEP R99/313.

Stapleton R.D. et Saylor G.S. (1998) - Assessment of the Microbiological Potential for the Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons in a Shallow Aquifer System - Microbiological Ecology 36:349-361.

Sutherland J.B., Rafti F., Khan A.A. et Cerniglia C.E. (1995) Mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation - Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals (Eds) Young, L.Y. and Cerniglia, C.E. Wiley Liss, New York. pp 269-306.

Suthersan S. S. (1997) - Remediation Engineering – Design concepts. CRC Press, Boca Raton, Floride, 362 p.

Touzé S., Chartier R., Gaboriau H. (2004) - Etat de l'art sur les Barrières Perméables Réactives (BPR). Réalisations, expériences, critères décisionnels et perspectives. BRGM/RP-52973-FR, 131 p.

United Kingdom Environment Agency (UK Environment Agency) (2002) - Remedial Treatment Action Data Sheets, EA, INFO-OA1c, 35 p.

United Kingdom Environment Agency (UK Environment Agency) (2004a) - Model Procedures for the Management of Land Contamination, Contaminated Land Report 11, ISBN: 1844322955, 203 p.

United Kingdom Environment Agency (UK Environment Agency) (2004b) - Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil, Science Report: SC980003/SR1, ISBN: 1 844 32320 X, 86 p.

United States Air Force (US Air Force) (1998) - Installation Restoration Program, Aerobic Cometabolic In Situ Bioremediation Technology Guidance Manual and Screening Software User's Guide. Center for Environmental Excellence, Juin 1998, 126 p.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1987) - Air Stripping of Contaminated Sources - Air Emissions and Controls. EPA Report 450/3-87-017, 137 p.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1988) – Guidance for conducting remedial investigations and feasibility studies under CERCLA. Interim final. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. EPA/540 G_89 004, 186 p.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1991) – Handbook : Stabilization Technologies for RCA Corrective Actions, Cincinnati (Ohio). Rapport EPA/625/6-91/026, 62 p.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1997) - Proceedings of the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water, Dallas (Texas), 11-13 sept 1996. Rapport EPA/540/R-97/504, 191 p.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2006) – Off-gas treatment technologies for soil extraction systems: state of the Practice, Rapport EPA-542-R-05-028, 129 p.

Van Beilen J. B., Li Z., Duetz W. A., Smits T. H. M. et Witholt B.. (2003) - Diversity of alkane hydroxylase systems in the environment. Oil Gas Sci. Technol. Rev. IFP 58:427-440.

Van Eekert M.H.A. et Schraa G. (2001) - The potential of anaerobic bacteria to degrade chlorinated compounds. Water Science and Technology 44(8), 49–56.

Wiedemeier T.H., Swanson M., Moutoux D., Gordon E., Wilson J., Wilson B., Kampbell D., Haas P., Miller R., Hansen J., et Chapelle F. (1998) - Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. Rapport EPA/600/R/128, United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development.

Wiedemeier T.H., Rifal H.S., Newell C.J. and Wilson J.W. (1999) - Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents, John Wiley & Sons, New York.

Yin Y. et Allen H.E. (1999) – *In situ* chemical treatment. Rapport Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Technology Evaluation report TE-99-01, 74 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Résumé des principales techniques de traitement

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)	
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	
Ventilation de la zone non saturée (venting)	<p>Le venting consiste à extraire des composés organiques volatils par mise en dépression de la zone non saturée.</p> <p><u>Variantes</u> : Air vacuum (Soil Vapor Extraction - SVE), Bioventing, Extraction double phase (dual phase extraction), Venting passif (passive venting), extraction sous vide avec injection thermique (SVE with thermal enhancement)</p>
Extraction double phase (dual phase extraction ou slurping ou multi-phase extraction)	<p>L'extraction double phase consiste à exercer une dépression importante dans la zone non saturée, au niveau de la frange capillaire et au niveau de la partie supérieure de la zone saturée, ce qui a pour but d'extraire les gaz des sols, le surnageant (cas des produits flottants) et la phase dissoute. Les liquides et gaz extraits font l'objet d'une séparation et d'un traitement spécifique.</p> <p><u>Variantes</u> : Réseau unitaire ou réseau séparé + pompage-écrémage, confinement hydraulique, tranchée drainante</p>
Barbotage in situ ou injection et bullage d'air in situ (sparging)	<p>Le sparging repose sur le même principe que le venting mais son application est réalisée dans la zone saturée et dans la frange capillaire. Aussi, l'air injecté dans la nappe (et non dans la zone non saturée comme dans le venting) va favoriser la volatilisation des polluants qui seront extraits au niveau de la zone vadose et traités sur site. Le sparging est souvent couplé au venting.</p> <p><u>Variantes</u> : Biosparging, Puits à vaporisation-aspiration, Injection de méthane (CH₄)</p>
Pompage et traitement (pump and treat)	<p>Le pompage et traitement consiste à extraire les eaux souterraines polluées et à les traiter on site avant rejet (ou à les éliminer en centres agréés). Le type de traitement varie en fonction des polluants, des débits et des pourcentages épuratoires à atteindre.</p> <p><u>Variantes</u> : Confinement hydraulique, tranchée drainante</p>
Pompage-écrémage (skimming)	<p>En présence de surnageant, les eaux souterraines sont pompées, ce qui génère un cône de rabattement. Les produits en phase pure s'accumulent gravitairement au centre de ce cône facilitant ainsi leur récupération en surface.</p> <p><u>Variantes</u> : Confinement hydraulique, Tranchée drainante, Extraction double phase</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)	
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	
Confinement par couverture et étanchéification (containment, landfill cap)	<p>Le confinement consiste à : isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation, contrôler, c'est-à-dire s'assurer du maintien des mesures mises en place, suivre, c'est-à-dire s'assurer de l'efficacité de ces mesures.</p> <p>De telles mesures de confinement doivent être pérennes dans le temps et doivent être adaptées aux usages du site. Aussi, doit-on apporter des éléments démonstratifs tangibles sur les performances du confinement et sur leur pérennité dans le temps.</p> <p><u>Variantes</u> : association du type de couverture et de matériaux (couche de protection, couche de drainage, couche d'étanchéité, couche de fondation, couche de surface)</p>
Confinement vertical (slurry trenches, slurry walls, underground barriers)	<p>Le confinement consiste à : isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation, contrôler, c'est-à-dire s'assurer du maintien des mesures mises en place, suivre, c'est-à-dire s'assurer de l'efficacité de ces mesures.</p> <p>Le but du confinement vertical est multiple : mise en place d'une barrière entre la source de pollution et les eaux souterraines/les eaux superficielles, renforcement de la stabilité mécanique du stockage.</p> <p><u>Variantes</u> : association du type de matériaux, confinement périphérique complet , confinement en amont, confinement en aval</p>
Piège hydraulique ou confinement hydraulique (hydraulic containment techniques, pumping, cut-off trenches and drains)	<p>Le piège hydraulique ou confinement hydraulique n'est pas un traitement en tant que tel. Il consiste seulement à maintenir les eaux souterraines polluées dans un espace prédéfini afin de ne pas générer de pollution en aval.</p> <p>Ce confinement peut être réalisé de manière active (par pompage) ou de manière passive (via des tranchées drainantes).</p> <p><u>Variantes</u> : les pièges hydrauliques peuvent être implantés au pourtour, en aval ou en amont de la source de pollution. Les variantes, ou plutôt les techniques complémentaires au piège hydraulique actif (pompage) et au piège hydraulique passif (tranchée drainante), sont le pompage-écrémage et le pompage et traitement. Par ailleurs, les pièges hydrauliques sont souvent utilisés en complément des confinements verticaux et des confinements par couverture et étanchéification, ce qui présente l'avantage de diminuer les débits d'eaux souterraines à traiter.</p>
Solidification/stabilisation in situ (Solidification/stabilisation in situ, deep soil mixing, jet grouting)	<p>Les procédés de solidification et de stabilisation ont pour but de piéger les polluants afin de réduire leur mobilité. La solidification consiste à lier physiquement ou à emprisonner les polluants au sein d'une masse stable, dure et inerte. La stabilisation consiste à transformer chimiquement un polluant lessivable en un composé peu ou non soluble ou/et à augmenter les capacités de sorption du polluant avec les matériaux par mélange avec différents adjuvants afin de les rendre moins mobilisables.</p> <p><u>Variantes</u> : mélange mécanique in situ (deep soil mixing), injection forcée (jet grouting) ; type d'additifs : supports cimenteux (ciment, matériaux puzzolaniques, scories hydrauliques, ajout à base de chaux), support argileux organophile, supports thermoplastiques</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)	
Méthodes chimiques	
Lavage in situ (soil flushing)	<p>Ce procédé consiste à lessiver les sols sans excavation (zones saturée et non saturée) par injection d'eau (et d'agents mobilisateurs en solution) en amont ou au droit de la source de pollution. Par la suite, les eaux polluées sont pompées, traitées en surface puis rejetées dans les réseaux d'eaux usées/eaux pluviales, les eaux superficielles ou dans certains cas réinjectées dans la nappe.</p> <p><u>Variantes</u> : injection en surface (cas du traitement en zone vadose par sprinkler, tranchées drainantes) ou en profondeur (cas du traitement de la zone saturée) ; solutions extractantes utilisées : solvants organiques, tensioactifs (ou surfactants), acides ou bases, eau aérée, eau oxygénée ou eau additionnée de peroxyde d'hydrogène pour augmenter la stimulation biologique.</p>
Oxydation chimique in situ (In Situ Chemical Oxidation)	<p>L'oxydation chimique in situ consiste à injecter un oxydant dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Cet oxydant va détruire totalement ou partiellement les polluants. Ce procédé permet donc d'aboutir à la destruction des polluants (aboutissant à la transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables.</p> <p><u>Variantes</u> : trois modes d'injection/récupération (injection d'oxydants liquides, injection d'oxydants gazeux, malaxage in situ) , type d'oxydants (Permanganate de potassium ou de sodium, Fenton (Peroxyde d'hydrogène), Ozone, Persulfate)</p>
Réduction chimique in situ (In Situ Chemical Reduction)	<p>La réduction chimique in situ consiste à injecter un réducteur dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Ce réducteur est utilisé dans le but : i.) soit de détruire totalement ou partiellement des polluants organiques (aboutissant à la minéralisation totale des polluants ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables) ; ii.) soit de réduire les polluants inorganiques afin de les stabiliser ou les rendre moins toxiques.</p> <p><u>Variantes</u> : modes d'injection/récupération (injection d'oxydants liquides, injection d'oxydants gazeux, injection de réducteur solide, malaxage in situ) , type de réducteurs (dithionite, hydrogène sulfuré, Fer zéro valent)</p>
Méthodes thermiques	
Désorption thermique in situ (in situ heating (low temperature, in situ heating, SVE with thermal enhancement)	<p>La désorption thermique in situ, issue de l'amélioration de procédé de venting, consiste à appliquer de la chaleur pour extraire du sol par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils.</p> <p><u>Variantes</u> : procédés à hautes températures (> 100 °C : Chauffage conducteur, Chauffage par micro-ondes), procédés à basses températures (< 100 °C : injection de vapeur ou d'air chaud, chauffage par résistance électrique)</p>
Vitrification in situ	<p>Ce procédé consiste à solidifier/stabiliser les sols par élévation de la température afin de le transformer en un matériau fondu qui se vitrifie en se refroidissant.</p> <p><u>Variantes</u> : Il n'existe pas de variante à ce procédé.</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)	
Méthodes biologiques	
Biodégradation dynamisée (Enhanced Biodegradation/Bioremediation, Enhanced Natural Attenuation)	<p>L'atténuation naturelle dynamisée ou biodégradation dynamisée in situ nécessite l'ajout de composés spécifiques dans les sols ou les eaux souterraines afin de créer les conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants. Pour ce faire, les microorganismes sont maintenus dans les conditions optimales (oxygène, pH, température, potentiel d'oxydoréduction) et des nutriments sont ajoutés essentiellement sous forme liquide.</p> <p><u>Variantes</u> : modes d'injection réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact, Ajout d'accepteurs d'électrons, Ajout de donneurs d'électrons, Ajout de nutriments, Bioaugmentation, biostimulation (biodégradation in situ dynamisée utilisant un ORC, de l'oxygène pur, du peroxyde d'hydrogène, de la mélasse ...).</p>
Bioventing	<p>Le bioventing est un traitement biologique aérobie qui consiste à stimuler la biodégradation dans la zone non saturée par apport d'oxygène.</p> <p><u>Variantes</u> : modes d'injection réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact, Ajout d'accepteurs d'électrons (ORC, oxygène pur, peroxyde d'hydrogène, ...)</p>
Biosparging	<p>Le biosparging est un traitement biologique aérobie qui consiste à stimuler la biodégradation dans la zone saturée et la zone capillaire par apport d'oxygène. Le biosparging est souvent couplé au bioventing.</p> <p><u>Variantes</u> : modes d'injection réalisés via des aiguilles d'injection ou des drains d'injection au droit de la source de pollution ou au niveau de l'impact, Ajout d'accepteurs d'électrons (ORC, oxygène pur, peroxyde d'hydrogène, ...)</p>
Atténuation naturelle contrôlée (monitored natural attenuation)	<p>« Processus se produisant naturellement dans les sols et les eaux souterraines, sans intervention humaine, visant à réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration des contaminants dans ces milieux. Les processus pris en considération sont : la dispersion, la dilution, la volatilisation, l'adsorption, les mécanismes de stabilisation ou de destruction des polluants, qu'ils soient physiques, chimiques ou biologiques. »</p> <p><u>Variantes</u> : atténuation naturelle dynamisée.</p>
Phytoremédiation	<p>La phytoremédiation consiste à employer des plantes pour traiter les sols de subsurface par dégradation, transformation, volatilisation ou stabilisation. D'une manière générale, les composés inorganiques sont immobilisés ou extraits alors que les composés organiques sont dégradés.</p> <p><u>Variantes</u> : phytoextraction, phytostabilisation, phytodégradation, phytostimulation, phytovolatilisation</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution in situ (avec traitement sur site ou hors site des produits récupérés)	
Autres	
Barrière perméable réactive (permeable reactive barrier ou treatment wall)	<p>Une Barrière Perméable Réactive (BPR) est constituée d'une zone perméable de matériaux réactifs (métaux réducteurs, accepteurs ou donneurs d'électrons, adsorbants, lit bactérien,...) située sur le passage d'un panache d'eau souterraine polluée. Par écoulement advectif naturel au travers de la barrière, les polluants présents dans les eaux souterraines sont dégradés en éléments non nocifs (organiques) ou adsorbés/complexés (organiques, métaux et métalloïdes) par le réactif.</p> <p><u>Variantes</u> : système mur continu, Entonnoir & Porte, Barrière de sorption, Barrière de précipitation, Barrière de dégradation,</p>
Electroremédiation (electrokinetic extraction; electromigration, electrokinetic separation)	<p>L'électroremédiation est un procédé in situ qui permet de séparer et d'extraire les métaux et certains polluants organiques polaires de la zone saturée et non saturée.</p> <p><u>Variantes</u> : Des surfactants ou des agents complexants peuvent être utilisés pour augmenter la solubilité des polluants et ainsi augmenter leur mobilité. Certains réactifs peuvent aussi être utilisés pour augmenter les vitesses de récupération</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution ex situ ou on site	
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	
Excavation des sols (excavation)	<p>L'excavation ne constitue pas un procédé de traitement en tant que tel ; elle doit être accompagnée d'actions complémentaires afin de traiter et/ou stocker les terres excavées. Elle ne constitue donc qu'une phase préliminaire de traitement/réhabilitation.</p> <p><u>Variantes</u> : Les variantes à l'excavation résident dans le mode d'extraction des sols : pelle hydraulique avec godet spécifique (utilisée dans la plupart des cas), mais aussi dans une moindre mesure benne à câble ou à mât télescopique, haveuse...</p>
Tri granulométrique (separation)	<p>Le tri granulométrique permet de séparer les différentes fractions des sols. Les fractions fines qui représentent les fractions les plus polluées sont ainsi isolées avant traitement.</p> <p><u>Variantes</u> : type de précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou décompacteur, criblage, tamisage, hydrocyclonage, séparation en spirales, unité de flottation, séparation gravitaire par sédimentation, filtration, déshydratation des particules fines.</p>
Lavage à l'eau (soil washing)	<p>Le lavage à l'eau est un procédé couramment employé après le tri granulométrique. Les contaminants adsorbés sur les particules fines, préalablement séparées des particules grossières, sont transférés vers la phase aqueuse (ou la solution extractante). Cette solution polluée est par la suite traitée. Afin d'augmenter les transferts des polluants des particules fines vers les eaux, il est couramment fait usage d'ajouts d'agents chélatants, d'ajustement de pH, d'ajouts de surfactants (on parle alors d'extraction chimique).</p> <p><u>Variantes</u> : mode d'application, type d'additifs</p>
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	
Encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets (infilling, landfill)	<p>Le procédé d'encapsulation consiste à enfermer physiquement sur site les sols par un dispositif de parois, couverture et fonds très peu perméables.</p> <p>Hors site, la mise en décharge consiste à diriger les terres polluées dans des centres de stockage des déchets en fonction de leur degré de pollution et de leur potentiel de lixiviation.</p> <p><u>Variantes</u> : type de couverture (équivalence de perméabilité), de structure d'étanchéité, de drainage et de traitement des lixiviats et des rejets aqueux</p>
Solidification/stabilisation	<p>Les procédés de solidification et de stabilisation ont pour but de piéger les polluants afin de réduire leur mobilité. La solidification consiste à lier physiquement ou à emprisonner les polluants au sein d'une masse stable, dure et inerte. La stabilisation consiste à transformer chimiquement un polluant lessivable en un composé peu ou non soluble ou/et à augmenter les capacités de sorption du polluant avec les matériaux par mélange avec différents adjuvants afin de les rendre moins mobilisables.</p> <p><u>Variantes</u> : type d'additifs : supports cimenteux (ciment, matériaux pozzolaniques, scories hydrauliques, ajout à base ; vitrification</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution ex situ ou on site	
Méthodes chimiques	
<p>Mise en solution et extraction chimiques</p>	<p>Cette technique est basée sur l'extraction des contaminants adsorbés sur les sols par des agents chimiques adaptés. On distingue deux techniques différentes : 1) extraction chimique qui a pour but de dissoudre les polluants métalliques dans l'eau, 2) extraction à l'aide de solvants plus spécifiquement adaptée aux polluants organiques. La filière de traitement est très proche du lavage à l'eau. Les étapes de traitement reposent donc sur un mélange intime entre la solution extractante et les sols homogénéisés puis une séparation de la solution extractante et des polluants.</p> <p><u>Variantes</u> : type de mélangeurs et de séparateurs ; types d'additifs : solvants organiques, Tensioactifs-surfactants (anioniques, cationiques, amphotères, non ioniques, acides ou bases)</p>
<p>Oxydation et réduction chimiques (Chemical Reduction/Oxidation)</p>	<p>Les procédés d'oxydation/réduction permettent de transformer les polluants contenus dans les sols pollués excavés en polluants non toxiques (plus stables, moins mobiles ou inertes). Le procédé repose donc sur un mélange intime entre les oxydants/réducteurs et les sols homogénéisés.</p> <p><u>Variantes</u> : mode d'application, type d'additifs : oxydants (l'ozone, le peroxyde d'hydrogène, l'hypochlorite, le chlore et le dioxyde de chlore), réducteurs (polyéthylène glycolate, décomposition catalytique)</p>
Méthodes thermiques	
<p>Incinération (incineration)</p>	<p>L'incinération est une des techniques de traitement les plus anciennes. Son principe repose sur une combustion aérobie (en présence d'air) dans un four où les températures sont importantes (870 à 1 200 °C). Ces hautes températures détruisent les polluants ou les volatilisent.</p> <p><u>Variantes</u> : fours rotatifs, four à grilles, fours à lit fluidisé, fours infrarouge, variantes liées au type de filière de traitement des rejets gazeux</p>
<p>Désorption thermique (High Temperature Thermal Desorption / Low Temperature Thermal Desorption)</p>	<p>La désorption thermique consiste à appliquer de la chaleur pour extraire par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils des sols excavés. La température utilisée est inférieure à celle nécessaire pour l'incinération.</p> <p><u>Variantes</u> : variantes liées à la température (désorption thermique à basse température, désorption thermique à haute température), variantes liées au type de chauffage (chauffage dans le four de manière directe ou de manière indirecte), variantes liées au type de four (unité rotative, unité à vis, unité à tapis), variantes liées au type de filière de traitement des rejets gazeux</p>
<p>Vitrification</p>	<p>La vitrification est le traitement thermique qui a pour but de solidifier/stabiliser les sols excavés par élévation de la température afin de les transformer en un matériau fondu qui se vitrifie en se refroidissant.</p> <p><u>Variantes</u> : variantes liées au type de four (fusion électrique, fusion par chauffage inductif, fusion par torche à plasma, fusion par oxycombustion, électrobrûleur, four à micro-onde), variantes liées au type de filière de traitement des rejets gazeux</p>

Techniques	Principes et variantes
Techniques de dépollution ex situ ou on site	
Méthodes thermiques (suite)	
Pyrolyse ou thermolyse (pyrolysis)	<p>La pyrolyse consiste à chauffer les sols en l'absence d'oxygène pour en extraire les polluants volatils et semi-volatils.</p> <p><u>Variantes</u> : variantes liées au type de four (fours rotatifs, fours à lit fluidisé, pyrolyse en bain de sels fondus), variantes liées au type de filière de traitement des rejets gazeux</p>
Méthodes biologiques	
Bioréacteur (bioslurry)	<p>La technique consiste à mélanger les sols pollués avec de l'eau et divers additifs afin de former un mélange boueux et de mettre les particules de sols en suspension dans l'eau. Les boues sont traitées par voie biologique dans des bioréacteurs puis sont déshydratées.</p> <p><u>Variantes</u> : variantes liées au type de plateforme de prétraitement des sols (lavage avec des tensioactifs, récupération des phases légères, préoxydation de certains polluants), au type de réacteurs (cultures libres, cultures fixes, batch ..), au type de bactéries, au type de système d'aération (brassage, passif, bullage), au conditions aérobies ou anaérobies</p>
Bioterre (biopile)	<p>Le biotierre consiste à mettre des sols pollués en tas en vue d'un traitement biologique. Pour ce faire les sols pollués font généralement l'objet d'un amendement et les conditions dans le biotierre sont contrôlées (aération, ajouts de nutriments ...).</p> <p><u>Variantes</u> : mode d'apport d'air (extraction ou insufflation), type de dégradation (bioaugmentation ou biostimulation), type de chauffage si besoin, type de filière de traitement des rejets gazeux</p>
Compostage (composting)	<p>Le compostage consiste à mélanger des sols excavés avec des amendements organiques (dénommés compost) et à les disposer en tas trapézoïdaux (andains) régulièrement espacés afin de favoriser la biodégradation.</p> <p><u>Variantes</u> : type et mode d'ajout d'agent structurant et de compost, présence d'un toit, d'une aspiration et d'un traitement d'air si nécessaire</p>
Landfarming	<p>Le procédé consiste à étaler sur une faible épaisseur des sols pollués sur un support imperméable et de favoriser, via des techniques agricoles classiques, leur biodégradation aérobie.</p> <p><u>Variantes</u> : type et mode d'ajout d'agent structurant et de compost, présence d'un toit, d'une aspiration et d'un traitement d'air si nécessaire</p>

Techniques	Principes et variantes
Traitement des rejets aqueux on site	
Récupérateurs des produits purs	Le principe de la séparation eaux souterraines/produit pur (free product ou produit en phase libre) repose sur le caractère non miscible de ces produits ainsi que sur la différence de densité. La technologie la plus souvent utilisée est le débourbeur/déshuileur.
Stripping à l'air	Ce procédé non destructif implique un transfert de polluants organiques dissous dans les eaux souterraines vers l'air (par volatilisation). Le principe du procédé repose sur un mélange et un temps de contact suffisant pour permettre un transfert et donc une épuration importante.
Photo-oxydation sous UV	Cette technique permet d'oxyder les polluants organiques en dioxyde de carbone et en eau. L'oxydation est rendue possible grâce à la formation du radical hydroxyle (OH [•]), présentant un fort pouvoir oxydant, et capable d'oxyder une très grande majorité des polluants organiques.
Adsorption	Cette technique est basée sur l'adsorption des polluants organiques sur un matériau positionné dans un container. Il existe de nombreux produits adsorbants sur le marché ; néanmoins, compte tenu de son rapport performance/prix, le charbon actif est le plus utilisé.
Bioréacteurs (procédés intensifs)	Les eaux polluées sont mises en contact avec des microorganismes au sein de réacteurs afin d'assurer leur dépollution. On distingue deux types de bioréacteurs, parfois utilisés en ensemble : les procédés à cultures libres (boues activées) et les procédés à cultures fixées (lits bactériens, disques biologiques).
Bioréacteurs (procédés extensifs)	Cette technique consiste à faire transiter les eaux usées dans plusieurs étangs de faibles profondeurs pendant une longue période durant laquelle les processus de dégradation naturels se mettent en place via l'action des microorganismes, des végétaux (microphytes et macrophytes), du vent et du soleil. Le processus est généralement aérobie ; l'apport d'oxygène est réalisé par échange avec l'atmosphère, par l'action chlorophyllienne des végétaux ou parfois artificiellement.
Séparation par membrane	Le principe de ces techniques (essentiellement l'osmose inverse et l'ultrafiltration) est d'exercer une pression sur les eaux souillées afin que celles-ci traversent une membrane, les polluants présents en phase dissoute étant partiellement retenus (les composés de faibles poids moléculaires traversent les membranes alors que ceux de poids moléculaires plus élevés sont retenus).
Oxydo-réduction	Les réactions d'oxydoréduction sont utilisées pour transformer les métaux/métalloïdes en composés plus stables, moins mobiles ou moins toxiques. La définition et le contrôle du pH de la réaction ont une importance capitale lors de cette réaction (diagramme « potentiel-pH »).
Échange d'ions	Le traitement sur résines échangeuses d'ions consiste à substituer les polluants sous forme cationique ou anionique présents dans les eaux souterraines par des cations et des anions « inoffensifs » de la résine.
Précipitation, coagulation-floculation, décantation	La précipitation implique l'ajout de certains produits chimiques afin de transformer les métaux/métalloïdes dissous en précipités. L'insolubilisation est la plupart du temps réalisée à l'aide d'ajout de composés alcalins de type soude (NaOH) ou chaux [Ca(OH) ₂] aux eaux souterraines, ce qui a pour effet d'augmenter le pH et de causer la précipitation des cations métalliques.
Filtration	La filtration est un procédé d'épuration consistant à faire passer un liquide chargé en matières en suspension à travers un milieu poreux (filtre) afin de retenir les solides et laisser passer les liquides (filtrats). Il existe deux types de filtration : filtration sur support et filtration en profondeur ou dans la masse

Techniques	Principes et variantes
Traitement des rejets atmosphériques on site	
Adsorption	Cette technologie de dépollution consiste à piéger les polluants gazeux par adsorption sur un matériau poreux, le plus souvent du charbon actif.
Absorption (ou lavage)	L'absorption consiste à réaliser l'opération inverse du stripping ; en effet, il s'agit de procéder à un lavage des gaz afin de transférer les polluants de la phase gazeuse à la phase liquide. Le transfert de matière est réalisé au sein de réacteurs gaz-liquide dans lesquels les deux phases sont mises en contact.
Condensation	Cette technique est couramment utilisée pour traiter les effluents gazeux chauds (notamment ceux issus de traitements thermiques). La condensation des polluants gazeux peut être réalisée en diminuant la température des gaz (à une pression constante) via des échangeurs thermiques ou/et en augmentant la pression des gaz. Les polluants sont alors récupérés sous forme liquide et traités.
Procédés d'oxydation thermiques	L'oxydation thermique classique (incinération) est une technologie qui consiste à éliminer les composés organiques combustibles via une réaction à haute température en présence d'oxygène. Lorsque la réaction est complète, les produits de la dégradation sont le CO ₂ et l'H ₂ O. on distingue l'oxydation catalytique, la photo-oxydation et le brûlage à la torche.
Photo-oxydation	L'oxydation est rendue possible grâce à la formation du radical hydroxyle (OH [•]), présentant un fort pouvoir oxydant, et capable d'oxyder la très grande majorité des polluants organiques
Réduction thermique	Ce procédé consiste à chauffer les gaz pollués à des températures de 800 à 900 °C, en présence d'hydrogène afin de provoquer leur réduction
Bioréacteurs	Le but des bioréacteurs est de réaliser un transfert des polluants gazeux vers la phase liquide et de procéder aux réactions de biodégradation. Il existe différents types de bioréacteurs : les biofiltres, les filtres percolateurs et les biolaveurs. Les biofiltres sont le plus couramment utilisés dans le domaine des sites et sols pollués.
Dépoussiéreurs	Les dépoussiéreurs permettent de maîtriser les impacts de poussières émises lors des opérations de transport et stockage des terres. On distingue les cyclones, les dépoussiéreurs humides (ou laveurs), les électrofiltres et les filtres.

Annexe 2 : Matrice détaillée des possibilités de traitement

Matrice détaillée des possibilités de traitement (FRTR, 2007)

Techniques	Etat de développement	Chaîne de traitement	Importance relative des coûts et des performances					Disponibilité	COV non halogénés	COV halogénés	SCOV non halogénés	SCOV halogénés	Fuels	Composés inorganiques	Radionucléides	Explosifs
			Opération et maintenance	Capital	Robustesse du système et maintenance	Coût relatif	Durée de la réhabilitation									
Sols, sédiments et boues																
Traitements biologiques in situ																
Bioventing	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😊
Atténuation naturelle dynamisée	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	⚡	😊
Phytoremediation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitements physico-chimiques in situ																
Oxydation Chimique in Situ	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Séparation électrocinétique	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Fracturation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Lavage in situ	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Soil Vapor Extraction	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Solidification / Stabilisation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitements thermiques in situ																
Traitements thermiques in situ	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitements biologiques ex situ (après excavation)																
Bioterre	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Compostage	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Landfarming	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitement sous forme de boues	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitements physico/chimiques ex situ (après excavation)																
Extraction chimique	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Réduction / oxydation chimiques	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Dehalogénéation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Séparation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Soil washing	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Solidification / Stabilisation	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitement thermique ex situ (après excavation)																
Incinération gaz (postcombustion)	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Incinération	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Destruction thermique (munitions)	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Pyrolyse	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Désorption thermique	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Confinement																
Recouvrement de surface	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Confinement par couverture	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Autres traitements																
Excavation, récupération et mise en dépôt hors site	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊

Techniques	Etat de développement	Chaîne de traitement	Importance relative des coûts et des performances					Disponibilité	COV non halogénés	COV halogénés	SCOV non halogénés	SCOV halogénés	Fuels	Composés inorganiques	Radionucléides	Explosifs
			Opération et maintenance	Capital	Robustesse du système et maintenance	Coût relatif	Durée de la réhabilitation									
Eaux souterraines, eaux superficielles et lixiviats																
Traitements biologiques in situ																
Atténuation naturelle dynamisée	😊	😊	😞	😊	😊	😊	⚡	😊	😊	⚡	😊	⚡	😊	⚡	😞	😊
Atténuation naturelle contrôlée	😊	😊	😞	😊	😊	😊	⚡	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😞
Phytoremédiation	😊	😊	😊	😊	😞	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😞	😞	
Traitements physico/chimiques in situ																
Air Sparging	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😞
Bioslurping	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞
Oxydation chimique in situ	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😞	😊
Puits directionnels (dynamisés)	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😊
Extraction multiphase	😊	😞	😞	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😞
Traitement thermique	😊	😞	😞	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😞
Fracturation hydraulique	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😊
Puits à vaporisation-aspiration	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😞
Barrière Perméable Réactive	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😞	😊	
Traitements biologiques ex situ																
Bioreacteurs	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😊	😞	😞	😊
Lagunage	😊	😊	😊	😞	⚡	😊	⚡	😞	😊	😊	😊	⚡	😊	😊	😞	😊
Traitement physico/chimique ex situ (après pompage)																
Adsorption/ Absorption	😊	😊	😞	😊	😊	😞	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😞
Procédés d'oxydation avancés	😊	😊	😞	😞	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	⚡	😊
Air Stripping	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😞	😞	😊	😞	😞	😞
Adsorption sur charbon actif	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	😞	⚡
Pompage des eaux souterraines / P&T	😊	😊	😞	😞	😊	😞	😞	😊	😊	😊	😊	⚡	😊	😊	😞	😊
Echange d'ions	😊	😊	😞	😞	😊	😊	😞	😊	😞	😞	😞	😞	😊	😊	😊	😞
Précipitation / Coagulation / Flocculation	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😞	😊	😞	😞	😞	😞	😊	😊	😊	😞
Séparation	😊	😊	😞	😞	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	⚡	⚡	😞	😞
Irrigation par sprinkler	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😞	😊	😊	😊	😞	😞	😊	😞	😞	😞
Confinement																
Barrières physiques	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Injection en profondeur	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Traitements des rejets atmosphériques																
Biofiltration	😊	N/A	😊	😊	⚡	😊	😊	😞	😊	⚡	⚡	⚡	😊	😞	I/D	⚡
Destruction à haute énergie	😞	N/A	I/D	I/D	😞	😊	I/D	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	I/D	😞
Séparation par membrane	😞	N/A	I/D	I/D	😞	😊	I/D	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	I/D	😊
Oxydation	😊	N/A	😊	😊	😊	😊	I/D	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😞	I/D	😊
Laveurs	😊	N/A	😊	😞	😊	😊	I/D	😊	😞	😞	😞	😞	😊	😊	I/D	I/D
Adsorption sur charbon actif	😊	N/A	😊	😊	😊	😊	I/D	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	I/D	😊

Légende :

Facteurs		☺ : au dessus de la moyenne	☹ : dans la moyenne	⊗ : au-dessous de la moyenne	autres	
Etat de développement : disponibilité commerciale de la technologie		La technique, éprouvée et approuvée, a été utilisée sur de nombreux sites, est bien documentée et bien comprise.	La technique a été implantée à l'échelle industrielle mais nécessite encore des évaluations et des validations	La technique n'a pas été testée à l'échelle industrielle. Les tests réalisés à l'échelle laboratoire ou pilote sont prometteurs.	◆ : Le niveau d'efficacité dépend étroitement de la spécificité des contaminants et de sa mise en œuvre N/A : non applicable I/D : données insuffisantes	
Filière de traitement		Technologie mettant en œuvre une unique unité de traitement simple ; il peut s'agir d'une seule technique en « routine »	Technologie simple (une ou deux unités de traitement), bien comprise et largement utilisée	Technologie complexe : plusieurs technologies sont nécessaires, la technique génère une quantité importante de déchets		
Coûts et performance globaux relatifs	O&M : intensité des opérations et de maintenance	Bas niveau d'intensité	Niveau d'intensité moyen	Haut degré d'intensité		
	Capital (investissement)	Bas niveau d'intensité	Niveau d'intensité moyen	Haut degré d'intensité		
	Robustesse du système et maintenance	Grande robustesse et faible maintenance	Niveau de robustesse et de maintenance moyens	Faible robustesse et grande maintenance		
	Coûts relatifs : design, construction, opération et maintenance ; l'ensemble des opérations avant, pendant et après la dépollution		Coûts peu élevés	Coûts moyens		Coûts importants
	Temps utilisé pour dépolluer un site standard avec la-dite technologie	Sols in situ	Moins de 1 an	1 à 3 ans		Plus de 3 ans
Sols ex situ		Moins de 0,5 an	0,5 à 1 an	Plus de 1 an		
Eaux souterraines		Moins de 3 ans	3 à 10 ans	Plus de 10 ans		
Disponibilité : nombre de vendeurs qui peuvent réaliser la conception, la construction et la maintenance de la technique		Plus de 4	2 à 4 vendeurs	Moins de 2		
Contaminants traités : les polluants sont regroupés en 8 groupes : <ul style="list-style-type: none"> • COV non halogénés • COV halogénés • SCOV non halogénés • SCOV halogénés • Fuels • Composés inorganiques • Radionucléides • Explosifs 		Efficacité démontrée à l'échelle laboratoire, pilote, grandeur réelle ou commerciale	Efficacité démontrée mais limitée à l'échelle laboratoire, pilote, grandeur réelle ou commerciale	Efficacité non démontrée à l'échelle laboratoire, pilote, grandeur réelle ou commerciale	Idem ci-dessus	



Centre scientifique et technique
Service Environnement et Procédés
3, avenue Claude-Guillemin

BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34