Ecole Nationale Supérieure des
Mines de Saint-Etienne

Institut National des Sciences
Appliquées de Lyon

N° d'ordre : 192 ID

Année 1998

THESE

présentée

DEVANT L'INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUEES DE LYON

par

VIET-LONG DUONG

pour obtenir

LE GRADE DE DOCTEUR

FORMATION DOCTORALE : SCIENCES ET TECHNIQUES DU DECHET

Evaluation du risque potentiel sur l'environnement lors de la réhabilitation d'un site pollué

Soutenue le 14 janvier 1999

Composition du Jury

Professeur P. Moszkowicz	Président du jury
Professeur J.L. Rivière	Rapporteur
Professeur O. Thomas	Rapporteur
Professeur J. Bourgois	Examinateur
N. Gonthiez	Examinateur
J.M. Abadie	Examinateur
P. Lecomte	Examinateur
P. Formisyn	Examinateur

DISCLAIMER

Portions of this document may be illegible in electronic image products. Images are produced from the best available original document.

A ma famille, à Valérie
sans qui je ne serai pas là aujourd'hui

Remerciements

Ce travail a été effectué au sein du département Ingénierie de l'Environnement du centre SIMADE (Sciences de l'Informatique, des Mathématiques, de l'Aide à la décision et de l'Environnement) de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.

Je tiens à remercier Monsieur Didier Graillot, directeur de recherche, responsable du département Ingénierie de l'Environnement, de m'avoir accueilli dans son équipe.

Je remercie aussi Monsieur Jacques Bourgois, professeur au département Ingénierie de l'Environnement de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, et directeur de cette thèse, pour son aide précieuse et son soutien tout au long de la rédaction de ce mémoire.

Monsieur Pierre Moszkowicz m'a fait l'honneur de bien vouloir accepter la présidence du jury, qu'il trouve ici l'expression de ma reconnaissance.

Je remercie également Monsieur Jean-Louis Rivière, directeur de recherche à l'INRA de Versailles, et Monsieur Olivier Thomas, professeur à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès, d'avoir acceptés d'être rapporteurs de ce travail.

Je tiens aussi à faire part de ma gratitude à Madame Nathalie Gonthiez, ingénieur Sites et Sols Pollués à l'Ademe, pour son aide et pour le soutien financier dont a bénéficié ce travail.

Je ne peux oublier Monsieur Jean-Marie Abadie, directeur technique de la société Géoclean, pour ses conseils avisés ainsi que pour la confiance qu'il m'a toujours manifesté.

J'adresse aussi mes remerciements à Monsieur Paul Lecomte, directeur du Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués de Douai, pour sa collaboration et sa disponibilité.

Enfin mes plus vifs remerciements à Monsieur Pascal Formisyn, chargé de recherche au département Ingénierie de l'Environnement et directeur de recherche de cette thèse pour son soutien sans faille tout au long de ces trois années.

Je remercie enfin tous mes collègues du centre SIMADE (Hervé, Konrad, Zahia, Valérie,...) pour la formidable atmosphère de travail qu'ils ont su créer durant trois ans.

Résumé

La pollution des sols correspond à une problématique relativement récente. Au même titre que l'eau et l'air, la contamination des sols industriels constitue un risque pour la santé humaine et une menace pour la protection de l'environnement, et doit donc faire l'objet d'une réhabilitation. Toutefois la volonté politique française en la matière ne s'étant affirmée qu'à partir des années 1990, les outils de gestion des sols contaminés restent encore à développer. Dans ce contexte une réflexion a été engagée afin de mettre au point, à partir de l'expérience acquise par les autres pays industrialisés et à partir des connaissances actuelles, des outils méthodologiques d'aide à la gestion des sites contaminés, en particulier lors des étapes :

- d'évaluation de l'état de pollution du site, notamment par la caractérisation du niveau de danger et de risque que présente un site contaminé. Pour cela nous avons développé un outil, appelé TRACES (Tool for Risk Assessment from Chemical Exposure to Soils) permettant un diagnostic progressif dans le but d'établir la nécessité d'une réhabilitation et de déterminer les objectifs de cette réhabilitation éventuelle,

- d'identification des filières de réhabilitation les plus adaptées pour le traitement des sols pollués, basée sur une méthode d'analyse multicritère, ELECTRE III, permettant d'intégrer les intérêts de chaque acteur de la réhabilitation, ce qui a abouti à l'outil RACES (Remedial Alternative Classification and Evaluation System).

A travers l'utilisation de TRACES et RACES à des études de cas, nous avons pu mettre en évidence l'importance d'outils méthodologiques pour faciliter et accélérer la prise de décision grâce à une approche structurée, objective et claire des sols contaminés.

Abstract

Soil contamination is a recent problem. In the same way as water and air, industrial soil contamination induces a risk to human health and a threaten to environmental protection, thus it has to be cleaned up too.
As french policy in this domain has been developing since the 1990's, then most of the guideline tools for managing contaminated sites still have to be developed. For this purpose, a work was engaged on the opportunity to elaborate, from the experience of other industrial countries and current knowledge, methodological management support tools for contaminated sites, especially for :

- the assessment of the degree of contamination of the site, in particular with the characterization of the hazard and risk levels related to the site. This has lead to the development of a tool, named TRACES (Tool for Risk assessment from Chemical Exposure to Soils), allowing a progressive and sequential diagnosis in view to establish both the opportunity to conduct a cleanup action and the remedial objectives to be reached,

- the identification of the most adapted technology for the remediation of the contaminated soils, based on a multicriteria analysis method, ELECTRE III, that integrates multiple, potentially conflicting points of view according to the stakeholders. This is the RACES's (Remedial Alternative Classification and Evaluation System) main goal.

Through the use of these tools, we pointed out the importance of such methodological tools to facilitate and accelerate decision making with a structured, objective and clear approach for managing contaminated sites.

Table des matières

LISTE DES FIGURES 6

LISTE DES TABLEAUX 8

LISTE DES ABRÉVIATIONS 10

INTRODUCTION 13

INTRODUCTION 14

PREMIÈRE PARTIE : LES PROBLÈMES LIÉS AUX SITES ET SOLS POLLUÉS 17

CHAPITRE I : L'AMPLEUR DU PROBLÈME 18

I.1 LES PROBLÈMES DUS À L'ABSENCE DE CONSENSUS SUR LA NOTION DE SITE POLLUÉ OU CONTAMINÉ 18
I.1.1 Glossaire des termes les plus couramment employés *18*
I.1.2 Définition d'un site ou sol pollué *18*
I.1.3 Les différentes catégories de sites potentiellement pollués *20*
I.2 LES PROBLÈMES DUS À LA COMPLEXITÉ DE LA POLLUTION 21
I.2.1 Les différents types de pollution *21*
I.2.2 Les caractéristiques de la pollution des sols *23*

CHAPITRE II : LA SITUATION DU PROBLÈME DANS LES PAYS INDUSTRIALISÉS 25

II.1 INTRODUCTION 25
II.2 LES PRINCIPES DE PROTECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE ET/OU DE L'ENVIRONNEMENT 26
II.2.1 Inventaire des sites (potentiellement) pollués *27*
II.3 LES ENJEUX ÉCONOMIQUES 29
II.3.1 Les sites anciennement contaminés *30*
II.3.1.1 La valeur d'usage des sites contaminés 30
II.3.1.2 Le principe du pollueur-payeur (PPP) 31
II.3.1.3 Les fonds d'aide à la réhabilitation des sites orphelins 32
II.3.2 Les sites actuels à activité potentiellement polluante *33*
II.3.2.1 L'assurance pollution 34
II.3.2.2 Les garanties financières 34
II.4 LES OUTILS RÉGLEMENTAIRES 35
II.4.1 Introduction *35*
II.5 CONCLUSION SUR LA SITUATION DANS LES PAYS INDUSTRIALISÉS 36
II.6 LA NÉCESSITÉ D'UNE COOPÉRATION INTERNATIONALE 36
II.7 CAS DES PAYS EN VOIE DE DÉVELOPPEMENT 37
II.8 SYNTHÈSE 38

CHAPITRE III : LA PERCEPTION ET LA COMMUNICATION DU RISQUE 40

III.1 L'ORIGINE DU RISQUE DE CANCER ACCEPTABLE ET DE LA VALEUR 10^{-6} 42
III.1.1 Aux Etats-Unis *42*
III.1.2 Aux Pays-Bas *43*
III.1.3 Conclusions sur la notion de risque acceptable *44*
III.2 LA COMMUNICATION DU RISQUE 44

DEUXIÈME PARTIE : ETAT DES LIEUX DES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES SITES ET MISE AU POINT DE LA MÉTHODE TRACES 46

CHAPITRE IV : LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES SITES POTENTIELLEMENT POLLUÉS 47

IV.1 LA NÉCESSITÉ DE MÉTHODES STANDARDISÉES D'ÉVALUATION DES SITES 47
IV.1.1 La procédure générale de gestion des sites contaminés *49*
IV.2 PRÉSENTATION DES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES SITES POTENTIELLEMENT POLLUÉS 50
IV.3 LES MÉTHODES DE HIÉRARCHISATION DES SITES CONTAMINÉS 52
IV.3.1 Approche par le référentiel *53*

IV.3.1.1 Généralités 53
IV.3.1.2 Limites de ces méthodes 56
IV.3.2 Approche par l'attribution de scores 58
IV.3.2.1 Généralités 58
IV.3.2.2 Limite de ces méthodes 60
IV.3.3 Discussion sur les méthodes de hiérarchisation 60
IV.4 APPROCHE PAR L'ANALYSE DES RISQUES 61
IV.4.1 Généralités 61
IV.4.2 Application aux sites potentiellement pollués 62
IV.4.2.1 L'évaluation des risques pour l'homme 63
IV.4.2.2 Les hypothèses simplificatrices 65
IV.4.2.2.1 Détermination des concentrations 65
IV.4.2.2.2 Détermination des doses admisibles 68
IV.4.2.2.3 Additivité des effets par substance et par voie d'exposition 71
IV.4.2.2.4 Paramètres d'exposition 71
IV.4.2.3 Les méthodes d'évaluations des risques pour l'environnement 72
IV.4.2.3.1 Le référentiel écotoxicologique 73
IV.4.2.3.2 La notation 75
IV.4.2.3.2.1 Le modèle QSAR 75
IV.4.2.3.2.2 Le modèle PEC/PNEC [Rivière, 1998] 76
IV.4.2.3.3 L'évaluation des risques 77
IV.4.2.3.3.1 Le modèle canadien 77
IV.4.2.3.3.2 Le modèle américain de l'USEPA 78
IV.4.2.3.3.3 Le modèle américain du DoE [Van Horn *et al.*, 1998] 79
IV.4.2.3.3.4 Le cas français 80
IV.4.3 Limites des méthodes d'évaluation des risques 81
IV.5 CONCLUSIONS DU CHAPITRE 82

CHAPITRE V : LA MÉTHODOLOGIE TRACES (TOOL FOR RISK ASSESSMENT FROM CHEMICAL EXPOSURE TO SOILS) 85

V.1 INTRODUCTION 85
V.2 DESCRIPTION DE L'OUTIL TRACES 86
V.2.1 Présentation 86
V.2.2 Les bases de données 88
V.2.2.1 Les caractéristiques physico-chimiques des produits 89
V.2.2.2 Les effets toxiques des produits 90
V.2.2.3 Les caractéristiques toxicologiques des produits 90
V.2.2.3.1 Reference Dose et Cancer Slope Factor (IRIS/HEAST) 1994 91
V.2.2.3.2 Maximum Tolerable Risk level (Pays-Bas) 1996 91
V.2.2.3.3 Preliminary Remediation Goals (EPA région IX) 1997 91
V.2.2.3.4 Cancer Slope Factors (CalEPA) 1995 91
V.2.2.3.5 Minimal Risk Levels (ATSDR) 92
V.2.2.3.6 Tolerable Resorbed Dose (UBA) 92
V.2.3 Les méthodes d'évaluation des dangers 93
V.2.3.1 Le référentiel toxicologique 93
V.2.3.2 Le référentiel écotoxicologique 95
V.2.3.3 Conclusions sur les référentiels 95
V.2.3.4 Les méthodes d'attribution d'un score 95
V.2.3.4.1 La méthode française d'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR) 96
V.2.3.4.1.1 Présentation de la méthode 96
V.2.3.4.1.2 Critique de la méthode 97
V.2.3.4.2 Le Système canadien de Classification (National Classification System NCS) 98
V.2.3.4.2.1 Présentation 98
V.2.3.4.2.2 Critique de la méthode 99
V.2.3.4.3 La méthode américaine d'évaluation simplifiée (Preliminary Assessment Scoresheets PAS) 99
V.2.3.4.3.1 Présentation de la méthode 100
V.2.3.4.3.2 Critique de la méthode 100
V.2.4 Estimation du transport et devenir des polluants dans l'environnement 101
V.2.4.1 Transport et devenir des polluants dans l'air 102
V.2.4.1.1 Modèle de base 102
V.2.4.1.2 Coefficients de dispersion latérale et verticale 104
V.2.4.2 Transport et devenir des polluants dans l'eau de surface 106
V.2.4.3 Transport et devenir des polluants dans le sol 107
V.2.4.4 Détermination des concentrations à l'équilibre et à saturation dans le sol 107
V.2.4.5 Vitesse de propagation du polluant en zone non saturée 108

V.2.4.6 Vitesse de propagation du polluant en zone saturée 108
V.2.4.7 Distribution du produit dans l'environnement 109
V.2.5 La méthode d'évaluation des risques 111
V.2.5.1 Principe du calcul d'exposition pour un produit et une voie d'exposition 111
V.2.5.2 Les voies d'exposition prises en compte 112
V.2.5.2.1 Les voies d'exposition directes 113
V.2.5.2.2 Les voies d'exposition indirectes par la chaîne alimentaire 114
V.2.5.3 Le scénario d'utilisation du site 114
V.2.5.4 Les facteurs d'absorption 116
V.2.5.5 Prise en compte de l'évolution de la concentration dans le temps 117
V.2.5.6 Caractérisation du risque initial 118
V.2.5.7 Prise en compte des incertitudes 118
V.2.5.7.1 Analyse de sensibilité 119
V.2.5.7.2 Analyse probabiliste de l'incertitude 119
V.2.5.7.2.1 Simulation Monte Carlo ou échantillonnage au hasard 121
V.2.5.7.2.2 Simulation Latin Hypercube ou échantillonnage stratifié 122
V.2.5.8 Gestion du risque 123
V.2.5.8.1 Introduction 123
V.2.5.8.2 Détermination des objectifs de réhabilitation 123
V.2.5.8.3 Le principe de proportionnalité 124
V.3 CONCLUSIONS 126

TROISIÈME PARTIE : LE PROBLÈME LIÉ AU CHOIX DE LA TECHNIQUE DE RÉHABILITATION ET MISE AU POINT DE LA MÉTHODE RACES 129

CHAPITRE VI : LA SÉLECTION DE LA TECHNIQUE DE RÉHABILITATION LA PLUS ADAPTÉE 130

VI.1 INTRODUCTION 130
VI.2 EVOLUTION DES POLITIQUES DE RÉHABILITATION 130
VI.3 APPARITION DE LA PROBLÉMATIQUE 132
VI.4 LES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION DES SITES ET SOLS POLLUÉS 134
VI.5 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT DES SITES POLLUÉS 135
VI.5.1 Les différents procédés de réhabilitation des sites et sols pollués 135
VI.5.2 Techniques de traitement in-situ 136
VI.5.3 Techniques de traitement ex-situ 137
VI.5.4 Techniques de confinement 138
VI.6 CHOIX DE LA FILIÈRE DE RÉHABILITATION SUR DES CRITÈRES TECHNIQUES 139
VI.6.1 Etat actuel des connaissances 139
VI.6.2 Choix de la filière de réhabilitation 140
VI.6.3 Choix du procédé de réhabilitation 141
VI.6.4 Choix de la technique de réhabilitation 142

CHAPITRE VII : LA MÉTHODOLOGIE RACES (REMEDIAL ALTERNATIVE CLASSIFICATION AND EVALUATION SYSTEM) 147

VII.1 INTRODUCTION 147
VII.2 INVENTAIRE DES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION DES SITES ET SOLS POLLUÉS 148
VII.3 PRÉSENTATION DES TECHNIQUES RETENUES POUR L'ÉTUDE 149
VII.4 PRÉSÉLECTION DES FILIÈRES DE RÉHABILITATION 150
VII.5 MISE AU POINT DE LA MÉTHODE D'ANALYSE MULTICRITÈRE 152
VII.5.1 Détermination des actions et des critères 152
VII.5.2 Détermination du poids des critères et des seuils 155
VII.5.3 Résultats de l'analyse multicritère 156
VII.6 ELABORATION D'UNE BASE DE CAS DE RÉHABILITATION 156
VII.7 CONCLUSIONS SUR RACES 157

QUATRIÈME PARTIE : COMPARAISON DE L'OUTIL TRACES PAR RAPPORT À D'AUTRES MODÈLES EXISTANTS. CONFRONTATION ET VALIDATION DES RÉSULTATS DE TRACES ET RACES À DES CAS RÉELS 159

CHAPITRE VIII : COMPARAISON DE TRACES PAR RAPPORT À D'AUTRES MODÈLES EXISTANTS 160

VIII.1 PRÉSENTATION 160

VIII.2 ETUDE 161
VIII.3 CONCLUSIONS DU CHAPITRE 163

CHAPITRE IX : CONFRONTATION ET VALIDATION DE TRACES ET RACES SUR DES ÉTUDES DE CAS 165

IX.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE 165
IX.2 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE 165
IX.3 ETUDES DE CAS 169
IX.3.1 Fairchild Semi-conductor Corporation Superfund Site [USEPA, 1995] 169
IX.3.1.1 Description du site 169
IX.3.1.2 Diagnostic du site 169
IX.3.1.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement 169
IX.3.1.2.2 Analyse de risques pour l'homme 169
IX.3.1.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation 171
IX.3.1.4 Sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée 172
IX.3.1.5 Comparaison avec les mesures réellement prises 173
IX.3.1.6 Suivi de la réhabilitation et évaluation du risque résiduel 174
IX.3.2 Le French Limited Superfund Site [USEPA, 1995] 176
IX.3.2.1 Description du site 176
IX.3.2.2 Diagnostic du site 177
IX.3.2.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement 177
IX.3.2.2.2 Analyse de risques pour l'homme 177
IX.3.2.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation 179
IX.3.2.4 Sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée 179
IX.3.2.5 Comparaison avec les mesures réellement prises 181
IX.3.2.6 Intervention 181
IX.3.2.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel 182
IX.3.3 Parsons Chemical / ETM Enterprises Superfund Site [USEPA, 1995] 183
IX.3.3.1 Description 183
IX.3.3.2 Diagnostic du site 183
IX.3.3.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement 183
IX.3.3.2.2 Analyse de risques pour l'homme 184
IX.3.3.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation 186
IX.3.3.4 Sélection de la technique de réhabilitation 187
IX.3.3.5 Comparaison avec les mesures réellement prises 188
IX.3.3.6 Intervention 188
IX.3.3.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel 189
IX.3.4 King of Prussia Technical Corporation Superfund Site [USEPA, 1995] 190
IX.3.4.1 Description du site 190
IX.3.4.2 Diagnostic du site 190
IX.3.4.2.1 Analyse de risques pour l'homme 190
IX.3.4.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation 192
IX.3.4.4 Sélection de la technique de réhabilitation 193
IX.3.4.5 Comparaison avec les mesures réellement prises 194
IX.3.4.6 Intervention 195
IX.3.4.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel 196
IX.4 ANALYSE DES RÉSULTATS ET CRITIQUE DE L'OUTIL 197
IX.4.1 Avantages des outils d'aide à la décision TRACES et RACES 197
IX.4.2 Limites des outils d'aide à la décision TRACES et RACES et évolutions proposées 200

CONCLUSION 203

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 204

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 207

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 208

GLOSSAIRE 222

GLOSSAIRE 223

ANNEXES 232

ANNEXES I : LES OUTILS RÉGLEMENTAIRES ET LÉGISLATIFS 233

ANNEXE II : LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES SITES CONTAMINÉS 236

ANNEXE III : LES SYSTÈMES D'AIDE À LA DÉCISION 242

ANNEXE IV : L'AIDE MULTICRITÈRE À LA DÉCISION 245

ANNEXE V : FICHES DES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION 259

Liste des figures

FIGURE 1 : RÉPARTITION DES SITES CONTAMINÉS OU POLLUÉS PAR BRANCHE D'ACTIVITÉS DANS DIFFÉRENTS PAYS 21
FIGURE 2 : TYPES DE POLLUTION POSSIBLE 22
FIGURE 3 : LES INTERACTIONS ENTRE LA BIOSPHÈRE ET L'ENVIRONNEMENT 23
FIGURE 4 : INVENTAIRE DES SITES (POTENTIELLEMENT) POLLUÉS EN AMÉRIQUE DU NORD, EN AUSTRALIE ET AU JAPON [VISSER, 1996], [ADEME, 1994] 27
FIGURE 5 : INVENTAIRE DES SITES (POTENTIELLEMENT) POLLUÉS EN EUROPE [VISSER, 1996], [ADEME, 1994] ... 28
FIGURE 6 : LES TROIS DIMENSIONS DU RISQUE 41
FIGURE 7 : LA CONFUSION ENTRE RISQUE ZÉRO ET RISQUE ACCEPTABLE 43
FIGURE 8 : ECHELLE DES RISQUES POUR L'HOMME 45
FIGURE 9 : EVOLUTION ATTENDUE DE LA POLITIQUE DE GESTION D'UN SITE CONTAMINÉ [BACHELLEZ, 1998] 47
FIGURE 10 : LA GESTION DES SITES POTENTIELLEMENT POLLUÉS 49
FIGURE 11 : PRINCIPE DE L'ÉVALUATION (DANGERS ET RISQUES) D'UN SITE EN DEUX ÉTAPES 50
FIGURE 12 : STRATÉGIE DE GESTION DES SITES CONTAMINÉS 51
FIGURE 13 : REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU DANGER INHÉRENT À UN SITE POLLUÉ 52
FIGURE 14 : OBJECTIFS DES MÉTHODES DE HIÉRARCHISATION DES SITES CONTAMINÉS 53
FIGURE 15 : REPRÉSENTATION DES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE DÉCISION POUR LES OBJECTIFS DE DÉPOLLUTION .. 55
FIGURE 16 : LES MÉTHODES DE SCORES 59
FIGURE 17 : LES DIFFÉRENTES ÉTAPES IMPLIQUANT LA PRISE EN COMPTE DES RISQUES [COVELLO ET AL., 1993]. 62
FIGURE 18 : REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU RISQUE 62
FIGURES 19 ET 20: AIDE À LA DÉTERMINATION DE LA MEILLEURE STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE [DESTRIBATS, 1994], [BONNARD, 1997] 66
FIGURES 21 ET 22: DÉTERMINATION DES DONNÉES TOXIQUES À PARTIR DES RELATIONS DOSE-EFFET AVEC OU SANS SEUIL 70
FIGURE 23 : ANALYSE COÛT/DEGRÉ DE CONNAISSANCE POUR CHAQUE MÉTHODE D'ÉVALUATION 83
FIGURE 24 : STRUCTURE DE L'OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION TRACES 87
FIGURE 25 : SCHÉMA CONCEPTUEL DU TRANSPORT ET DEVENIR DES POLLUANTS DANS L'AIR 102
FIGURE 26 : COEFFICIENT DE DISPERSION EN FONCTION DE LA DISTANCE À LA SOURCE [TURNER, 1970] 105
FIGURE 27 : SCHÉMA CONCEPTUEL D'ESTIMATION DU TRANSPORT ET DEVENIR DES POLLUANTS DANS L'EAU DE SURFACE 107
FIGURE 28 : SCHÉMA D'EXPOSITION DE L'HOMME AUX POLLUANTS 113
FIGURE 29 : PRINCIPE DE LA PRISE EN COMPTE DE L'INCERTITUDE 121
FIGURE 30 : PRINCIPE DE L'ÉCHANTILLONNAGE AU HASARD 121
FIGURE 31 : COMPARAISON DES ÉCHANTILLONNAGES MONTE CARLO ET LATIN HYPERCUBE 122
FIGURE 32 : LES ACTIONS POSSIBLES DE RÉHABILITATION D'UN SITE 124
FIGURE 33 : DÉTERMINATION DES SOLUTIONS ENVISAGEABLES POUR LA RÉHABILITATION 125
FIGURE 34 : MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES SITES PAR L'OUTIL TRACES 128
FIGURE 35 : EVOLUTION DES OBJECTIFS DE RÉHABILITATION DES SITES POLLUÉS 131
FIGURE 36 : EVOLUTION DES SOLUTIONS DE RÉHABILITATION RETENUES AUX ETATS-UNIS [USEPA,1995] 131
FIGURE 37 : SÉLECTION DE LA TECHNOLOGIE DE RÉHABILITATION 132
FIGURE 38 : LES DOMAINES D'APPLICATION DES PROCÉDÉS BIOLOGIQUES, THERMIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES 134
FIGURE 39 : LES TECHNIQUES DE TRAITEMENT IN-SITU 136
FIGURE 40 : LES TECHNIQUES DE TRAITEMENT EX-SITU 137
FIGURE 41 : LES TECHNIQUES DE CONFINEMENT 139
FIGURE 42 : DIAGRAMME DE CHOIX DE LA TECHNOLOGIE DE RÉHABILITATION 141
FIGURE 43 : CHOIX DU PROCÉDÉ DE RÉHABILITATION 142
FIGURE 44 : DIAGRAMME DE CHOIX DE LA TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT THERMIQUE 143
FIGURE 45 : DIAGRAMME DE CHOIX DE LA TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE 144
FIGURE 46 : DIAGRAMME DE CHOIX DE LA TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE 145
FIGURE 47 : STRUCTURE DE L'OUTIL RACES 147
FIGURE 48 : TECHNOLOGIES UTILISÉES AUX ETATS-UNIS, EN 1995, POUR LA RÉHABILITATION DE 690 SITES DE LA NPL [USEPA, 1994] 149
FIGURE 49 : MÉTHODOLOGIE DE CHOIX DE LA TECHNIQUE DE RÉHABILITATION PAR L'OUTIL RACES 158

FIGURE 50 : REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DES RÉSULTATS POUR LES DEUX PREMIERS SCÉNARIOS 161
FIGURE 51 : REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DES RÉSULTATS POUR LES DEUX DERNIERS SCÉNARIOS 162
FIGURE 52 : LES PRINCIPALES DIFFÉRENCES ENTRE LES MODÈLES ÉTUDIÉS 163
FIGURE 53 : MÉTHODOLOGIE DE TRAVAIL POUR LES QUATRE ÉTUDES DE CAS 168
FIGURE 54 : RÉPARTITION DU RISQUE PAR PRODUIT ET PAR MODE D'EXPOSITION 170
FIGURE 55 : DISTRIBUTION DU RISQUE POUR LE TCA 171
FIGURE 56 : RÉSULTATS DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ 173
FIGURE 57 : RÉSULTAT DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ SUR LE TCA 176
FIGURE 58 : RÉPARTITION DU RISQUE PAR INGESTION PAR PRODUIT 178
FIGURE 59 : DISTRIBUTION DU RISQUE POUR L'ARSENIC 178
FIGURE 60 : RÉSULTATS DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ 180
FIGURE 61 : SCHÉMA DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT RETENU 182
FIGURE 62 : RÉPARTITION DU RISQUE PAR INGESTION PAR PRODUIT 185
FIGURE 63 : DISTRIBUTION DU RISQUE POUR LA DIELDRINE 186
FIGURE 64 : RÉSULTATS DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ 187
FIGURE 65 : SCHÉMA DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT RETENU 189
FIGURE 66 : RÉPARTITION DU RISQUE PAR INGESTION PAR PRODUIT 191
FIGURE 67 : DISTRIBUTION DU RISQUE POUR LE CHROME VI 192
FIGURE 68 : RÉSULTATS DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ 193
FIGURE 69 : SCHÉMA DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT RETENU 195
FIGURE 70 : RÉSULTAT DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ EN MODE STOCHASTIQUE POUR LE CR VI 197
FIGURE 71 : PARALLÈLE ENTRE LA DÉMARCHE INTELLECTUELLE ET LES MÉTHODOLOGIES DE TRACES ET RACES 198
FIGURE 72 : ZONES D'INFLUENCE DES CRITÈRES TECHNIQUE, ÉCONOMIQUE ET SOCIÉTAL 200
FIGURE 73 : ALGORITHME D'ELECTRE III 250
FIGURE 74 : DÉTERMINATION DE L'INDICE DE CONCORDANCE POUR LE COUPLE (A_I, A_K) ET LE CRITÈRE J 252
FIGURE 75 : DÉTERMINATION DE L'INDICE DE DISCORDANCE POUR LE COUPLE (A_I, A_K) ET LE CRITÈRE J 253
FIGURE 76 : CLASSEMENT PAR LA MÉTHODE ELECTRE III – DISTILLATION DESCENDANTE 257

Liste des tableaux

TABLEAU 1 : DÉFINITION DES PRINCIPAUX TERMES LIÉS À LA PROBLÉMATIQUE DES SOLS POLLUÉS 18
TABLEAU 2 : DÉFINITIONS D'UN SITE CONTAMINÉ OU POLLUÉ 19
TABLEAU 3 : QUELQUES ÉVÉNEMENTS AYANT SOULEVÉ LE PROBLÈME DES SITES POLLUÉS OU D'ATTEINTES À LA SANTÉ HUMAINE 25
TABLEAU 4 : INVENTAIRE DES SITES ET SOLS CONTAMINÉS ET/OU POLLUÉS 29
TABLEAU 5 : LES ENJEUX FINANCIERS DE LA RÉHABILITATION DES SOLS POLLUÉS 33
TABLEAU 6 : LES POOLS D'ASSURANCE RESPONSABILITÉ CIVILE POLLUTION 34
TABLEAU 7 : ESPÉRANCE DE VIE MOYENNE DANS LES PAYS INDUSTRIALISÉS 40
TABLEAU 8 : RISQUE DE CANCER ACCEPTÉ DANS DIFFÉRENTS PAYS 41
TABLEAU 9 : PROCÉDURE D'ÉLABORATION D'UN RÉFÉRENTIEL 54
TABLEAU 10 : MILIEUX ET RÉCEPTEURS PRIS EN COMPTE DANS L'ÉLABORATION DES RÉFÉRENTIELS [VISSER, 1996] 54
TABLEAU 11 : CLASSIFICATION DES DIFFÉRENTES APPROCHES BASÉES SUR L'UTILISATION D'UN RÉFÉRENTIEL [VISSER, 1996] 55
TABLEAU 12 : FOND GÉOCHIMIQUE (NATUREL) EN ÉLÉMENTS-TRACES DE DIFFÉRENTS TYPES DE SOLS [BAIZE, 1994] 57
TABLEAU 13 : RÉCAPITULATIF DES RÉCEPTEURS UTILISÉS DANS LES RÉFÉRENTIELS [VISSER, 1996] 57
TABLEAU 14 : PROCÉDURE D'ÉLABORATION D'UNE MÉTHODE DE NOTATION 58
TABLEAU 15 : RÉCAPITULATIF DES RÉCEPTEURS UTILISÉS DANS LES MÉTHODES DE HIÉRARCHISATION 58
TABLEAU 16 : PRÉSENTATION DE QUELQUES MÉTHODES D'ÉVALUATION PAR ATTRIBUTION DE SCORES 59
TABLEAU 17 : PAYS UTILISANT UNE MÉTHODE DES SCORES 60
TABLEAU 18 : PROCÉDURE D'ÉLABORATION D'UNE MÉTHODE D'ÉVALUATION DES RISQUES 63
TABLEAU 19 : LISTE DE QUELQUES MODÈLES D'ESTIMATION DU DEVENIR DES POLLUANTS 67
TABLEAU 20 : LES FACTEURS D'INCERTITUDE UTILISÉS POUR LA DÉRIVATION DE LA DOSE ACCEPTABLE 70
TABLEAU 21 : VOIES ET MODES D'EXPOSITION GÉNÉRALEMENT ÉTUDIÉS 71
TABLEAU 22 : SCÉNARIOS D'EXPOSITION RETENUS POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES 72
TABLEAU 23 : CARACTÉRISTIQUES MOYENNES DE L'HOMME DANS DIFFÉRENTS PAYS 72
TABLEAU 24 : TESTS NORMALISÉS DE CONTACT 74
TABLEAU 25 : TESTS NORMALISÉS SUR LIXIVIAT (NORME AFNOR X 31-210) 74
TABLEAU 26 : DÉTERMINATION DU NIVEAU ACCEPTABLE 75
TABLEAU 27 : FACTEURS D'INCERTITUDE POUR L'ÉVALUATION DE LA PNEC 76
TABLEAU 28 : INFORMATIONS NÉCESSAIRES À CHAQUE NIVEAU DE L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE 78
TABLEAU 29 : FACTEURS D'AJUSTEMENT AF UTILISÉS POUR LA DÉTERMINATION DES TRV 79
TABLEAU 30 : RÉCAPITULATIF DES RÉCEPTEURS UTILISÉS DANS LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DE RISQUES [VISSER, 1996] 81
TABLEAU 31 : PRÉSENTATION DE QUELQUES LOGICIELS D'ÉVALUATION DES RISQUES 82
TABLEAU 32 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES SITES CONTAMINÉS 83
TABLEAU 33 : DÉTERMINATION DES SEUILS ACCEPTABLES POUR LE RÉFÉRENTIEL TOXICOLOGIQUE 93
TABLEAU 34 : DÉTERMINATION DES SEUILS ACCEPTABLES POUR LE RÉFÉRENTIEL TOXICOLOGIQUE 94
TABLEAU 35 : PARAMÈTRES RETENUS POUR L'ÉLABORATION DU RÉFÉRENTIEL TOXICOLOGIQUE 94
TABLEAU 36 : PROCÉDURE D'ATTRIBUTION DES NOTES PAR LA MÉTHODE FRANÇAISE 96
TABLEAU 37 : CLASSEMENT DES SITES EN FONCTION DES NOTES OBTENUES 97
TABLEAU 38 : PROCÉDURE D'ATTRIBUTION DE LA NOTE DANS LA MÉTHODE CANADIENNE 98
TABLEAU 39 : PROCÉDURE D'ATTRIBUTION DE LA NOTE DANS LA MÉTHODE AMÉRICAINE 100
TABLEAU 40 : DÉTERMINATION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR 104
TABLEAU 41 : CATÉGORIES DE STABILITÉ 105
TABLEAU 42 : ESTIMATION DES COEFFICIENTS DE DISPERSION DANS L'ATMOSPHÈRE DE JOUR ET DE NUIT 105
TABLEAU 43 : VALEURS DES PARAMÈTRES HYDRAULIQUES 108
TABLEAU 44 : ESTIMATION DU FACTEUR DE BIOCONCENTRATION DANS LES POISSONS 114
TABLEAU 45 : PARAMÈTRES D'EXPOSITION (ET ÉCART-TYPES) UTILISÉS PAR DÉFAUT POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES 115
TABLEAU 46 : FACTEURS D'ABSORPTION PRIS PAR DÉFAUT 117
TABLEAU 47 : LES DIFFÉRENTES APPROCHES D'ANALYSE QUANTITATIVE DE L'INCERTITUDE 119
TABLEAU 48 : EXEMPLES DE SCÉNARIOS ENVISAGEABLES POUR LA GESTION DES RISQUES 126

TABLEAU 49 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU TRAITEMENT IN-SITU 137
TABLEAU 50 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU TRAITEMENT SUR-SITE 138
TABLEAU 51 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU TRAITEMENT HORS-SITE 138
TABLEAU 52 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU CONFINEMENT 139
TABLEAU 53 : LES OUTILS D'ÉVALUATION DES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION 140
TABLEAU 54 : PRÉSENTATION DES TECHNIQUES RETENUES POUR L'ÉTUDE 149
TABLEAU 55 : PRÉSENTATION DES TECHNIQUES RETENUES POUR L'ÉTUDE 150
TABLEAU 56 : APPLICABILITÉ DE LA TECHNIQUE EN FONCTION DE LA NATURE DU SOL 151
TABLEAU 57 : APPLICABILITÉ DE LA TECHNIQUE EN FONCTION DE LA NATURE DU POLLUANT 152
TABLEAU 58 : CLASSES DE NOTES RETENUES POUR CHAQUE CRITÈRE D'ÉVALUATION 154
TABLEAU 59 : MATRICE DES ÉVALUATIONS OU TABLEAU DES PERFORMANCES 155
TABLEAU 60 : COMPARAISON DES EXPOSITIONS CALCULÉES POUR DIFFÉRENTS MODÈLES ET DIFFÉRENTS SCÉNARIOS 161
TABLEAU 61 : PRÉSENTATION DES SIMULATIONS EFFECTUÉES SUR RACES 167
TABLEAU 62 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES DANGERS POUR L'HOMME ET L'ENVIRONNEMENT 169
TABLEAU 63 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR L'HOMME 170
TABLEAU 64 : PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION ENVISAGEABLES 171
TABLEAU 65 : RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES RISQUES RÉSIDUELS POUR L'HOMME 175
TABLEAU 66 : FOURCHETTE DE CONCENTRATIONS MESURÉES SUR LE SITE POUR LE TCA 175
TABLEAU 67 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES DANGERS POUR L'HOMME ET L'ENVIRONNEMENT 177
TABLEAU 68 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR L'HOMME 177
TABLEAU 69 : PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION ENVISAGEABLES 179
TABLEAU 70 : RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES RISQUES RÉSIDUELS POUR L'HOMME 182
TABLEAU 71 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES DANGERS POUR L'HOMME ET L'ENVIRONNEMENT 184
TABLEAU 72 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR L'HOMME 185
TABLEAU 73 : PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION ENVISAGEABLES 186
TABLEAU 74 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES RISQUES RÉSIDUELS POUR L'HOMME 189
TABLEAU 75 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES DANGERS POUR L'HOMME ET L'ENVIRONNEMENT 190
TABLEAU 76 : RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR L'HOMME 191
TABLEAU 77 : PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION ENVISAGEABLES 192
TABLEAU 78 : RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES RISQUES RÉSIDUELS POUR L'HOMME 196
TABLEAU 79 : FOURCHETTE DE CONCENTRATIONS MESURÉES SUR LE SITE POUR LE CHROME 196
TABLEAU 80 : BENZO(A)PYRÈNE À 10 MG/KG – SCÉNARIO RÉSIDENTIEL – INGESTION DE SOL 199
TABLEAU 81 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES OUTILS TRACES ET RACES 202
TABLEAU 82 : LES DIFFÉRENTES MÉTHODES ELECTRE 247

Liste des abréviations

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ADI	Acceptable Daily Intake
AEL	Adverse Effect Level
ANDRA	Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radio-Actifs
ATSDR	Agency for Toxic Substances and disease Registry
CalEPA	California Environmental Protection Agency
CARACAS	Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CCMS	Comittee for the Challenges of Modern Society
CERCLA	Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act
CLx	Concentration Léthale x %
CLARINET	Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies
CLEA	Contaminated Land Exposure Assessment
CNRSSP	Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués
COV	Composé Organique Volatil
CSOIL	Contaminated Soil
CSF	Cancer Slope Factor
CTB	Chemical Time Bomb
DEQ	Department of Environmental Quality
DIS	Déchet Industriel Spécial
DJA	Dose Journalière Admissible
DLx	Dose Léthale x %
DoE	Department of Environment
ECETOC	European Chemical Industry Ecology and Toxicology Center
EDR	Evaluation Détaillée des Risques
ELECTRE	ELimination Et Choix Traduisant la REalité
ESR	Evaluation Simplifiée des Risques
ESV	Extraction Sous Vide (venting)
FDA	Food and Drug Administration
FF	Francs Français
FLTG	French Limited Task Group
FSC	Fairchild Semi-Conductor
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HEAST	Health Effects and Assessment Summary Tables
HESP	Health Exposure to Soil Pollutants
HRS	Hazard Ranking System
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
INEEL	Idaho National Engineering and Environmental Laboratory
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
IRIS	Integrated Risk Information Software
ISO	International Standards Organization
JOCE	Journal Officiel de la Communauté Européenne
KOP	King Of Prussia
LHS	Latin Hypercube Sampling
LOAEC	Lowest Observed Adverse Effect Concentration
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
LOEL	Lowest Observed Effect Level

M	Million
MCS	Monte Carlo Simulation
Mds	Milliards
MRL	Minimal Risk Level
MTR	Maximum Tolerable Risk level
NCS	National Classification System
NICOLE	Network for Industrially Contaminated Land in Europe
NIMBY	Not In My BackYard
NJDEP	New-Jersey Department of Environmental Protection
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NOAEC	No Observed Adverse Effect Concentration
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
NOEL	No Observed Effect Level
NPL	National Priorities List
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OHEA	Office of Health and Environmental Assessment
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
OTAN / NATO	Organisation du Traité de l'Atlantique Nord
PAS	Preliminary Assessment Scoresheets
PCB	Polychlorés Biphényles
PEC	Predicted Environmental Concentration
PIB	Produit Intérieur Brut
PNALC	Programme National d'Assainissement des Lieux Contaminés
PNEC	Predicted No Effect Concentration
POS	Plan d'Occupation des Sols
PPP	Principe du Pollueur Payeur
PRG	Preliminary Remediation Goals
PVD	Pays en Voie de Développement
QSAR	Quantitative Structure Activity Relationship
RACE	Risk Abatement Centre for Central and Eastern Europe
RACES	Remedial Alternative Classification and Evaluation
RAGS	Risk Assessment Guidance for Superfund
RECORD	Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets
RfC	Reference Concentration
RfD	Reference Dose
RME	Reasonable Maximum Exposure
ROD	Record Of Decision
SARA	Superfund Amendments and Reauthorization Act
SGBD-R	Système de Gestion de Bases de Données Relationnelles
SIAD	Système Interactif d'Aide à la Décision
STI	Système de Traitement de l'Information
TRACES	Tool for Risk Assessment from Chemical Exposure to Soils
TRD	Tolerable Resorbed Dose
UBA	Umwelt Bundes Amt (Ministère de l'Environnement Allemand)
UF	Uncertainty Factor
UNEP / PNUE	United Nations Environment Program
URF	Unit Risk Factor
USDOE	United States Department of Energy
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USNRC	United States Nuclear Regulatory Commission
VIS	Vitrification In-Situ
VG	Valeur Guide
VLE	Valeur Limite d'Exposition

VME	Valeur Moyenne d'Exposition
VR	Valeur Réglementaire

Introduction

Introduction

Toute activité humaine (économique, sociale, scientifique,...) tend, d'une manière générale, vers l'amélioration de la qualité de vie (amélioration du niveau de vie et augmentation de la durée de vie).
Depuis environ 150 ans, l'industrialisation "à tout prix" a permis d'accélérer cette évolution mais a également conduit à une surexploitation des ressources naturelles et à une dégradation[1] de l'environnement.
Mais, au fur et à mesure que leur niveau de vie (confort, sécurité matérielle,...) leur permettait de s'affranchir de leurs problèmes vitaux (alimentation, protection,...), les pays industrialisés se sont davantage préoccupés des conséquences de leurs activités sur l'environnement[2] et, ainsi, ont assumé leurs responsabilités envers les générations futures[3], en élaborant une politique permettant de concilier croissance économique et sociale, pour aboutir au concept de développement durable[4].

En matière de protection de l'environnement, l'attention s'est alors surtout portée, au début des années 1960, sur les aspects les plus visibles de la pollution industrielle (pollution des eaux, production de déchets[5]). Puis, dans les années 1970, l'intérêt s'est progressivement tourné vers des atteintes plus insidieuses à l'environnement, notamment la pollution des sols.

Le sol est un système statique possèdant des qualités auto-épuratrices[6]. De ce fait, il a longtemps été le réceptacle idéal d'une grande quantité de polluants (minéraux ou organiques) qui s'y accumulaient alors jusqu'à saturation[7] sans qu'aucune action de dépollution ne soit entreprise en fin d'exploitation du site.
En effet, un siècle et demi d'industrialisation ont apporté quantités de friches industrielles, de dépôts de déchets, de décharges,... dans la plupart des pays industrialisés[8]. Ces sites ont été le siège d'activités de production et de stockage de produits dangereux ou toxiques et constituent alors autant de lieux potentiellement contaminés[9].

Cette préoccupation pour les sites contaminés est progressivement apparue :

- parmi les industriels, à l'occasion de la fermeture (cessation d'activités) ou de la revente[10] (cession d'activités) de sites industriels où un bilan de la pollution est généralement effectué, voire exigé,

[1] En effet par définition, toute activité industrielle utilise des ressources naturelles, consomme de l'énergie, génère des déchets et induit ainsi une pollution. Les déchets peuvent donc être considérés comme un sous-produit généré par la société industrielle. Leur volume augmente sans cesse, sans parler de leur complexité et de leur toxicité.
[2] Les pays en voie de développement et les pays sous-développés n'ont pas encore démarré cette réflexion, puisque leurs besoins vitaux ne sont pas entièrement satisfaits.
[3] L'économie doit être développée au bénéfice des générations actuelles mais avec un coût acceptable pour les générations futures [Barde, 1991].
[4] Le développement durable tel qu'introduit en 1992 par la conférence de Rio, puis au niveau de l'Europe, peut se définir comme le développement harmonieux de l'économie en respectant la dimension sociale et en intégrant la protection de l'environnement.
[5] On parle alors de civilisation du déchet ou du risque [Lagadec, 1981] puisque c'est l'amélioration même du niveau de vie qui engendre ces déchets ou ces risques.
[6] Dans des conditions bien définies et réglementées, le sol peut jouer un rôle de réacteur biologique vis-à-vis des déchets organiques (boues de station d'épuration, composts urbains,...). En revanche, la plupart des éléments minéraux apportés au sol sont susceptibles de s'y accumuler et de le polluer. C'est le cas pour les métaux lourds (Pb, Cr, Ni, Cd,...) ou d'autres éléments susceptibles d'être toxiques pour les animaux par l'intermédiaire des végétaux qu'ils consomment.
[7] On parle alors de charge critique, limite qu'il ne faut pas dépasser sans altérer définitivement la qualité d'un sol.
[8] La production annuelle de déchets en Europe est de 700 millions de tonnes dont 80% d'origine industrielle et 20% d'origine domestique.
[9] Le dernier recensement du Ministère de l'Environnement de 1996 fait état de 896 sites pollués sur un "gisement" estimé par les professionnels de la dépollution des sols à plus de 200 000 sites potentiellement pollués.
[10] Selon la loi du 10 juillet 1976, lors de la vente d'un terrain contaminé par l'exploitation d'une ICPE, une étude de la pollution des sols engendrée par l'activité doit être effectuée.

- dans la population, par la couverture médiatique de scandales (Love Canal aux Etats-Unis, Lekkerkerk aux Pays-Bas) qui se sont déroulés sur d'anciens sites industriels contaminés réaménagés en zone résidentielle et où de graves problèmes de santé (cancer, malformations, avortements,...) pour la population locale ont été observés[1].

Le sol occupe pourtant une place prépondérante dans l'environnement :

- en tant que ressource non renouvelable[2], il n'a pas de prix et doit faire l'objet de mesures de protection [OCDE, 1994] au même titre que l'air et l'eau[3] [Thiebaut, 1994],
- en tant qu'interface entre la lithosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère, c'est un milieu vivant complexe qui joue un rôle important dans un certain nombre de cycles biogéochimiques qui vont faire de lui un lieu de passage obligé ou d'accumulation de la plupart des polluants induits par l'activité humaine [Robert, 1996],
- en tant que support physique aux activités humaines et à une partie des écosystèmes, la surface de sol disponible est limitée et la population augmentant, le redéveloppement des anciens sites industriels devient alors économiquement intéressant et même parfois nécessaire. L'apparition du syndrome du NIMBY[4] (Not In My Back Yard) dans l'opinion publique, n'a fait qu'amplifier cette tendance[5].

La pollution des sols pose alors le problème de la préservation des ressources en eau, de la protection de l'environnement et finalement des risques d'atteintes à la santé humaine[6].

L'eau jouant le rôle de vecteur principal de la pollution du sol vers les autres milieux (eau souterraine, eau de surface, air, organismes vivants), on obtient alors le trio inséparable : santé/pollution/environnement. Pour cette raison, plusieurs auteurs ont développé le concept de "bombe chimique à retardement[7]" [Stigliani *et al.*, 1991] [Japenga *et al.*, 1993] en parlant des pollutions organiques (PCB, HAP, pesticides,...) ou minérales (métaux lourds, cyanures,...) du fait de la capacité du sol à fonctionner comme un système accumulateur vis-à-vis des polluants avec la menace, à tout instant, d'un relargage massif.

Devant ce constat, les pays industrialisés ont entrepris la réhabilitation de ces sites contaminés en tentant de répondre aux questions suivantes :

- quelles sont l'ampleur et la gravité du problème ?
- comment recenser les sites potentiellement contaminés ?
- comment et sur quels critères évaluer l'impact (potentiel ou réel) de cette contamination sur les organismes vivants ?
- comment décontaminer les sols de manière acceptable et limiter tout risque dans le futur ?

Dans la première partie de ce mémoire, nous allons présenter la problématique liée aux sites et sols contaminés ainsi que la situation dans les principaux pays industrialisés. A travers ces premiers chapitres, nous allons mettre en évidence la nécessité de traiter une masse importante d'informations,

---

[1] On parle ainsi de civilisation du risque ou du déchet [Lagadec, 1981] puisque c'est l'amélioration même du niveau de vie qui est à l'origine de ces risques ou ces déchets.

[2] La vitesse de formation d'un sol, estimée à environ 0,02 $mm.an^{-1}$, est actuellement inférieure à sa vitesse de dégradation (érosion, pollution,...) estimée à près de 1 $mm.an^{-1}$.

[3] L'eau étant généralement considérée comme le vecteur et le récepteur final de la pollution fut l'objet des premières recherches et mesures dans le domaine de la protection de l'environnement.

[4] Ce syndrome se traduit par le refus de tout individu de l'installation de toute activité pouvant générer des nuisances à proximité de son habitation.

[5] L'incitation à la réutilisation d'anciens site industriels pour une réaffectation industrielle, évite ainsi "d'entamer" les espaces vierges qui sont alors disponibles pour un aménagement urbain.

[6] Dans une récente

[7] En 1990, l'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement hollandais ont mis en place un groupe de travail sur ce domaine appelé CTB (Chemical Time Bomb Project).

liées aux sites et sols contaminés, et constater l'absence actuelle d'outils cohérents et satisfaisants pour une telle approche en France.

Puis dans une deuxième partie, nous étudierons les politiques de recherche et d'évaluation des sites contaminés entreprises par quelques pays industrialisés (évaluation des dangers et évaluation des risques) afin d'identifier les outils mis au point dans le domaine de l'évaluation des sites, soit pour "développer" une méthode française spécifique, soit pour s'inspirer de ce qui existe et l'adapter au contexte français.
Cette étude nous a conduit, en partenariat avec la société de diagnostic et de réhabilitation des sols pollués, Géoclean, et l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie), au sein du département Ingénierie de l'Environnement de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, à élaborer une méthodologie d'évaluation séquentielle et progressive des sites et sols contaminés, TRACES (Tool for Risk Assessment from Chemical Exposure to Soils), qui a ensuite été couplée à un Système de Gestion de Bases de Données (Access 2.0) afin de fournir l'interface de travail et permettre ainsi un traitement plus efficace et plus rapide.

Enfin, s'agissant des moyens de conjurer cette pollution, nous présenterons alors, dans la troisième partie, les politiques et les techniques de réhabilitation des sites contaminés avant de présenter notre propre méthodologie.
En effet, outre les aspects économiques et techniques, il est nécessaire d'intégrer la dimension réglementaire, législative et sociale dans le choix de la technique de réhabilitation ; ce qui ne peut être possible que par une approche multicritère du problème. La deuxième phase de la thèse consiste donc à développer une méthodologie de sélection des techniques de réhabilitation les plus adaptées, RACES (Remedial Alternatives Classification and Evaluation System), basée sur la méthode d'analyse multicritère ELECTRE III.

Ces outils permettront alors de savoir si une réhabilitation est nécessaire en fonction du niveau de danger et de risque que présente un site contaminé, si celle-ci est urgente, le niveau de dépollution à atteindre ainsi que les techniques de réhabilitation les plus adaptées, par une approche méthodologique au cas par cas de chaque site contaminé.

Enfin nous présenterons dans la quatrième partie, une comparaison de l'outil TRACES à des modèles existants, ainsi que quatre études de cas afin de confronter les recommandations issues de l'utilisation de TRACES et RACES avec les décisions réellement prises par les experts de la réhabilitation des sols.

Première partie :
Les problèmes liés aux sites et sols pollués

"*La Terre appartient à une grande famille dont beaucoup de membres sont morts, quelques uns vivants, et dont le plus grand nombre est encore à naître*". Réflexion faîte par un chef nigérien en 1912 devant le West African Lands Committee

Chapitre I : L'ampleur du problème

Lorsque l'on s'intéresse aux sites et sols pollués, on se retrouve confronté à deux problèmes majeurs :

- les problèmes liés à la définition d'un site pollué : le contexte (économique, politique, culturel,...) spécifique à chaque pays, ne permet pas une définition unique de ce qu'est un site pollué, ce qui conduit à une politique spécifique à chaque pays,
- les problèmes liés à la complexité d'une pollution du sol : les mécanismes intervenant dans la pollution du sol, la migration et la transformation des polluants sont très nombreux et difficiles à appréhender, principalement en raison de la nature multiphasique du sol.

Ce chapitre a pour but de présenter la différence de conception du site pollué entre chaque pays.

I.1 Les problèmes dus à l'absence de consensus sur la notion de site pollué ou contaminé

I.1.1 Glossaire des termes les plus couramment employés

La gestion des sites et sols contaminés (recensement, diagnostic, réhabilitation) pose avant tout un problème de vocabulaire. Afin d'éviter tout malentendu, il est donc apparu nécessaire de définir un certain nombre de termes fondamentaux qui seront utilisés par la suite (Tableau 1).

Tableau 1 : Définition des principaux termes liés à la problématique des sols pollués

□ **Contamination** : ce terme correspond à des niveaux anormaux (supérieurs à la concentration de fond) de substances naturelles ou à la présence de substances artificielles résultant de l'activité humaine.
□ **Pollution** : se réfère à une contamination conduisant à des dommages pour l'environnement.
□ **Sol** : se réfère au milieu physique comme support de transit, en tant que récepteur initial, de la pollution vers les autres compartiments de l'environnement (eau, air, êtres vivants).
□ **Site** : ce terme englobe la zone géographique (eau, air, sol, bâtiments) où une contamination a (ou peut avoir) eu lieu.
□ **Danger** : c'est une situation où sont réunis tous les facteurs pouvant conduire à la réalisation d'un accident potentiel.
□ **Risque** : c'est une fonction de la probabilité d'apparition d'un accident potentiel et des conséquences (ou de l'impact) de cet accident[1].

Si les termes de danger et de risque sont relativement bien dissociés par la plupart des pays industrialisés, la confusion est souvent faite entre site contaminé et site pollué.

I.1.2 Définition d'un site ou sol pollué

Si le concept de sol pollué ou d'ancien site contaminé semble relativement simple, il n'en reste pas moins que la définition officielle change d'un pays à l'autre.

[1] Le terme de risque est généralement utilisé de manière péjorative ou même négative (par exemple, on parlera du risque de perdre et de la probabilité de gagner).

Les définitions (Tableau 2) adoptées par les différents pays peuvent être scindées en deux catégories [Steichen, 1996] :

- celles axées sur la protection de la santé humaine et de l'environnement [Alexander, 1995] où on peut distinguer deux sous-groupes :
  - les définitions axées sur la nature du contaminant : le site contaminé fait référence à des substances dangereuses ou toxiques, en quantité ou en concentration excessives (Canada, Colombie Britannique, Etats-Unis, France, OTAN, Pays-Bas, PNUE, Suisse),
  - les définitions axées sur l'activité productrice de déchet : la contamination du sol résulte d'une activité humaine qui s'est déroulée dans le passé (Allemagne),
- celles axées sur l'aménagement du territoire[1] : la contamination résulte d'une utilisation inadéquate du site. Le degré de contamination (et de décontamination) est fonction de l'utilisation du site (Grande-Bretagne et Belgique).

Tableau 2 : Définitions d'un site contaminé ou pollué

☐ "Un site est contaminé lorsqu'il y a une détérioration ou une menace de détérioration du sol et des eaux qui résulterait d'activités humaines exercées autrefois." ***Allemagne*** [Eurofom Altlasten, 1990]
☐ "Un site contaminé est un lieu où, suite à des activités humaines, des déchets sont présents ou dans lequel une pollution du sol et de l'eau souterraine a lieu ou peut avoir lieu et où le maintien dans leur état actuel est contraire au bon aménagement du territoire." ***Belgique*** [Moniteur Belge, 1995]
☐ "Un site contaminé est un site qui a été contaminé par des déchets toxiques et dangereux et qui présente un danger pour la santé humaine et l'environnement." ***Canada*** [Steichen, 1996]
☐ "Un site contaminé est un lieu dans lequel le sol ou l'eau contiennent des substances particulièrement dangereuses (ou déchets spéciaux) ou une concentration d'autres substances excédant les normes détaillées dans la législation. Les normes dépendent de l'utilisation du site (agriculture, résidence, parc, commerce, industrie) et de l'eau (vie aquatique, irrigation, pêche, eau potable)." ***Colombie Britannique*** [Waste Management Act, 1993]
☐ "Un sol contaminé est un sol sur lequel des preuves disponibles indiquent que des substances dangereuses y ont été déversées, disposées." ***Etats-Unis*** [USEPA, 1991]
☐ "Un site pollué est un site qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltration de substances dangereuses polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement." ***France*** [Ministère de l'Environnement, 1996]
☐ "Un site contaminé est un site qui semble, selon l'autorité locale, en raison de substances dans, sur ou sous le sol, présenter une menace significative potentielle ou réelle pour l'homme et l'environnement ou une pollution potentielle ou réelle des eaux." ***Grande-Bretagne*** [Pollard *et al.*, 1998]
☐ "Un site contaminé est un site contenant des substances qui, présentes en quantités et/ou en concentrations suffisantes, peuvent nuire directement ou indirectement aux personnes, à l'environnement ou à d'autres cibles potentielles." ***OTAN*** [NATO/CCMS, 1995]
☐ "Un site contaminé est un site où des substances sont présentes à des concentrations anormalement élevées et posent ainsi un sérieux problème pour la santé publique et l'environnement." ***Pays-Bas*** [Eurofom Altlasten, 1990]
☐ "Un site pollué est un site où les niveaux des substances dangereuses sont au-dessus des niveaux d'action, c'est-à-dire lorsqu'une évaluation spécifique du site juge qu'une action est nécessaire pour protéger la santé humaine ou l'environnement." ***UNEP*** [UNEP, 1994]
☐ "Les sites contaminés sont d'anciens dépôts de déchets ainsi que d'anciens emplacements d'exploitation ou lieux d'accidents dans le cas desquels il est certain que les résidus de substances nocives peuvent menacer la santé humaine et l'environnement." ***Suisse*** [Daetwyler, 1993]

Les principaux obstacles pour obtenir une harmonisation dans ce domaine entre les différents pays sont :

- la nature du sol est très complexe et très variable d'un pays à l'autre et à l'intérieur même d'un pays ; c'est pourquoi on parle généralement des sols et non du sol : une concentration donnée d'un composé peut ainsi être considérée comme acceptable dans un pays et inacceptable dans

[1] On peut distinguer trois classes de nuisances produites par une pollution : les conséquences sanitaires, écologiques et esthétiques.

- le sol industrialisé appartient généralement à un propriétaire privé et représente une ressource économique chiffrable au contraire de l'eau et de l'air qui représentent une valeur environnementale. La pollution d'un site concernera donc uniquement le propriétaire et les pouvoirs publics en fonction du cadre législatif local (principe du pollueur-payeur, parties potentiellement responsables),
- la migration transfrontalière de la pollution du sol ou de l'eau souterraine est plus limitée, moins visible et plus longue que ne l'est celle de l'air ou de l'eau de surface,
- le contexte économique, le système politique, l'historique industriel, les aspects socio-culturels, l'utilisation (ou la réutilisation) du sol... sont différents.

Les sites et sols pollués sont donc généralement perçus comme un problème local ou national. Cette absence de consensus général, traduit en fait une préoccupation différente[1] de chaque pays, et a conduit à une approche, une gestion, et une finalité différentes des sites potentiellement pollués. On peut ainsi parler de graduation de l'action publique, pour caractériser la volonté politique à gérer ses sites potentiellement contaminés : plus la définition sera précise et sévère et plus les moyens législatifs, réglementaires, et financiers seront lourds.

I.1.3 Les différentes catégories de sites potentiellement pollués

Les sites contaminés peuvent englober d'une manière générale :

- les décharges et stockages permanents de déchets (crassiers, terrils,...),
- les dépôts de déchets abandonnés à la suite de cessation d'activités industrielles ou de pratiques frauduleuses d'élimination,
- les exploitations minières,
- les sites ayant des réservoirs souterrains de stockage (de pétrole, fuel,...) [Kostecki *et al.*, 1992],
- les sites pollués à la suite de retombées (atmosphériques,...) ou d'accidents,
- les sites industriels abandonnés (friches industrielles) ou en activité : dans le cas où le responsable de la pollution n'a pu être identifié ou n'est pas solvable, ces sites sont dits orphelins ou points noirs,
- les sites nucléaires (civils ou militaires),
- les sites militaires anciens ou en activité,
- les exploitations agricoles,

pour lesquels des mesures de précaution et/ou de protection insuffisantes n'ont pas permis de préserver l'intégrité de leur environnement.

Sur le territoire français, il existe des milliers de sites industriels en activité ou abandonnés et dont la mémoire collective a parfois déjà oublié l'existence et la localisation précise.

On peut ainsi compter en France :

- 30 000 stations service,
- 500 000 Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), dont 35 000 soumises à autorisation [Noël, 1997],
- 3 800 décharges brutes[2],
- 700 anciennes usines à gaz [Ministère de l'Environnement, 1996],

qui constituent alors autant de sites potentiellement pollués.

[1] Les 2 préoccupations, protection de l'environnement et aménagement du territoire ne sont, en fait, pas exclusives mais complémentaires.
[2] Circulaire n°97-94 du 10 novembre 1997 relative à la résorption des décharges.

La nature des sites contaminés varie en fonction des conditions spécifiques (historique industriel, aspects socio-économiques,...) à chaque pays (Figure 1), mais d'une manière générale ce sont les sites à activités industrielles qui sont majoritairement recherchés et répertoriés.

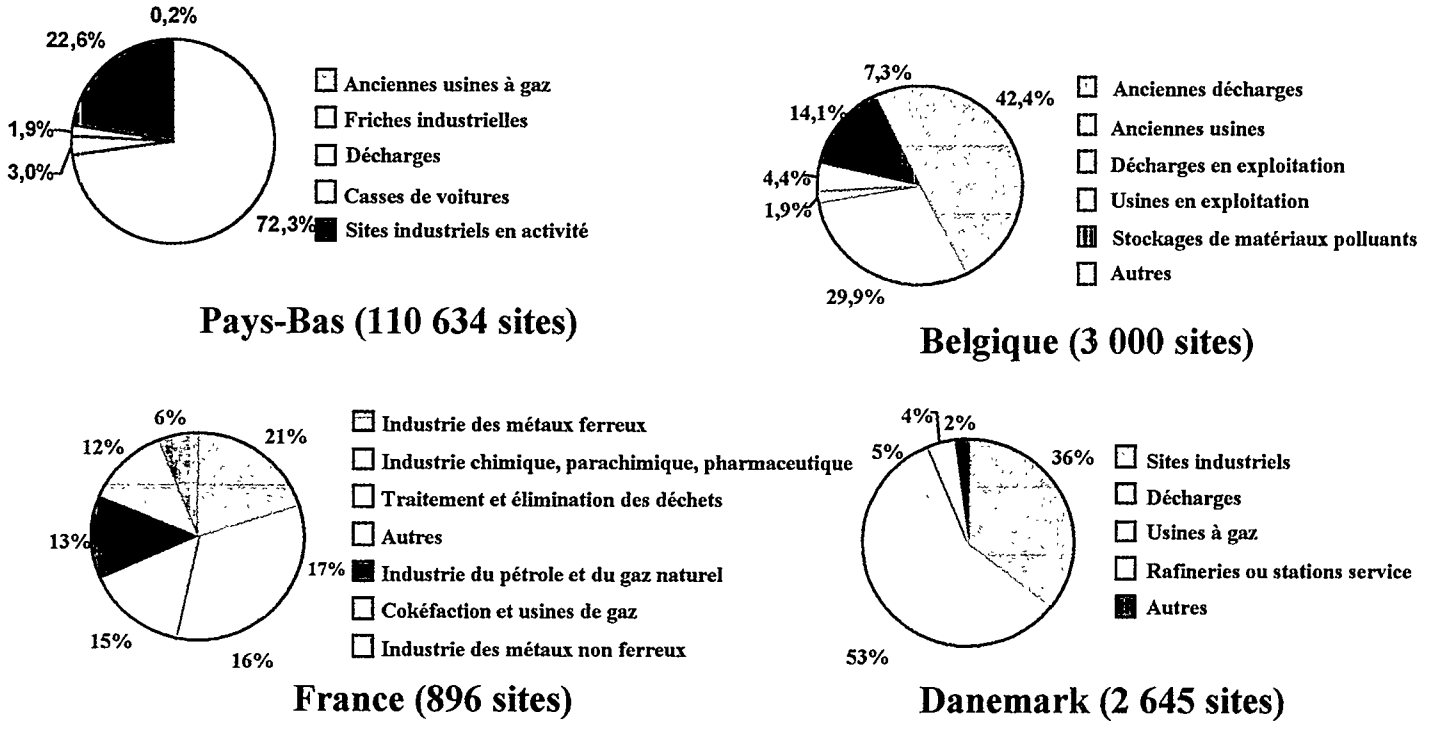


Figure 1 : Répartition des sites contaminés ou pollués par branche d'activités dans différents pays

Ainsi selon les catégories de sites retenues pour l'étude, l'inventaire peut passer de plusieurs centaines à plusieurs centaines de milliers (cas des Pays-Bas où sont retenues toutes les activités industrielles potentiellement polluantes).

I.2 Les problèmes dus à la complexité de la pollution

I.2.1 Les différents types de pollution

On peut distinguer plusieurs types de pollution (Figure 2) selon leur origine, leur mode d'action, leur durée et leur fréquence :

- la pollution potentielle : c'est celle due au risque de développement dans la mesure où l'émission de substances ne revêtira un caractère nocif que lorsque la science ou le contexte social auront mis en évidence cette nocivité,
- la pollution graduelle : il s'agit d'un terme créé par les assureurs pour définir une pollution due à un événement précis (apparition de fissures dans une cuve,...) mais non remarquée au moment de l'apparition du fait lui-même,
- la pollution indirecte : la pollution du sol résulte d'un transfert indirect des contaminants dans le sol, et ce généralement à grande échelle (acidification des sols, pollution automobile,..),
- la pollution chronique : la pollution chronique ou résiduaire est celle émise dans les limites autorisées ou permises. A l'origine de la dégradation constante de l'air, des eaux ou des sols,

elle cause des dommages, évalués dans tous les pays, à quelques pour cents du Produit Intérieur Brut [OCDE, 1992],

• la pollution historique : la pollution historique est celle héritée des activités passées. En France, le coût des travaux nécessaires à la dépollution est estimé à 10 Mds de FF,

• la pollution diffuse : la pollution diffuse est celle résultant de l'activité même du site. Le polluant se répand dans le milieu par petites quantités mais de façon régulière et parfois sur de très longues périodes,

• la pollution accidentelle : la pollution accidentelle est une pollution fortuite, due à un événement précis et instantané (rupture d'une cuve, explosion, accident, déversement...). Il s'agit d'un phénomène à caractère aléatoire, estimable par des calculs statistiques de risques. Ce sont généralement des événements rapidement circonscrits et le montant des dommages est généralement faible sauf lors de catastrophes comme Seveso et Bhopal où les indemnités versées dépassèrent le milliard de francs,

• la pollution intentionnelle : elle se caractérise par la non-observation consciente de la réglementation en vigueur. De nombreux scandales ont ainsi vu le jour lors de la mise à jour de sites de stockage ou de déversements non autorisés [Nicolino, 1989].

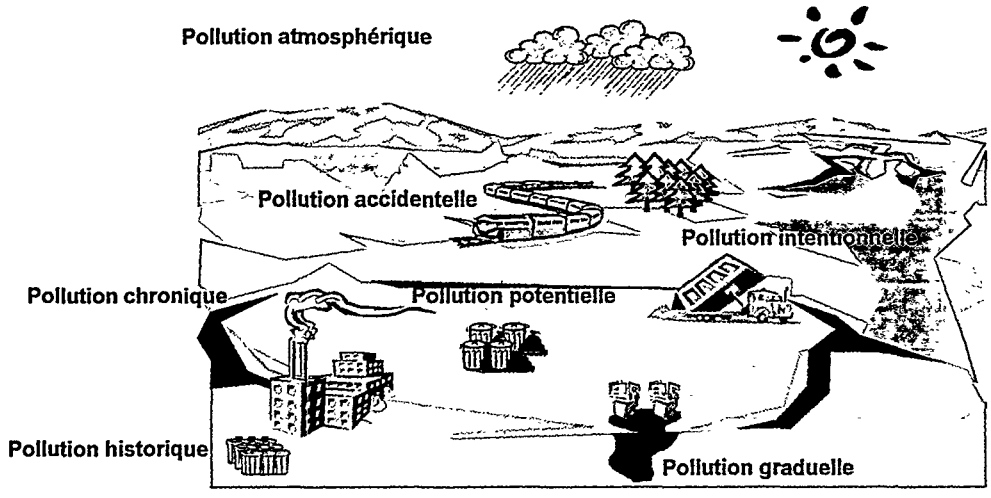


Figure 2 : Types de pollution possible

La nature des substances polluantes est extrêmement variée (hydrocarbures, solvants, herbicides, herbicides, pesticides, métaux lourds,...) et leur origine très diverse (industrie, commerce, artisanat, agriculture, transport,...) rendant difficile une approche standardisée.

I.2.2 Les caractéristiques de la pollution des sols

Au-delà de la détérioration (physique, chimique et biologique) même du sol, une contamination du sol peut se caractériser [Griffiths *et al.*, 1992] par :

- un problème multiphasique (eau, air, sol, polluant),
- un phénomène peu perceptible (souvent invisible, inodore, incolore) : la pollution est généralement localisée sous la surface du sol et donc difficilement décelable,
- un phénomène initialement localisé dans le sol, puis distribué dans l'environnement par migration de la contamination, par l'intermédiaire de vecteurs tels que l'eau et l'air,
- un phénomène diffus/chronique (pollution faible mais étalée dans le temps) ou éventuellement aigü dans le cas d'un déversement ponctuel,
- une pollution pure (un seul polluant est présent) ou mixte (plusieurs polluants[1] de nature différente sont présents),
- un phénomène décalé dans le temps (la pollution peut n'apparaître que plusieurs années après le rejet) et dans l'espace (la migration des polluants peut conduire à une pollution hors du site),
- un impact direct mais aussi indirect sur l'environnement et sur l'homme (*via* les vecteurs de pollution que sont l'eau, l'air ou des organismes biologiques intermédiaires, le sol servant alors de support de transit de la pollution) [Fordham *et al.*, 1991] (Figure 3),
- une pollution finale des eaux superficielles ou souterraines (principaux vecteurs de la pollution), qui est généralement l'indice d'une pollution des sols [Adricevic *et al.*, 1996].

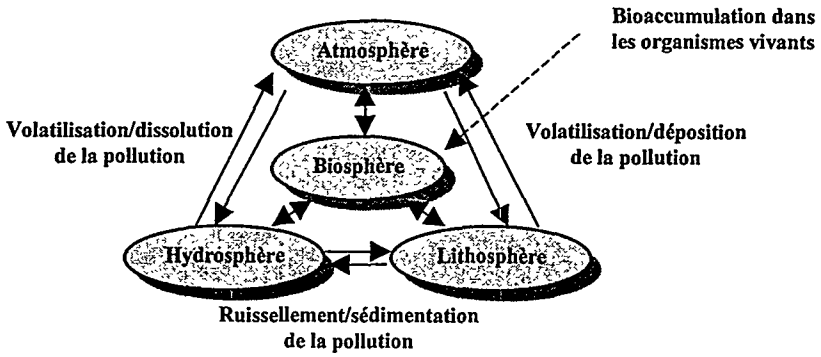


Figure 3 : les interactions entre la biosphère et l'environnement

Dans les pays industrialisés, les principaux problèmes liés aux sols pollués ne sont pas seulement la contamination, en elle-même, du sol (dégradation du sol), mais plutôt les conséquences réelles ou potentielles de cette contamination en terme :

- de restrictions d'usage du site en raison des risques pour l'homme et/ou l'environnement,
- de perte de la valeur d'usage (redéveloppement économique du site) et donc immobilière du site et du voisinage,
- d'atteintes aux ressources en eau potable[2] (souterraine ou de surface) par migration de la pollution du sol vers les systèmes aquatiques et donc de réduction de la fraction d'eau utilisable pour la consommation humaine (augmentation des coûts de potabilisation,...),
- d'impacts directs ou indirects sur l'homme ou son environnement proche (habitations, lieu de travail,...) et donc d'obligation de mettre en place des mesures visant à réduire ces impacts jusqu'à un niveau acceptable (dépollution ou mesures d'urgence très chères),

[1] Près de 100 000 substances chimiques sont disponibles sur le marché européen et entre 200 et 300 apparaissent chaque année.

[2] Au Danemark, la quasi totalité de l'alimentation en eau potable provient des eaux souterraines (60 % en France, 50 % en Grande-Bretagne).

- d'impact et d'image médiatique (publics, médias, politique,...) lors de la découverte d'un site pollué (sentiment d'insécurité, de non-respect de la santé publique,...).

Pour ces raisons, la plupart des pays industrialisés ont généralement mis en place un inventaire systématique de tous leurs sites industriels (anciens ou actuels) ainsi qu'un cadre réglementaire et législatif spécifique en matière de protection des sols et des eaux souterraines.

Les problèmes liés à la contamination sont très complexes et leur perception (définition, nature, nombre,...) diffère de manière importante d'un pays à l'autre. C'est pourquoi la plupart des pays industrialisés ont adopté une politique spécifique relative au contexte économique, politique ou social qu'il est nécessaire de comprendre avant de pouvoir mettre en place une méthodologie adaptée au contexte français.
Dans le chapitre II, nous allons effectuer un état du problème de pollution des sols dans les pays industrialisés.

Chapitre II : La situation du problème dans les pays industrialisés

II.1 Introduction

De plus en plus de pays industrialisés se soucient de la qualité de leurs ressources naturelles (eau, sol, écosystèmes) et de la protection de la santé publique. Cette prise de conscience est progressivement apparue chez les industriels et les pouvoirs publics à l'occasion de la fermeture de sites industriels (cessation ou cession d'activités) ou du redéveloppement d'anciennes friches industrielles mettant à jour une pollution liée aux activités industrielles passées.
L'intérêt du public est plus tardif, suite à des accidents ou des scandales (Tableau 3) ayant mis en évidence le problème des sols pollués et/ou d'atteintes à la santé publique de toute pollution (atmosphérique, aquatique,...).

Tableau 3 : Quelques événements ayant soulevé le problème des sites pollués ou d'atteintes à la santé humaine

Pays	Situation	Description	Conséquences
Australie	• Réutilisation des sites industriels abandonnés en zone urbaine	• Valeur foncière intéressante des terrains abandonnés.	• Nécessité d'une réhabilitation avant tout projet de réaménagement.
Allemagne	• Georgswerder • Münchehagen	• Accident et pollution.	
Canada	• Villa LaSalle • Scandales apparus dans les autres pays (années 80)	• Inquiétude du public au sujet des effets potentiels sur la santé humaine et l'environnement.	• Mise en place d'une politique préventive.
Espagne	• La Corogne (1996)	• Effondrement d'une décharge située au-dessus d'une ville.	• 100 M de FF de dégâts.
	• Almadèn (1991)	• Extraction et recyclage du mercure.	• Stockage de fûts à même le sol, coût de traitement 300 M de FF.
Etats-Unis	• Love Canal (1979)	• Aménagement d'une zone résidentielle sur une ancienne décharge militaire de produits chimiques (dioxines).	• Pollution des captages et atteintes à la santé humaine (cancers, fausses couches,...). Plus de 600 M de FF ont été dépensés pour la réhabilitation, 2 500 personnes relogées.
France	• Montchanin (1989)	• Décharge de DIS située au cœur d'une ville de 6000 hab.	• Troubles de la santé. 500 000 tonnes de déchets divers.
	• Stade de France (1996)	• Ancien site de production de gaz	• Dépollution accélérée et coûteuse (60 M de FF) afin de respecter les délais de construction du stade.
	• Sermaise	• Ancienne décharge de DIS	• Milliers de fûts de produits chimiques enfouis sans précaution
Grande-Bretagne	• Abbeystead	• Anciennes décharges de déchets ménagers.	• Explosion des gaz de décharges sous une zone résidentielle.
	• Réutilisation des sites industriels abandonnés en zone urbaine	• Valeur foncière intéressante des terrains abandonnés.	• Dépollution des sites en fonction de leur réutilisation.
Inde	• Bhopal (1984)	• Fuite d'isocyanate de méthyle dans l'atmosphère.	• 6500 morts dans les jours et dans les années suivant l'accident.
Italie	• Seveso (1976)	• Explosion accidentelle dans un réacteur de TCP (2,4,5-Trichlorophénol) et rejet dans l'atmosphère de dioxines.	• 1 milliard de francs d'indemnisation et de dépollution de 1 800 ha de sols fortement urbanisés.
Japon	• Minamata	• Rejet de mercure dans la mer.	• Décès dus à la consommation de poissons ayant accumulé le mercure.
	• Itai-Itai	• Contamination des rizières par du cadmium.	• Apparition de la maladie de "itai-itai" dans la population agricole.
Pays-Bas	• Lekkerkerk (1980)	• Zone résidentielle sur un ancien dépôt de déchets d'industrie chimique.	• Troubles de la santé, contamination de la nappe par les lixiviats. 800 habitants évacués et 100 000 tonnes de sol pollué.
Suisse	• Bâle (1986)	• Incendie de l'usine Sandoz et déversement de 1250 tonnes de pesticides.	• Pollution du Rhin, troubles de la santé et mortalité de la faune aquatique.

Cette constatation a eu comme conséquence l'inventaire, à partir des années 1980, de tous les anciens sites (friches) industriels contaminés représentant (ou pouvant représenter) une menace pour l'homme et/ou pour l'environnement et le développement d'une politique de protection spécifique et efficace des sols et des eaux souterraines.
La réhabilitation des sites potentiellement pollués constitue un poids financier considérable[1], voire insurmontable, pour l'exploitant responsable de la pollution et pour l'état (responsable de la réhabilitation des sites orphelins).
De nombreux outils législatifs, réglementaires ou financiers sont donc progressivement apparus afin d'aider (financièrement et techniquement) l'industriel ou pour exiger le remboursement des frais de réhabilitation de ces sites.

II.2 Les principes de protection de la santé publique et/ou de l'environnement

Quatre grands principes communs [European Commission, 1997] régissent les politiques environnementales dans les pays industrialisés :

- le principe du pollueur-payeur : le coût de gestion des atteintes à l'environnement (déchets, pollution...) doit être supporté par la personne (physique ou morale) responsable de sa production. C'est au pollueur qu'incombent les frais occasionnés par la prévention et la suppression des nuisances. Ce principe est adopté depuis 1972 dans les pays de l'OCDE et depuis 1986 en Europe avec l'Acte Unique Européen,
- le principe de prévention : il consiste à limiter les atteintes à l'environnement afin de réduire le coût financier et du fait que certains dégâts causés peuvent s'avérer irréparables,
- le principe de précaution : il doit permettre de prévenir[2] les problèmes pouvant survenir dans le futur et dont l'état actuel des connaissances ne peut permettre de les gérer ou de les évaluer. Il permet de refuser des choix économiques et technologiques dont on ne connaît pas les conséquences[3] sans attendre que soit établie la réalité des risques. Ce principe constitue une extension du principe de prévention et fut introduit en Europe en 1992 par le traité de Maastricht,
- le principe de proximité (ou de correction à la source) : les déchets doivent être traités aussi près que possible de la source de production afin d'éviter qu'un pays n'exporte ses déchets vers un autre pays (transfert de déchets vers un pays tiers par exemple).

Ces principes vont jouer un rôle primordial dans la manière d'appréhender le problème lié aux déchets (les sols pollués étant généralement considérés comme un déchet) et donc avoir un impact direct sur l'action publique en la matière, avec les mesures qui en découlent (budget, réglementation,...).

[1] En 1988, le coût de réhabilitation des sites prioritaires en Europe était estimé à près de 27 milliards d'écus, soit 5 écus par citoyen européen et par an pendant 15 ans.
[2] Lors de la conférence de l'UNCED (United Nations Conference on the Environment and Development), en 1992, la limite d'exposition par inhalation a été établie , par précaution, pour toute substance cancérigène ou génotoxique, à 0,1 $mg.m^{-3}$.
[3] L'épandage agricole des boues de stations d'épuration longtemps considéré comme la voie royale de valorisation des déchets du traitement de l'eau (50 % des 850 000 tonnes produites annuellement suivent cette filière) est de plus en plus remis en cause selon ce principe.

II.2.1 Inventaire des sites (potentiellement) pollués

La recherche des sites contaminés[1] a été conduite dans les principaux pays industrialisés à partir des années 80, et se poursuit encore dans la plupart d'entre eux, dans le but de recenser, d'une part, "l'héritage du passé" (anciens sites industriels abandonnés) et, d'autre part, les industries en activité susceptibles d'induire une pollution dans le futur (Figures 4 et 5). Une estimation du nombre de sites pollués en Europe occidentale donne un chiffre de l'ordre de 380 000 sites contaminés [European Commission, 1997] et près de 750 000 sites suspects [CARACAS, 1997].

En effet, dans la plupart des pays industrialisés, un processus de fermeture et de démantèlement des complexes industriels vétustes s'est amorcé au cours des dernières décennies, et ce processus est amené à s'accélérer dans les années à venir. En France, selon les sources officielles[2], la superficie des friches industrielles, qui représente actuellement 20 000 ha, devrait s'accroître considérablement d'ici l'an 2000, dans la mesure où la moitié du patrimoine industriel devrait passer à l'état de friches[3]. A ces inventaires (Tableau 4) historiques, peuvent donc éventuellement s'ajouter tous les sites exerçant une activité potentiellement polluante en raison des substances dangereuses ou toxiques qu'ils utilisent.
Ces inventaire sont régulièrement mis à jour[4] afin de tenir compte des nouvelles informations collectées sur l'état des sites (anciens et nouveaux).

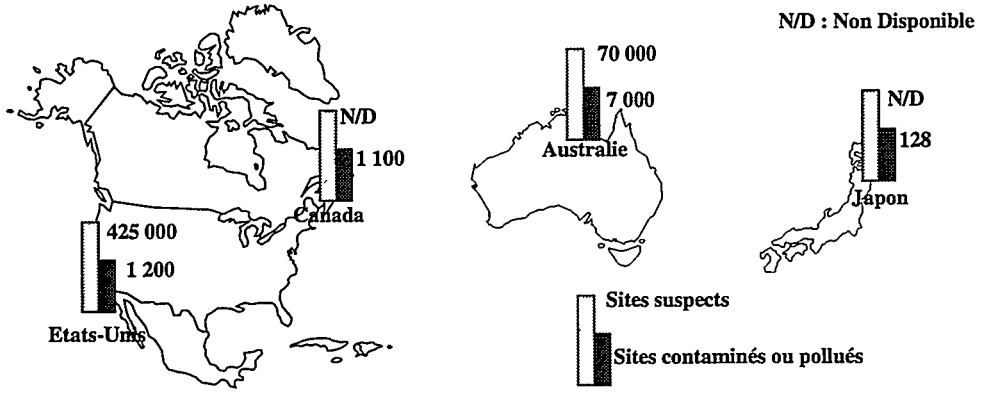


Figure 4 : Inventaire des sites (potentiellement) pollués en Amérique du Nord, en Australie et au Japon [Visser, 1996], [Ademe, 1994]

[1] Le 12 décembre 1991, le Conseil des Communautés Européennes a arrêté la directive 91/689/CEE imposant de prendre les mesures nécessaires "afin que dans chaque localité, les sites sur lesquels ont été déchargés des produits toxiques ou dangereux soient identifiés ou répertoriés."
[2] Destot M., Rapport de la Commission de la Production et des Echanges sur le projet de loi n° 2677 relatif à l'élimination des déchets ainsi qu'aux ICPE, 1991.
[3] Le même constat a été effectué au Canada où un document mentionnait qu'entre 1984 et 1990, approximativement 20% des installations industrielles existantes avaient été fermées pour des raisons économiques.
[4] En France, l'inventaire national est remis à jour tous les deux ans par l'intermédiaire des DRIRE. (Circulaire du 31 mars 1998 relative aux sites pollués).

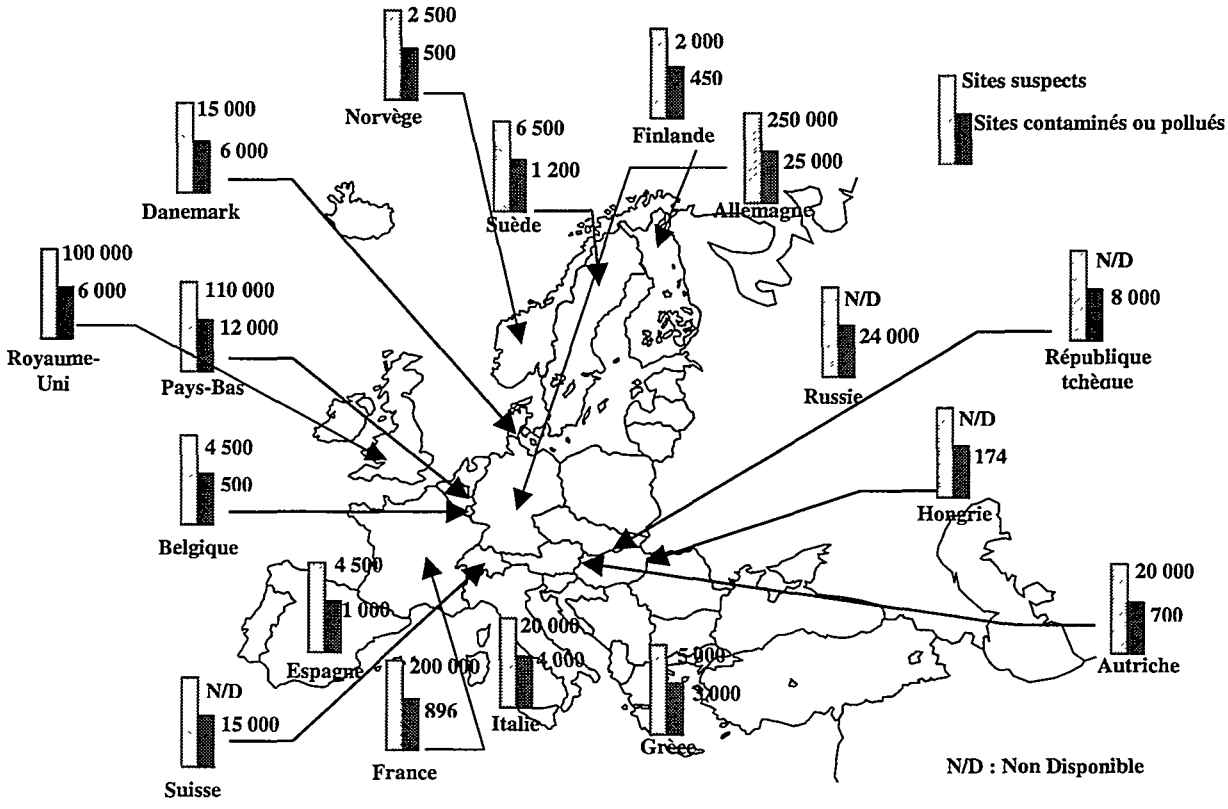


Figure 5 : Inventaire des sites (potentiellement) pollués en Europe [Visser, 1996], [Ademe, 1994]

Le résultat de ces inventaires est fortement tributaire :

- du degré de coopération existant entre le secteur privé qui produit les déchets, et le secteur public qui rencontre des difficultés pour obtenir des informations précises sur la nature et l'emplacement des dépôts de déchets[1].
- du type de site (suspect, contaminé ou pollué) recensé : la France ne retient ainsi que les sites connus des DRIRE et pour lesquels ils n'ont pas de scrupules à en faire état[2] alors que l'Allemagne et les Pays-Bas recensent tous les sites ayant accueilli une activité potentiellement polluante (décharges, stations service,...).
- de l'activité du site à l'origine de la contamination : selon les pays, plusieurs inventaires distincts peuvent être effectués selon le type d'activité (industriel, agricole, nucléaire) du site. Par exemple, la France distingue les sites industriels pollués, les décharges d'ordures ménagères et les sites pollués par des déchets radio-actifs.

[1] Rapport OCDE, 1983, Décharges "points noirs" de déchets dangereux.
[2] Actuellement, un inventaire historique exhaustif est effectué dans chaque région. On compte ainsi en Midi-Pyrénées plus de 10 000 sites potentiellement pollués.

Tableau 4 : Inventaire des sites et sols contaminés et/ou pollués

Pays (organisme responsable)	Inventaire des sites (date)
Allemagne	190 716 suspects (1997)
(Umwelt Bundes Amt et Länder)	250 000 estimés suspects (dont 10 à 15 % pollués)
Australie	70 000 parcelles estimées suspectes (1992)
(Environmental Protection Authority)	7 000 polluées
Autriche	3 460 suspects (1992)
	20 000 estimés suspects
	800 estimés pollués
Belgique	2 000 pollués en Flandres (8 000 ha) et 2 250 en
(Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse gewest)	Wallonie (1993)
	8300 suspects estimés
Canada	1 100 pollués (1993)
(Conseil Canadien des Ministères de l'Environnement et provinces)	
Danemark	3 500 pollués (1992)
(Danish Environmental Protection Agency)	7 000 estimés pollués
Etats-Unis	1 200 sur la NPL (1992)
(United States Environmental Protection Agency)	37 000 contaminés recensés
	425 000 estimés suspects
France	896 pollués (1996)
(Ministère de l'Environnement)	200 000 estimés suspects
	20 000 ha de friches industrielles
Finlande	3 000 suspects (1993)
Grande-Bretagne	200 000 ha ou 100 000 sites estimés suspects (1994)
(Department of the Environment)	
Hongrie	174 pollués (1993)
(Environment Institute)	
Italie (IRSA-CNR, UNI)	56 000 suspects
Japon	128 pollués (1993)
Norvège	2 500 suspects (1993)
(Norwegian State Pollution Control Authority)	450 pollués
Pays-Bas	600 000 estimés suspects (1990)
(Ministry of Housing, Planning and the Environment)	110 000 estimés pollués
	ou 100 000 ha
République tchèque	8 000 pollués (1993)
Russie	24 000 pollués (1993)
(Ministry of Ecology and Natural Resources)	
Suède	6 500 suspects (1993)
	1 200 pollués
Suisse	15 000 pollués (1993)
(Conseil fédéral et cantons)	40 000 suspects estimés

Mais globalement, les conclusions que l'on peut tirer de ces inventaires sont :

- le nombre de sites pollués ou contaminés est relativement très important,
- ce nombre risque d'évoluer rapidement en raison de la fermeture progressive des sites industriels dans les pays industrialisés,
- les sites peuvent présenter une pollution spécifique à chaque type d'activité industrielle,
- les pollutions sont généralement dues à de multiples substances, parfois à une seule substance (sauf dans le cas de déversements accidentels),
- le nombre de sites à gérer devrait continuer à augmenter dans les années à venir si une politique de prévention n'est pas mise en place immédiatement.

II.3 Les enjeux économiques

Le coût moyen d'un diagnostic (collecte d'informations, échantillonnage et évaluation simplifiée du site) de site est de l'ordre de 150 kF à 1 M de FF [Blouet, 1996], celui de la réhabilitation d'un site varie entre 1 et 500 Ms de francs[1]. Or nous venons de voir qu'il existe des centaines de milliers de sites

[1] Le coût moyen de réhabilitation d'un site du Superfund est estimé à 150 M de FF.

potentiellement pollués qu'il faudra évaluer et traiter si nécessaire. La réhabilitation des sites industriels (anciens et en activités) représente donc une charge financière considérable, que ni les pouvoirs publics (dans le cas des sites orphelins), ni les industriels ne peuvent supporter en totalité.

Le coût de la réhabilitation sera donc le plus souvent partagé entre ces deux parties par la mise en place d'outils financiers qui sont :

- dans le cas des pollutions anciennes :
  - l'application du principe de pollueur-payeur pour les responsables identifiés,
  - la mise en place d'un fonds de gestion des sites orphelins,
- dans le cas de sites à activité potentiellement polluante :
  - la souscription à une assurance pollution,
  - la création de garanties financières.

II.3.1 Les sites anciennement contaminés

7 000 Mds de FF sont estimés nécessaires pour la résorption de la totalité des sites pollués en Europe [European Commission, 1997]. Le chiffre d'affaires de la réhabilitation en Europe était, en 1995, d'environ 20 Mds de FF [UNEP, 1994], dont près de 40 % supportés par l'Allemagne (7 Mds de FF pour la réhabilitation).
Le coût de prise en charge des 217 000 sites potentiellement pollués recensés aux Etats-Unis est estimé à environ 1 720 Mds de FF sur une période de 30 ans (dont 700 Mds pour les anciennes décharges et 300 Mds pour les sites militaires). Ce coût étant insupportable par les seuls pouvoirs publics, d'autres moyens de financement ont alors été recherchés pour résorber ces sites.

II.3.1.1 La valeur d'usage des sites contaminés

Bien que la plupart des complexes industriels anciens aient généré pendant tout le temps de leur exploitation, des milliers de tonnes de substances dangereuses, leur intérêt économique n'est pas négligeable pour autant.
Généralement situés dans des lieux stratégiques[1] (à proximité des villes, le long des fleuves, ou dans des zones industrielles), bien desservis par toutes sortes d'infrastructures (routes, chemins de fer,...) et relativement peu chers du fait de la pollution, ces terrains sont en effet de plus en plus convoités par des promoteurs[2] attirés par leur localisation privilégiée (caractère constructible au POS, projet de ZAC,...).
Leur faible prix de revient (la valeur du terrain étant amputée du coût de la réhabilitation nécessaire) peut alors constituer une raison suffisante pour mettre en place une opération de réhabilitation[3].
Dans ce cas, le coût de la réhabilitation sera généralement partagé entre l'acquéreur et l'ancien propriétaire si la pollution est prouvée.

Le problème consiste alors à déterminer le niveau de dépollution à atteindre avant toute réutilisation du site.
En l'absence de consensus ou de consignes précises sur la méthode à adopter pour déterminer le niveau de dépollution à atteindre, c'est généralement la solution économique (rentabilité de l'opération) qui l'emporte au détriment d'une solution plus écologique.

---

[1] En Grande-Bretagne, l'objectif est d'atteindre un taux de redéveloppement des surfaces polluées de 60 %.
[2] En Grande-Bretagne, la surface disponible diminuant, 50% du redéveloppement a lieu sur des sites potentiellement pollués.
[3] En Allemagne, le "besoin" de surface pour la construction de bâtiments est de l'ordre de 120 ha par jour. Afin d'éviter l'utilisation d'espaces "vierges", une politique a été mise en place afin de réutiliser au maximum les sites contaminés.

On ne peut donc pas séparer l'approche scientifique (évaluation des dangers et des risques) qui va permettre de mesurer le degré de contamination et le niveau de risque du site, de l'approche économique qui va donner la valeur marchande de ce site et permettre ainsi de répondre à la question "How clean is clean enough ?" (quel est le niveau de dépollution acceptable ?).

Au contraire de la réglementation française, qui se polarise sur le déchet, occultant cette dimension économique[1], certaines réglementations[2,3] ont fait de l'aménagement du territoire le point d'ancrage de la législation sur les sites contaminés. La décision de réhabilitation, mais également le degré de décontamination à atteindre vont dépendre de l'usage futur de ces sites, ce qui permet d'optimiser l'utilisation des moyens financiers.

La politique menée aux Pays-Bas et au Canada permet d'illustrer ce débat et montre que la logique du marché peut conduire à passer outre des critères scientifiques élaborés, pour les adapter aux réalités économiques.
En effet, aux Pays-Bas, c'est le principe de multifonctionnalité qui a été initialement privilégié pour la gestion des sites contaminés. Face à l'ampleur du problème, les hollandais ont vite pris conscience que la mise en œuvre de ce principe était impossible, eu égard à son coût prohibitif, et pouvait alors bloquer toute initiative de redéveloppement économique du site [Ministry of Housing, 1996]. C'est certainement ce qui explique l'abandon de ce principe et l'adoption d'une approche en terme de risques permettant de tenir compte de l'usage projeté des sols[4].
C'est à la même évolution que l'on assiste au Canada, où l'on vérifie bien, lors de tout projet de réaménagement, qu'il n'y a aucune atteinte à la santé humaine, que les risques pour l'écosystème sont supportables, dans le cadre de chaque usage du site.

Le problème soulevé par cette tendance se pose sur les sites qui ne seront pas réutilisables dans des conditions économiquement acceptables (absence de responsables identifiés et solvables, de repreneurs éventuels) et sur les moyens de financer cette réhabilitation.
Un autre phénomène pervers pouvant apparaître, est celui de certains propriétaires[5] préférant conserver leurs sites pollués désaffectés en misant sur une éventuelle spéculation foncière qui permettra de se "débarrasser" des sites à moindre frais.

II.3.1.2 Le principe du pollueur-payeur (PPP)

Dès que les problèmes d'environnement sont apparus, les "pollués" et les pouvoirs publics ont cherché les responsables et ont décrété qu'ils devraient payer les dommages qu'ils avaient causés. Le principe du pollueur-payeur (PPP) était né [OCDE, 1992].
Ce principe a été adopté par les pays membres de l'OCDE (Europe, Japon, Amérique du Nord) en 1972, obligeant le pollueur à supporter le coût "des mesures de prévention et de lutte contre la pollution qu'il est légalement tenu de prendre pour protéger l'environnement, mesures qui sont arrêtées par les pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable".
Le PPP ne vise pas à punir le pollueur mais de veiller à ne pas gaspiller les ressources naturelles en introduisant les signaux appropriés dans le système économique afin d'internaliser les coûts

[1] Les mentalités évoluent peu à peu en France devant les coûts trop importants d'une dépollution multifonctionnelle (cf. Décision Environnement n° 60, 1997).
[2] Au Canada, les pouvoirs publics interviennent au moment où un propriétaire ou un promoteur manifeste l'intention d'employer d'anciens terrains industriels, afin de statuer sur d'éventuelles restrictions d'usage et sur la pertinence d'y entreprendre de nouveaux travaux.
[3] En Grande-Bretagne, un ancien site industriel n'est actuellement réutilisé que si l'opération de réhabilitation est financièrement rentable.
[4] Environnement Magazine n° 1562, 1997.
[5] Il existe des milliers de stations service désaffectées en France et laissées à l'abandon en attendant qu'une solution financière (baisse du coût de la réhabilitation, revalorisation foncière du site) permette leur réhabilitation.

d'environnement dans le processus de décision[1] et aboutir à un développement durable, respectueux de l'environnement [O'Connor, 1997].

Ce principe reste encore peu appliqué en raison des conséquences financières pour les entreprises, et les montants des amendes pour non respect de la protection de l'environnement restent encore symboliques[2].
De plus, en raison de la lenteur des mécanismes de migration des polluants, la pollution peut n'apparaître que des années ou même des dizaines d'années plus tard, souvent combinée avec d'autres pollutions, ce qui rend très improbable la découverte du responsable originel et le remboursement des frais de dépollution[3].

II.3.1.3 Les fonds d'aide à la réhabilitation des sites orphelins

En dépit de la recherche systématique du responsable de la pollution pour qu'il supporte les frais de la réhabilitation, la situation où l'exploitant est bien identifié et totalement solvable n'est pas la seule qui se rencontre dans la pratique.
Dans l'hypothèse d'une défaillance de l'exploitant et dans le cas d'échec des mesures de protection, un fonds de réhabilitation (Tableau 5) des sites, financé par les industriels pollueurs à l'aide d'un impôt, d'une taxe et/ou par le gouvernement, a été mis en place pour :

- financer la résorption des sites pollués orphelins,
- subventionner les industriels[4] non solvables en cas de défection,
- prendre des mesures d'urgence en cas de pollution aiguë,
- subventionner la recherche dans ce domaine,
- avancer l'argent dans l'attente du paiement de l'industriel (ou de règlement des litiges).

[1] Selon Pigou (1948), ce principe a été instauré afin que les prix des biens et services mis sur le marché reflètent pleinement les coûts de production et le coût des ressources utilisées y compris les ressources d'environnement (air, eau, sous-sol).
[2] En France, les redevances versées aux agences de l'eau sont ajustées non pas sur la détérioration du milieu mais sur les investissements à subventionner.
[3] Aux Etats-Unis, tous les anciens exploitants ("Potentially Responsible Parties") du site pollué sont potentiellement responsables même s'ils ne sont pas directement à l'origine de la pollution.
[4] En France, ces aides prennent la forme d'une subvention de 50 % pour les études et de 30 à 40 % pour les travaux, avec éventuellement un prêt complémentaire de 20 % à taux 0 sur 10 ans. Ces aides distribuées par certaines Agences de l'Eau ne concernent que les sites présentant un enjeu pour la ressource en eau, et non les sites orphelins faisant l'objet d'un fonds d'intervention spécifique géré par l'Ademe.

Tableau 5 : Les enjeux financiers de la réhabilitation des sols pollués

Pays	Budget alloué	Budget prévisionnel	Financement
Allemagne	17 à 20 Mds de FF par an 5 Mds de FF pour l'inventaire et le diagnostic 7 Mds de FF par an pour la réhabilitation 5 Mds de FF dépensés en 1994	1 325 Mds de FF nécessaires au total	
Australie		20 à 32 Mds de FF dans les 10 prochaines années	
Autriche	1991-1993 : 292 M de FF	5 Mds de FF dans les 10 prochaines années	Fonds Oko-Fond alimenté par une taxe sur les déchets (20 à 90 FF par tonne) mis en décharge ou exportés > 50 % fonds publics
Belgique	1992-1995 : 269 M de FF	7 Mds de FF nécessaires au total pour la Wallonie	100 % par le gouvernement pour la Wallonie
Canada	1,2 Mds de FF sur 5 ans 225 M de FF pour le développement des techniques de réhabilitation	1 Md de FF pour les sites orphelins	
Danemark	1990-1993 : 540 M de FF 10 M de FF sur 2 ans pour la R & D	5 à 7 Mds de FF nécessaires au total	
Etats-Unis	1981-1991 : 60 Mds de FF 1992-1996 : 30 Mds de FF 125 M de FF en moyenne par site réhabilité	700 Mds de FF nécessaires pour les décharges et 300 Mds de FF nécessaires pour les sites militaires	Plus de 70 % par les responsables de la pollution. Le Superfund est doté de près de 50 Mds de FF sur 5 ans, alimenté par des taxes sur les compagnies pétrolières et les industries chimiques
France	100 M de FF par an	500 Mds de FF nécessaires au total	Taxe sur les DIS de 100 M de FF par an
Grande-Bretagne	1 854 M de FF par an 850 M de FF pour la reconversion des sites industriels	200 Mds de FF nécessaires au total	Fonds, taxe ou impôt industriel + fonds public (> 50 %)
Japon	119 M de FF par an pour l'agriculture 0,6 million de FF par an pour l'industrie	10 Mds de FF pour la réhabilitation des 450 sites pollués	
Norvège	1994 : 24 M de FF	1,25 Mds de FF de 1991-1999 10 Mds de FF pour les 450 sites pollués	10 % fonds publics
Pays-Bas	6 Mds de FF dépensés (1 000 sites réhabilités) 90 M de FF pour la R & D 1,5 Mds de FF dépensés en 1994	15 Mds de FF par an dans les 10 prochaines années puis 6 Mds de FF par an les 20 années suivantes 250 Mds de FF nécessaires au total	> 50 % fonds publics
République tchèque	1993 : 24 M de FF		
Suède	15 M de FF par an		> 50 % fonds publics
Suisse	180 M de FF par an	2,4 Mds de FF pour l'évaluation 6 Mds de FF pour les 12 000 sites du seul canton de Zürich	

[Champion *et al.*, 1992]

II.3.2 Les sites actuels à activité potentiellement polluante

Afin de prévenir toute pollution future ou, du moins, la disparition du responsable solvable, plusieurs outils réglementaires ont été mis en place afin de faire supporter à l'exploitant ou au propriétaire la quasi-totalité des frais de réhabilitation du site après fermeture ou en cas de pollution accidentelle.

II.3.2.1 L'assurance pollution

Bien que les cas de pollution (de l'eau, l'air ou le sol) soient heureusement assez rares, on déplore chaque année au moins une centaine d'accidents "importants" liés à des substances chimiques. Parmi ceux-ci, quelques uns peuvent représenter une charge financière très lourde pour l'entreprise notamment en cas de pollution de nappes phréatiques, de contamination à grande échelle ou d'atteintes à des tiers. Afin de réduire ces risques financiers, les industriels ont la possibilité de souscrire à une assurance responsabilité civile pollution [Malaval, 1994], les risques de pollution couverts par la responsabilité civile générale, appelée aussi responsabilité d'entreprise, étant très limités voire inexistants. Pour cela des pools d'assurance responsabilité civile pollution ont généralement été formés (Tableau 6) dans les pays industrialisés [OCDE, 1992].

Tableau 6 : Les pools d'assurance responsabilité civile pollution

Pays	Nom du groupe	Commentaire
France	Assurpol	Le plus ancien des pools européens, le pool Garpol a été créé en 1977 avec l'appui de 70 sociétés. Garpol a été remplacé en 1988 par assurpol, financé par 65 sociétés locales et étrangères (51 assureurs et 14 réassureurs). La capacité est de 131 M de FF
Grande-Bretagne	Environmental Impairment Liability Insurance Facility (Ceilif)	Ce pool destiné aux sociétés membres de la Chemical Industries Association, a été lancé en 1989 avec une capacité de 50 M de FF
Italie	Inquinamenta	Créé en 1979, ce pool comptait 84 membres, en 1990, représentant environ 90 % du marché italien avec une capacité de 230 M de FF
Japon	Pool japonais de réasurance de la responsabilité civile pour la responsabilité (OPLRP)	Ce pool de réassurance a été créé en 1975. En 1989, il comptait 38 membres (22 sociétés nationales et 16 sociétés étrangères) avec une capacité de 190 M de FF
Pays-Bas	Mas-Pool	Créé en 1984, il comptait 52 membres en 1989 représentant82 % du marché national avec une capacité de 50 M de FF
Suède	Shandia et Trygg Hansa Folksam, Länsförsäkringsbolagen et Wasa	2 pools fonctionnent en Suède

D'une manière générale, ces pools ont été créés pour mettre en commun leurs ressources afin de faire face à l'augmentation prévue de la demande en raison :

- de l'évolution de la jurisprudence,
- de l'adoption de lois spécifiques de protection de l'environnement,
- de la sensibilisation du public aux problèmes de pollution,

et surtout en raison des coûts élevés de réhabilitation d'un site pollué (jusqu'à plusieurs dizaines de millions de francs).

II.3.2.2 Les garanties financières

Dans certains pays, les autorités publiques ont le droit d'exiger que l'exploitant d'une installation dangereuse pour le voisinage, présente, en vertu du principe du pollueur-payeur et du principe de précaution, des garanties financières[1] suffisantes visant à couvrir les frais de réhabilitation éventuelle, ou fournisse des informations sur les polices de responsabilité pollution souscrites.
C'est le cas :

- de la Suisse pour les décharges [OCDE, 1992],
- de la France[2] pour les installations à risque exceptionnel dîtes "Seveso" [De Marchi, 1997] (loi du 19 juillet 1976[1]), les carrières[2] ou les installations de stockage de déchets[3],

[1] Ces garanties sont constituées par un engagement écrit d'une banque ou d'une société d'assurances.
[2] L'arrêté du 1er février 1996 fournit, en annexe, un modèle d'attestation de constitution de garanties financières.

- de la Belgique pour l'exploitation des centres d'élimination de déchets toxiques,
- de la Grande-Bretagne[4] pour les installations de traitement, de stockage et d'élimination des déchets [Bechman *et al.*, 1996],
- du Québec pour les lieux d'enfouissement des déchets (sanitaires, inertes, de substances dangereuses, de déchets spéciaux,..).

On assiste ainsi à une internalisation des coûts engendrés par la protection de l'environnement, la constitution de garanties financières ayant pour but :

- d'assurer la surveillance du site,
- de maintenir en sécurité l'installation,
- de financer une éventuelle intervention en cas d'accidents avant ou après la fermeture,
- de permettre la remise en état après fermeture [Chabanne-Pouzynin *et al.*, 1997].

La mise en œuvre des garanties financières intervient, soit en cas de non exécution par l'exploitant de ses obligations, soit en cas de disparition juridique de l'exploitant ou en cas d'insolvabilité de l'exploitant.

L'évolution actuelle est à la limitation, voire la réduction, de l'intervention financière de l'administration dans la réhabilitation des sites pollués en transférant toute responsabilité vers les industriels responsables de la pollution des sols. L'industriel joue en effet un rôle crucial dans la réduction et la prévention de la contamination du sol car il peut agir à la source durant la conception de l'usine ou lors des phases de manipulation des produits toxiques et/ou dangereux.
Le problème reste alors entre les mains du pollueur et des prestataires de la dépollution, l'état ne jouant plus qu'un rôle d'arbitre et de conseiller technique.
Toutefois ceci implique la mise en place d'un cadre réglementaire et législatif précis et volontariste, encore absent en France[5].

II.4 Les outils réglementaires

II.4.1 Introduction

Peu de pays (Etats-Unis, Danemark, Pays-Bas, Autriche, Allemagne) ont, à l'heure actuelle, développé une législation traitant explicitement de la protection des sols (Annexe 1), les autres reprenant généralement des lois et réglementations indirectement reliées à la protection des sols (air, eau, déchets).
C'est le cas notamment de la France, où en droit interne, les rares sources qui abordent spécifiquement le problème de la contamination des sols sont des circulaires [Steichen, 1996], ce qui traduit une volonté politique peu affirmée à régler ce problème. Ainsi, initialement prévu pour 2 000 sites, le diagnostic initial tel que demandé dans la circulaire du 3 Avril 1996, ne devrait concerner que 1 500 sites [Bomstein, 1997].
En plus de la législation nationale, une réglementation est en vigueur au niveau de l'Union Européenne. La législation liée à la protection des sols est principalement issue de directives. Ces directives ont pour but d'harmoniser les différentes législations nationales des états membres. Ces

[1] C'est l'arrêté préfectoral d'autorisation qui fixe le montant des garanties exigées ainsi que les modalités d'actualisation.
[2] Circulaire du 14 février 1996.
[3] Circulaire du 28 mai 1996.
[4] Environmental Protection Act de 1990 entré en vigueur en 1993.
[5] "Après un départ en fanfare et prometteur suite à la circulaire Barnier, le marché de la dépollution des sols en France stagne en raison du manque d'implication de l'état. C'est un marché encore réglementaire, la moitié du chiffre d'affaires provenant de la résorption des sites pollués orphelins." L'Environnement Magazine n°1547, 1996

directives ont force de loi une fois introduites dans la législation nationale, chaque état membre ayant la possibilité d'intégrer ces directives sous la forme la plus appropriée.

II.5 Conclusion sur la situation dans les pays industrialisés

Comme nous l'avons déjà énoncé, les principaux pays industrialisés retiennent d'une manière générale le principe du pollueur-payeur, et même du pollueur-nettoyeur[1], lors de la découverte d'un site pollué, dans la mesure où le responsable a été identifié et est solvable.

La réhabilitation des sites pollués est donc devenue un enjeu financier important, nécessitant une gestion à long terme[2] et une forte implication des pouvoirs publics pour faire face aux conséquences d'un manque de politique en terme de protection de l'environnement. Le marché de la réhabilitation des sols reste donc principalement un marché réglementaire dont l'évolution dépend uniquement de la volonté des pouvoirs publics à mettre en place les outils législatifs et réglementaires nécessaires à son bon fonctionnement.

Aussi afin de faire face à ce problème, un cadre réglementaire spécifique a généralement été mis en place pour :

- créer un fonds de gestion des sites orphelins,
- obliger les industries potentiellement les plus polluantes à constituer des garanties financières avant toute autorisation d'exploitation, afin de pouvoir conduire les travaux de réhabilitation du site lors de la cessation d'activités,
- permettre l'inspection régulière de l'entreprise et le contrôle du respect de la législation en matière de sécurité (conditionnement des produits, études de danger, plans de prévention) et de rejets (eau, air,...),
- développer des guides officiels et standardisés de gestion des sites contaminés,
- encourager (financièrement) la modernisation des outils de production par l'emploi de techniques propres/sobres ou par la mise en place d'une politique de gestion des déchets et des rejets.

II.6 La nécessité d'une coopération internationale

La dimension transnationale (la pollution, par l'air et par l'eau par exemple, ignore les frontières) des problèmes environnementaux est l'une des raisons qui peuvent justifier leur approche au niveau international.

En outre, en raison, d'une part, de la difficulté à identifier l'impact d'un site pollué sur la santé humaine et l'environnement, et, d'autre part, des investissements lourds nécessaires à la recherche dans ce domaine, une coopération internationale et un échange d'informations se sont peu à peu révélés nécessaires.

Cette collaboration internationale est notamment concrétisée par la création de réseaux qui regroupent les thématiques suivantes :

- les stratégies de décision et d'action incluant la caractérisation du site, l'évaluation des risques, la hiérarchisation des problèmes, le développement de valeurs guides pour la

[1] Le pollueur ne se contente plus de payer une amende ou une taxe dont le montant est souvent largement inférieur au coût réel de la pollution, mais doit mettre en œuvre les moyens techniques, humains et financiers nécessaires à sa résorption.
[2] Selon B. Sauvalle du Ministère de l'Environnement, la réhabilitation des sites pollués prendra au moins deux générations.

réhabilitation, l'analyse de la qualité des informations recueillies (ISO/TC 190/SC 7, CARACAS, NICOLE, UNEP),

- la connaissance des caractéristiques (éco)toxicologiques des substances dangereuses[1] prises séparément ou combinées (CARACAS, NICOLE),
- la comparaison de performances des différentes techniques de dépollution[2] (NATO/CCMS, CLARINET),
- les protocoles et procédures de gestion des sites pollués, la notion de responsabilité et la valorisation du sol contaminé (RACE, CARACAS, NICOLE).

Ces réseaux ont été créés et sont considérés soit par les industriels (NICOLE) soit par les pouvoirs publics (CARACAS).
A terme une telle démarche vise, d'une part, à confronter les différentes recherches effectuées dans le domaine des sols pollués, et, d'autre part, à harmoniser les politiques de gestion des sites contaminés et ainsi présenter une approche et une action plus cohérente et plus acceptable vis-à-vis des populations concernées.

II.7 Cas des pays en voie de développement

La pollution des sols est souvent perçue comme un problème spécifique aux pays anciennement industrialisés en raison de la présence importante de friches industrielles [UNEP/PNUE, 1993]. En fait, de nombreux pays en voie de développement (PVD) ou récemment industrialisés doivent également faire face à ce problème[3], en particulier les pays à forte croissance économique.

Cette pollution peut alors provenir :

- des pays industrialisés dans lesquels les réglementations trop strictes peuvent engendrer des pratiques professionnelles abusives (délocalisation des industries les plus polluantes, exportations des déchets toxiques) dont peuvent être victimes les pays du tiers monde,
- des pays en voie de développement sacrifiant leurs ressources naturelles[4] (déforestation, brûlis,...) dans le but de maximiser leur bénéfice ou poursuivant un développement économique accéléré pour rester compétitif par rapport aux pays plus industrialisés.

Ainsi l'Allemagne, qui possède la législation la plus stricte aurait exporté à elle seule plus d'un demi million de tonnes de déchets dans une cinquantaine de pays en 1991 [UNEP/PNUE, 1993].
Derrière l'Allemagne, viennent les Pays-Bas, suivis des Etats-Unis, puis de la Suisse et de l'Autriche[5].
Sur ce marché international, les tendances étaient à l'accroissement des exportations vers l'Amérique Centrale, l'Amérique du Sud, la zone des Caraïbes et à la suspension quasi totale des exportations vers l'Afrique où des initiatives politiques fortes ont pratiquement interdit ce commerce, sauf en Afrique du Sud et au Maroc[6].
La croissance des exportations a également été spectaculaire vers l'Europe Centrale et Orientale.
Ces pratiques ont été freinées :

- au niveau européen :

[1] Un registre spécial a été établi pour collecter les données de 12 pays et de 6 organisations internationales. En 1989, il contenait 42 000 enregistrements sur 8 000 substances sur un total de 13 millions de substances synthétiques.
[2] Le programme SITE (Superfund Innovative Technology Evaluation), créé aux Etats-Unis en 1988, a pour but de promouvoir les technologies innovantes et émergentes en matière de réhabilitation des sites pollués.
[3] Goldsmith P., 1994 Once legally bitten, twice pollution shy, Process Engineering.
[4] De 1986 à 1990 près de 4,7 millions d'hectares de forêts ont disparu annuellement en Asie.
[5] Courrier International, 1992, n° 68.
[6] Rencontre Europe/Afrique, (1990) "Pas de visa pour les déchets." Editions L'harmattan.

- par le règlement n° 259/93 du Conseil du 1cr février 1993 concernant la surveillance et le contrôle des transferts de déchets à l'entrée et à la sortie de la Communauté Européenne[1],
- par le traité de Maastricht, en vertu duquel la politique européenne, dans le domaine de la coopération au développement, est de favoriser "le développement économique et social durable des pays en voie de développement, et plus particulièrement les plus défavorisés d'entre-eux". Les aides communautaires prennent ainsi la forme de transferts financiers et technologiques (usines propres clés en mains,...),

• au niveau international :

- par la Convention de Bâle de 1989 (116 pays signataires) conduisant à l'interdiction totale de l'exportation des déchets vers les pays non membres de l'OCDE à partir du 1cr janvier 1998 et au contrôle des exportations de déchets dangereux vers les pays de l'OCDE,
- par la "Charte des Entreprises pour le Développement Durable" rédigée par la Chambre de Commerce Internationale en 1990, introduisant le concept de "business éthique",

afin d'éviter l'exportation systématique des déchets les plus dangereux vers les régions dont la politique environnementale est la plus laxiste (l'exportateur devient responsable de leur traitement).

Dans le cas de pollutions attribuables aux PVD eux-mêmes, les volumes de métaux lourds toxiques générés dans des pays aussi divers que la Chine, l'Inde, la Corée et la Turquie atteindront dans 15 ans des niveaux équivalents à ceux produits actuellement en France et en Angleterre[2]. Les pratiques de gestion des déchets dans les PVD suggèrent que ce problème ira s'accroissant. En effet, les décharges non contrôlées (mélange des déchets domestiques et industriels) et les rejets directs d'effluents bruts restent encore les méthodes les plus couramment utilisées dans de nombreux PVD[3].
En Amérique latine, selon la Banque Mondiale, la quantité de métaux lourds, de composés chimiques synthétiques et autres déchets dangereux, s'infiltrant dans l'eau souterraine double tous les 15 ans [UNEP, 1993].
En Inde, le coût économique et social des dommages à l'environnement causés par la croissance industrielle, est largement supérieur au coût estimé nécessaire pour sa protection (entre 0,5 et 1 % du PIB) [UNEP, 1993].
Pourtant l'expérience étrangère [Deland, 1991] a montré qu'une politique de prévention de la pollution [El Desouky, 1996] bien menée pouvait entraîner une réduction importante des rejets, de l'ordre de 85 à 100 %. Plus important est le constat que le retour sur investissement était très court [Zosel, 1991], [Hirschhorn, 1991] (de l'ordre de 3 ans à 1 mois !).

II.8 Synthèse

L'étude de la situation dans les principaux pays industrialisés a permis de faire les constats suivants :

- les différents scandales (impact médiatique négatif) ont amené les gouvernements à se préoccuper de leurs sites contaminés,
- la perception de l'ampleur du problème est différente d'un pays à l'autre alors même que leur passé historique (donc la nature des sites contaminés) est sensiblement le même,
- la recherche historique de ces sites a mis à jour des centaines, voire des milliers, de sites potentiellement pollués qu'il faudra gérer,
- le risque important d'atteintes pour l'environnement et pour l'homme,
- le coût de la réhabilitation (évaluation, dépollution) d'un site pollué est très élevé,
- la difficulté de connaître l'origine et/ou le responsable de la pollution et donc de lui faire supporter les frais de la dépollution,

[1] JOCE n° L30 du 6 février 1993
[2] Il est maintenant largement admis que ces pays font actuellement face aux plus graves problèmes de dégradation de l'environnement.
[3] A Taiwan, plus de 90 % des eaux usées ne sont pas traitées et 70 % des rivières de Chine sont polluées.

- l'état souhaite se désengager (financièrement) progressivement de la réhabilitation des sites pollués [Abramson, 1998], en particulier, en prenant le principe du pollueur-payeur (responsabilisation des industriels) et en mettant en place des outils réglementaires (inspection régulière, constitution de garanties financières) et techniques (documentations, guides) visant à limiter toute pollution future et assurer un développement industriel cohérent.

Afin de résoudre ces problèmes et en fonction de leur politique environnementale, chaque pays a élaboré ou élabore ses propres outils et guides méthodologiques dans le but :

- de classer les sites selon leur degré d'urgence (ou degré de danger/toxicité),
- d'évaluer un site de manière progressive afin de réduire les coûts de diagnostic,
- d'établir les objectifs de dépollution pour un site donné,
- de choisir la technologie de dépollution la plus adaptée sur la base d'une analyse coût (de la réhabilitation)/bénéfice (réduction du risque, opinion publique, revente du terrain,...) de chaque alternative.

Chapitre III : La perception et la communication du risque

Dans certains cas, la mesure de l'impact psychologique sur la population peut se révéler primordiale lors de la gestion d'un site contaminé[1]. Et, découlant de cette analyse, la communication avec la population est indispensable. En effet, il est clair que si la décision de réhabilitation est prise dans le but de satisfaire aux revendications de l'opinion publique, alors le problème majeur ne sera pas le choix de la meilleure technologie disponible, mais le moyen de présenter les résultats de manière convaincante et argumentée, pour que la population se sente en sécurité.
Les populations occidentales actuelles, bien qu'ayant la durée de vie la plus longue (Tableau 7), le niveau de vie le plus élevé, et les meilleures conditions d'hygiène, sont, d'après une étude effectuée par l'USEPA en 1984, paradoxalement les plus sensibles (70 %) aux problèmes de pollution (des sols, des eaux,...), et ce, en raison de la forte médiatisation des catastrophes passées (Tchernobyl, Three Miles Island, Bhopal, Exxon Valdez,...).

Tableau 7 : Espérance de vie moyenne dans les pays industrialisés

Epoque	Homme	Femme
1750	N/D	N/D
1820	N/D	N/D
1900	45 ans	49 ans
1950	65 ans	71 ans
1960	67,5 ans	75,5
1975	69 ans	78 ans
1984	71 ans	79 ans
1995	73,5 ans	81,5 ans

N/D : Non donné
[Doyen, 1998]

Ce paradoxe trouve son parallèle avec celui de Tocqueville : "plus la violence diminue et plus ce qu'il en reste devient insupportable". [Hamouni, 1997]
Et pourtant en terme de risques sur la santé humaine, ces événements sont insignifiants comparés à d'autres bien plus quotidiens (automobile, tabac, alcool, alimentation,...).

Par exemple, si l'on prend le cas du risque de développer un cancer (Tableau 8), paramètre le plus sensible dans l'opinion publique[2], la part de risque due à l'ensemble des activités humaines (agricoles, industrielles,...) est de l'ordre de 1 à 10 % du risque global (estimé à une chance sur trois). La plus grosse part est due aux facteurs tels que l'alcool, le tabac, l'alimentation, l'hérédité,...
Ainsi le risque de cancer acceptable dû à une substance chimique est généralement établi entre 10^{-4} et 10^{-6} alors que le risque de développer un cancer chez un fumeur invétéré est de 10^{-1}, soit entre 1000 et 100 000 fois plus que le risque généralement fixé comme acceptable pour la réhabilitation d'un site contaminé.

[1] L'OMS définit la santé comme un état de bien-être physique, mental et social. C'est pourquoi, il est primordial de s'attacher à la santé physique de l'individu mais aussi à la perception qu'il peut avoir du site pollué.
[2] Science et Vie, Mai 1998 "La carte du risque de cancer en France."

Tableau 8 : Risque de cancer accepté pour la problématique des sols pollués par différents pays

Pays	Risque acceptable
Allemagne	10^{-5} par substance $5\ 10^{-5}$ pour toutes les substances
Canada	10^{-6}
Danemark	10^{-6}
Etats-Unis	10^{-4} à 10^{-6}
France	10^{-5}
Pays-Bas	10^{-4}
République Tchèque	10^{-2}
Royaume-Uni	10^{-4} à 10^{-5}

En fait, plus que le niveau de risque, c'est la perception de ce risque qui joue un rôle primordial. La population, depuis longtemps échaudée par les scandales à répétition d'atteintes à sa propre personne (sang contaminé, vache folle,...), ayant pourtant une probabilité minime d'apparaître[1], ne supporte plus d'être soumise à des risques autres que ceux rencontrés quotidiennement et acceptés comme contre-partie de leur qualité de vie (alimentation, transports,...).
Et pourtant, en terme de coût, le prix à payer pour faire diminuer un risque de 10^{-4} à 10^{-6} est bien plus important que pour le faire passer de 10^{-1} à 10^{-3}, et contrôler sa nourriture ou sa consommation d'alcool et de cigarettes est bien plus aisé que de contrôler un risque de fuites ou d'accidents.

C'est donc le fossé existant entre les trois dimensions du risque qu'il est nécessaire de réduire (Figure 6) :

- le risque réel représente le risque effectivement lié à la présence de substances dangereuses ou toxiques,
- le risque calculé est une estimation du risque réel, faussée par les nombreuses incertitudes liées à la quantification de ce risque (modélisation, facteurs de sécurité). En vertu du principe de précaution (ou "worst case scenario" ou "worst reasonable scenario"), le risque calculé est généralement supérieur au risque réel,
- le risque perçu[2] est la vision subjective de l'opinion publique d'un site contaminé. Ce risque, parce qu'il est indésirable, incompris et souvent "diabolisé" par les médias, est généralement supérieur au risque calculé.

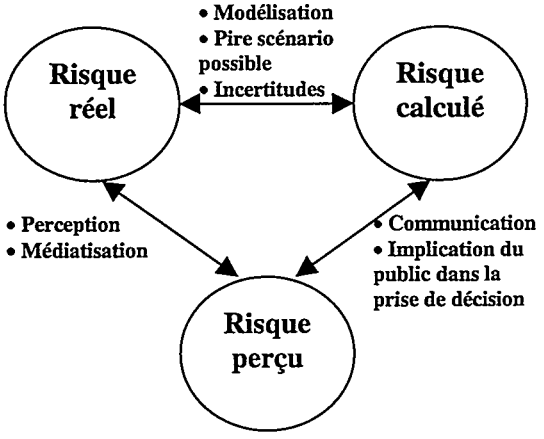


Figure 6 : Les trois dimensions du risque

[1] C'est peut être ces risques extrêmement bas qui avaient conduit les pouvoirs publics à décider de ne pas étudier de manière plus approfondie ces problèmes.
[2] Les Etats-Unis définissent d'ailleurs une friche industrielle comme "un site industriel ou commercial abandonné, inoccupé ou sous-utilisé pour lequel une expansion ou un redéveloppement est compliquée par la contamination réelle ou perçue de l'environnement."

La sphère "perception du risque" est donc un maillon essentiel dans la réussite d'un projet de réhabilitation. En impliquant alors davantage le public dans la gestion des sites (enquête publique, communication officielle,...), il serait peut être possible de réduire le fossé entre risque calculé et risque perçu et, par conséquent, de réduire les coûts de réhabilitation de certains sites. De nombreux travaux sont d'ailleurs actuellement effectués dans le domaine de la communication des risques [Vlek, 1995].

III.1 L'origine du risque de cancer acceptable et de la valeur 10^{-6}

Lorsque l'on parle de niveaux d'exposition acceptables aux produits cancérigènes[1], le chiffre de 10^{-6} est généralement avancé (le risque de cancer lié à un site contaminé ne doit pas dépasser 1 chance sur 1 000 000). Comme nous l'avons précédemment indiqué, cette valeur est négligeable proportionnellement au risque global de développer un cancer durant la vie. Il semblait donc intéressant de tenter de découvrir l'origine (scientifique, économique ou sociale) de cette valeur symbolique à travers plusieurs hypothèses avancées. La plupart des informations recueillies dans ce paragraphe, proviennent d'un débat issu d'un forum de discussion (riskanal@listserv.pnl.gov), et peuvent donc ne pas être avérées. Toutefois, le débat suscité par une telle question permet d'illustrer l'incertitude sur l'origine de cette valeur 10^{-6}.

III.1.1 Aux Etats-Unis

L'USEPA considère comme acceptable [USEPA, 1990] un risque situé entre 10^{-4} et 10^{-6} sur la vie entière, au-delà de 10^{-4} le risque est considéré comme inacceptable et en-deçà de 10^{-6}, il est estimé négligeable.
Toute proportion confondue, le risque de 10^{-6} ne représente en fait qu'une augmentation d'environ 0,0003 % du risque global actuel de développer un cancer (estimé à 0,3).
Le problème est alors qu'un critère de 10^{-6} (généralement utilisé pour établir un objectif de réhabilitation des sites contaminés) peut entraîner des dépenses excessives (de l'ordre de plusieurs Mds de dollars aux Etats-Unis).
En 1991, une étude [Kelly, 1991] avait tenté de déterminer l'origine du "mythe de 10^{-6} comme définition du risque acceptable".
Cette étude mettait en évidence l'absence de base scientifique, économique ou sociale dans le choix du seuil de 10^{-6} pour établir un objectif de réhabilitation des sites pollués. Ce serait en fait un niveau arbitraire proposé, par l'Institut National du Cancer[2], il y a 30 ans pour un tout autre domaine, celui des résidus cancérigènes dans l'alimentation des animaux destinés à la consommation humaine, comme niveau de risque[3] négligeable.
En d'autres mots, la valeur 10^{-6} adoptée par la FDA et développée comme niveau de risque au-dessous duquel le risque est négligeable (voire nul), aurait été reprise par le Superfund comme risque acceptable. C'est de cette confusion[4] que viendrait le choix de 10^{-6} comme valeur acceptable (Figure 7).

---

[1] Lorsque l'on traite des substances à effets cancérigènes, il est nécessaire d'établir un seuil acceptable. En effet dans ce cas précis, la plus petite exposition ou dose conduit à un risque (effet progressif ou continu), alors que dans le cas des produits à effets non cancérigènes, on peut parler de seuil d'apparition des effets.
[2] En fait la valeur initialement proposée à la Food and Drug Administration (FDA) était de 10^{-8} sans aucune base, en 1961, mais fut changée en 10^{-6} lors de la sortie du règlement final en 1977 et défini comme le "risque maximal sur la vie qui est équivalent à zéro."
[3] On parlait alors de "*De minimis non curat lex.*"
[4] Plus le risque perçu est important et plus l'écart entre le "risque zéro" et ce que le public permet comme "risque acceptable" sera faible.

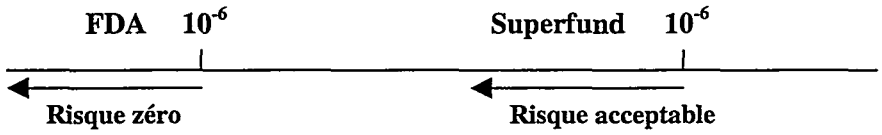


Figure 7 : La confusion entre risque zéro et risque acceptable

A titre d'exemple et de comparaison, la FDA considère la vitesse "virtuellement sécuritaire", pour un automobiliste, à 1 mile par heure. Dépolluer tous les sites pollués à un niveau de risque de 10^{-6} est alors comparable à limiter la vitesse automobile à 1 mile par heure. Il faut donc utiliser la valeur de 10^{-6} comme base de travail au lieu d'un objectif[1] de réhabilitation.

Dans les années 1980, l'USNRC (United States Nuclear Regulatory Commission) établit une politique selon laquelle le fonctionnement commercial d'une centrale nucléaire civile ne devait pas poser au public plus de 0,1 % du risque auquel le public est normalement exposé, considérant à la fois les effets toxiques aigus et les risques de cancer latents. La dérivation s'effectuait grossièrement de la manière suivante :

- le risque de fond individuel pour un accident fatal est d'environ 1 sur 2 000 par an, soit $5\ 10^{-4}$, donc l'objectif sanitaire doit être de de $5\ 10^{-7}$ (0,1 % de $5\ 10^{-4}$) par an,
- le risque de fond individuel pour l'apparition d'un cancer latent est d'environ 1 sur 500 par an ($2\ 10^{-3}$), aussi l'objectif sanitaire est de $2\ 10^{-6}$ par an.

Selon Barton Hutt, la valeur de 10^{-6} était établi sur la base d'aucun risque significatif (ou visible) de cancer annuel dû à une exposition. Le calcul est alors le suivant :

$$\text{Risque} = \frac{2{,}5\,10^{8}\ (\text{population américaine}) * 10^{-6}}{70\ (\text{ans})} = 3 \text{ à } 4 \text{ cas de cancer par an} \qquad (1)$$

Une décision de la cour suprême des Etats-Unis a même établi une jurisprudence en 1980 lors d'une affaire d'exposition des travailleurs au benzène. La cour concluait qu'un risque de cancer de 10^{-9} ne pouvait clairement être considéré comme significatif, mais qu'on pourrait raisonnablement considérer comme significatif un risque de 10^{-3}. La plupart des évaluations des risques durant le travail ont alors utilisé la valeur de 10^{-3} pour standard de fait comme risque de cancer acceptable.

III.1.2 Aux Pays-Bas

Selon Jong, 10^{-6} semble aussi être un nombre "magique" aux Pays-Bas. Cette probabilité a été mise au point dans le but de ne permettre qu'un risque additionnel négligeable à un individu.
La notion de risque négligeable correspond généralement à un excès maximal de 1 % (10^{-2}) du risque total. La probabilité de décès du groupe d'âge le plus robuste (14 ans) est de l'ordre de 10^{-4} par individu et par an.
Donc un risque négligeable d'excès de risque sera de 1 % de 10^{-4} soit 10^{-6} par an, soit de l'ordre de 10^{-4} sur la vie (70.10^{-6} pour une durée de vie de 70 ans).

[1] Aux Etats-Unis, l'excès de risque de cancer est établi à 10^{-6} sur la vie, et à 10^{-6} par an aux Pays-Bas, soit de l'ordre de 10^{-4} sur la vie.

III.1.3 Conclusions sur la notion de risque acceptable

L'une des raisons du choix de ce niveau de 10^{-6} est que les décisions se font, au contraire d'autres problèmes environnementaux (pollution de l'air, pesticides,...) au niveau local et non national et en fonction des conditions spécifiques au site. Ce qui semble alors faisable au niveau local, comme dépenser des millions pour la dépollution d'un site pour éliminer tout risque à des niveaux bien en-dessous de ceux considérés comme "acceptables" par d'autres critères pour la santé publique, n'est souvent pas envisageable à grande échelle avec plusieurs centaines de sites.
En fait de plus en plus d'agences adoptent une politique équivalente à celle du NJDEP/DEQ (New-Jersey Department of Environmental Protection/Division of Environmental Quality) qui énonce :

- les risques inférieurs à 10^{-6} seront considérés comme négligeables,
- les risques supérieurs à 10^{-4} seront estimés inacceptables,
- les risques compris entre 10^{-6} et 10^{-4} seront jugés au cas par cas.

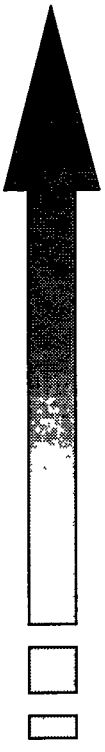
Dans les pays d'Europe occidentale, le risque de cancer généralement fixé comme acceptable[1] est de 10^{-5}.

III.2 La communication du risque

La solution pour développer de meilleurs critères environnementaux pour les contaminants n'est pas d'adopter arbitrairement des seuils de risques acceptables dans le but de gérer la perception du risque par le public. La solution réside plutôt dans la standardisation du processus d'évaluation des risques et dans l'effort de transparence avec le public pour réduire le fossé entre le risque réel (Figure 8) et le risque perçu[2].
Il est toutefois difficile de persuader le public que ce qu'il perçoit comme très dangereux ou risqué n'est pas réellement la cause majeure de ses problèmes de santé.
Afin de diminuer l'impact psychologique d'une pollution sur la population, il convient de dialoguer avec celle-ci sans tomber dans le pièges :

- du langage technique et du jargon incompréhensible pour la population,
- d'une présentation trop exhaustive qui embrouille plus qu'elle ne renseigne,
- de s'éloigner des préoccupations particulières de la population locale.

[1] On se rend compte de l'importance de cette valeur seuil dans le coût de la réhabilitation du site. Ainsi en République Tchèque, le risque de cancer a été fixé à 10^{-2} comme critère de réhabilitation des anciens sites militaires soviétiques.
[2] A ce sujet, il vaut mieux parler de la qualité du sol (la qualité du sol permet ou permettra après réhabilitation telle utilisation) que de risque acceptable (le risque actuel ou résiduel après réhabilitation est acceptable) plus mal perçu par la population.



$3\ 10^{-1}$: Risque moyen de développer un cancer durant la vie, toutes origines confondues

10^{-1} : Risque de contracter un cancer durant la vie dû à 50 ans de consommation de cigarettes

10^{-2} : Risque de contracter un cancer durant la vie dû à une exposition à des niveaux autorisés de substances chimiques artificielles

10^{-3} : Probabilité de mourir lors d'un accident du travail

10^{-4} : Probabilité de développer un cancer du à une exposition à des teneurs naturelles en radon et en plomb

10^{-5} : Probabilité de décès dans les transports publics

[10^{-4} - 10^{-6}] : FOURCHETTE DE RISQUE GENERALEMENT ADMISE POUR LA REHABILITATION DES SITES POLLUES

$5\ 10^{-6}$: Risque de contamination par l'hépatite B ou C lors d'une transfusion sanguine

10^{-6} : Risque de contamination par le SIDA lors d'une transfusion sanguine

10^{-8} : Probabilité d'impact d'une météorite de grande taille sur la Terre

Niveau de risque sans aucun effet néfaste (Pays-Bas)

Figure 8 : Echelle des risques pour l'homme

Toutefois dans le cas d'un phénomène non prévisible (conséquences non chiffrables au vue des connaissances actuelles, risques naturels), ce sont les principes de précaution [Serres, 1990] et de responsabilité [Jonas, 1991] qui doivent prévaloir.

Enfin, le rôle des médias est nécessaire dans la communication du risque puisque c'est par son intermédiaire que le public est averti et va percevoir le risque. C'est donc au scientifique de s'assurer que celui-ci a bien compris le problème. Malheureusement, on ne pourra jamais empêcher qu'un crash d'avion faisant des dizaines de morts soit plus médiatisé que la mort du même nombre de personnes par le tabac[1], l'alcool..., même si on assiste actuellement à un renversement de la tendance [Conseil d'Etat, 1998].
L'évaluation des risques n'est pas encore une discipline scientifique mature et n'a pas encore gagné la confiance de l'opinion publique. Dans une revue scientifique récente [New Scientist, 1996], un sondage expliquait que "lorsqu'un individu doit juger d'un risque, il fera davantage confiance à l'opinion d'un ami, qu'à la déclaration d'un scientifique."

Les méthodes d'évaluations des risques doivent donc :

- fournir une approche standardisée permettant ainsi une meilleure visibilité du problème,
- prendre en compte l'aspect perception et communication du risque en ne livrant pas une valeur brute du risque au public mais aussi tous les éléments (hypothèses de travail, principe de précaution,...) ayant conduit à l'obtention de cette valeur.

[1] Comparativement, le nombre de décès en France en 1997 liés au tabac est pourtant "équivalent" à un crash de Boeing 747 par jour sur la même période.

Deuxième partie :
Etat des lieux des méthodes d'évaluation des sites et mise au point de la méthode TRACES

"La dose fait le poison". Paracelse

Chapitre IV : Les méthodes d'évaluation des sites potentiellement pollués

IV.1 La nécessité de méthodes standardisées d'évaluation des sites

Le grand nombre de sites potentiellement contaminés, l'urgence de prendre des mesures afin de protéger la santé humaine et l'environnement ont conduit au développement de procédures standardisées (éventuellement informatisées) de gestion de ces sites [RECORD, 1994] afin :

- de déterminer si un site est propre, contaminé ou pollué,
- de repérer très tôt les sites à risques et passer du constat de pollution à la prévention de cette pollution,
- de dépolluer si nécessaire et d'engager des poursuites,
- de prendre des mesures d'urgence pour prévenir toute migration et limiter la pollution,
- de classer les sites par ordre de priorité d'action,
- d'économiser du temps, de l'énergie et de l'argent,
- de standardiser la gestion des sites contaminés,
- d'avoir une méthodologie officielle reconnue au niveau national ou fédéral,
- d'avoir une base juridique non contestable,
- de faciliter la prise de décision.

En effet, en l'absence de méthodes d'évaluation de la contamination des sols, il est impossible d'affirmer qu'un site suspect est pollué ou non. En outre, la détermination de critères de contamination (concentrations, notes ou niveaux d'exposition acceptables) a deux conséquences immédiates :

- l'obligation de réhabiliter les sols très pollués pour ramener les concentrations en polluants aux niveaux acceptables fixés,
- l'obligation de prévenir et de contrôler les pollutions futures pour que les seuils ne soient pas dépassés (Figure 9).

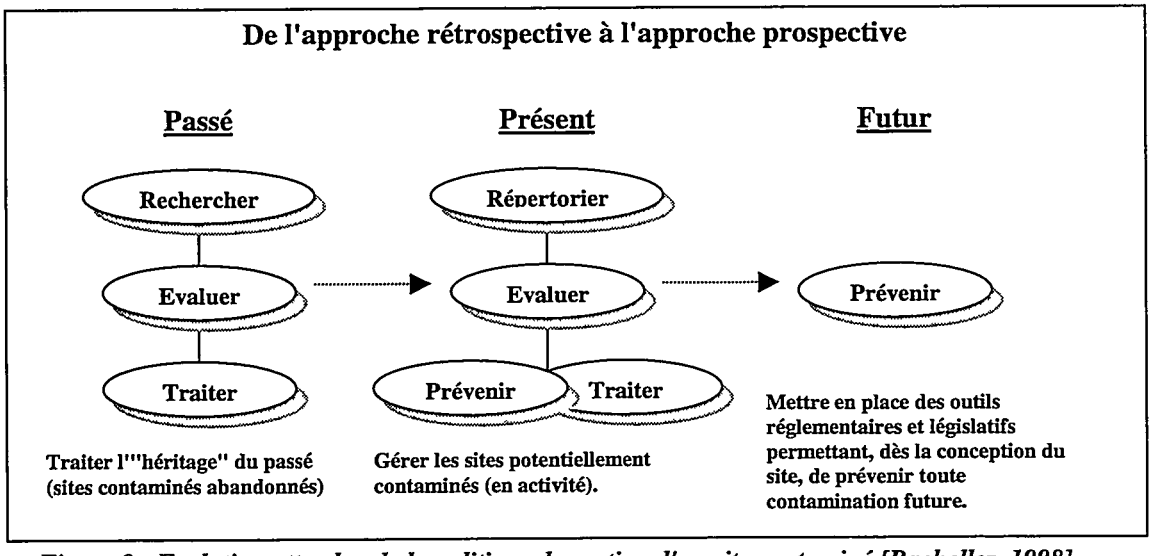


Figure 9 : Evolution attendue de la politique de gestion d'un site contaminé [Bachellez, 1998]

L'utilisation de ces méthodes devra alors permettre de :

- réhabiliter les anciens milieux dégradés sur la base d'une évaluation de la menace pour la santé humaine, en développant et en mettant en œuvre des technologies de dépollution adaptées à l'économie et aux objectifs de sûreté de l'environnement,
- limiter les impacts actuels de l'activité humaine sur l'environnement, en contrôlant les effluents (liquides ou gazeux), en gérant les déchets industriels et les déchets urbains,
- trouver une évolution future[1] de la société industrielle qui préserve à la fois l'homme et son environnement en développant, par exemple, des technologies propres.

La plupart des pays ont alors développé une méthodologie de gestion de leurs sites et sols contaminés. Ce chapitre a pour but de présenter les principales étapes de la gestion des sites contaminés et plus particulièrement, les outils d'évaluation de ces sites.

[1] Selon Alain Bombard "ce qui nous coûtera le plus cher, ce n'est pas l'avenir, c'est le passé quand on devra le nettoyer,..., la prise de conscience se fera de plus en plus et on ne pourra en faire autrement" en parlant du problème de l'épandage des boues d'épuration.

IV.1.1 La procédure générale de gestion des sites contaminés

La procédure générale d'évaluation des sites contaminés est reprise dans la figure 10.

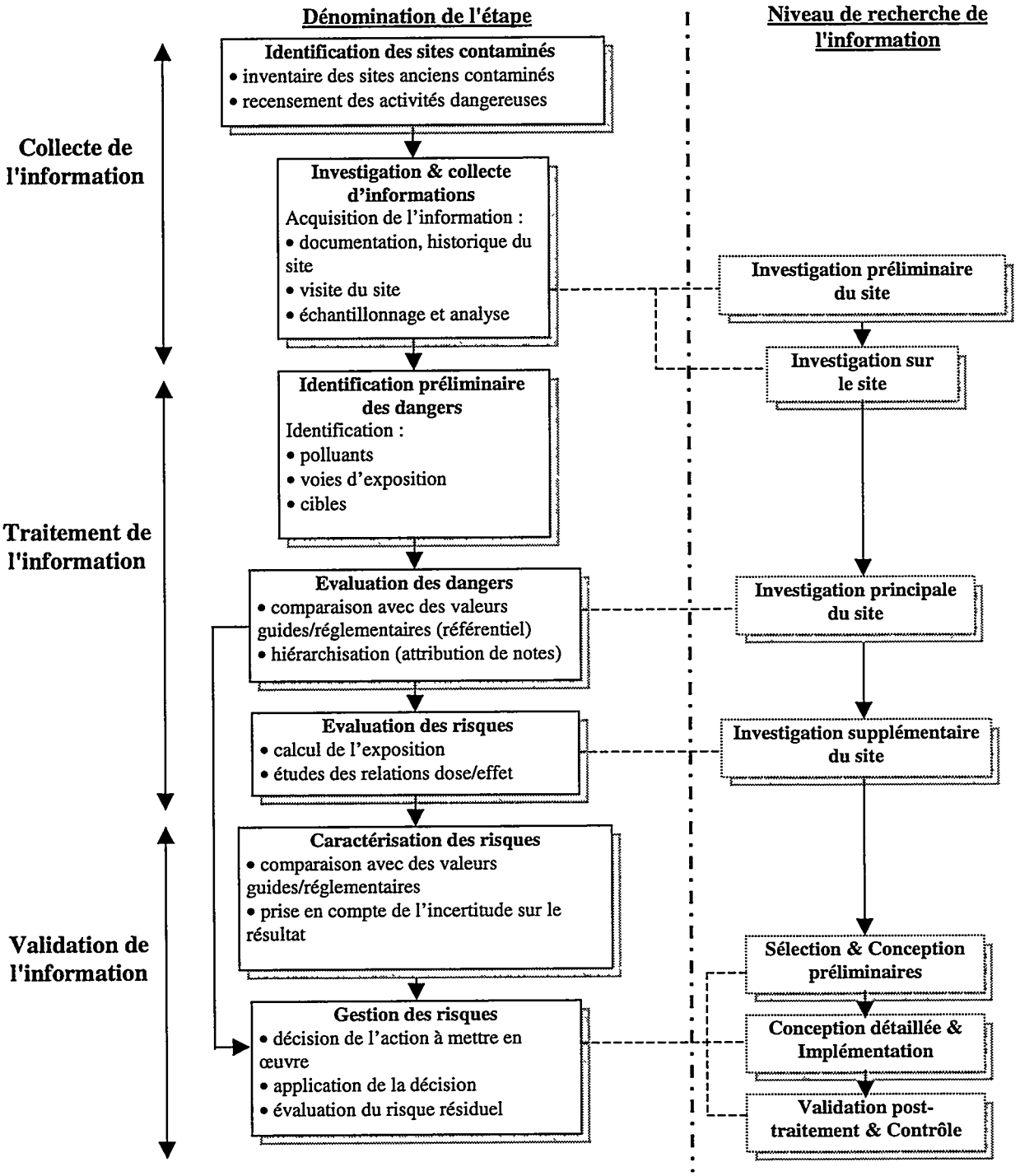


Figure 10 : La gestion des sites potentiellement pollués

Cette approche peut se diviser en trois grandes phases qui sont:

- la collecte de l'information : elle correspond aux différents niveaux d'investigation permettant de recueillir le maximum de données sur le site et ses environs,

- le traitement de l'information : à partir des informations obtenues, l'évaluation du niveau de contamination (danger et risque) du site est effectuée et doit conduire à la décision de réhabilitation ou non du site (caractérisation des risques),
- la validation de l'information : la gestion des risques consiste à prendre les mesures nécessaires (réhabilitation,...) afin d'aboutir à des niveaux de risques acceptables, à valider les informations collectées et leur traitement par une évaluation du risque résiduel après application des mesures.

On constate que, d'une manière générale, toutes les politiques gouvernementales [Ministère de l'Environnement, 1997] et industrielles [CONCAWE, 1997] de gestion des sites et sols pollués distinguent deux étapes lors de la phase de traitement de l'information correspondant à l'évaluation du site, ceci principalement en raison de l'impossibilité financière à gérer simultanément la totalité des sites contaminés. Une première étape de tri (Figure 11) et de classement des sites par ordre d'urgence est donc généralement effectuée sur l'ensemble N_0 (nombre de sites suspects) des sites recensés et se base sur des données faciles à collecter et peu onéreuses. Seuls les sites les plus dangereux N_1 (nombre de sites de danger élevé) font alors l'objet d'une étude plus détaillée et plus coûteuse sur la probabilité d'apparition d'un impact néfaste.

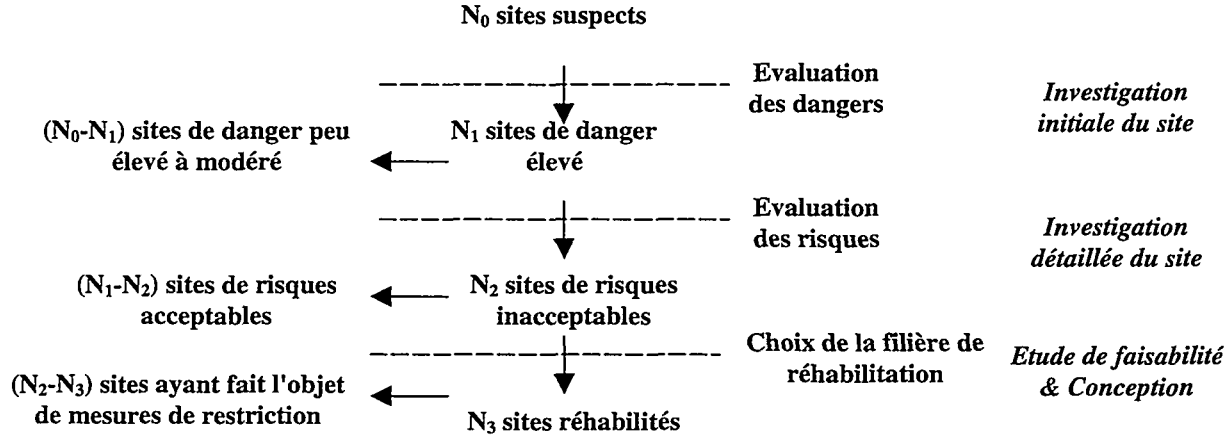


Figure 11 : Principe de l'évaluation (dangers et risques) d'un site en deux étapes

Ainsi seuls les sites N_2 présentant un danger élevé (impact ou conséquences graves) et un risque élevé (forte probabilité d'apparition de l'impact) feront généralement l'objet soit de mesures de restriction, soit d'une réhabilitation pour un nombre N_3. Selon les pays, il peut y avoir une, deux ou plusieurs méthodes d'évaluation des dangers ou des risques utilisables consécutivement ou en parallèle.

IV.2 Présentation des méthodes d'évaluation des sites potentiellement pollués

Il existe deux grandes familles de méthodes d'évaluation d'un site contaminé (Figure 12) :

- les méthodes de hiérarchisation et/ou de classification des sites : elles ont été mises au point afin de pouvoir gérer un nombre important de sites. Elles permettent généralement de classer les sites en 3 catégories d'action (ou de danger) (banaliser, surveiller, évaluer les risques) et correspondent à l'étape d'évaluation des dangers,
- les méthodes d'évaluation (ou d'analyse) des risques liés aux sites : elles sont systématiquement menées (après une éventuelle hiérarchisation) au cas par cas pour chaque site prioritaire afin de déterminer le risque pour la population humaine et/ou pour l'environnement et savoir si ce risque est acceptable ou inacceptable.

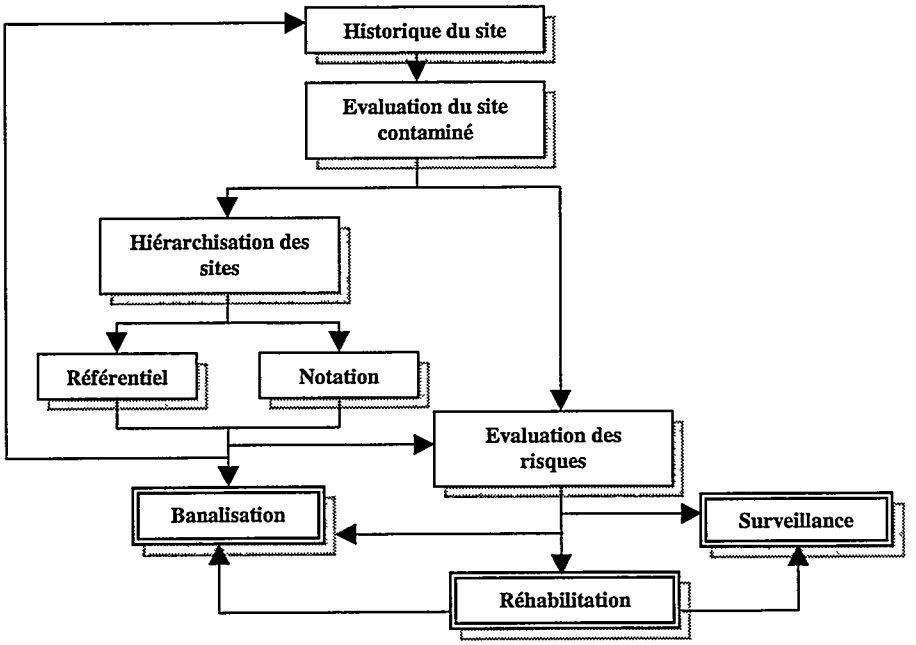


Figure 12 : Stratégie de gestion des sites contaminés

Le développement et l'utilisation de ces deux familles ont été décalés dans le temps (hiérarchisation puis analyse de risques) en raison :

- de l'évolution des mentalités (protection de l'environnement, qualité de vie, hygiène alimentaire[1]) qui a obligé les autorités à se pencher sur l'étude des risques à long terme résultant de l'exposition à des contaminants (de l'eau, du sol, de l'air,...), à très faible doses mais sur une longue période,
- de l'insuffisance des moyens financiers ou techniques pour pouvoir dépolluer l'ensemble des sites sur la seule base d'un dépassement de concentrations. Des outils d'évaluation plus détaillée se sont donc révélés nécessaires,
- des progrès effectués dans la connaissance des cinétiques de transfert et de devenir des polluants et de leur assimilation dans les organismes vivants.

Si la plupart des pays proposent une méthode d'évaluation de hiérarchisation de leurs sites, les méthodes officielles d'évaluation des risques restent peu employées (Canada, Etats-Unis, Pays-Bas) mais leur nombre sera bientôt en augmentation (Allemagne, France, Grande-Bretagne).

On est ainsi passé d'un enjeu financier (le site contaminé représente une valeur foncière et un coût de dépollution) à un enjeu de santé publique (le site contaminé présente des risques aigus ou chroniques pour la santé humaine et pour l'environnement), ce qui a conduit à l'étude des effets (éco)toxicologiques (cancérigène, mutagène,...) des polluants et non plus seulement de leur caractéristiques physico-chimiques (adsorbabilité, volatilité, solubilité,...). La gestion d'un site s'est donc d'abord intéressée au danger (davantage étudié dans les méthodes de hiérarchisation) que présente un site avant de se préoccuper du risque (mesuré par les méthodes d'évaluation des risques).

[1] Les récents scandales de contamination "cachée" (vache folle, sang contaminé,...) ont relancé le débat sur la notion de risque acceptable, sur la communication et sur la perception du public.

IV.3 Les méthodes de hiérarchisation des sites contaminés

Les méthodes de hiérarchisation ont donc pour but de déterminer le danger que représente un site contaminé. Dans le domaine de la pollution des sols, le danger (Figure 13) peut se définir comme la combinaison de trois paramètres :

- le polluant : en quantité ou en concentration suffisante pour poser un problème (toxicité, explosion,...),
- les voies de migration (ou d'exposition ou de contact) : ce sont les chemins pris par la pollution pour se répandre dans l'environnement (air, eau, sol, animaux),
- les cibles (ou récepteurs) de la pollution : ce sont les organismes vivants (Homme, faune, flore) ou inertes (bâtiments, monuments,...) pour lesquels est estimé le niveau de danger.

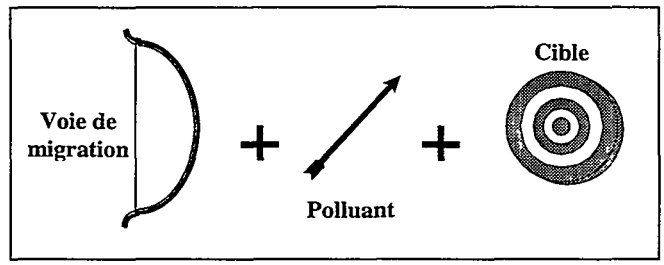


Figure 13 : Représentation schématique du danger inhérent à un site pollué

Le site sera considéré comme ne présentant aucun danger si l'un de ces paramètres est absent[1] :

- absence de substances dangereuses ou toxiques ou en quantité ou en concentration négligeable,
- absence de voies de migration : il n'existe aucune voie de transfert potentielle de la pollution vers l'extérieur,
- absence de cibles : le site est localisé en dehors de toute zone d'activité humaine ou animale selon la cible choisie. La contamination, bien que présente et susceptible de se répandre ne menace aucun organisme vivant ou bâtiment.

Ces méthodes de hiérarchisation (Figure 14) peuvent être :

- qualitatives : le résultat de l'évaluation est une répartition des sites dans plusieurs catégories correspondant à des classes de danger pour l'homme et/ou pour l'environnement. Ces catégories sont généralement définies par des valeurs seuils (ou valeurs guides) de concentrations dans l'eau souterraine, les sols et/ou l'air et constituent un référentiel[2]. Cette classification permet, dans certains cas, d'éliminer certains sites ne présentant aucun danger. Les sites restants sont traités en partant de ceux dont la classe de danger est la plus élevée,
- quantitatives [Walker *et al.*, 1994] : le résultat est une note attribuée au site représentant le niveau de danger du site pour l'homme et/ou l'environnement. Le résultat est généralement obtenu par agrégation de notes (ou de scores) et ne permet qu'une hiérarchisation des sites les uns par rapport aux autres, sans pouvoir éliminer les sites ayant la plus faible note. Les sites sont tous étudiés par ordre décroissant de leur note. Ce sont les méthodes d'attribution de scores,

[1] A titre d'exemple, nous pouvons prendre le cas des centrales nucléaire où le danger lié à l'uranium est très important (cancer, irradiations,...) mais où le risque d'apparition (ou de défaillance) est très faible.

[2] Dans le cas de la Bavière, le classement qualitatif est obtenu par l'utilisation de matrices croisées conduisant à des classes d'urgence numérotées de I à IV.

• qualitatives et quantitatives : le résultat est une note permettant de hiérarchiser les sites entre eux mais également de les ranger dans des classes de notes correspondant à des classes de danger. Ce sont aussi des méthodes d'attribution de scores. Les sites ne présentant aucun danger peuvent être éliminés et ceux restants sont étudiés par ordre décroissant des notes obtenues, à partir de la classe de danger la plus élevée.

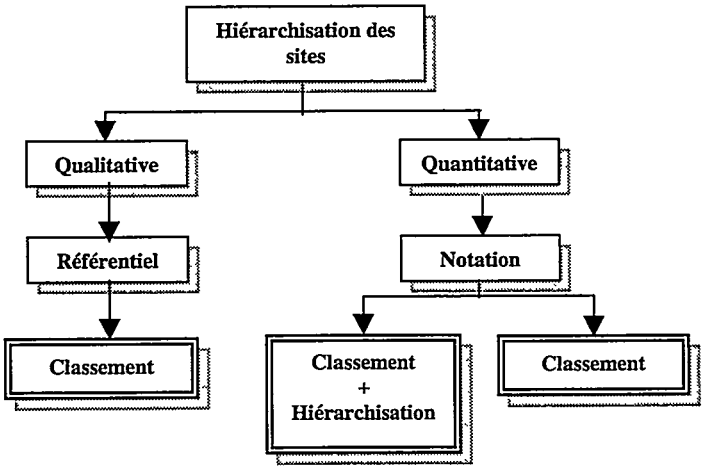


Figure 14 : Objectifs des méthodes de hiérarchisation des sites contaminés

IV.3.1 Approche par le référentiel

IV.3.1.1 Généralités

Les méthodes basées sur un référentiel se présentent sous forme de tableaux proposant un ou plusieurs niveaux de concentrations pour diverses substances dans le sol (en $mg.kg^{-1}$ de sol), dans les eaux souterraines (en $mg.l^{-1}$) ou dans l'air ($mg.m^{-3}$). La comparaison de ces valeurs seuils (chaque seuil définissant une classe de danger) avec celles mesurées sur-site, permet de classer instantanément le site (en prenant le classement le plus pénalisant sur l'ensemble des produits étudiés) en différentes catégories de danger et d'action et de déclencher une procédure plus fine ensuite sur ceux-ci :

• danger faible : banalisation,
• ...,
• danger élevé : étude plus détaillée.

Ces différents niveaux de concentrations correspondent à différents seuils (critères ou niveaux) appelés :

• seuil de référence / fond géochimique : c'est la concentration "normale[1]" d'une substance naturellement présent dans le sol. Dans le cas de substances artificielles, cette concentration peut correspondre à la limite de détection ou à zéro. Au-dessous de ce seuil, aucune intervention n'est nécessaire, le site peut être banalisé,
• seuil d'alerte : c'est la concentration, supérieure au seuil de référence, à partir de laquelle une surveillance est estimée nécessaire, en raison d'une contamination (tolérable) du site,
• seuil d'intervention : c'est la concentration correspondant à une contamination intolérable pour l'homme et/ou les écosystèmes. Une action visant à diminuer cette contamination est nécessaire,

[1] Cette notion de normalité implique alors une étude approfondie des teneurs naturelles en polluants, généralement spécifiques à chaque pays, ce qui rend alors difficile l'adoption de valeurs étrangères.

- seuil (ou objectif) de décontamination : c'est la concentration à atteindre après dépollution du site. Cette valeur est rarement établie à l'avance mais plutôt calculée au cas par cas, selon les conditions spécifiques à chaque site.

Selon les pays, ces valeurs sont utilisées comme valeurs guides (France, Grande-Bretagne, Belgique, Pays-Bas, Suède, Danemark, Finlande, Canada, Etats-Unis) ou comme valeurs réglementaires (Autriche, Hongrie, Japon, Colombie Britannique) et leur origine peut ne pas être directement liée à la problématique des sols pollués (critères de potabilité de l'eau, exposition des travailleurs,...).
Ces seuils sont généralement établis à partir des caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques des produits [Aldenberg *et al.*, 1993] selon la procédure[1] décrite dans le tableau 9.

Tableau 9 : Procédure d'élaboration d'un référentiel

• choix du (ou des) récepteur(s) (homme, faune, flore)
• détermination des caractéristiques (éco)toxicologiques du produit (relations dose/effets) pour chaque récepteur
• choix de l'exposition ou du risque accepté
• choix du scénario d'exposition (ou d'utilisation[2] du site)
• détermination de l'exposition potentielle pour un produit et un récepteur en fonction du transport et du devenir des polluants dans l'environnement
• calcul de la concentration acceptable dans le sol, l'air ou l'eau par produit et par récepteur
• sélection de la plus petite concentration pour l'ensemble des récepteurs étudiés

Les cibles et milieux généralement retenus pour l'élaboration des référentiels sont repris dans le tableau 10 et sont :

- la santé humaine,
- l'eau souterraine en tant que ressource potentielle pour l'Homme,
- les écosystèmes,
- l'habitat (bâtiments, maisons,...).

Tableau 10 : Milieux et récepteurs pris en compte dans l'élaboration des référentiels [Visser, 1996]

Pays	Cibles / récepteurs			
	Santé humaine	Eau	Ecosystème	Habitat
Belgique / Flandres	S	GW		
Belgique / Wallonie	S / GW / G	S / GW / G	S / GW	
Canada	S / GW / G	S / GW / G	S / GW	
Danemark	S / GW / G	S / GW / G	S / GW	
Finlande	S / GW	S / GW		S / GW
Allemagne	S / G	S / G	S / GW	G
Japon / agriculture	S	S	S	
Japon / urbanisme	S / GW	S / GW		
Pays-Bas	S / GW	S / GW	S / GW	
Norvège	S	S		
Russie	S	S		
Suède	S / GW / G	S / GW / G	S / GW	
Suisse			S	
Grande-Bretagne	S / G	S / G		S / G
Etats-Unis	S / GW / G	S / GW / G		

S : Sol GW : Eau souterraine G : Gaz du sol

[1] Initialement, les référentiels ont été définis à partir des seules caractéristiques physico-chimiques des produits. Mais avec l'évolution des connaissances, en particulier des effets toxicologiques des produits à long terme, la procédure d'élaboration s'est basée sur une évaluation des risques.

[2] Le développement d'un référentiel pour chaque scénario d'utilisation du site se base sur le principe du "fitness for purpose" (adéquation aux objectifs) selon lequel, un site n'est évalué que par rapport aux activités humaines à l'opposé du principe de multifonctionnalité.

Ces seuils peuvent être différents selon les caractéristiques du sol (capacité de rétention, perméabilité,...) et l'utilisation (actuelle ou envisagée) du site mais, généralement pour un pays donné, ils sont établis à partir de valeurs moyennes de chaque caractéristique du sol (humidité, teneur en carbone organique,...), des polluants, des cibles (adulte , enfant).

En cas de dépassement de la valeur d'intervention (danger intolérable) une mesure de réduction de la contamination est nécessaire. Pour cela on peut distinguer plusieurs approches selon deux critères :

- la prise en compte de l'utilisation du site : un référentiel est établi pour chaque type d'utilisation retenu. En cas de dépassement du seuil d'intervention, pour une utilisation donnée, il est possible d'envisager le changement d'utilisation du site pour atteindre un niveau de danger acceptable,
- l'objectif de dépollution (Figure 15) : en cas de dépassement du niveau d'intervention, une distinction est faite selon que l'objectif de dépollution est du même ordre que la valeur d'intervention (approche 1) ou alors bien inférieur à cette valeur (approche 2).

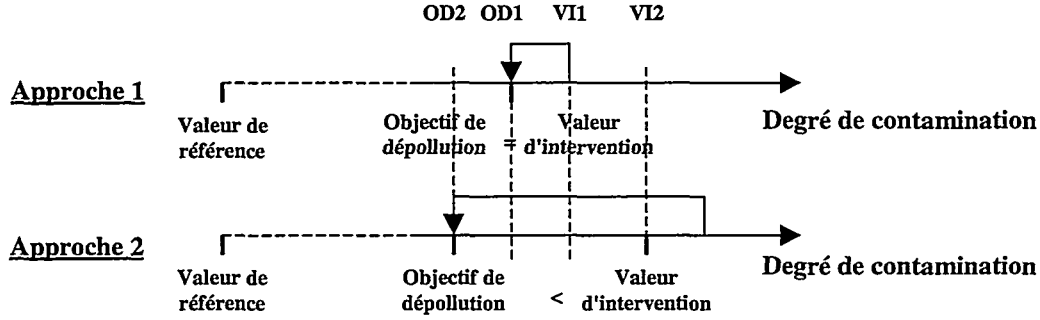


Figure 15 : Représentation des différents systèmes de décision pour les objectifs de dépollution

On peut ainsi classer les pays utilisateurs de cette méthode en fonction de ces deux critères (Tableau 11).

Tableau 11 : Classification des différentes approches basées sur l'utilisation d'un référentiel [Visser, 1996]

Approche		Fonction de l'utilisation du site	Indépendant de l'utilisation du site
[Objectif de dépollution] [Valeur d'intervention]	=	Liste de Berlin Canada Liste d'Eikmann et Kloke Projet de loi allemand Japon Norvège Suède Royaume-Uni Etats-Unis	Danemark
[Objectif de dépollution] [Valeur d'intervention]	<	Belgique/Flandres Belgique/Wallonie Finlande Hongrie	Pays-Bas Suisse

L'approche la plus commune est celle pour laquelle le critère de qualité du sol joue à la fois le rôle de seuil d'intervention et d'objectif de dépollution (VI1 ≈ OD1) [Ministère de l'Environnement, 1988]. D'une manière générale, la valeur d'intervention est sensiblement plus faible (VI1 < VI2) dans les pays ayant adopté la première approche, cela implique donc que dans ces pays, la décision de conduire une action de réhabilitation est prise de manière préventive avant l'apparition d'une pollution intolérable.
Dans les pays utilisant la deuxième approche, si les seuils d'intervention sont plus élevés que dans la première approche, la situation est inversée dans le cas des objectifs de dépollution (OD2 < OD1).

Ainsi dans le cas des Pays-Bas et de la Finlande, les objectifs de dépollution se basent, pour les métaux, sur la concentration naturelle dans l'environnement. La différence entre valeur d'intervention et objectifs de dépollution peut donc être considérable et entrainer des coûts de réhabilitation très importants.

Les substances généralement répertoriées dans les référentiels sont :

- les métaux lourds ou toxiques sous forme ionique (Ag, Al, As III, As IV, Ba, Cd, Co, Cr III, Cr VI, Cu, Hg inorganique, Hg organique, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Tl, Zn),
- les polluants minéraux sous forme ionique (Br total, Br dissous, CN totaux, CN libres, F, NO_3, NO_2, S,...),
- les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (anthracène, benzo(a)pyrène, fluorène, naphtalène, phénanthrène,...),
- les composés halogénés (chloroforme, dichloroéthane, trichloréthane,...),
- les composés phénoliques (phénol, crésol, pentachlorophénol,...),
- les Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques (benzène, chlorobenzènes, styrène, toluène, xylènes,...),
- les pesticides (aldrine, chlordane, dielrine, DDT, lindane,...).

IV.3.1.2 Limites de ces méthodes

Le sol présente une très grande complexité physico-chimique et constitue un milieu multiphasique. La concentration de référence d'un composé devrait ainsi être une combinaison entre les concentrations de ce composé dans les compartiments liquide, solide et gazeux. Ce qui n'est généralement pas le cas, la concentration étant souvent prise égale à la concentration dans la phase solide.
Par ailleurs, d'autres mécanismes mal connus, spécifiques au polluant et au sol, viennent perturber ces mesures et sont :

- la biodisponibilité[1],
- la dégradabilité (chimique, biologique) *in-situ*,
- la mobilité des composés [Dragun, 1988].

Les caractéristiques (Capacité d'Echange Cationique, pH, température, teneur en matière organique,...) du sol jouent en effet beaucoup sur la concentration naturelle de certains polluants. Le risque est alors grand de mettre en évidence une pollution qui n'existe pas (Tableau 12) ou d'éliminer, avec un référentiel unique (basé sur des caractéristiques moyennes) une contamination sérieuse [Sheppard *et al.*, 1992].

[1] Certains référentiels ajustent leurs concentrations en fonction de la teneur en argile et en matière organique, ou fixent des valeurs de concentration de référence pour certains types de pollution (lixiviats,...). C'est le cas notamment du référentiel des Pays-Bas.

Tableau 12 : Fond géochimique (naturel) en éléments-traces de différents types de sols [Baize, 1994]

Eléments-traces	France (mg/kg) (1)	(2)	(3)	Pologne (mg/kg)	Suisse (mg/kg)	Etats-Unis (mg/kg)
As	3,4 – 37			1 – 7,5		
Cd	0,07 – 0,51	0,17	0,75	0,1 – 1,4	0,19 – 0,5	0,05 – 0,056
Co	2,1 – 27			1,2 – 8,3	6,1 – 12,4	
Cr	22 – 102	62	141	4,7 – 59	21 – 49	
Cu	7 – 87	13	33	2,4 – 15,1	14,7 – 162	5,3 – 62,3
F					302 – 569	
Hg	0,02 – 0,15				0,052 – 0,24	
Mo					0,03 – 0,58	
Ni	7 – 51	30	162	2,5 – 22	19,5 – 50,5	5,6 – 39,6
Pb	19 – 62	18	101	8,3 – 43	17,2 – 34,7	5-20
Se				0,08 – 0,3		
Tl					0,027 – 0,121	
Zn	31 - 153	67	437	13,1 – 124	43,7 – 92,4	12,7 - 105

(1) Moyenne de 86 sols agricoles français
(2) Sol du Vexin sur limon (horizon profond)
(3) Sol argileux riche en fer de plate-forme sinémurienne (horizon profond)

Si, à cela, on rajoute pour un même type de sol :

- la multitude des activités humaines possibles (utilisation présente et future du site),
- la diversité des cibles (Tableau 13),
- le bruit de fond (géochimique) spécifique à la région d'étude,
- la toxicité des éléments dépendant de leur forme chimique (spéciation) et de la vulnérabilité des cibles,
- les mélanges de polluants,
- la présence de nappe phréatique,

on comprend les limitations et les insuffisances d'une telle approche.

Tableau 13 : Récapitulatif des récepteurs utilisés dans les référentiels [Visser, 1996]

Pays			Récepteur ou cible pris en compte			
	Etat de la recherche	Valeurs Guides / Réglementaires (VG / VR)	Santé / Sécurité humaine	Eau	Ecosystème	Habitats humains
Autriche	Utilisé	VR	Oui	Oui		Oui
Belgique/Flandres	Utilisé	VG	Oui	Oui	Oui	Oui
Belgique/Wallonie	Utilisé	VG	Oui	Oui	Oui	
République tchèque		VR			Oui	
Danemark	Utilisé	VG	Oui	Oui	Oui	
Finlande	Utilisé / considéré	VG	Oui	Oui		Oui
France	Utilisé	VR	Oui	Oui		
Allemagne	Utilisé		Oui	Oui		
Hongrie	Considéré	VG	Oui	Oui		
Pays-Bas	Utilisé	VR	Oui	Oui	Oui	
Norvège	Utilisé	VG	Oui	Oui	Oui	
Suède	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	
Suisse	Considéré	VG/VR	Oui	Oui	Oui	
Grande-Bretagne	En cours de modification	VG	Oui	Oui		Oui
Etats-Unis	Utilisé	VR	Oui	Oui	Oui	

VG : Valeur Guide
VR : Valeur Réglementaire

Toutefois sa facilité, sa rapidité et son faible coût d'utilisation en font une méthode couramment employée dans de nombreux pays pour la caractérisation des sols contaminés, comme évaluation préliminaire des sites potentiellement contaminés.

IV.3.2 Approche par l'attribution de scores

IV.3.2.1 Généralités

La méthode d'attribution de scores consiste à combiner (Tableau 14) un certain nombre de paramètres, pondérés entre eux, spécifiques au site caractérisant le degré de contamination du site (polluant, voie de migration, cible) pour estimer le niveau de danger [Nusslein *et al.*, 1994].

Tableau 14 : Procédure d'élaboration d'une méthode de notation

- choix des paramètres représentatifs de l'état de pollution du site (surface, volume ou quantité de polluants,...),
- choix de la pondération des paramètres et/ou des groupes de paramètres (polluants, voies d'exposition, cibles),
- choix de la procédure d'agrégation (addition, multiplication),
- choix des fourchettes de sous-notes pour chaque paramètre,
- choix de la valeur prise par défaut pour chaque paramètre, lorsqu'aucune information n'est disponible,
- choix des fourchettes de note(s) finale(s) correspondant aux classes de danger,
- choix des actions à prendre en fonction des différentes classes de notes.

Cette méthode se présente sous la forme de grilles de notation par milieu (eau de surface, eau souterraine, air, sol) ou par catégorie (polluant, voie de migration, cible). Les paramètres utilisés pour caractériser le site sont :

- pour les polluants : nature, toxicité, quantité, concentration, volatilité, solubilité,...,
- pour les voies de migration : surface contaminée, profondeur, perméabilité du sol,...,
- pour les cibles (Tableau 15) : proximité, nombre, nature, utilisation des ressources,...

Tableau 15 : Récapitulatif des récepteurs utilisés dans les méthodes de hiérarchisation

	Pays		Récepteur ou cible pris en compte			
	Etat de la recherche	Valeurs Guides / Réglementaires (VG / VR)	Santé / Sécurité humaines	Eau	Ecosystème	Habitats humains
Belgique/Flandres	Proposition	Réglementaire	Oui	Oui	Oui	Oui
Belgique/Wallonie	Proposition	Guide/Réglementaire	Oui	Oui	Oui	
Canada	Utilisé	Guide/Réglementaire	Oui	Oui	Oui	
Danemark	Utilisé	Guide	Oui	Oui	Oui	
Finlande	Utilisé	Guide	Oui	Oui		Oui
France	Utilisé	Réglementaire	Oui	Oui	Oui	Oui
Hongrie	Utilisé	Réglementaire	Oui	Oui		
Pays-Bas	Proposition	Réglementaire	Oui	Oui	Oui	
Russie		Réglementaire	Oui			
Suisse	Considéré	Guide	Oui	Oui	Oui	
Etats-Unis	Utilisé	Réglementaire	Oui	Oui	Oui	

VG : Valeur Guide
VR : Valeur Réglementaire

Plus la méthode intégrera de paramètres représentatifs de l'état du site et plus l'évaluation sera précise (Tableau 16) mais aussi plus lourde à appliquer et difficile à interpréter.
Le mode d'agrégation (addition, multiplication) traduit l'importance relative accordée à chaque note. L'agrégation par addition permet de conserver l'indépendance des différents paramètres et de mettre en évidence les paramètres les plus importants dans la note finale, alors que la multiplication permet de pondérer un ou plusieurs paramètres entre-eux (par exemple, pondération de la toxicité d'un polluant par sa quantité ou sa concentration)..
Enfin le nombre de classes de notes (et les seuils) et les actions correspondantes jouent un rôle primordial sur le devenir des sites et donc sur le coût global de la réhabilitation des sites contaminés.

Tableau 16 : Présentation de quelques méthodes d'évaluation par attribution de scores

Méthode	Pays (organisme responsable)	Nombre de paramètres	Agrégation	Classement final (fourchettes de notes)	Valeur par défaut
Altlasten	Baden-Württemberg (Landesanstalt für Umweltschutz)	15 – 20	Multiplication	0 / 1 / 2 / 3 / 4 / 5 / 96	
ESR (Evaluation Simplifiée des Risques)	France (BRGM)	35 – 40	Addition /multiplication	0 / 27 / 55 / 111 0 / 37 / 60 / 111 0 / 38 / 56 / 102 0 / 29 / 55 / 102 0 / 39 / 59 / 102 0 / 32 / 62 / 96 0 / 39 / 59 / 105 0 / 34 / 59 / 96 0 / 37 / 55 / 108	Maximum
HRS (Hazard Ranking System)	USA (Environmental Protection Agency)	> 50	Addition /multiplication	0 / 28,5 / 100	Minimum
HRS (Hazard Ranking System)	Wisconsin (Department of Natural Resources)	30 – 35	Addition /multiplication	0 / 100	Minimum
HSAG (Hiérarchisation des Sites d'Anciennes Usines à Gaz)	France (Gaz de France)	15 – 20	Addition /multiplication	2 / 17 / 32 / 47 / 62 / 78	Maximum
NCS (National Classification System)	Canada (Canadian Council of the Ministers of the Environment)	25 – 30	Addition	0 / 37 / 50 / 70 / 100	Moyenne
NRS (Numerical Ranking System)	Massachusetts (Massachusetts Department of Environmental Protection)	20 – 25	Addition	0 – 1320 Aucun classement (hiérarchisation)	
PAS (Preliminary Assessment Scoresheet)	USA (Environmental Protection Agency)	20 – 25	Addition /multiplication	0 / 28,5 / 100	Minimum
RPS (Remedial Priority System)	New-Jersey (New Jersey Department Environmental Protection and Energy)		Addition /multiplication	Aucun classement (hiérarchisation)	
SRBPT (Simple Risk-Based Prioritization Technique)	Australie (New South WEPA)	10	Addition	0 – 50 Aucun classement (hiérarchisation)	

Comme nous l'avons déjà indiqué, ces méthodes peuvent être :

- qualitatives : le résultat final est un classement des sites les uns par rapport aux autres selon leur degré de danger (Australie, New-Jersey, Massachusetts),
- quantitatives : le résultat final de l'évaluation est une note ou une combinaison de sous-notes (Etats-Unis, Wisconsin, Canada, France, Baden-Württemberg). Les sites sont alors hiérarchisés les uns par rapport aux autres et/ou classés dans différentes classes de danger (Figure 16).

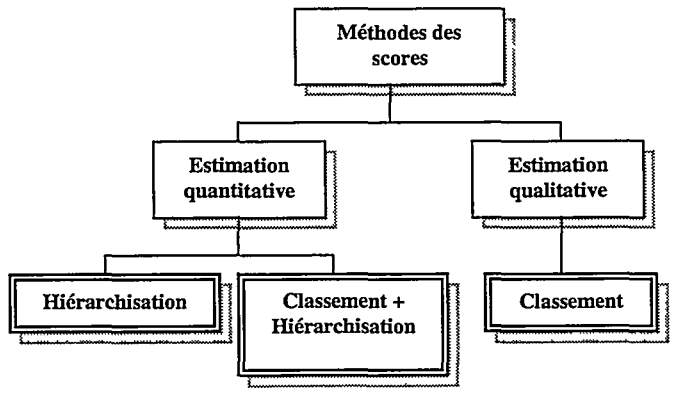


Figure 16 : Les méthodes de scores

La hiérarchisation conserve tous les sites évalués et traduit donc le choix du pays (Tableau 17) de ne pas éliminer dès cette étape certains sites suspects en se basant sur une investigation initiale ne nécessitant que peu de données de terrain. Par contre le classement des sites reflète une politique plus souple puisque certains sites suspects peuvent être éliminés dès l'étape d'évaluation des dangers.

Tableau 17 : Pays utilisant une méthode des scores

	Classement ou hiérarchisation du site	Classement et hiérarchisation du site
Approche qualitative	Autriche Bavière Norvège Suède	-
Approche quantitative	Australie Hongrie New-Jersey Massachusetts Wisconsin	Baden-Württemberg Belgique Canada Danemark Finlande France Russie Suisse Etats-Unis (fédéral)

IV.3.2.2 Limite de ces méthodes

L'importance accordée à chaque paramètre est, la plupart du temps, subjective et/ou empirique. Pour un paramètre donné, la division par classe et la sous-note attribuée à chaque classe est aussi subjective. La validation préalable de ces méthodes sur un grand nombre de sites est donc nécessaire.
Les systèmes de pondération proposés n'ont pas de réels fondements scientifiques. L'agrégation des sous-notes pouvant être différente selon les cas (addition, multiplication, combinaison des deux opérations,...), la sensibilité de la méthode sera différente.

IV.3.3 Discussion sur les méthodes de hiérarchisation

D'une manière générale, les méthodes de hiérarchisation sont conçues et utilisées pour définir des priorités d'action (investigation, surveillance, voire réhabilitation) et identifier parmi l'ensemble des sites recensés, ceux présentant la menace la plus grande pour la santé humaine et pour l'environnement.
De fait, en raison de leur base scientifique peu satisfaisante, les référentiels, initialement établis en fonction des caractéristiques physico-chimiques (solubilité, volatilité,...) des produits ont progressivement été dérivées des résultats de tests (éco)toxicologiques (Etats-Unis, Pays-Bas, Canada). Dans le cas des Pays-Bas, l'évaluation du site ne se base que sur un référentiel dont les seuils de concentrations ont toutefois été établis à partir d'une méthode d'évaluation des risques (CSOIL).
Au contraire, les Etats-Unis utilisent deux méthodes de notation (HRS, PAS) et développent actuellement un référentiel (SSL[1]).

Dans le cas du référentiel nous avons vu que les objectifs de dépollution varient d'un pays à l'autre en raison d'un contexte spécifique à chaque pays et ne peuvent être déterminés par une méthode de notation. En outre ces méthodes ne constituent généralement que la première étape d'évaluation des dangers.

[1] Soil Screening Level.

Elles ne remplacent donc en aucune manière une analyse de risques [Hawkins, 1992]. Toutefois ces méthodes représentent un compromis entre le temps, le coût et la précision nécessaires à l'évaluation du site. Même si elles ne constituent que la première étape d'évaluation d'un site, elles restent utiles dans leur capacité à réduire rapidement, de manière standardisée, le nombre de sites à évaluer en détail.
L'étape suivante d'analyse de risques, plus lourde, est spécialement adaptée à une étude au cas par cas et à l'élaboration d'objectifs de réhabilitation plus spécifiques.

IV.4 Approche par l'analyse des risques

IV.4.1 Généralités

Le point commun entre une fuite de carburant, un incendie, une explosion, un accident ferroviaire,... est leur caractère aléatoire en terme d'occurrence et d'effets ou, tout simplement, de risques. Le risque représente donc l'incertitude sur l'apparition et l'importance d'un événement (positif ou négatif[1]).

Quatre grands domaines sensibles impliquent la gestion des risques toxicologiques :

- les risques industriels,
- la sécurité nucléaire et la protection radioactive,
- l'introduction de nouvelles substances sur le marché [OCDE, 1981], [WHO, 1987],
- la protection civile et les urgences environnementales.

La principale différence avec l'évaluation des risques liés aux sols pollués est que, dans ce dernier cas, l'évaluation s'effectue *a posteriori* de la pollution et non de manière préventive même si actuellement l'évaluation a tendance à se faire de manière prédictive.
L'évaluation des risques est considérée comme un outil indispensable dans la politique environnementale[2], du fait qu'elle fournit une base rationnelle et objective à l'évaluation et à la prise de décision [CARACAS, 1998].
L'évaluation des risques fait partie, avec l'identification des dangers et la caractérisation des risques, d'une approche plus globale appelée analyse de risques (Figure 17).

[1] C'est généralement dans ce contexte que l'on utilise ce terme. Dans le cas contraire, on emploiera plutôt le terme de "chance."
[2] A l'origine, l'utilisation de l'évaluation des risques dans la politique environnementale vient des Etats-Unis.

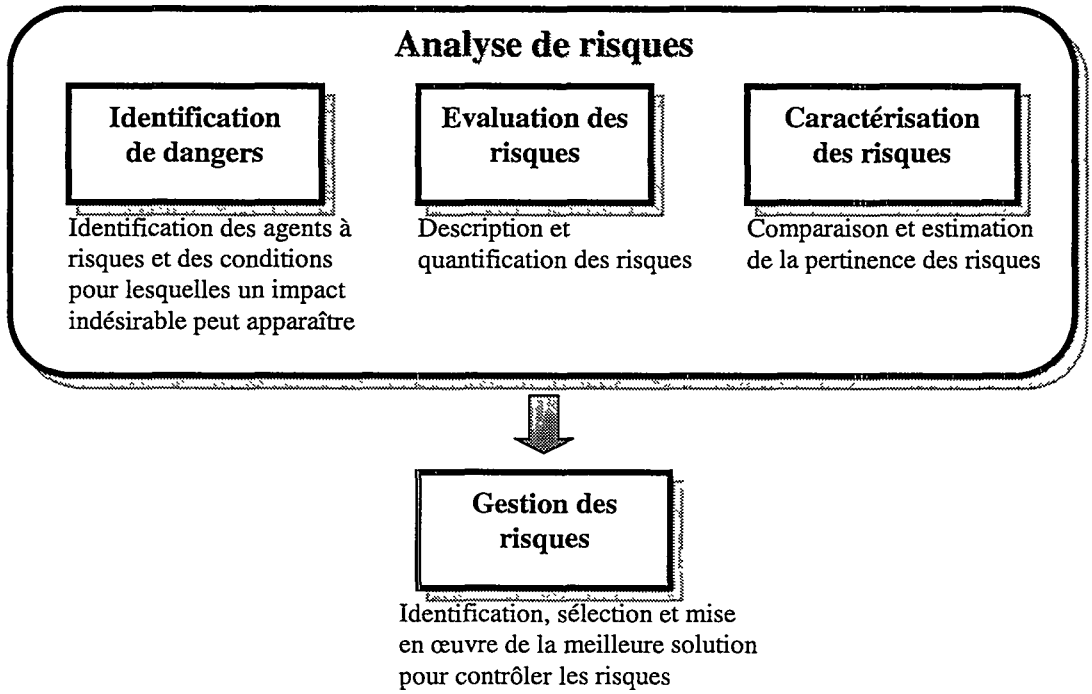


Figure 17 : Les différentes étapes impliquant la prise en compte des risques [Covello et al., 1993]

IV.4.2 Application aux sites potentiellement pollués

Chaque site est unique en terme de polluants, de voies d'exposition, de cibles et d'effets potentiels sur la santé humaine ou l'environnement. Les méthodes basées sur un référentiel ou sur une attribution de notes, très standardisées, n'offrent pas de souplesse suffisante à une étude au cas par cas et ne permettent pas d'évaluer quantitativement ni de caractériser les risques [Pigaux, 1995].
L'étape d'évaluation des risques [Vrijling *et al.*, 1995] est donc nécessaire, et largement admise dans ce domaine depuis près de 10 ans.
Cette méthode, souvent longue, ne doit être appliquée qu'aux sites ne présentant pas de danger immédiat pour l'homme et/ou l'environnement (sinon des mesures d'urgence sont préalablement nécessaires).
A l'instar de l'évaluation des dangers, l'évaluation des risques (Figure 18) se base également sur les caractéristiques des polluants, des voies d'exposition et des cibles[1] mais introduit aussi la dimension probabiliste du danger (probabilité d'apparition d'effets indésirables).

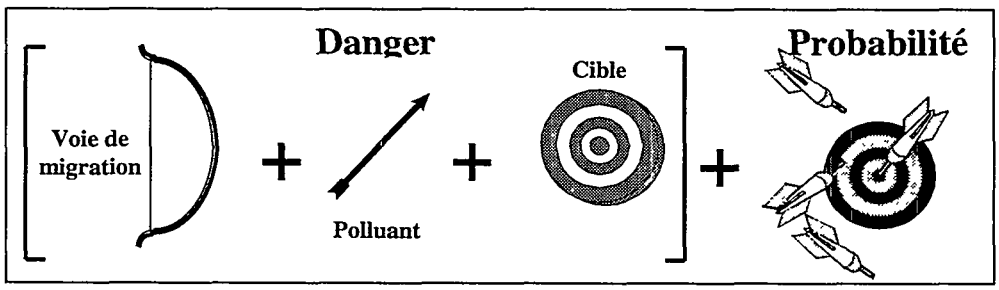


Figure 18 : Représentation schématique du risque

[1] En effet, l'impact sur la santé ou sur l'environnement [Stanley *et al.*, 1993] de ces sites contaminés dépend de la quantité et de la toxicité des substances rejetées, de la proximité de zones habitées, de la vulnérabilité des cibles affectées et du potentiel de migration de la pollution (conditions météorologiques,..).

L'objectif de l'analyse de risques est de quantifier la probabilité d'apparition d'un effet néfaste dû à l'exposition prolongée à des substances (chimiques, physiques et/ou biologiques) pour :

- estimer de manière précise l'état de pollution du site en terme de risques d'effets sur la santé ou sur l'environnement,
- identifier les sites présentant des risques inacceptables pour l'homme et l'environnement, et nécessitant une réhabilitation, pour les limiter, voire les éliminer,
- définir les objectifs de réhabilitation, sur la base des connaissances scientifiques du moment et des techniques disponibles à un coût supportable[1], et, dans certains cas, compatibles avec un usage préétabli du site et de son environnement,
- déterminer une stratégie de réhabilitation adaptée au site en indiquant quelles actions peuvent permettre de limiter le risque, le changement d'affectation pouvant être, le cas échéant, l'une de ces actions,
- identifier les actions (excavation, préparation, traitement du matériau contaminé) permettant de minimiser les risques d'exposition des différentes cibles, aux différents stades d'intervention sur le site et réduire les possibilités de contamination de l'environnement, notamment lors des phases ultérieures de traitement et de réhabilitation du site.

L'évaluation des risques se déroule généralement en deux étapes. Dans un premier temps, l'évaluation doit permettre d'estimer les risques encourrus (actuels ou futurs) si aucune action[2] n'est entreprise pour dépolluer le site. En cas d'inacceptabilité, l'objectif sera de gérer ces risques afin d'aboutir à des niveaux acceptables pour la population, en particulier pour les populations les plus vulnérables et les plus sensibles, à un coût acceptable en simulant par exemple un autre usage ultérieur si le site a vocation à changer.
Certains auteurs [Kolher, 1991] emploieront alors davantage le terme de déconcentration des polluants dans les sols plutôt que de réhabilitation (ambitieux et trompeur) sur la base de la différence effectuée, en théorie économique, entre retour à un niveau de contamination zéro (qui n'existe pas) ou de contamination (socialement et économiquement) optimale.

IV.4.2.1 L'évaluation des risques pour l'homme

L'évaluation des risques [Kalberlah *et al.*, 1996] pour l'homme consiste à calculer la dose de polluants quotidiennement absorbée par de multiples voies d'exposition (air, eau, sol,...) selon différents modes d'exposition (inhalation, ingestion, contact percutané). La procédure d'évaluation est décrite dans le tableau 18.

Tableau 18 : Procédure générale d'évaluation des risques pour l'homme ou l'environnement

• choix du scénario d'exposition (durée, fréquence, cible,...) en fonction de l'utilisation (actuelle ou future) du site,
• choix des voies d'exposition étudiées,
• calcul de "l'exposition maximale raisonnable[3]",
• détermination de la toxicité et de la dangerosité des polluants étudiés,
• comparaison avec les doses acceptables en distinguant les effets cancérigènes des effets non cancérigènes, et l'homme (Dose Journalière Admissible) des écosystèmes (NOEC),
• détermination des risques les plus critiques et de l'ampleur des effets sur la population,
• combinaison des risques potentiels pour chaque produit et chaque voie d'exposition,
• détermination de l'incertitude sur l'estimation du risque.

[1] C'est le principe du BATNEEC (Best Available Technology Not Enteiling Excessive Costs).
[2] Cette évaluation est appelée évaluation "zéro" des risques.
[3] En anglais "Reasonable Maximum Exposure" (RME) : c'est le niveau d'exposition humaine le plus élevé qui peut être raisonnablement attendu par rapport aux polluants identifiés.

L'étape de calcul de l'exposition pour chaque voie d'exposition $E_{i,k}$ (sol, air,...) ou pour chaque mode d'exposition $E_{j,k}$, (ingestion, inhalation,...) se base généralement sur le modèle décrit par l'USEPA[1] en 1989 en utilisant un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, adopté et adapté par les différents pays en fonction de leur contexte législatif, économique, industriel et social :

$$E_{i,k} = \frac{C_{i,k} * I_i * ED * EF}{BW * EP} \tag{2}$$

et

$$E_{j,k} = \sum_i E_{i,k} \tag{3}$$

Avec $E_{i,k}$: exposition par la voie i pour le polluant k ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$),
$E_{j,k}$: exposition par le mode d'exposition j pour le polluant k ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$),
$C_{i,k}$: concentration (mesurée ou estimée) dans le milieu de contact (eau, air, sol,...) i correspondant au polluant k ($mg.kg^{-1}$, $mg.l^{-1}$ ou $mg.m^{-3}$),
I_i : taux de contact avec le milieu i ($l.j^{-1}$, $m3.j^{-1}$ ou $kg.j^{-1}$),
ED : durée d'exposition (an),
EF : fréquence d'exposition ($j.an^{-1}$),
EP : période d'exposition (j),
BW : masse de l'individu (kg).

Pour chaque mode d'exposition et chaque contaminant, on peut définir :

- pour les produits non cancérigènes ou produit introduisant un effet au delà d'un seuil, une dose de référence $RfD_{j,k}$ correspondant au niveau d'exposition (ou Dose Journalière Admissible) à ne pas dépasser sans risque élevé d'apparition de dommages pour la santé. Le risque[2] global, R pour l'ensemble des polluants, se calcule grâce à la formule suivante :

$$R = \sum_k \left(\sum_j \left(\frac{E_{j,k}}{RfD_{j,k}} \right)_j \right)_k \tag{4}$$

Dans ce cas le risque sera considéré comme inacceptable si R, seuil d'acceptabilité du risque ou seuil d'apparition des effets, est supérieur à 1 (ce qui peut être le cas même si pour chaque polluant, la dose d'exposition est inférieure à $RfD_{j,k}$). En dessous de ce seuil, l'exposition aux polluants sera considérée comme acceptable ou sans effet notable.

- pour les produits cancérigènes ou produit introduisant un effet sans seuil, un facteur permettant d'exprimer le risque supplémentaire de développer un cancer durant sa vie CSF[3] (pour l'ingestion et le contact cutané) ou URF[4] (pour l'inhalation). Le risque se calcule de la manière suivante :

$$R = \sum_k \left(\sum_j \left(E_{j,k} * \left(CSF_{j,k} \text{ ou } URF_{j,k} \right) \right)_j \right)_k \tag{5}$$

Dans le cas des produits cancérigènes, il n'existe pas de seuil d'apparition des effets, la plus petite dose pouvant produire un effet. On parle alors de risque au sens originel comme

[1] Risk Assessment Guidance fr Superfund ou RAGS.
[2] Le terme de risque dans ce cas est un peu abusif, on devrait plutôt parler de quotient de danger, mais cela permet de rester homogène avec la dénomination de la méthode.
[3] Cancer Slope Factor ou facteur de cancer.
[4] Unit Risk Factor ou facteur de risque unitaire.

probabilité d'apparition d'un effet indésirable. Toutefois la probabilité maximale acceptable généralement admise, de développer un cancer est de 10^{-4} (l'exposition aux polluants du site ne doit pas entraîner un excès de risque de cancer de plus de 1 sur 10 000).

IV.4.2.2 Les hypothèses simplificatrices

Le calcul d'exposition et la détermination du risque, bien que représentant une avancée dans l'évaluation de l'état de la pollution d'un sol, ne sont pas des sciences exactes. Un certain nombre d'hypothèses simplificatrices et d'incertitudes ont en effet été introduites [Labienec *et al.*, 1997] pour représenter le problème, et il est nécessaire de bien les connaître afin de bien resituer les résultats de l'évaluation dans leur contexte. Parmi celles-ci, on peut citer les hypothèses d'additivité de l'exposition pour chaque voie d'exposition et pour chaque contaminant étudié, l'incertitude sur la concentration à utiliser pour le calcul, l'incertitude sur les caractéristiques d'exposition des cibles potentielles (poids, taux d'exposition, fréquence et durée d'exposition),...
Le décideur choisira alors, en fonction des hypothèses prises et des incertitudes inhérentes à une telle évaluation, les actions à prendre sur la base du pire scénario raisonnablement attendu (worst reasonable scenario) et selon le principe de précaution[1].

Incertitude/Variabilité de la mesure

$$E_{i,k} = \frac{C_{i,k} * I_i * ED * EF}{BW * EP}$$

Incertitude sur le scénario d'exposition/utilisation

Variabilité de l'individu

$$E_{j,k} = \sum E_{i,k}$$

Incertitude sur l'interaction entre les différentes voies d'exposition

Incertitude sur la synergie des polluants

$$R = \sum_{*} \left(\sum_{j} \left(\frac{E_{j,k}}{RfD_{j,k}} \right)_{j} \right)_{k}$$

Incertitude sur l'acceptabilité du risque

IV.4.2.2.1 Détermination des concentrations

Outre l'aspect éventuellement inesthétique de ces sites, la pollution d'un sol peut s'étendre dans les trois dimensions (horizontal, vertical, latéral) de l'espace et se distribuer dans les trois compartiments (eau, air, sol) de l'environnement.
Pour déterminer les concentrations en polluants présents sur un site pollué, deux possibilités sont généralement offertes :

- mettre en place une stratégie d'échantillonnage exhaustive dans l'espace et dans le temps, afin de caractériser la pollution (étendue, concentration,...) mais surtout, du fait de l'évaluation

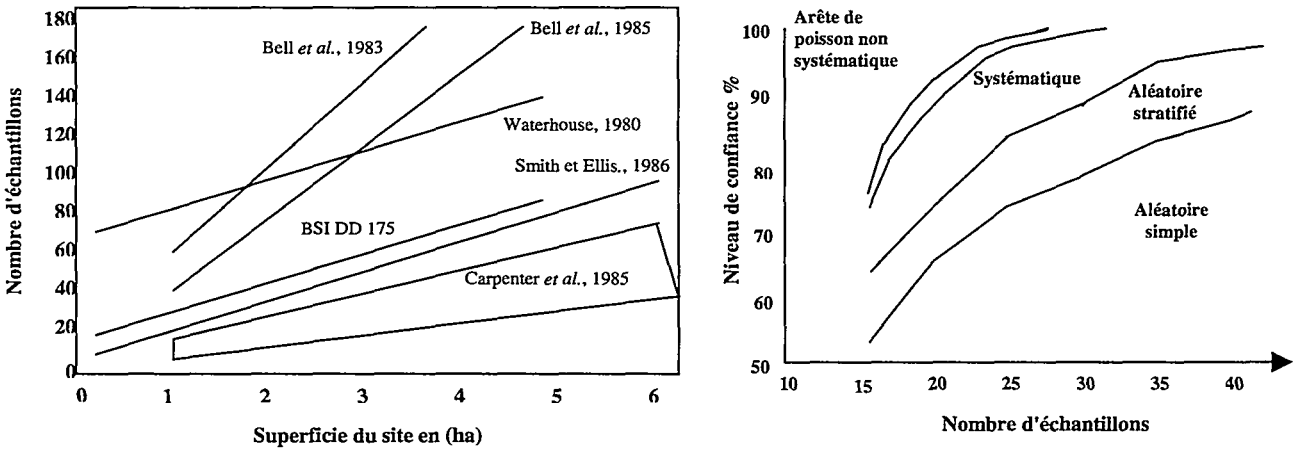
[1] Principe selon lequel, en l'absence de certitude, une marge de sécurité doit être prise.

des risques appréhendée à moyen ou long terme, son évolution dans le temps (transport et devenir de ces polluants),

• déterminer le panache de pollution, à un temps donné puis estimer, grâce à l'utilisation de modèles de transport et devenir des polluants[1], son évolution dans le temps[2].

La première solution, scientifiquement la plus acceptable n'est financièrement pas envisageable lorsque de nombreux polluants sont présents sur une surface étendue (ce qui est généralement le cas des pollutions historiques). De plus, de nombreuses erreurs peuvent se glisser lors de :

• l'échantillonnage du sol (représentativité, nombre, ponctuel ou moyenné dans le temps et l'espace,...) [USEPA, 1993] (Figures 19 et 20),
• la conservation de l'échantillon avant mesure [Ministère de l'Environnement, 1995],
• l'extraction du polluant du matériel contaminé [Ministère de l'Environnement, 1990],
• l'analyse de l'échantillon (matériel utilisé, limites de détection,...) [USEPA, 1991], [Belkessam, 1997],
• l'interprétation des résultats,
• ...



Figures 19 et 20: Aide à la détermination de la meilleure stratégie d'échantillonnage [Destribats, 1994], [Bonnard, 1997]

Lors de l'estimation des concentrations par la modélisation des phénomènes, d'autres erreurs peuvent se glisser et sont :

• la quantité et la qualité des données nécessaires au fonctionnement des modèles,
• les connaissances actuelles des phénomènes physiques (convection, adsorption,...), chimiques (spéciation, complexation,...), biologiques (biodégradation, bioaccumulation,...) se déroulant dans le sol,
• les hypothèses simplificatrices inhérentes aux modèles et leur domaine d'application (Zone saturée/Zone non saturée, modélisation 1D/2D/3D,...),
• la méthode de calcul du modèle (stochastique/déterministe, analytique/numérique, aux éléments/différences finies,...),
• ...

La qualité des résultats du modèle dépendra donc directement de l'adaptation du code de calcul, de la précision des données d'entrée et de l'analyse des incertitudes inhérentes à toute modélisation.

[1] On peut noter que la plupart de ses méthodes sont souvent présentées comme des "méthodes d'évaluation des risques" alors qu'elles ne permettent en fait que d'estimer les concentrations des substances polluantes.
[2] Certains modèles permettent d'estimer l'efficacité de techniques de réhabilitation *in-situ*.

De nombreuses références décrivent les méthodes numériques permettant de déterminer la propagation de l'incertitude lors des transferts [Burmaster *et al.*, 1988], [Hoffman *et al.*, 1983], [Iman *et al.*, 1988]. Ces modèles présentent donc aussi des inconvénients et des limites [Aspinwall *et al.*, 1994], [Little *et al.*, 1996] telles que :

- le très grand nombre de modèles de transfert de pollution. Une première étape consiste donc à choisir le modèle le plus adapté à la problématique rencontrée,
- certains modèles sont très gourmands en données (quantité et qualité) ; des approximations importantes peuvent entraîner des résultats erronés,
- un croisement de plusieurs modèles ou une analyse statistique sont parfois nécessaires pour valider les résultats.

De nombreux logiciels de modélisation, principalement d'origine américaine, [USEPA, 1988] [Isnard *et al.*, 1990] [OCDE, 1993] du transport et devenir des polluants existent (Tableau 19) et sont commercialisés. Ils peuvent se focaliser sur un milieu précis (eau de surface, eau souterraine, air, sol) ou s'appliquer à tous les milieux (modèles multi milieux[1]).

Tableau 19 : Liste de quelques modèles d'estimation du devenir des polluants

Modèles de transport et devenir dans l'air	Modèles de transport et devenir dans l'eau de surface	Modèles de transport et devenir dans la zone non saturée	Modèles de transport et devenir dans la zone saturée
• BOXMOD	• CHNTRN	• AIRFLOW/SVE	• AQUA 1D/2D/3D
• CDM	• CTAP	• AQUA 3D	• AT123D
• CRSTER	• DYNTOX	• AT123D	• BioF&T 3D
• ISC View	• EXAMS II	• BioF&T 3D	• BIOMOD 3D
• MPTER	• FETRA	• BIOSLURP	• BIOPLUME II
• RAM	• HSPF	• CHEMFLOW	• CFEST + UNSAT-ID
• Screen View	• MEXWA	• EXSOL	• CTRAN/W
• SLAB View	• MICHRIV	• FEMFATE 3D	• DEDALE 3D
• TCM	• MINTEQA1	• FEMWASTE	• FEMSEEP
• TEM	• PDM3	• FEMWATER	• FEMWASTE
• VALLEY	• QWASI	• FLUYDIN-POLLUSOL	• FEMWATER
• UNAMAP	• REACHSCAN	• HELP	• FLOWPATH II
• EXAIR	• SARAH	• KYSPILL	• FLOWTRANS
• EXATM	• SERATRA	• MARTHE	• FLUYDIN-POLLUSOL
	• SLSA	• MINTEQA2	• GFLOW
	• TODAM	• MODFLOW	• HSSM
Modèles multi milieux	• TOXFATE	• MOFAT	• KYSPILL
• EEP	• WAQUA	• PESTAN	• MARCEAUS
• ENPART	• WASP 4	• POLUT2D	• MARS
• SIMPLESAL	• WQAM	• PRZM2	• MARTHE
• MNSEM	• XTEM	• ROCKFLOW	• MOFAT
• EXINT		• SESOIL	• MT3D
• TOXSCREEN		• SIMUSCOPP	• PMWIN
• SWRRB		• SUTRA	• SIMUSCOPP
• HSPF		• SWIFT/486	• SUTRA
• Mackay I-IV		• TAFFETAS	• SWIFT + SWIFT II
		• VLEACH	• VAM2D
		• WASP	• VS2DT

[1] C'est le modèle de Mc Kay [Mackay *et al.*, 1981] qui est le plus utilisé. Il fait appel aux propriétés de partage des substances entre les différents compartiments de l'environnement (sol, eau, air, sédiments,...).

IV.4.2.2.2 Détermination des doses admisibles

Les données sur la toxicité des substances pour la santé humaine sont généralement collectées à partir de différentes sources incluant :

- les études épidémiologiques,
- les études cliniques.

Ces études fournissent les meilleures informations permettant d'établir la relation entre un agent (chimique, biologique) et une maladie. Toutefois du fait de leur caractère involontaire (étude de l'exposition au travail) ou accidentel (étude de l'effet d'une exposition accidentelle sur une population), le nombre de produits chimiques pour lesquels de telles informations existent est limité.

Les tests de toxicité alors les plus couramment employés [CARACAS, 1998] pour obtenir ces informations sont :

- les tests de toxicité aiguë (administration d'une seule dose),
- les tests de toxicité subaiguë (administration sur une période de 14-28 jours),
- les tests de toxicité subchronique (administration sur une période d'environ 90 jours),
- les tests de toxicité chronique (administration sur une période équivalente à la durée de vie),
- tests de carcinogénécité (administration sur une période équivalente à la durée de vie),
- tests de tératogénécité (administration durant la gestation),
- tests de reproductivité (administration sur plusieurs générations),
- tests de génotoxicité (tests *in-vivo* ou *in-vitro*).

D'autres tests additionnels [CARACAS, 1998] incluent :

- tests toxicocinétiques,
- tests de sensibilisation,
- tests d'irritation de la peau et des yeux,
- tests neurotoxiques.

Lorsqu'aucune information n'est disponible sur les relations dose/réponse de substances sur l'homme, une extrapolation est effectuée à partir :

- des études expérimentales sur des animaux (court, moyen, long terme),
- des tests *in-vitro* : étude des mécanismes (pharmacocinétique, organes cibles),
- ...

Dans ce cas, les données toxicologiques sont dérivées à partir de résultats d'expériences conduites sur des mammifères (rat, souris, lapin, cobaye, hamster, chien ou singe). En effet, l'hypothèse selon laquelle les humains et les animaux réagissent de manière similaire aux substances chimiques, et que les résultats sur les animaux peuvent être utilisées comme substituts pour l'homme, forme la base de la toxicologie moderne [CARACAS, 1998].

Les doses de référence sont généralement dérivées (Tableau 20) à partir de :

- la plus forte dose (NOEL[1]) ou concentration (NOEC) n'entraînant aucun effet (négatif ou positif) visible, ou de la plus petite dose (LOEL[1]) ou concentration (LOEC) entraînant un effet, lorsque la NOEL ou NOEC n'est pas disponible,

[1] No Observed Effect Level (Concentration) : Niveau d'exposition (ou de concentration) pour lequel aucun effet (positif ou négatif) n'est observé.

- la plus forte dose (NOAEL[2]) ou concentration (NOAEC) n'entraînant aucun effet néfaste visible, ou de la plus petite dose (LOAEL[3]) ou concentration (LOAEC) entraînant un effet négatif, lorsque la NOAEL ou NOAEC n'est pas disponible.

A partir de ces informations, il est possible de fixer la dose ou concentration acceptable, en attribuant des facteurs de sécurité ou d'incertitude (UF[4] généralement multiple de 10) [Koojman, 1987] pour tenir compte de :

- la variabilité des individus à l'intérieur d'une espèce (présence de groupes d'individus sensibles[5]),
- la variabilité entre les espèces (de l'animal à l'homme),
- le passage d'un test sub-chronique à un test chronique (les tests sont généralement effectués sur une période de temps courte ne permettant pas d'obtenir directement la dose chronique),
- le passage de la LOAEL à la NOAEL,
- le jugement professionnel (permet d'intégrer un facteur pour prendre en considération les multiples incertitudes non représentées dans les facteurs précédents),
- la différence entre la dose administrée et la dose absorbée[6].

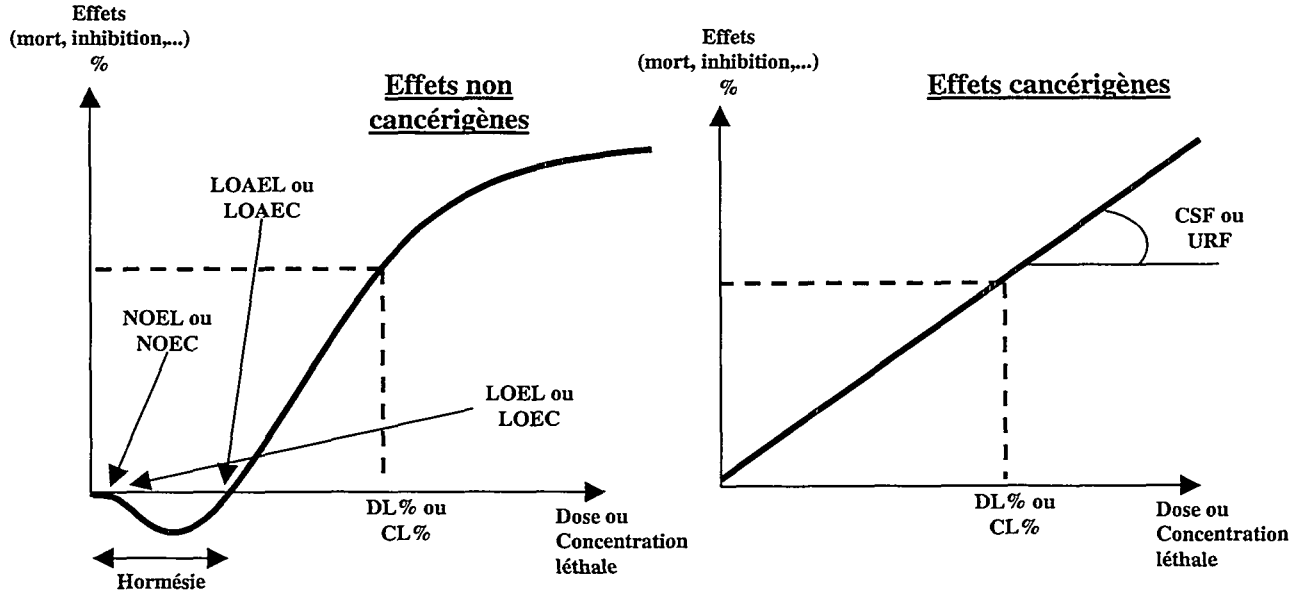
$$Dose\ acceptable = \frac{Dose\ mesurée\ (NOAEL\ ou\ LOAEL...)}{UF_1 * UF_2 * ... * UF_i} \quad (6)$$

[1] Lowest Observed Effect Level (Concentration) : Plus petit niveau d'exposition (ou de concentration) à partir duquel des effets (positifs ou négatifs) sont observés.
[2] No Observed Adverse Effect Level (Concentration) : Niveau d'exposition (ou de concentration) pour lequel aucun effet néfaste n'est observé
[3] Lowest Observed Adverse Effect Level (Concentration) : Plus petit niveau d'exposition (ou de concentration) à partir duquel des effets néfastes sont observés.
[4] Uncertainty Factor : facteur d'incertitude utilisé pour la détermination de la dose acceptable.
[5] Enfant, personnes agées, femmes enceintes.
[6] L'Allemagne travaille avec des doses quotidiennes absorbées (Tolerable Resorbed Doses).

Tableau 20 : Les facteurs d'incertitude utilisés pour la dérivation de la dose acceptable

Pays	Valeur des UF utilisés pour la détermination de la dose acceptable
Etats-Unis – EPA (Environmental Protection Agency)	UF_1 = 10 : extrapolation de la LOAEL à la NOAEL UF_2 = 10 : prise en compte de la variation inter-espèces UF_3 = 10 : prise en compte de la variation intra-espèces UF_4 = 10 : extrapolation d'un test de toxicité subchronique à un test chronique UF_5 = 10 : prise en compte d'autres incertitudes Le produit des UF ne doit pas dépasser 10 000
Organisation Mondiale de la Santé	UF_1 = 10 : extrapolation de la LOAEL ∀ NOAEL UF_2 = 10 : prise en compte de la variation inter-espèces UF_3 = 10 : prise en compte de la variation intra-espèces UF_4 = 100 : extrapolation d'un test de toxicité subchronique à un test chronique + prise en compte d'autres incertitudes Le produit des UF ne doit pas dépasser 10 000
Etats-Unis – ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)	UF_1 = 10 : extrapolation de la LOAEL ∀ NOAEL UF_2 = 10 : prise en compte de la variation inter-espèces UF_3 = 10 : prise en compte de la variation intra-espèces Le produit des UF ne doit pas dépasser 1 000
Calabrese and Kenyon	UF_1 = 5 à 10 : extrapolation de la LOAEL ∀ NOAEL UF_2 = 10 : prise en compte de la variation inter-espèces UF_3 = 10 : prise en compte de la variation intra-espèces UF_4 = 5 à 10 : extrapolation d'un test de toxicité subchronique à un test chronique UF_5 = 10 : prise en compte d'autres incertitudes Le produit des UF ne doit pas dépasser 10 000
Allemagne	UF = 300 : dérivation à partir de la LOAEL (animal) ou UF = 100 : dérivation à partir de la NOAEL (animal) ou UF = 30 : dérivation à partir de la LOAEL (étude épidémiologique sur la population moyenne) ou UF = 10 : dérivation à partir de la NOAEL (étude épidémiologique sur la population moyenne) ou UF = 3 : dérivation à partir de la LOAEL ou NOAEL (étude épidémiologique sur la population sensible)

Les figures 21 et 22 présentent la manière dont sont déterminées les données toxicologiques nécessaires à l'évaluation du risque.



Figures 21 et 22: Détermination des données toxiques à partir des relations dose-effet avec ou sans seuil

IV.4.2.2.3 Additivité des effets par substance et par voie d'exposition

En l'absence d'informations satisfaisantes sur les effets sur la santé de mélanges de polluants[1] (effets antagonistes, synergiques ou additifs dépendant de la concentration et du mode d'action des substances impliquées), c'est l'hypothèse d'additivité[2] qui est généralement appliquée[3] pour estimer l'impact potentiel du mélange [Hixson *et al.*, 1993]. Le risque est ainsi calculé comme la somme des risques de chaque substance prise individuellement, une distinction devant cependant être effectuée entre les produits à effets cancérigènes et non-cancérigènes.
La même hypothèse d'additivité est retenue dans le cas où plusieurs voies d'exposition au polluant sont en jeu, pour calculer l'exposition totale et donc le risque pour une substance. Le tableau 21 recense à peu près l'ensemble des voies d'exposition retenues dans les diverses méthodes d'évaluation des risques existantes.

Tableau 21 : Voies et modes d'exposition généralement étudiés

Mode d'exposition	Voie d'exposition
Ingestion	Poissons
	Fruits de mer
	Viande
	Produits laitiers
	Fruits et légumes
	Sol
	Eau
	Poussières
Inhalation	Air (intérieur/extérieur)
	Poussières (intérieur/extérieur)
	Eau
	Vapeurs
Contact cutané	Air
	Poussières
	Sol
	Eau

IV.4.2.2.4 Paramètres d'exposition

L'évaluation des risques implique la connaissance des cibles potentiellement exposées aux polluants. Pour cette raison et selon le principe de "l'adéquation aux objectifs" ("suitable for use" ou "fitness for purpose" ou "fit for use"), un scénario d'utilisation actuelle ou future du site (Tableau 22) doit être choisi. En fonction du scénario d'utilisation du site [Kimbrough, 1987], un scénario d'exposition éventuelle (voies, taux, fréquence, durée,... d'exposition) et une (ou des) cible(s) [OCDE, 1993] pourront alors être déduits. Les valeurs d'exposition généralement prises par défaut sont reprises dans le tableau 23.
Les voies d'exposition sont ensuite sélectionnées sur le principe du "Reasonable Maximal Exposure" (RME ou Exposition Maximale Raisonnable), c'est-à-dire que seules les voies d'exposition [Sedman, 1989] pertinentes, par rapport aux conditions spécifiques au site, seront conservées et étudiées [Hawley, 1985].

[1] C'est généralement le phénomène les plus rencontré dans le cas de la pollution des sols.
[2] USEPA, 1989 "Risk Assessment Guidance for Superfund."
[3] Dans le cas de mélanges de substances à de faibles concentrations, il est généralement admis que les effets produits sont additifs.

Tableau 22 : Scénarios d'exposition généralement pris en compte pour l'évaluation des risques

Royaume-Uni (CLEA)	Etats-Unis (RAGS)	Allemagne (UMS)	Pays-Bas (CSOIL)
Résidence (Intérieur)	Résidence	Jardins d'enfant	Pas de scénario par
Residence (Extérieur)	Commerce/industrie	Friche	défaut
Jardin	Agriculture	Jardin public	(Multifonctionnalité)
	Zone de loisirs	Jardin privé	
		Résidence	
		Centre commercial	
		Terrain de sports	
		Puits résidentiel	
		Puits utilisé épisodiquement	
		Zone industrielle	
		Zone de pêche	
		Eaux de baignade	

Tableau 23 : Caractéristiques moyennes de l'homme dans différents pays

Paramètre	Etats-Unis[1]*	Japon[2]	Pays-Bas[3]	Allemagne[4]	Canada
Masse (kg)	66	-	71	70	70
Inhalation d'air ($m^3.j^{-1}$)	22	20	20	19	23
Ingestion d'eau ($l.j^{-1}$)	2	2	2	1,4	1,5
Ingestion de poissons ($kg.j^{-1}$)	0,02	0,0961	0,01	0,06	-
Ingestion de fruits et légumes ($kg.j^{-1}$)	0,495	0,3737**	0,558	0,25	-
Ingestion de viandes ($kg.j^{-1}$)	0,185	0,0741	0,126	-	-
Ingestion de produits laitiers ($kg.j^{-1}$)	0,218	0,1222	0,371	-	-
Ingestion de sol ($kg.j^{-1}$)	0,00005	-	0,00005	0,00003	0,00002

[1] [McKone *et al.*, 1991]
[2] [Yoshida, 1991]
[3] [De Nijs *et al.*, 1990], [Van den Berg, 1991]
[4] [Freier *et al.*, 1998]
* adulte de plus de 16 ans
** valeur n'incluant pas les céréales

IV.4.2.3 Les méthodes d'évaluations des risques pour l'environnement

A l'origine, les méthodes d'évaluation des risques se sont focalisées sur la protection de la santé humaine. Ce n'est que très récemment que les concepts et les méthodes d'évaluation du risque sanitaire se sont étendus à l'évaluation des risques pour les écosystèmes [Menzie *et al.*, 1992], surtout depuis les travaux de Barnthouse [Barnthouse, 1992] et de Suter [Suter, 1992], dans les années 80[1].
Dans les années 1960 et 1970, la préoccupation pour l'environnement s'est focalisée sur les écosystèmes aquatiques, car leur pollution était la plus visible. Ce n'est que dans les années 1980 que l'on s'est préoccupé de l'action de la contamination sur les écosystèmes terrestres.

L'apparition progressive de méthodes d'évaluation des risques pour l'environnement vient en fait de plusieurs constats :

- les tests biologiques[2] apportent à la caractérisation analytique physico-chimique un complément nécessaire à la prise de décision :
  - la connaissance de la biodisponibilité des substances, donc de la fraction réellement absorbable par l'organisme et par conséquent des effets potentiels réels,
  - l'identification de polluants, à des concentrations non mesurables par des moyens classiques, mais dont la capacité de bioaccumulation dans certains organismes vivants a mis en évidence la présence,

[1] La mission de l'EPA est "la protection de la santé humaine et de l'environnement".
[2] On peut distinguer les tests quantitatifs (détermination du nombre d'individus) des tests qualitatifs (détermination du nombre d'espèces).

- la connaissance historique de la pollution, puisque les polluants persistent dans l'organisme alors que la pollution a depuis longtemps cessé,

• les tests biologiques sont déjà utilisés pour estimer l'impact sur l'homme [OCDE, 1993],

• les doses ou concentrations fixées comme acceptables pour l'homme ne le sont pas forcément pour l'environnement[1] [Suter, 1993].

Selon Suter [Suter, 1993], les divergences fondamentales par rapport à l'évaluation des risques pour l'homme nécessitant le développement de méthodes d'évaluation spécifiques pour la protection des écosystèmes sont :

• les animaux qui sont exposés aux polluants par des voies qui leur sont propres (plumage, coquilles d'œuf,...),

• étant donné le très grand nombre d'espèces animales, la probabilité de trouver une espèce plus sensible que l'homme n'est pas négligeable,

• les phénomènes à l'échelle de l'écosystème n'ont pas d'équivalent humain (eutrophisation, acidification,...),

• certaines espèces peuvent subir une forte exposition en raison d'un régime alimentaire (poissons,...) ou d'un milieu de vie (eau, sol,...) très spécifique,

• le métabolisme de la plupart des animaux étant plus rapide que celui de l'homme, leur exposition *via* l'alimentation sera alors proportionnellement (par rapport à la masse corporelle) plus importante,

• certains produits (pesticides,...) sont spécialement conçus pour lutter contre des espèces nuisibles et peuvent présenter un risque important pour les espèces voisines.

Le problème réside alors dans le choix des espèces[2] indicatrices, génériques ou spécifiques au site, des risques écotoxicologiques générés par la pollution[3]. En effet, l'impact d'une substance chimique n'est pas le même d'une espèce à l'autre [Bascietto *et al.*, 1990], dans le temps, dans l'espace et peut entraîner des conséquences en cascade sur de nombreuses autres espèces,...
Il est important de ne pas se limiter à l'identification du danger à court terme (ou toxicité aiguë) mais également rechercher les informations sur les effets à long terme (ou toxicité chronique).
S'il y a un consensus général sur les axes et les objectifs de recherche pour la santé humaine, la convergence des points de vue en ce qui concerne la protection de l'environnement est loin d'être effective.
Pour évaluer les risques pour l'environnement, nous retrouvons les trois familles de méthodes déjà décrites, à savoir :

• le référentiel,
• la notation,
• l'évaluation de l'exposition.

IV.4.2.3.1 Le référentiel écotoxicologique

Cette pratique ancienne [Cairns *et al.*, 1978] repose sur un processus séquentiel et itératif de comparaison de deux valeurs, celle mesurée ou estimée (par les modèles déjà présentés dans le tableau 19) avec le seuil de danger fixé (mesuré ou estimé grâce aux tests écotoxicologiques) afin d'établir son acceptabilité. Il est donc nécessaire d'établir un référentiel d'un ou plusieurs niveaux de concentrations

[1] Une étude menée aux Pays-Bas a démontré que 75 % des doses de référence définies pour le protection de la santé humaine ne protégeaient pas efficacement l'environnement [CARACAS, 1998].
[2] Au contraire de l'homme, on parlera d'espèces indicatrices, au pluriel, car selon Cairns, le concept de "l'espèce la plus sensible" est un mythe. Un seul test de toxicité n'est pas suffisant pour évaluer le risque sur un écosystème entier.
[3] De nombreuses recherches sont actuellement effectuées sur les escargots, surmulots, mousses, coléoptères, lombriciens afin de sélectionner des bio-indicateurs de la pollution *in-situ* [ADEME, 1996].

acceptables pour une ou plusieurs espèces et donc de mettre en place toute une batterie de tests biologiques pour acquérir ces informations.
Deux approches sont alors possibles :

- l'approche directe : l'organisme test est mis directement en contact avec le sol contaminé,
- l'approche indirecte : les polluants sont extraits de la phase solide et sont appliqués à l'organisme test. Les composés utilisés pour l'extraction peuvent être :
  - l'eau : on obtient alors la fraction toxique immédiatement mobilisable (test de lixiviation),
  - d'autres substances (méthanol, tampons acides, fluides supercritiques,...) donnant des indications sur la fraction toxique moins soluble ou échangeable.

Il existe de très nombreux tests d'écotoxicité [Lanza *et al.*, 1991] mais peu de ceux-ci ont fait l'objet d'une normalisation (Tableaux 24 et 25) surtout dans le domaine des sols [Pépin *et al.*, 1997].

Tableau 24 : Tests normalisés de contact

	Tests de toxicité aiguë			Tests de toxicité chronique		
	Bactéries du sol (test sublétal)	Végétaux supérieurs (test sublétal)	Ver de terre (test sublétal)	Collemboles (test létal et sublétal)	Végétaux supérieurs (test sublétal)	Ver de terre (test sublétal)
OCDE		208	207		208	
CEE			87/302			
ISO	14240-1 14240-2 14238	11269-1	11268-1	Draft ISO/TC190	11269-1 11269-2	Draft 11268-2
AFNOR		NF X 31-201	NF X 31-250 NF X 31-251		NF X 31-201 NF X 31-202	

[J.L. Morel, 1997]

Tableau 25 : Tests normalisés sur lixiviat (Norme AFNOR X 31-210)

	Tests de toxicité aiguë		Tests de toxicité chronique			Tests de génotoxicité	
	Daphnia magna 24h/48h (test létal)	*Vibrio fischeri* (test sublétal)	*Daphnia magna* (21 jours)	*Ceriodaphnia dubia* (7 jours)	Algues	Bactéries	Micronoyaux pleurodèle
OCDE	202		202		201	471 472	
CEE	C2 JOCE L 383 A		Draft XI/681/86		C3 JOCE L 383	B14 JOCE L 383	
ISO	EN ISO 6341	Draft 11348			8692		
AFNOR	NF T 90-301	NF T 90-320		Protocole agence de l'eau	NF T 90-304	NF T 03-351	NF T 90-325
CEN	EN ISO 6341				EN 28692		
ASTM	D 4229	D 5660	E 1193	E 1295	E 1218 D 3978		
DIN	38412-11 38412-13	38412-34			EN 28692	Draft UA 12	
BSI	BS 6068				BS 6068		
USEPA	EG-1/ES-1			600/4-85/014	600/3-88/029		

[J.L. Morel, 1997]

Les valeurs des concentrations sont dérivées à partir de la plus forte dose n'entraînant aucun effet néfaste visible (NOAEL) ou de la plus petite dose entraînant un effet indésirable (LOAEL), lorsque la NOAEL n'est pas disponible, en attribuant comme précédemment des facteurs de sécurité[1] (Tableau 26).

[1] En 1989, une étude de l'OCDE établissait l'absence de base scientifique permettant l'extrapolation d'effets aigus à des effets chroniques, d'une espèce à l'autre, d'un individu à une communauté.

Tableau 26 : Détermination du niveau acceptable

Pays	Facteur de sécurité pris selon l'information de départ
Etats-Unis – Oregon (Department of Environmental Quality)	UF = 2 : NOAEL (lié à des espèces non protégées) ou UF = 4 : NOAEL (non lié à des espèces non protégées) ou UF = 5 : LOAEL chronique ou UF = 10 : LOAEL aiguë ou subchronique ou UF = 50 : DL50 ou CL50
Pays-Bas	UF = 20 : CL50 aiguë (1 espèce) ∀ NOEC aiguë (1 espèce) ou UF = 30 : CL50 aiguë (1 espèce) ∀ CL50 chronique (1 espèce) ou UF = 300 : NOEC aiguë (1 espèce) ∀ NOEC cycle de reproduction (1 espèce) ou UF = 5000 : CL50 aiguë (1 espèce) ∀ CL50 aiguë (toutes espèces) ou UF = 10 000 : NOEC cycle de reproduction (1 espèce) ∀ NOEC écosystème
OCDE	UF = 1000 : Plus faible CL50, CE50 aiguë sur une ou deux espèces aquatiques ou UF = 100 : Plus faible CL50, CE50 aiguë sur au moins un test algues, crustacés et poissons ou UF = 10 : Plus faible CL50, CE50 chronique sur au moins un test algues, crustacés et poissons

Les Etats-Unis ont développé des référentiels spécifiques à ce type de problème (Benchmarks, Ecotox). D'autres pays intègrent cette dimension dans leur référentiel pour la santé humaine (Pays-Bas[1], Canada).

IV.4.2.3.2 La notation

Certaines méthodes d'attribution des scores déjà présentées pour l'évaluation des dangers pour l'homme (HRS, NCS) étudient aussi l'impact potentiel sur l'environnement. De nombreux autres modèles existent et sont spécialement adaptés à l'évaluation des risques écologiques. Nous allons en présenter quelques uns.

IV.4.2.3.2.1 Le modèle QSAR

La méthode des QSAR (Quantitative Structure-Activity Relationship) est une technique permettant de prévoir la toxicité des produits chimiques pour l'écosystème aquatique (poissons, daphnies et algues) sur la base de leur structure chimique (principalement le coefficient de partage octanol/eau K_{ow}).
Elle se présente sous la forme d'équations reliant la concentration toxique (CL50, NOEC,...) avec la structure chimique de la molécule selon l'équation générale suivante :

$$\log C = -A \log K_{ow} + B \qquad (7)$$

La valeur de la constante A est généralement voisin de 1, celle de B dépend de l'effet étudié (CL50, NOEC,...) et varie de 0 à 2 [OCDE, 1993].
La biodisponibilité des substances organiques dépend à la fois de leur solubilité et de leur capacité à pénétrer les membranes cellulaires. C'est pourquoi, ces équations ne s'appliquent généralement pas aux substances à fort poids moléculaire (> 1000 g/mol) ou dont le log K_{ow} est supérieur à 8.

[1] Pour le référentiel des Pays-Bas, les seuils de concentrations T (risque tolérable) et I (risque intolérable) correspondent respectivement à une protection de 95 % et de 50 % des espèces. Au Canada, le critère de décontamination correspond à la plus petite valeur de concentration entre celle tolérable pour l'homme et celle qui protège 50 % des espèces.

Cette méthode ne doit être utilisée à titre indicatif que lorsqu'aucune donnée expérimentale n'est disponible [Leo *et al.*, 1988]. Toutefois elle est largement utilisée aux Etats-Unis par l'USEPA dans le cadre de son programme de notification des nouvelles substances.

IV.4.2.3.2.2 Le modèle PEC/PNEC [Rivière, 1998]

Ce modèle a été mis au point par le règlement 1488/94 de l'Union Européenne lors de procédures d'autorisation de substances chimiques sur le marché. L'annexe III de ce règlement précise le déroulement général de l'opération d'évaluation, basé sur la comparaison de valeurs de PEC (Predicted Environmental Concentration ou Estimated Environmental Concentration EEC) et de PNEC (Predicted No Effect Concentration). La PNEC est calculée à partir de valeurs de DL50, de NOEC,... corrigées par un facteur d'évaluation (Tableau 27). L'objectif est d'obtenir une évaluation du risque pour la faune aquatique et terrestre en comparant les valeurs des PEC (obtenues par des modèles d'exposition) et les valeurs des PNEC (basées sur des données toxicologiques).

Tableau 27 : Facteurs d'incertitude pour l'évaluation de la PNEC

Type de donnée	Facteur d'incertitude
3 données de toxicité aiguë sur des organismes représentant 3 niveaux trophiques	100
1 donnée de toxicité chronique	50
2 données de toxicité chronique	10
Au moins 3 données de toxicité chronique	10

Le rapport PEC/PNEC donne le TER (Toxicity Exposure Ratio) et selon cette valeur obtenue qui est comparée à une valeur dépendant de la nature du danger et de l'incertitude liée au processus d'évaluation[1], des informations supplémentaires seront exigées ou le produit ne pourra être mis sur le marché.

$$\frac{PEC}{PNEC} = TER \qquad (8)$$

Les PEC sont comparées régulièrement aux PNEC dans une opération d'évaluation séquentielle, débutant à l'échelle régionale, l'évaluation se poursuit ensuite à l'échelle locale, et de nouvelles données plus détaillées sont incorporées jusqu'à ce que le résultat souhaité soit obtenu.
Ce modèle, proposé par l'ECETOC (European Chemical Industry, Ecology and Toxicology Center) possède toutefois certaines limites :

- les métaux sont exclus et l'adaptation du modèle général aux hydrocarbures pétroliers demande une mise au point supplémentaire,
- l'approche proposée représente l'état de l'art à un moment donné, dans un contexte qui évolue rapidement,
- l'évaluation ne prend en compte que les organismes d'eau douce,
- le modèle suppose un état d'équilibre, résultant d'une émission continue à partir de la source : il ne doit pas être utilisé pour des émissions ponctuelles,
- l'approche du PEC/PNEC est de type régionale et prospective et s'adapterait mal à une approche locale et rétrospective qui est généralement le cas de nombreux sites pollués.

[1] Cette valeur sera d'autant plus faible que la fiabilité des données sera bonne (par exemple 10) et forte dans le cas on l'on dispose de données limitées (par exemple 100).

Les méthodes QSAR et PEC/PNEC sont des méthodes d'évaluation des dangers pour l'environnement pris au sens global. De nombreuses autres méthodes existent également, spécifiquement adaptées à un milieu (eau, air, sol)[1].

IV.4.2.3.3 L'évaluation des risques

De nombreuses recherches (Etats-Unis, Canada, Pays-Bas, France, OCDE) sont actuellement conduites pour établir une évaluation des risques écologiques adaptée aux sols pollués.
En fait dans la plupart des cas, ces méthodes ne représentent que des cadres très généraux, sans qu'aucune méthode précise[2] ne soit proposée.

Seuls les modèles canadien et américains suivent, à l'heure actuelle, à peu près une réelle approche d'évaluation des risques.

IV.4.2.3.3.1 Le modèle canadien

Ce modèle [Gaudet *et al.*, 1994] est intégré dans une stratégie globale de gestion des sites pollués, le PNALC[3] (Programme National d'Assainissement des Lieux Contaminés), qui doit conduire à la décision de réhabiliter le site étudié ou non.

Une particularité intéressante de l'approche canadienne est de proposer une gestion du risque écologique en plusieurs niveaux [Rivière,1998], représentant une approche progressive de complexité croissante (Tableau 28) de l'évaluation :

- niveau 1 : évaluation qualitative ou quantitative simple basée sur les données existantes (issues de la littérature ou déjà recueillies),
- niveau 2 : évaluation semi-quantitative à partir de modèles standards et d'approches spécifiques,
- niveau 3 : évaluation quantitative et itérative basée sur des données spécifiques et une modélisation prédictive.

Selon certains auteurs [Maki *et al.*, 1978], cette évaluation séquentielle, avec rétro-action, permet des jugements scientifiques et rationalise la collecte des données, dans le sens d'une économie de moyens. Toutefois dans certains cas, une telle démarche peut entraîner la multiplication (voire la répétition) de travaux sur le site, conduisant alors à une augmentation des moyens mis en œuvre [Baker, 1989].

[1] Au niveau aquatique, on remarquera la méthode des saprobies, l'Indice Biologique Global, au niveau terrestre, l'utilisation d'animaux et de végétaux sentinelles.
[2] Aucune méthode basée sur le calcul d'exposition n'est vraiment proposée, elles se basent pour la plupart sur une comparaison des concentrations mesurées ou estimées sur le site avec celles, mesurées ou estimées, acceptables (France, OCDE, Pays-Bas).
[3] Le référentiel et la méthode de notation canadienne font aussi partie de ce programme en proposant une évaluation du site en deux étapes (évaluation des dangers et évaluation des risques).

Tableau 28 : Informations nécessaires à chaque niveau de l'évaluation du risque écologique

Paramètres	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Exposition	Contaminants principaux Voies potentielles	Produits chimiques prioritaires Sources, voies, répartitions	Modélisation détaillée Répartition dans l'environnement Transformation et transport
Récepteurs	Espèce importante ou sensible Habitat vulnérable	Espèces sensibles Antécédents, habitat, chaîne alimentaire	Espèces déterminantes Espèces sensibles Dynamique de la population
Danger	Estimation de la toxicité	Potentiel de bioaccumulation Estimation de la toxicité chronique Mesure de la toxicité aiguë	Toxicité des mélanges Essais sur le terrain Essais chroniques
Risque	Peser l'information disponible Passer au niveau 2	Modéliser les réponses de la population Passer au niveau 3	Quantification du risque écologique et de l'incertitude

[Ministère des Travaux Publics et des Services Gouvernementaux du Canada, 1997]

IV.4.2.3.3.2 Le modèle américain de l'USEPA

La méthode américaine [Warren-Hicks *et al.*, 1989] est prévue pour être mise en œuvre dans les premières phases du processus de caractérisation des sites pollués.
L'objectif est d'obtenir une évaluation des effets écologiques [Rivière, 1998], c'est-à-dire au niveau des populations et des communautés, à partir d'un ensemble de points finaux écologiques qui seront considérés comme des indicateurs "raisonnables" de l'état de ces populations et de ces communautés.
Un nouveau document publié en 1993 [USEPA, 1993] est le pendant écologique de l'"Exposure Factor Handbook" pour l'homme [USEPA, 1989] et complète ainsi le cadre général d'évaluation écologique proposé en 1989 [USEPA, 1989]. Il fournit en effet les informations nécessaires à une évaluation de l'exposition (et donc des risques) pour un certain nombres d'espèces animales (oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens). Ces espèces ont été sélectionnées afin de couvrir :

- les principaux groupes taxonomiques (principales familles, ordres et groupes des vertébrés),
- une large gamme de régimes alimentaires (piscivore, insectivore,...) généralement reliée à une large gamme de voies et milieux d'exposition,
- une grande variété d'habitats (champs, marais, forêts,...),
- une large fourchette de taille d'espèces,
- une large distribution géographique,
- les principales espèces protégées,
- les espèces les plus communes et les plus "populaires".

Les voies d'exposition retenues pour l'étude sont :

- l'ingestion (nourriture, eau, sol, sédiments),
- l'inhalation (gaz, particules),
- le contact cutané (sol, eau de surface).

Les paramètres d'exposition incluent :

- la masse corporelle,
- le taux de croissance,
- le taux d'ingestion, d'inhalation, de contact cutané,
- la distribution de la population (densité, répartition,...),
- le taux de naissance, de mortalité,...,
- les variations saisonnières (migration, hibernation,...),
- ...

Comme dans le cas de l'évaluation des risques sanitaires, il est alors possible d'estimer, à partir des mesures de concentrations dans les différents milieux, les doses potentielles pour les espèces étudiées et de les comparer aux doses acceptables.

IV.4.2.3.3.3 Le modèle américain du DoE [Van Horn *et al.*, 1998]

Afin de déterminer l'impact des activités humaines sur l'environnement, l'INEEL (Idaho National Engineering and Environmental Laboratory) du Département de l'Energie (DoE), a mis au point une approche en plusieurs phases afin de conduire une évaluation des risques écologiques.

L'EBSL (Ecologically Based Screening Level) peut se définir comme la concentration dans le sol (ou dans un autre milieu) ne produisant pas d'effet néfaste pour les cibles écologiques étudiées dans des conditions d'exposition chronique [Hampton *et al.*, 1998].

Le calcul de l'exposition globale E pour une espèce donnée est la somme des exposition par ingestion de sol E_{sol}, de nourriture $E_{nourriture}$ et d'eau E_{eau} (Equation 9).

$$E = E_{sol} + E_{nourriture} + E_{eau} \tag{9}$$

L'exposition acceptable TRV (Toxicity Reference Value) pour une cible donnée est dérivée des résultats de tests toxicologiques, QCE (Quantitative Critical Exposure) correspondant à la NOAEL, en prenant des facteurs d'ajustement AF (Adjustment Factor) définis dans le tableau 29.

$$\mathrm{TRV} = \frac{QCE}{I * R * Q_1 * Q_2 * Q_3 * U} \tag{10}$$

Tableau 29 : Facteurs d'ajustement AF utilisés pour la détermination des TRV

Facteur d'ajustement	Définition	Valeurs usuelles
I	Variabilité intra taxon	1, ou 2 ou 3
R	Variabilité inter taxon	1 ou 2 ou 3
Q1	Certitude que la concentration mesurée cause un effet écologique néfaste	0,1 ou 0,5 ou 1
Q2	Exposition sub-chronique à chronique	1 ou 2 ou 3
Q3	Qualité de l'information utilisée (NOAEL, LOAEL ou AEL)	1 ou 2 ou 3
U	Incertitude résiduelle globale	1 ou 2 ou 3

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level
LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level
AEL : Adverse Effect Level

D'où on peut déduire la concentration acceptable EBSL dans le sol et la nourriture (sans tenir compte de l'ingestion d'eau) selon l'équation suivante :

$$\mathrm{EBSL} = \frac{\mathrm{TRV} * \mathrm{BW}}{(\mathrm{FP} * \mathrm{BAF} + \mathrm{FV} * \mathrm{PUF} + \mathrm{FS}) * \mathrm{IR} * \mathrm{ED} * \mathrm{SUF}} \tag{11}$$

Avec

EBSL : concentration écologique de référence dans le sol ($mg.kg^{-1}$)
BW : masse de la cible (kg)
FP : fraction du régime alimentaire constituée par l'ingestion de proies,
FV : fraction du régime alimentaire constituée par l'ingestion de plantes,
FS : fraction du régime alimentaire constituée par l'ingestion de sol,

BAF : facteur de bioaccumulation du polluant du sol à la proie,
PUF : facteur de transfert du polluant du sol vers les plantes,
IR : taux d'ingestion ($kg.j^{-1}$),
ED : durée d'exposition,
SUF : facteur d'utilisation du site $\left(= \frac{\text{Surface de l'habitat}}{\text{Surface du site pollué}} \right)$

L'indice de risque ou SLQ (Screening Level Quotient) se calcule alors, à partir de la concentration mesurée dans le sol $C_{mesurée}$, de la manière suivante [Kester *et al.*, 1998] :

$$SLQ = \frac{C_{mesurée}}{EBSL} \qquad (12)$$

Le risque global se détermine alors comme la somme des SLQ de chaque polluant présent et de chaque voie d'exposition.
Si le risque global est supérieur à 1, il faudra alors considérer une approche au cas par cas selon la valeur écologique, sociale et politique de l'espèce menacée, le site et les substances présentes.
Cette méthode n'a donc qu'un rôle de screening, car seule une valeur (de type oui/non) du risque est déterminée, non modulée par une distribution, ou une probabilité.

D'une manière générale l'incertitude liée à l'évaluation des risques écologiques est supérieure à celle d'évaluation des risques pour la santé humaine en raison de nombreux paramètres caractéristiques de l'espèce étudiée, non pris en compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine :

- phylogénie,
- anatomie,
- physiologie,
- mode de vie,
- susceptibilité toxicologique,
- conditions d'exposition,...

IV.4.2.3.3.4 Le cas français

Au niveau français, il n'existe pas à l'heure actuelle de modèle d'évaluation écologique, mais une approche innovante [Thybaud, 1997] mérite d'être citée. Elle concerne le développement, par l'INERIS[1] de mésocosmes, écosystèmes artificiels aquatiques placés dans des conditions environnementales naturelles, permettant de connaître de manière beaucoup plus réaliste le comportement des polluants dans l'environnement, par rapport aux méthodes traditionnelles consistant en des tests de laboratoire sur des espèces non représentatives (daphnies,...) du site. Ces mésocosmes constituent une étape intermédiaire entre les tests de laboratoire et ceux à grande échelle, permettant alors de s'affranchir en partie du problème d'extrapolation et de l'utilisation de facteurs d'incertitude pour représenter la réalité.
Ces mésocosmes ont pour objectif l'étude du comportement et des effets des contaminants dans les écosystèmes lotiques et sont donc actuellement peu applicables aux sites pollués. La plate-forme expérimentale est constituée de 12 canaux ouverts possédant chacun une longueur de 20 m sur une largeur de 0,7 m.

[1] Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.

IV.4.3 Limites des méthodes d'évaluation des risques

Du fait de leur coût et de leur durée (surtout pour une évaluation complète du risque), les méthodes d'évaluation des risques sont moins fréquemment utilisées mais restent toutefois intéressantes selon l'ampleur de la pollution, la taille du site,... avant toute décision de réhabilitation. Le coût de la réhabilitation étant largement supérieur à celui de l'évaluation des risques, leur utilisation reste alors financièrement utile dans le sens où une meilleure connaissance de la contamination du site peut permettre des économies importantes lors de la réhabilitation.
La plupart des pays développent ou ont développé une méthode d'évaluation des risques (Tableau 30).

Tableau 30 : Récapitulatif des récepteurs utilisés dans les méthodes d'évaluation de risques [Visser, 1996]

			Récepteur ou cible pris en compte			
Pays (nom de la méthode)	**Etat de la recherche**	**Valeurs guides / réglementaires (VG / VR)**	**Santé / Sécurité humaine**	**Eau**	**Ecosystème**	**Habitats humains**
Autriche	Utilisé	VR	Oui	Oui		Oui
Belgique/Flandres	Utilisé		Oui	Oui	Oui	Oui
Belgique/Wallonie	Utilisé		Oui	Oui	Oui	
Canada (ERH)	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	
Danemark	Utilisé	VG	Oui	Oui	Oui	
Finlande	Utilisé	VG	Oui	Oui		Oui
France (EDR)	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	Oui
Allemagne (UMS)	En cours d'élaboration	VR	Oui	Oui	Oui	
Hongrie	Considéré		Oui	Oui		
Pays-Bas (CSOIL)	Utilisé	VR	Oui	Oui	Oui	
Norvège	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	
Suède	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	
Suisse	Considéré	VR	Oui	Oui	Oui	
Grande-Bretagne (CLEA)	En cours d'élaboration	VG	Oui	Oui	Oui	Oui
Etats-Unis (RAGS)	Utilisé	VR	Oui	Oui	Oui	

VG : Valeur Guide
VR : Valeur Réglementaire

A partir de certains modèles officiels, de nombreuses applications informatiques [Whelan *et al.*, 1992], [Poels *et al.*, 1991], [Laniak *et al.*, 1997] ont été mises au point (Tableau 31) [Labienec *et al.*, 1996].

Tableau 31 : Présentation de quelques logiciels d'évaluation des risques

Nom	Référence	Voies d'exposition indirectes	Analyse d'incertitude / de variabilité	Type de contaminants	Références toxicologiques
Risc Human 2.0	CSOIL	Oui	Aucune	Organiques Inorganiques	MTR
CalTOX	RAGS	Oui	MCS	Organiques Inorganiques	IRIS, HEAST, Cal/EPA
EMAGIS	RAGS	Non	MCS	Organiques	IRIS, HEAST, Cal/EPA
MMSOILS	RAGS	Oui	Aucune	Organiques Inorganiques Radionucléides	IRIS, HEAST
HESP	CSOIL	Oui	Aucune	Organiques	MTEL
SoilRisk	RAGS	Non	LHS ou MCS	Organiques	IRIS, HEAST
RESRAD	RAGS	Oui	MCS	Organiques Inorganiques Radionucléides	IRIS, HEAST
MEPAS / SUM / MMEDE	RAGS	Oui	MCS	Organiques Inorganiques Radionucléides	IRIS, HEAST
Risk Assistant /Risk Works	RAGS	Oui	Aucune	Organiques Inorganiques	IRIS, HEAST
Riskez	RAGS	Non	Aucune	Organiques Inorganiques	IRIS, HEAST, Cal/EPA

LHS : Latin Hypercube Simulation
MCS : Monte-Carlo Simulation
MTEL : Maximum Tolerable Exposure Level
IRIS : Integrated Risk Information System
HEAST : Health Exposure Assessment Summary Tables
MTR : Maximum Tolerable Risk Level
Cal/EPA : California Environmental Protection Agency
RAGS : Risk Assessment Guidance for Superfund (United-States)
CSOIL (Netherlands)

Les deux modèles repris dans ces outils sont généralement le RAGS (modèle américain) et CSOIL (modèle néerlandais), principalement en raison de leur ancienneté (1989 pour le RAGS et 1991 pour CSOIL), les autres modèles étant actuellement en cours de validation ou d'élaboration (UMS, CLEA, EDR).

IV.5 Conclusions du chapitre

Les méthodes d'évaluation des dangers (ou des incidences), qui peuvent être facilement réalisées sur un grand nombre de sites sont souvent peu fiables tandis que les méthodes d'évaluation des risques, plus détaillées, exigent trop de temps et d'argent pour présenter un intérêt pratique dans la gestion de centaines, voire de milliers de sites.

Ces méthodes ayant chacune leur avantages et leurs inconvénients (Tableau 32), la plupart des pays [Watkinson, 1996] ont généralement adopté une politique de gestion en deux étapes successives :

- la première étape consiste à classer les sites par ordre de priorité d'urgence de l'action (du danger). L'une des deux méthodes de hiérarchisation (référentiel, attribution de scores) est donc généralement utilisée,
- la deuxième étape consiste à évaluer les risques liés aux sites les plus dangereux (analyse de risques) afin de déterminer les actions à mener,

ceci, principalement en raison des limitations financières (multitude de sites recensés) et techniques (impossibilité de dépolluer à 100 %).

Tableau 32 : Avantages et inconvénients des méthodes d'évaluation des sites contaminés

Méthode	Avantages	Inconvénients
Référentiel	• Rapidité • Simplicité • Economique • Classement établi	• Rigidité • Non représentativité
Attribution de scores	• Simplicité • Classement établi • Hiérarchisation établie • Quantification du danger	• Méthode onéreuse • Rigidité • Nécessité d'informations complémentaires
Analyse de risques	• Spécificité • Base scientifique • Classement établi • Caractérisation établie • Quantification du risque	• Coût • Durée • Complexité • Modélisation des phénomènes

La discussion sur les méthodes d'identification et d'évaluation des sites contaminés est d'autant plus importante que selon l'instrument utilisé, le nombre de sites contaminés sera plus ou moins élevé et le coût pour la société plus ou moins grand.
Ainsi le fait d'utiliser une méthode simple (référentiel ou notation) peut conduire à la décision de dépolluer un site qui ne l'aurait peut-être pas été si une évaluation plus détaillée avait révélé un risque tolérable. Par conséquent, vouloir économiser de l'argent sur l'évaluation du site (l'évaluation des risques prenant plus de temps et étant plus onéreuse) peut entraîner des dépenses inutiles lors de la réhabilitation (Figure 23). De plus une meilleure connaissance (meilleure précision de l'évaluation) des effets potentiels pour l'homme et l'environnement peut permettre d'optimiser la réhabilitation et de diminuer la durée donc le coût de la réhabilitation.

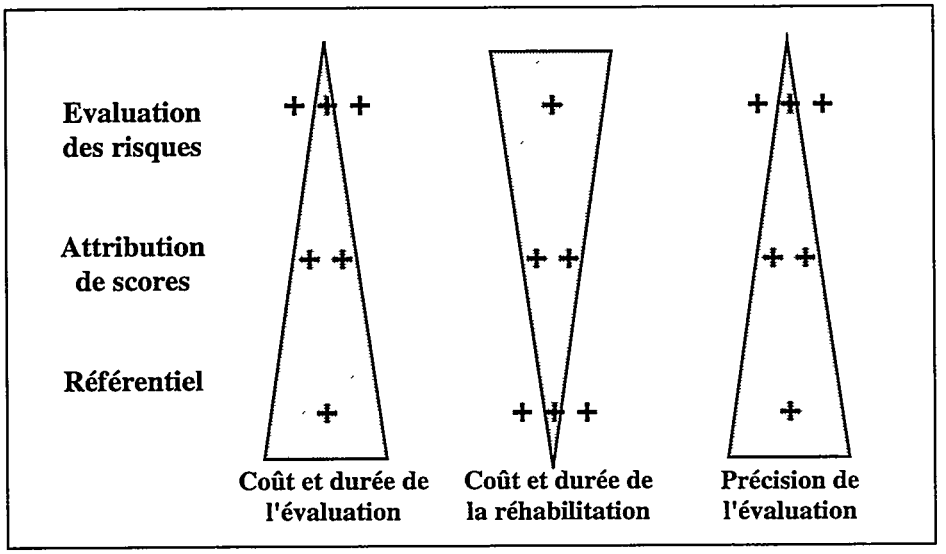


Figure 23 : Analyse coût/degré de connaissance pour chaque méthode d'évaluation

L'annexe II présente les caractéristiques des principales méthodes d'évaluation des sites contaminés.

On l'a vue, l'évaluation de l'état de contamination des sites (dangers et risques), et plus particulièrement des risques, exige une quantité importante d'informations :

- spécifiques au site étudié (captage, population sur le site, type de population,...) : le recensement de ses informations permettra alors d'accélérer la procédure d'évaluation,

- spécifiques au polluant (propriétés physico-chimiques, toxicologiques) : la collecte et la conservation de ces données évite alors de chercher plusieurs fois la même information et d'immobiliser des moyens (financiers, humains,...) déjà limités,
- spécifiques au sol et aux cibles : à défaut de données disponibles, il peut être judicieux d'établir un ensemble de valeurs par défaut, qui seront alors systématiquement repris à chaque étude, sur :
  - les caractéristiques du sol : il s'agit de fournir des valeurs moyennes pour les principales caractéristiques physico-chimiques du sol (teneur en carbone organique, porosité, masse volumique, température,...),
  - les caractéristiques des cibles : il s'agit de fournir les caractéristiques physiologiques et comportementales moyennes d'un être humain (poids, taux d'ingestion d'eau, fréquence d'exposition,...).

Le développement d'une méthodologie d'évaluation des sites contaminés passera de plus en plus par le couplage à un outil informatique afin de permettre :

- la gestion standardisée et uniforme des milliers de sites contaminés existants,
- la possibilité d'archiver chaque site évalué et ainsi permettre un traitement statistique des résultats,
- une approche objective et automatisée des sites contaminés,
- la rapidité de l'évaluation en focalisant les moyens sur la recherche des seules informations nécessaires à l'évaluation,
- le stockage des nombreuses données sur les polluants (propriétés physico-chimiques, toxicologiques,...) et le sol nécessaires à l'évaluation des dangers et des risques.

Cet outil ne doit cependant pas sortir de son rôle d'aide à la gestion des sites contaminés et prendre la place des acteurs de la réhabilitation dans les décisions finales, mais servir de support technique aux choix à prendre. Cette approche d'aide à la décision nous semblait intéressante afin de faciliter le traitement des sites contaminés (Annexe III).

Chapitre V : La méthodologie TRACES (Tool for Risk Assessment from Chemical Exposure to Soils)

V.1 Introduction

C'est dans le but d'éviter un "scandale de la terre contaminée" (discours Barnier) que la France, au vue des événements qui se sont déroulés dans la plupart des pays industrialisés, a lancé sa politique de réhabilitation des sites et sols pollués par la circulaire du 3 décembre 1993. Cette circulaire établit les principes de la politique de traitement des sites et sols pollués ; l'extrait ci-dessous permet de mettre en évidence les différentes étapes de cette politique :

"Une politique efficace mais raisonnée de traitement des sites et sols pollués doit s'appuyer tout à la fois sur une **recherche systématique** et **organisée** des sites potentiellement concernés et permettre la **définition concertée de priorités.** Le traitement de chaque site doit dépendre de son **impact effectif** sur l'**environnement** et de l'**usage** auquel il est destiné. Il faut donc commencer par **évaluer** précisément les **conséquences actuelles** ou **potentielles** des pollutions constatées. C'est l'appréciation de l'**impact sur** l'**environnement** et la **santé humaine** qui doit ensuite conduire au **choix** de techniques de **traitement** et d'**objectifs de dépollution adaptés au devenir** du site". *(Circulaire Barnier du 3 décembre 1993)*

Les principaux axes de recherche établis par cette circulaire étaient donc :

- le recensement des sites contaminés,
- la hiérarchisation des sites en définissant les priorités,
- l'évaluation de l'impact sur l'environnement et la santé humaine,
- le choix de la technique de traitement.

Le bilan, après une période de cinq ans, est mitigé :

- si le recensement ministériel s'effectue de manière régulière et systématique avec une fréquence de sortie tous les 2 ans, le dernier recensement de 1996, sorti en 1997, ne répertoriait "que" 896 sites pollués. Toutefois, bon nombre de régions ont démarré, voire achevé, les inventaires des sites potentiellement pollués,
- la hiérarchisation des sites est effectuée grâce à la mise au point d'une méthode appelée "Evaluation Simplifiée des Risques ou ESR" en 1995, permettant de classer les sites par ordre de priorités de l'action. Cette méthode a déjà fait l'objet d'une première révision en 1997,
- l'évaluation de l'impact sur l'homme et sur l'environnement : prévue [Llauro *et al.*, 1996] pour sortir en 1997, cette méthode intitulée (Evaluation Détaillée des Risques ou EDR) n'est à l'heure actuelle pas encore publiée et, de plus, ne devrait fournir qu'un cadre réglementaire général[1],
- en ce qui concerne le choix de la technique de traitement, seuls des états de l'art des techniques de traitement par procédé (biologique, thermique ou physico-chimique) sont en cours d'élaboration.

[1] Plutôt qu'une méthode, le guide proposerait le cadre général d'une méthode d'évaluation des risques sans préconisation particulière.

Après un démarrage prometteur en 1993, on a donc assisté à un tassement de l'action publique dans le domaine des sols pollués, au profit de la pollution atmosphérique.
L'un des objectifs de cette étude est, grâce au concours de l'ADEME (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) et de la société d'audit et de dépollution des sols GEOCLEAN, de relancer cette action en développant des outils adaptés et adaptables au contexte français, en permettant de combler les retards et les lacunes au niveau national en matière de gestion des sites et sols pollués notamment dans le domaine :

- de l'évaluation des risques (équivalent à l'EDR),
- de la validation de l'ESR (grâce à d'autres méthodes qui ont fait leur preuve).

La méthodologie développée, TRACES, couplée à un SIAD (Access 2.0), est l'aboutissement de cette recherche et doit permettre de répondre à la fois aux exigences de l'administration et aux préoccupations de l'industriel.

V.2 Description de l'outil TRACES

V.2.1 Présentation

Les objectifs avancés par le Ministère de l'Environnement [Bonnard, 1997], au sujet de l'utilisation d'une méthode d'évaluation détaillées des risques sont :

- l'identification des sites présentant des risques importants inacceptables pour l'homme et son environnement, et de ce fait nécessitant une réhabilitation pour limiter, voire éliminer les risques encourus,
- la définition des objectifs de réhabilitation, sur la base des connaissances scientifiques et techniques du moment, compatibles avec un usage préétabli du site et de son environnement. Ces objectifs ou niveaux de risques tolérables devront être confrontés aux limites (techniques, économiques) des technologies disponibles au moment des travaux,
- la détermination d'une stratégie de réhabilitation, adaptée au site étudié, en indiquant les différents types d'action permettant de diminuer le risque jusqu'à une limite jugée acceptable (pouvant comprendre aussi le changement d'affectation du site et son réaménagement).

L'outil d'aide à la décision devra donc permettre de répondre à ces différentes problématiques et même proposer des innovations afin de prendre en compte l'évolution de la politique nationale de gestion des sites et sols pollués et pour cela :

- être multi-média en prenant en compte les différents milieux de migration et d'exposition de la pollution (eau, air, sol, chaîne alimentaire),
- être multi-cibles en ayant pour objectif la protection de la santé humaine et de l'environnement,
- être multi-niveaux permettant de trier les sites tout en optimisant les moyens (financiers, humains,...) nécessaires à leur traitement,
- permettre une approche stochastique afin de tenir compte des incertitudes et des hypothèses simplificatrices inhérentes à la modélisation,
- permettre le recueil d'informations sur les caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques des substances chimiques les plus couramment rencontrées.

L'outil d'aide à la décision TRACES (Figure 24) a été développé sous un SGBD-R[1] (Access 2.0) afin de pouvoir répondre à ces différents objectifs.

[1] Système de Gestion de Bases de Données Relationnelles.

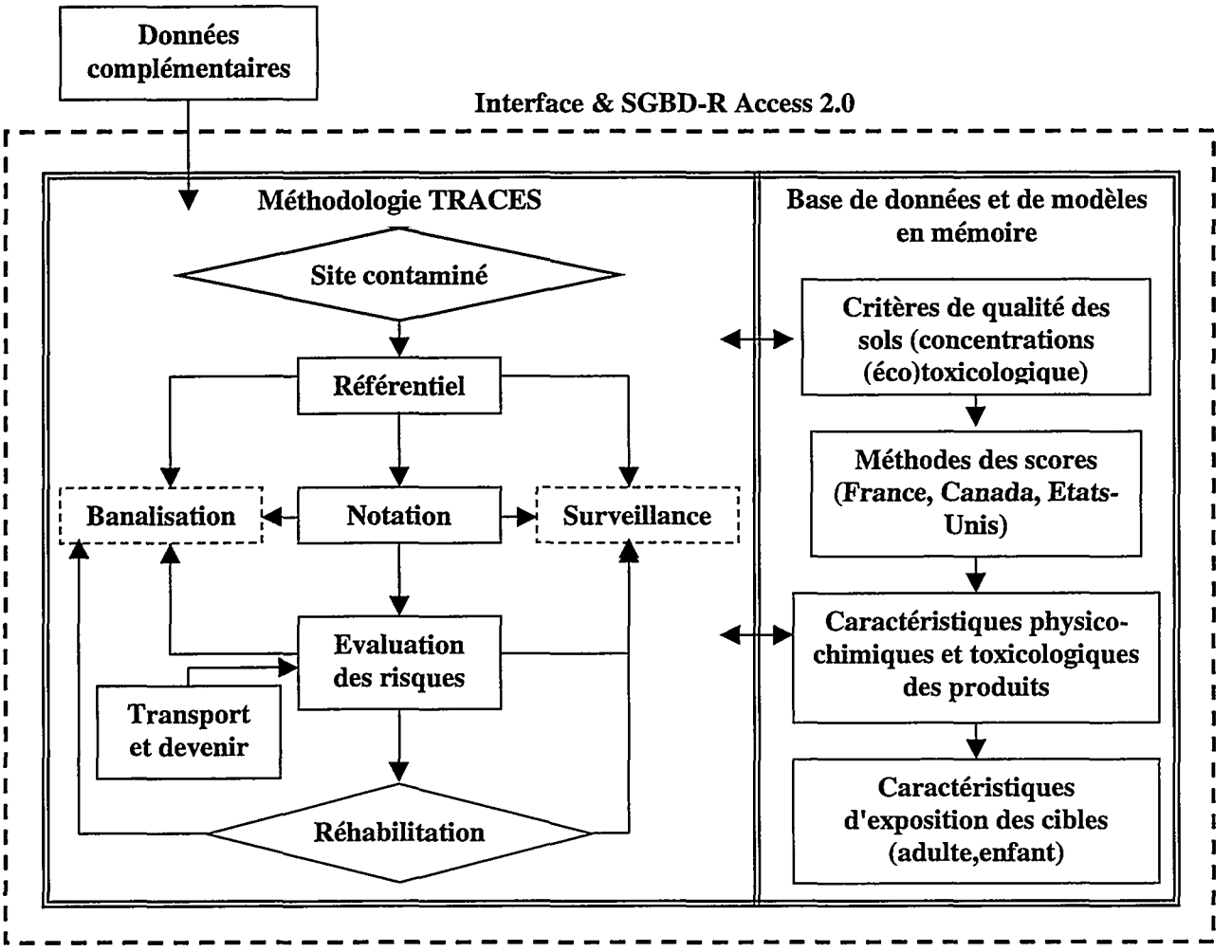


Figure 24 : Structure de l'outil d'aide à la décision TRACES

A l'instar de la politique française de gestion des sites contaminés, nous avons retenu une approche séquentielle d'évaluation de l'état du site, mais en distinguant 3 étapes au lieu de 2 :

- une étape d'évaluation qualitative des dangers basée sur l'utilisation de référentiels existants (Pays-Bas, Etats-Unis,...) ou spécialement développés dans le cadre de ce travail (référentiel toxicologique et écotoxicologique). Cette étape permet un premier état des lieux de la pollution, par simple comparaison des concentrations présentes sur le site dans les différents milieux (eau, air, sol) avec des concentrations fixées, *a priori*, comme acceptables,
- une étape d'évaluation quantitative des dangers ou d'évaluation simplifiée des risques basées sur l'utilisation de méthodes de notation existantes (France, Canada, Etats-Unis). En effet, même si une telle méthode existe déjà en France, elle comporte certains défauts, dont nous discuterons plus tard. C'est pourquoi, nous avons choisi d'intégrer également les méthodes canadienne et américaine,

Lors de ces deux premières étapes d'évaluation du site, nous avons privilégié la précision sur le résultat final et sur les décisions à prendre. En effet, à chacune de ces étapes, le site peut être classé dans l'un des trois catégories : banalisation, surveillance, étude plus détaillée. Afin d'éviter les erreurs d'appréciation (banalisation d'un site dangereux, conservation d'un site propre), chaque étape propose plusieurs approches différentes, l'utilisateur se réservant le droit de les appliquer en partie ou en totalité. Cette multiplication des méthodes permet alors de diminuer l'incertitude sur le résultat de l'évaluation. Selon le principe de précaution, on ne conservera, *a priori*, que le résultat de l'évaluation le plus pénalisant pour la suite.

En outre, s'il la considère inutile, l'utilisateur peut sauter une étape (par exemple l'étape de notation si l'utilisation des référentiels a mis en évidence une contamination intolérable) et passer directement à la suivante pour aboutir à l'évaluation des risques.

- évaluation des risques : lorsque le niveau de danger est très élevé, il est nécessaire d'estimer le risque d'apparition de ce danger. Pour cela la méthode se base sur celle développée dans les années 1980 aux Etats-Unis et qui figure de référence dans le domaine des sites et sols pollués actuellement, appelée RAGS[1]. Toutefois de nombreuses améliorations ont été apportées à la version initiale et que nous développerons plus tard. Cette méthode consiste à évaluer le niveau d'exposition pour un individu (l'homme) et à caractériser le risque d'apparition d'effets indésirables.

Un module d'estimation du transport et devenir des polluants dans l'environnement (eau, air, sol) a également été mis au point. Toutefois, il ne se base que sur des mécanismes très simplifiés (distribution, volatilisation,...), ou du premier ordre (dégradation) et ne doit être utilisé que lorsque peu d'information spécifique au site est disponible. Toutefois il nous semblait nécessaire de le mettre en évidence d'une part pour ne pas occulter cet aspect important de l'évaluation des risques et d'autre part, pour servir de point de départ au développement ou à l'intégration d'outils plus perfectionnés et spécifiques à ce problème (voir le tableau 19 pour plus d'informations).

Cette méthodologie générale, TRACES, a ensuite été couplée à un outil informatique, Access 2.0, afin de :

- permettre une plus grande facilité d'emploi, une plus grande rapidité de traitement des sites, et une représentation graphique des résultats,
- permettre à l'utilisateur d'introduire simplement les données complémentaires spécifiques au site nécessaires à l'évaluation du site,
- stocker les informations nécessaires à l'évaluation du site mais non forcément spécifiques au site (caractéristiques physico-chimiques, toxicologiques, base de données sur les référentiels, sur les méthode de scores, caractéristiques d'exposition en fonction des cibles et du scénario d'utilisation du site), ce qui évite ainsi de rechercher plusieurs fois la même information. Toutefois, il est possible de modifier ces dernières informations.

La suite de ce chapitre va permettre de présenter l'ensemble des composantes de la méthodologie TRACES et de l'outil d'aide à la décision développés.

V.2.2 Les bases de données

Trois bases de données ont été mises au point afin de fournir les informations nécessaires à l'évaluation des risques :

- une base de données sur les caractéristiques physico-chimiques des produits (coefficient de partage octanol/eau, solubilité, constante de Henry, masse molaire, facteur de bioaccumulation, temps de demi-vie,...) afin d'estimer le transport et devenir des polluants dans l'environnement (distribution, dégradation, diffusion,...),
- une base de données sur les caractéristiques toxicologiques des produits (doses acceptables pour l'ingestion et l'inhalation, les produits cancérigènes et non cancérigènes selon les pays) afin de caractériser les risques pour la santé humaine,

[1] Risk Assessment Guidance for Superfund [USEPA, 1989]

- une base de données sur les effets néfastes des produits (voies d'exposition, organes atteints, effets sur la santé) afin de mettre en œuvre les mesures d'hygiène et de sécurité nécessaires (vêtement de protection, appareil respiratoire,...) sur le site étudié.

Au départ, nous nous sommes intéressés à une centaine de substances chimiques représentant globalement les produits les plus couramment rencontrés lors d'une pollution et incluant aussi bien les substances organiques et inorganiques que celles cancérigènes et non cancérigènes.

La liste des substances dangereuses pouvant être rencontrées sur un site contaminé peut être théoriquement illimitée. Toutefois, la plupart des pays ont identifié des substances prioritaires pour l'évaluation des sites. Les substances sont choisies en fonction de plusieurs critères :

- la substance a déjà des valeurs guides établies,
- des informations sont disponibles sur les caractéristiques toxicologiques de la substance :
  - toxicité pour l'homme,
  - toxicité pour les animaux et les plantes,
- les substances sont référencées comme prioritaires pour une toute autre raison,
- la substance est fréquemment rencontrée sur les sites contaminés,
- la substance a un potentiel de bioaccumulation et de bioaugmentation important,
- la substance est très mobile ou persistante dans le sol,
- la substance est explosive ou inflammable,
- la substance peut dégrader ou réduire les performances des matériaux de construction.

V.2.2.1 Les caractéristiques physico-chimiques des produits

Les informations [Heath *et al.*, 1993] contenues dans cette base sont principalement utilisées lors de l'estimation du transport et devenir des polluants dans l'environnement, ainsi que lors de l'étape d'évaluation des risques pour la santé humaine et sont :

- la solubilité S : les substances ayant une solubilité élevée sont rapidement distribuées dans le cycle de l'eau. Ces substances sont généralement relativement peu adsorbées sur les particules et tendent à être plus facilement dégradés si elles sont organiques à la fois par les mécanismes biologiques et les mécanismes abiotiques,
- la pression de vapeur P : la pression de vapeur permet d'évaluer le taux d'évaporation d'une substance,
- le coefficient de partage octanol-eau K_{ow} : il représente le partage d'une substance entre une phase octanol et une phase aqueuse lorsque l'équilibre est atteint,
- la persistance $t_{1/2}$: parmi les mécanismes de dégradation des substances, on peut citer la photolyse, l'hydrolyse, l'oxydation, la biodégradation. Il convient toutefois d'être prudent dans l'utilisation de ces valeurs. Leur spécificité en fonction des conditions environnementales et la sensibilité des modèles à ces paramètres rend généralement nécessaire une détermination au cas par cas dans les conditions du site,
- le coefficient de diffusion D : il dépend de la nature de la substance considérée et du milieu (eau, air) dans lequel elle se déplace,
- ....

Les informations recueillies dans cette base de données proviennent soit de résultats expérimentaux [NIOSH, 1994], [Dean, 1985], soit de l'utilisation des équations de régression les plus courantes [Lyman, 1990] du type :

$$\log S = a \log K_{ow} + b \qquad (13)$$

$$\log S = a' \log K_{oc} + b' \quad (14)$$

$$\log BCF = a'' \log K_{ow} + b'' \quad (15)$$

Avec

S : solubilité du produit ($g.l^{-1}$),
Kow : coefficient de partage octanol / eau ($ml.g^{-1}$),
BCF : facteur de bioconcentration dans les poissons (-),
Koc : coefficient de partage eau / sol normé par rapport à la teneur en carbone organique ($ml.g^{-1}$).

V.2.2.2 Les effets toxiques des produits

Cette base de données [NIOSH, 1994] permet de rassembler l'ensemble des mesures de sécurité, de précaution ou de secours et les symptômes liés à un produit.
Elle fournit notamment :

- les principales voies d'exposition au produit,
- les symptômes révélateurs de la contamination par le produit et les organes cibles,
- le potentiel cancérigène des substances,
- les précautions d'usage pour la manipulation de produits,
- les mesures d'urgence en cas d'exposition accidentelle au produit.

Cela permet, en cas de découverte d'un produit dangereux sur le site, de prévoir des consignes de sécurité et de déterminer une contamination éventuelle non prévue.

V.2.2.3 Les caractéristiques toxicologiques des produits

La base de données toxicologiques, utilisée à la fois pour mettre au point le référentiel toxicologique et pour déterminer l'acceptabilité du risque dans le calcul d'exposition, a été créée à partir des sources d'informations disponibles qui sont :

- la base de données IRIS : Reference dose (RfD, RfC, CSF, URF),
- la base de données HEAST qui complète la base IRIS,
- la base de données des Pays-Bas : Maximum Tolerable Risk level (MTR),
- la base des "Preliminary Remediation Goals" de la région IX[1] des Etats-Unis (PRG),
- la base des produits cancérigènes du CalEPA : Cancer Slope Factor (CSF),
- la base de données des "Minimal Risk Levels" de l'ATSDR (MRL),
- la base de données de l'UBA : Tolerable Resorbed Dose (TRD).

D'une manière générale, ces données ont pour but de mettre en évidence un risque inacceptable et non de définir de manière stricte les objectifs de réhabilitation.

[1] Les Etats-Unis sont découpée en 10 régions administratives pour l'USEPA. La région IX des Etats-Unis regroupe les îles Samoa, l'Arizona, la Californie, l'île de Guam, Hawaï, le Névada, les îles Mariana.

V.2.2.3.1 Reference Dose et Cancer Slope Factor (IRIS/HEAST) 1994

Ce sont les deux principales données toxicologiques, répertoriées dans les bases de données HEAST et IRIS (Health Effects and Assessment Summary Tables et Integrated Risk Information Software), les plus utilisées par l'USEPA aux Etats-Unis. L'IRIS recense plus de 500 substances chimiques avec les informations suivantes :

- dose de référence (RfD ou Reference Dose) pour l'exposition par voie orale ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$),
- concentration de référence (RfC ou Reference Concentration) par inhalation ($mg.m^{-3}$),

pour les effets chroniques non cancérigènes sur la santé humaine.

- le facteur de cancer (CSF) pour la voie orale ($kg.j.mg^{-1}$),
- le facteur de risque unitaire (URF) ou dans notre cas, la concentration ($\mu g.m^{-3}$) correspondant à un risque de cancer par inhalation de 10^{-5},

pour les effets cancérigènes sur la santé humaine.

V.2.2.3.2 Maximum Tolerable Risk level (Pays-Bas) 1996

Le niveau MTR peut être défini comme la concentration d'une substance dans l'environnement qui n'entraîne pas d'effets inattendus pour l'homme ou l'environnement. Selon la nature de la substance, cette valeur correspond :

- à la dose journalière acceptable (ADI ou Acceptable Daily Intake) pour les produits non cancérigènes,
- à un excès de risque de cancer de 10^{-4} sur la vie pour les produits cancérigènes.

V.2.2.3.3 Preliminary Remediation Goals (EPA région IX) 1997

Les informations recensées par la région IX de l'EPA, dérivent des bases de données IRIS et HEAST et d'autres sources d'informations éventuelles. Ce référentiel donne les informations suivantes :

- concentration dans le sol ($mg.kg^{-1}$) à ne pas dépasser : correspondant à la dose de référence orale dans le cas d'un effet non cancérigène, et à un risque de 10^{-4} dans le cas d'un effet cancérigène,
- concentration dans l'eau ($\mu g.l^{-1}$) à ne pas dépasser : correspondant à la dose de référence orale dans le cas d'un effet non cancérigène, et à un risque de 10^{-4} dans le cas d'un effet cancérigène.

V.2.2.3.4 Cancer Slope Factors (CalEPA) 1995

Ces facteurs de cancer ont été développés par le CalEPA (California Environmental Protection Agency) afin de servir de base pour toute action réglementaire et toute norme. Ces valeurs sont notamment utilisées dans les programmes CERCLA/SARA et dans les évaluations des risques effectuées par l'ATHSIAP (Air Toxic Hot Spots Information and Assessment Program).
Les informations recensées par cette base ne concernent que :

- le facteur de cancer CSF pour l'exposition par voie orale ($kg.j.mg^{-1}$),

- le facteur de cancer CSF par inhalation ($kg.j.mg^{-1}$).

V.2.2.3.5 Minimal Risk Levels (ATSDR)

La détermination des MRL a été effectuée par l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) en collaboration avec l'USEPA selon la même procédure que celle utilisée pour la dérivation des RfD et RfC. Les MRL peuvent être définis comme les doses d'exposition quotidienne pour l'homme n'entraînant pas de risque significatif d'apparition d'effets non cancérigènes. Les données répertoriées concernent :

- les concentrations dans l'air ($mg.m^{-3}$),
- les expositions par voie orale ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$).

V.2.2.3.6 Tolerable Resorbed Dose (UBA)

Les TRD développées par l'UBA (Umwelt Bundes Amt) correspondent à la dose n'entraînant aucun effet à long terme pour les populations humaines sensibles telles que les enfants, les personnes malades ou les femmes enceintes. En dessous de cette valeur, on peut estimer qu'il y a une forte probabilité pour que les personnes exposées ne développent pas d'effets toxiques ou aigus. Pour les produits cancérigènes, le risque acceptable de développer un cancer est fixé à 10^{-5}.

L'intérêt de cette valeur allemande par rapport aux autres valeurs (Tableau 33) est qu'elle intègre la biodisponibilité du produit selon la voie d'exposition considérée en introduisant un facteur d'absorption spécifique à chaque voie d'exposition. On remarque ainsi que d'une manière générale, la dose d'exposition acceptable est plus importante car elle intègre le fait que seule une partie sera effectivement absorbée.

Dans le cas où aucune donnée n'est disponible, le facteur d'absorption sera pris, par défaut, égal à 1 comme pour les autres référentiels.
Les informations contenues dans cette base sont :

- la dose tolérable par voie orale ($mg.kg.j^{-1}$),
- la dose tolérable par inhalation ($mg.kg.j^{-1}$).

Tableau 33 : Détermination des seuils acceptables pour le référentiel toxicologique

Produit	Valeur de référence pour l'inhalation	Valeur de référence pour l'ingestion
Arsenic	$5{,}71\ 10^{-7}$ (USEPA)	$6{,}67\ 10^{-6}$ (USEPA)
	$8{,}33\ 10^{-7}$ (Californie)	$3\ 10^{-4}$ (Allemagne)
	$3\ 10^{-5}$ (Allemagne)	$1{,}29\ 10^{-5}$ (Région IX EPA, eau)
		$3{,}14\ 10^{-6}$ (Région IX EPA, sol)
		$2{,}1\ 10^{-4}$ (Pays-Bas)
Benzène	$2{,}86\ 10^{-4}$ (USEPA)	$1\ 10^{-4}$ (Californie)
	$1\ 10^{-4}$ (Californie)	$3{,}45\ 10^{-4}$ (USEPA)
		$4{,}3\ 10^{-4}$ (Pays-Bas)
		$1{,}11\ 10^{-4}$ (Région IX EPA, eau)
Benzo(a)pyrène	$2{,}56\ 10^{-6}$ (Californie)	$8{,}33\ 10^{-7}$ (Californie)
		$8{,}71\ 10^{-7}$ (Région IX EPA, sol)
		$2{,}63\ 10^{-6}$ (Région IX EPA, eau)
Tétrachlorure de carbone	$2\ 10^{-4}$ (USEPA)	$6{,}67\ 10^{-5}$ (Californie)
	$6{,}67\ 10^{-5}$ (Californie)	$6{,}71\ 10^{-6}$ (Région IX EPA, sol)
		$4{,}86\ 10^{-5}$ (Région IX EPA, eau)
		$7{,}69\ 10^{-5}$ (USEPA)
Zinc		$3\ 10^{-1}$ (USEPA)
		$3\ 10^{-1}$ (ATSDR)
		$3{,}14\ 10^{-1}$ (Région IX EPA, eau)
		$3{,}29\ 10^{-2}$ (Région IX EPA, sol)
		1 (Pays-Bas)

V.2.3 Les méthodes d'évaluation des dangers

V.2.3.1 Le référentiel toxicologique

Le référentiel toxicologique de TRACES a été mis au point afin de combler l'absence[1] actuelle de référentiel propre à la réglementation française, à partir de la formule du calcul d'exposition $E_{i,k}$ admise dans d'autres pays :

$$E_{i,k} = \frac{C_{i,k} * I_i * ED * EF}{BW * EP} \qquad (16)$$

L'exposition $E_{i,k}$ dépend donc du taux d'exposition au polluant k par le milieu contaminé i (I_i), de la concentration en polluant dans ce milieu ($C_{i,k}$), de la durée d'exposition au milieu contaminé (ED), de la fréquence d'exposition à ce milieu (EF), de la masse de la cible étudiée (BW) et de la période sur laquelle l'exposition est calculée (EP qui est égale à ED pour les produits non cancérigènes et égale à 70 ans pour les produits cancérigènes, car le risque se calcule alors sur toute la vie).
La base de données IRIS permet de connaître pour un grand nombre de polluants k, les expositions acceptables $RfD_{i,k}$ ou les facteurs de cancer $CSF_{i,k}$, et ce, par ingestion (l'exposition acceptable par contact cutané est prise par défaut égale à celle donnée pour l'ingestion) et par inhalation.

Pour obtenir les concentrations acceptables, il suffit alors de retourner la formule de calcul d'exposition de la manière suivante :

[1] Actuellement, c'est une synthèse de différents référentiels étrangers qui est utilisée comme référentiel de qualité des sols, même si un groupe de travail "santé et environnement" travaille sur l'élaboration de critères français et a actuellement développé une dizaine de VCI (Valeur de Constat d'Impact) en utilisant un modèle multimedia.

$$C_{acceptable} = \frac{BW * EP * RfD_{i,k}}{I_i * ED * EF}$$ pour les produits non cancérigènes (17)

en posant $E_{i,k} = RfD_{i,k}$

$$C_{acceptable} = \frac{BW * EP * 10^{-6}}{CSF_{i,k} * I_i * ED * EF}$$ pour les produits cancérigènes (18)

en posant $E_{i,k} * CSF_{i,k} = 10^{-6}$ (approche sécuritaire)

Dans le cas de l'inhalation, les valeurs $RfD_{i,k}$ et $CSF_{i,k}$ ne sont pas directement disponibles à partir de la base de données IRIS et ont été calculées selon la procédure décrite dans le tableau 34.

Tableau 34 : Détermination des seuils acceptables pour le référentiel toxicologique

Paramètre	Origine
RfD_{orale}	RfDorale ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$) fournie par la base de données IRIS / HEAST
SF_{orale}	SForale $(mg.kg^{-1}.j^{-1})^{-1}$ fournie par la base de données IRIS / HEAST
$RfD_{inhalation}$	= RfC *20 ($m^3.j^{-1}$) / 70 (kg) RfC ($mg.m^{-3}$) fournie par la base de données IRIS / HEAST
$SF_{inhalation}$	= URF * 1000 ($\mu g.mg^{-1}$) * 70 (kg) / 20 ($m^3.j^{-1}$) URF $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ fournie par la base de données IRIS / HEAST

Les expositions acceptables sont donc établies pour les produits non cancérigènes à la dose de référence et pour les produits cancérigènes à un excès de risque de cancer de 10^{-6}, en vertu du principe de précaution[1]. Seules les principales voies d'exposition directes ont été retenues pour le calcul, c'est-à-dire : l'ingestion de sol pour la concentration dans le sol, l'ingestion d'eau pour la concentration dans l'eau et l'inhalation d'air pour la concentration dans l'air. La prise en compte d'autres voies d'exposition (notamment les voies indirectes par la chaîne alimentaire et l'inhalation d'air pour la concentration dans le sol) nécessiterait alors de revoir ces valeurs à la baisse.

On peut ainsi composer un référentiel pour le sol (ingestion de sol), l'eau (ingestion d'eau) et l'air (inhalation d'air), et, en faisant varier les valeurs des paramètres d'exposition, obtenir un référentiel pour chaque scénario d'utilisation actuelle ou future du site (Tableau 35).

Tableau 35 : Paramètres retenus pour l'élaboration du référentiel toxicologique

Scénario	Voie d'exposition étudiée	Paramètres d'exposition pris par défaut	
Résidentiel	Ingestion de sol Ingestion d'eau Inhalation d'air	EF = 350 $j.an^{-1}$ ED = 6 ans EP = 6 ans (ou 70 ans) Poids = 15 kg	Ingestion de sol = 200 $mg.j^{-1}$ Ingestion d'eau = 1,4 $l.j^{-1}$ Inhalation d'air = 19 $m^3.j^{-1}$
Commercial	Ingestion de sol Ingestion d'eau Inhalation d'air	EF = 250 $j.an^{-1}$ ED = 25 ans EP = 25 ans (ou 70 ans) Poids = 70 kg	Ingestion de sol = 50 $mg.j^{-1}$ Ingestion d'eau = 2 $l.j^{-1}$ Inhalation d'air = 28 $m^3.j^{-1}$
Agricole	Ingestion de sol Ingestion d'eau Inhalation d'air	EF = 350 $j.an^{-1}$ ED = 70 ans EP = 70 ans Poids = 70 kg	Ingestion de sol = 114 $mg.j^{-1}$ Ingestion d'eau = 2 $l.j^{-1}$ Inhalation d'air = 28 $m^3.j^{-1}$

Afin de compléter ce référentiel mis au point, d'autres référentiels, reconnus et utilisés en France, ont été intégrés dans TRACES :

[1] La fourchette de risque de cancer acceptable étant généralement fixée à [10^{-6} ; 10^{-4}], c'est la limite inférieure qui a été retenue pour l'établissement des valeurs du référentiel. En cas de dépassement, des études plus poussées sont nécessaires.

- deux référentiels de la qualité des sols et des eaux souterraines : le référentiel des Pays-Bas [Ministry of Housing, 1994] et le référentiel du Québec [Ministère de l'Environnement du Québec, 1988]
- le référentiel des Etats-Unis pour la qualité des sols (Soil Screening Levels) [USEPA, 1996],
- le référentiel de l'EPA région III (Risk-Based Concentrations) pour l'eau, l'air et le sol [USEPA, 1997],
- le référentiel de l'INRS sur l'exposition par inhalation des travailleurs avec deux valeurs d'exposition :
- la valeur moyenne d'exposition VME,
- la valeur limite d'exposition VLE,
- deux référentiels d'exposition des travailleurs par inhalation valables aux Etats-Unis :
  - le référentiel du NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) [NIOSH, 1994],
  - le référentiel de l'OSHA (Occupational Safety and Health administration) [NIOSH, 1994].

V.2.3.2 Le référentiel écotoxicologique

Dans le but de suivre l'évolution actuelle qui est à la protection de l'environnement en plus de celle de la santé humaine, un référentiel écotoxicologique pour la protection des écosystèmes a été intégré dans TRACES. En effet des concentrations acceptables pour l'homme peuvent se révéler néfastes pour l'environnement.
Ce référentiel provient principalement d'un logiciel mis au point pour l'USDoE (United States Department of Energy) intitulé "Benchmarks", ainsi que de celui mis au point par l'USEPA et intitulé "EcoTOX" [USEPA, 1996]. Benchmarks propose pour chaque milieu étudié, (écosystèmes aquatiques, terrestres,...) et pour chaque polluant recensé, plusieurs seuils de concentrations correspondant à des résultats de tests de toxicité ou à des normes américaines de qualité des eaux.

V.2.3.3 Conclusions sur les référentiels

Les valeurs seuils des différents référentiels n'ont qu'une utilité d'évaluation grossière de l'état du site. En cas de dépassement de ces seuils, des recherches plus poussées et une évaluation des risques seront nécessaires. Par contre, si pour tous les contaminants présents sur le site, aucun seuil n'est dépassé, on pourra estimer que le site ne présente pas de dangers importants.

V.2.3.4 Les méthodes d'attribution d'un score

Une alternative à l'utilisation des référentiels, simples et rapides mais peu adaptables aux conditions particulières à chaque site étudié, est l'attribution d'une note représentant le niveau de danger du site.
Pour cela, trois méthodes nationales ont été intégrées ; la méthode française de l'ESR (Evaluation Simplifiée des Risques), la méthode américaine du PAS (Preliminary Assessment Scoresheets) et la méthode canadienne du NCS (National Classification System).

V.2.3.4.1 La méthode française d'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR)

V.2.3.4.1.1 Présentation de la méthode

Le guide, récemment mis au point par le Ministère de l'Environnement [Ministère de l'environnement, 1996 et 1997], entre dans la ligne directrice de la politique nationale de traitement des sites et sols pollués définie par la Circulaire du 3 décembre 1993. Il permet de hiérarchiser et de gérer les sites potentiellement pollués.
La méthode ESR se décompose en deux parties. La première partie se présente comme un formulaire simplifié d'évaluation des risques. Par une série de questions auxquelles il faut répondre par oui ou non, le site peut être directement classé comme site prioritaire pour des études complémentaires en raison d'un niveau de danger très important ; ces études mènent alors à l'évaluation simplifiée des risques[1]. Cette évaluation simplifiée des risques permet d'attribuer une note à un site par l'intermédiaire de grilles de notation (Tableau 36). L'objectif final de cette méthode [Bachelliez, 1998] est de permettre de ranger un site dans l'une des trois classes suivantes :

- classe 1 ou danger élevé : sites à approfondir (investigations, évaluation détaillée des risques),
- classe 2 ou danger moyen : sites à surveiller,
- classe 3 ou danger faible : sites à banaliser.

Tableau 36 : Procédure d'attribution des notes par la méthode française

Grille de notation	Equation	
Eaux souterraines / Alimentation en Eau Potable	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+2*Pn*Pzns+Pzs*Pc+	6*Ic
Eaux souterraines / Autres usages	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+2*Pn*Pzns+Pzs*Pu+6*Ue+	6*Ic
Eaux souterraines / Utilisation projetée	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+ Pn*Pzns*Pzs+	9*Ic
Eaux superficielles / Alimentation en Eau Potable	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+2*R*De+6*Pc+	6*Ic
Eaux superficielles / Autres usages	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+2*R*Pu+6*Ue+	6*Ic
Eaux superficielles / Utilisation projetée	3*D*Q+S*Ep+P+I+Cd+Cf+2*R*De+	10*Ic
Air / contact direct	4*D*Q+ Cd+Cf+A+Ps+Tp+	12*Ic
Sol / contact direct	3*D*Q+VP*Ep+ Cd+Cf+4*(Es+Ps)+	10*Ic
Incendie / explosion	3*D*Q+2*V*Ep+3*Cd*Cf+2*A+Es+	10*Ic

A : Accessibilité du site	Ps : Population sur site
Cd : Conditionnement	Pu : Proximité de l'usage de l'eau
Cf : Confinement	Pzns : Perméabilité de la zone non saturée
D : Danger	Pzs : Perméabilité de la zone saturée
De : Distance à l'eau de surface	Q : Quantité
Ep : Etat physique	R : Ruissellement
Es : Environnement du site	S : Solubilité
I : Inondations	Tp : Type de population
Ic : Impact constaté sur le milieu étudié	Ue : Usage de l'eau
P : Précipitations	V : Volatilité
Pc : Population concernée	VP : Volatilité ou pulvérulence
Pn : Proximité de la nappe	

Les grilles de notation permettent de regrouper l'ensemble des informations recueillies lors de l'étape préliminaire (étude de sols, historique du site, analyse,...), et de les répartir dans :

- 3 grilles de notation pour les eaux souterraines (usages comme eau potable, autres usages, et utilisation projetée),
- 3 grilles de notation pour les eaux de surface (usages comme eau potable, autres usages, et utilisation projetée),
- 1 grille de notation pour les sols/contact direct,
- 1 grille de notation pour l'air/contact direct,
- 1 grille de notation pour le risque incendie/explosion.

[1] Cette première partie existante dans la première version de l'ESR a disparu lors de la deuxième version.

Le classement final du site (Tableau 37) est le classement le plus pénalisant obtenu par les neuf grilles.

Tableau 37 : Classement des sites en fonction des notes obtenues

Grille	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Eaux souterraines/AEP	> 55	27 - 55	< 27
Eaux souterraines/Autres que AEP	> 60	37 - 60	< 37
Eaux souterraines/AEP en projet	> 56	38 - 56	< 38
Eaux de surface/AEP	> 55	29 - 55	< 29
Eaux de surface/Autres que AEP	> 59	39 - 59	< 39
Eaux de surface/AEP en projet	> 62	32 - 62	< 32
Air/Contact direct	> 59	39 - 59	< 39
Sol/Contact direct	> 59	35 - 59	< 34
Incendie/explosion	> 55	37 - 55	< 37

La note de chaque paramètre se situe entre 0 et 3 et une estimation de la fiabilité de l'information est effectuée (information fiable ou douteuse). Si plus de 30 % de la note globale obtenue pour une grille de notation provient de paramètres notés à partir d'informations douteuses, on estimera que ces informations sont insuffisantes. Des informations supplémentaires seront donc nécessaires pour obtenir la note définitive de la grille.

V.2.3.4.1.2 Critique de la méthode

Le système de notation qui aboutit à neuf notes différentes ne permet pas une comparaison des sites dans une même classe, ce qui peut être un inconvénient si, à l'issue de son application, il reste encore un nombre important de sites en classe 1 et que se pose alors le problème de sélectionner le(s) site(s) à étudier en priorité.
Le fait de prendre, pour un site donné, la note la plus pénalisante attribuée aux neuf grilles entraîne souvent son rangement en classe 1, ce qui surestime donc souvent le site et peut conduire à des contradictions. Ainsi un site placé huit fois en classe 3 et une fois en classe 1, sera en classe 1, alors qu'un site situé neuf fois en classe 2 restera en classe 2 alors que les risques qui y sont liés peuvent s'avérer plus importants que dans le premier cas.
A cause du système de notation (multiplication), un ou deux paramètres notés à partir d'informations douteuses conduisent souvent à un manque d'informations pour noter la grille, c'est-à-dire à plus de 30 % de la note provenant d'informations douteuses.
De plus cette méthode n'intègre pas les risques pour l'environnement, ce qui semble être un inconvénient car la plupart des pays essaie actuellement d'intégrer dans leur travaux l'aspect environnemental. A long terme, la protection de la santé humaine ne suffira plus et il faudra prendre en compte l'environnement, non comme une ressource potentielle pour les activités humaines mais comme un système vivant, voire comme un écosystème, à part entière et intégré aux cycles biogéochimiques.
D'une manière générale, l'utilisation de trois grilles par site entraîne une redondance importante des facteurs.
Par exemple, pour le milieu eau souterraine, 8 paramètres sur 14 sont communs aux trois[1] grilles. Il serait peut-être donc plus simple de regrouper les trois grilles en une seule.
Nous l'avons vu, la méthode ESR présente certains inconvénients ou lacunes [Côme *et al.*, 1993] que nous avons tenté de combler en ajoutant deux autres méthodes de notation existantes ; la méthode canadienne (NCS) et américaine (PAS) ; ces deux méthodes tenant compte, en particulier de la protection de l'environnement.

[1] Dans la première version publiée en 1995, il y avait deux grilles pour le milieu air (sur-site, hors-site) avec 7 paramètres communs sur 8.

V.2.3.4.2 Le Système canadien de Classification (National Classification System NCS)

V.2.3.4.2.1 Présentation

Le système de classification nationale des sites contaminés, développé par le CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) en 1992 [CCME, 1992], est un outil d'aide technique et scientifique destiné à l'évaluation des sites suspects.
Ce système répartit les sites en quatre classes de danger (classe 1, 2, 3 ou 4), ainsi qu'une classe correspondant au manque d'informations, d'une manière systématique et logique, selon les effets potentiels ou actuels, sur la santé humaine ou sur l'environnement, attribués à chacun de ces sites.
De même que la méthode ESR, cette méthode se décompose en deux parties. La première partie sert aussi d'évaluation simplifiée des risques pour déterminer si un site peut être directement classé prioritaire, sans besoin d'appliquer la méthode de notation. Dans le cas contraire, la méthode de notation est appliquée.
Le calcul de la note finale s'effectue uniquement par addition des sous-notes des différents paramètres selon la démarche reprise dans le tableau 38.

Tableau 38 : Procédure d'attribution de la note dans la méthode canadienne

Feuille de notation	Equation	
Polluants P	C/D+Q+Ep	+CS
Voies d'exposition / Eaux souterraines	Cc ou (Cfsout+Pa+Dc+Pcg+P)	+CS
Voies d'exposition / Eaux de surface	Cc ou (Cfsurf+T+Dc+R+I)	+CS
Voies d'exposition / Contact direct	Cc ou (Ea+A+Mg)	+CS
Récepteurs / Humains ou animaux	Ec ou (AEP+Ar+Ed)	+CS
Récepteurs / Milieux sensibles	Ec ou (Dm+Dr)	+CS

A : Accès au site
AEP : alimentation en eau potable
Ar : Autres ressources en eau
C/D : Concentration / Danger
Cc : Contamination connue dans le milieu étudié
Cfsout : Confinement souterrain
Cfsurf : Confinement de surface
CS : Considérations spéciales
Dc : Distribution des contaminants
Dm : Distribution dans le milieu le plus proche
Dr : Distribution aux ressources d'eau souterraine
Ea : Emissions atmosphériques
Ec : Effets connus
Ed : Exposition directe
Ep : Etat Physique
I : Potentiel d'inondation
Mg : Migration des gaz dans le sol
P : Précipitations
Pa : Perméabilité de l'aquifère
Pcg : Proximité de la couche géologique
Q : Quantité
R : Potentiel de ruissellement
T : Topographie

Selon la note finale N trouvée, on distingue cinq classes qui sont :

- classe 1 (note entre 70 et 100) : danger élevé,
- classe 2 (note entre 50 et 69,9) : danger moyen,
- classe 3 (note entre 37 et 49,9) : danger faible à moyen,
- classe 4 (note entre 0 et 37) : danger faible,
- classe 5 : renseignements insuffisants lorsque la somme des notes dont l'information est douteuse et supérieure à 15.

Ce système ne permet pas de fournir une analyse quantitative des risques, mais se présente plutôt comme un outil spécifique pour une classification et une hiérarchisation des sites contaminés. Bien que de nombreux facteurs utilisés lors de l'établissement d'une analyse de risques se retrouvent dans ce système, la procédure ne doit pas être employée en dehors du contexte de conduite à l'étape suivante, c'est-à-dire l'analyse de risques pour chaque site.
Ce système n'est qu'une méthode de filtrage des sites recensés comme potentiellement pollués. Il ne tient pas compte de facteurs spécifiques tels que les aspects techniques, socio-économiques, politiques ou législatifs. Des études supplémentaires seront donc nécessaires avant que des mesures puissent être envisagées (caractérisation approfondie du site, analyse de risques, rémédiation,...).

V.2.3.4.2.2 Critique de la méthode

On distingue principalement trois grands groupes de paramètres qui sont :

- les polluants,
- les voies d'exposition,
- les cibles.

Le système canadien d'agrégation des notes par addition simple de toutes les sous-notes ne permet pas de relier les paramètres entre-eux. A titre d'exemple, la présence d'un confinement total en parfait état ne suffit pas à écarter le site si des polluants très dangereux ou des cibles très importantes sont observés. De plus cette méthode ne prend pas en compte les milieux sol et air comme des milieux à part entière.
Il faut noter que l'utilisation de l'addition permet de connaître le poids relatif de chaque paramètre pris en compte et le système de classes de répertorier rapidement les sites sans pour autant éliminer des sites potentiellement pollués puisque trois classes sur quatre concluent à un risque à des niveaux différents.
Seule la dernière classe permet d'éliminer les sites ne présentant aucun danger.
Le paramètre "considérations spéciales" permet d'intégrer certaines spécificités du site non prises en compte dans le calcul de la note mais est directement tributaire de la subjectivité et de l'expérience du notateur. De plus, le poids de ce paramètre peut atteindre jusqu'à 20 % de la note globale.
Le fait de ne pas tenir compte du milieu air comme d'un milieu à risque peut être préjudiciable dans le cas de produits très volatils voire explosifs. Les paramètres retenus concernant le milieu air ne permettent pas de définir suffisamment le risque (quantité, concentration, dilution, explosivité...) alors que de plus en plus l'opinion publique se préoccupe de la pollution atmosphérique et de ses effets à long terme. La critique faite pour le milieu air est aussi valable pour le milieu sol.

Cette méthode a l'avantage de nécessiter peu d'informations, de se baser sur des textes réglementaires (notamment le référentiel de concentrations dans l'eau et le sol développé par ce pays) et de permettre en outre de moduler l'attribution d'une note en fonction des spécificités du site par la prise en compte de considérations spéciales.
Son inconvénient majeur est de ne pas tenir compte du nombre de personnes exposées aux polluants, que ce soit par ingestion d'eau, inhalation d'air ou contact avec le sol contaminé, alors que ce facteur est généralement déterminant dans l'évaluation d'un site.

V.2.3.4.3 La méthode américaine d'évaluation simplifiée (Preliminary Assessment Scoresheets PAS)

La méthode PAS est une méthode de "pré-screening" d'un site avant une évaluation plus poussée, le HRS (Hazard Ranking System) [USEPA, 1990] beaucoup plus complexe et lente à mettre en œuvre, qui doit permettre de qualifier le site pour une éventuelle introduction dans la NPL[1] (National Priorities List). La méthode PAS [USEPA, 1991] ne peut donc que permettre de déterminer si une étude plus poussée est nécessaire (en l'occurrence le HRS). Le HRS [Haness *et al.*, 1991] étant trop spécifique aux Etats-Unis (certains paramètres sont spécifiquement adaptés au territoire américain et difficilement adaptables à d'autres pays) et nécessitant trop d'informations, c'est le PAS qui a été intégré dans TRACES. Le PAS ne permet donc que de classer le site dans une des 2 catégories possibles :

[1] Les sites placés dans la NPL, environ 800 sites, doivent alors faire l'objet d'une réhabilitation basée sur une évaluation des risques pour la santé humaine.

- classe 1 (note entre 28,5 et 100) : danger élevé,
- classe 2 (note inférieure à 28,5) : danger faible.

V.2.3.4.3.1 Présentation de la méthode

Comme son nom l'indique, ce guide se présente sous forme de feuilles d'analyses préliminaires à remplir concernant :

- le milieu air,
- le milieu eau souterraine,
- le milieu eau de surface,
- le milieu sol.

La procédure d'agrégation des sous-notes est décrite dans le tableau 39.

Tableau 39 : Procédure d'attribution de la note dans la méthode américaine

Feuille de notation		Équation
Air	Sa	(Ds ou Dns)*(P0,25+P4+Ip+Ms+R)*Q/82500
Sol	Ss	(Es ou Ens)*(Pr+Ir+T+Ms+R+Pa)*Q/82500
Eau souterraine	Sgw	(Ds ou Dns)*(Pdc+Pdnc+Pp+Pep+R)*Q/82500
Eau de surface	Ssw	(Ds ou Dns)*(Pd+Ap+R+Pzp+Ms)*Q/82500
Ap : Alimentation la plus proche		Pdc : Population desservie par une AEP souterraine contaminée
Dns : Diffusion non suspectée dans le milieu étudié		Pdnc : Population desservie par une AEP souterraine non contaminée
Ds : Diffusion suspectée dans le milieu étudié		Pep : Périmètre de protection
Ens : Exposition non suspectée		Pp : Puits le plus proche
Es : Exposition suspectée		Pr : Population résidentielle
Ip : Individu le plus proche		Pzp : Présence d'une zone de pêche
Ir : Individu résidentiel		Q : Quantité de déchets
Ms : Présence de milieux sensibles		R : Ressources
P0,25 : Population dans les 0,25 mile		T : Travailleurs
P4 : Population dans les 4 miles		
Pa : Population alentours		
Pd : Population desservie par une AEP		

La note globale (sur 100) du site est alors :

$$S = \sqrt{\frac{Sgw^2 + Ssw^2 + Ss^2 + Sa^2}{4}} \qquad (19)$$

V.2.3.4.3.2 Critique de la méthode

Même en étant une méthode simplifiée du HRS, cette méthode reste assez lourde et demande un nombre important d'informations pour être utilisée correctement. D'un autre côté et notamment en ce qui concerne l'évaluation des polluants, elle est parfois simpliste car elle ne tient compte que de la quantité du polluant, pas de sa concentration, ni de son potentiel de danger.

De plus comme le HRS, elle ne permet qu'un classement en deux catégories puisque la note frontière est établie à 28,5. Ce seuil ne repose d'ailleurs sur aucun critère de risque ou de danger du site, mais a été défini, au départ, afin d'obtenir, par la méthode du HRS, un certain nombre initial de sites (au moins 400) dans la NPL. Ce constat pose alors le problème d'éligibilité d'un site dans la NPL, à partir d'un critère principalement économique. De plus, on peut se poser la question de l'acceptabilité à

éliminer un site noté 28, par rapport à un site noté 29 qui sera conservé pour des études plus poussées, si le seuil de 28,5[1] est initialement basé sur des considérations économiques.

En outre cette méthode n'est qu'une méthode préliminaire. C'est-à-dire que la note de 28,5 sert de valeur frontière entre les sites ne nécessitant pas l'utilisation du HRS et ceux nécessitant son utilisation.

V.2.4 Estimation du transport et devenir des polluants dans l'environnement

Ce module a pour but de permettre l'estimation du transport et devenir des polluants dans l'environnement, mais seulement lorsqu'aucune information n'est disponible sur le site.
Il correspond sensiblement à l'évaluation de niveau 1 proposée par l'INERIS et le BRGM[2] pour la mise au point de l'évaluation détaillée des risques. Pour une évaluation plus détaillée du transport et devenir des polluants dans l'environnement, et il sera alors nécessaire d'utiliser des modèles plus complexes, tels que ceux recensés dans le tableau 19.

Ce module se divise en quatre parties :

- estimation du transport et devenir dans l'eau de surface,
- estimation du transport et devenir dans l'air,
- estimation du transport et devenir dans le sol (zone saturée et non saturée),
- distribution du produit dans l'environnement (phase liquide, solide ou gazeuse).

Deux caractéristiques du polluant sont importantes lors de l'analyse des interactions polluant/environnement :

- sa mobilité et donc sa rémanence,
- sa biodisponibilité et, pour les substances organiques, sa biodégradabilité.

Les produits chimiques possèdent des structures diverses et vont alors évoluer de manière à atteindre l'état de plus faible énergie potentielle. Le but de tous les processus environnementaux se produisant dans la nature est donc le relargage du maximum d'énergie. Le sol, comme tous les systèmes, possède une énergie potentielle et va chercher à la maintenir au niveau le plus bas possible.
Les réactions chimiques, physiques et microbiologiques vont dans ce sens (état adsorbé, état vapeur, état précipité...) car elles permettent d'atteindre le plus bas niveau d'énergie. Ces forces vont influencer le transport et le devenir des polluants.

Les équations retenues pour l'estimation du transport et devenir des polluants proviennent principalement du guide de l'USEPA établit pour la gestion des sites potentiellement pollués [USEPA, 1988].

[1] On peut ainsi en général se poser la question de la validité des seuils retenus dans les méthodes de notation.
[2] Le rapport BRGM R 39596, établi en 1997, présente l'état d'avancement des réflexions dans le cadre de la mise au point de l'étude d'impact (diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques).

V.2.4.1 Transport et devenir des polluants dans l'air

V.2.4.1.1 Modèle de base

L'évaluation du transfert du sous-sol vers la surface du sol, le transport et le devenir des polluants dans l'air intègre les mécanismes de dégradation, de dilution et de dispersion dans l'atmosphère.
C'est le module le plus développé dans TRACES par rapport aux modules de transport et devenir dans l'eau de surface et le sol.

Ce module se base sur le modèle de volatilisation de l'OHEA (Office of Health and Environmental Assessment) dérivé par Labienec [Labienec *et al.*, 1994].
Dans le modèle de l'OHEA (Figure 25), la teneur en eau dans le sol était établie par défaut à zéro. Une modification a donc été effectuée afin de prendre en compte des teneurs supérieures à zéro. La concentration totale en polluant dans le sol C_t ($g.cm^{-3}$) est donc estimée à partir de la concentration dans la phase gaz du sol C_g ($g.cm^{-3}$) par la formule :

$$C_t = \varepsilon\, C_g \tag{20}$$

et

$$\varepsilon = \left(\frac{\rho_b K_d}{H} + \frac{\theta}{H} + a \right) \tag{21}$$

Avec

a : fraction volumique d'air dans le sol (-),
ε : coefficient (-),
H : constante de Henry (-),
K_d : coefficient de partage eau / sol ($cm^3.g^{-1}$),
ρ_b : masse volumique du milieu sol ($g.cm^{-3}$),
θ : teneur en eau du sol (-).

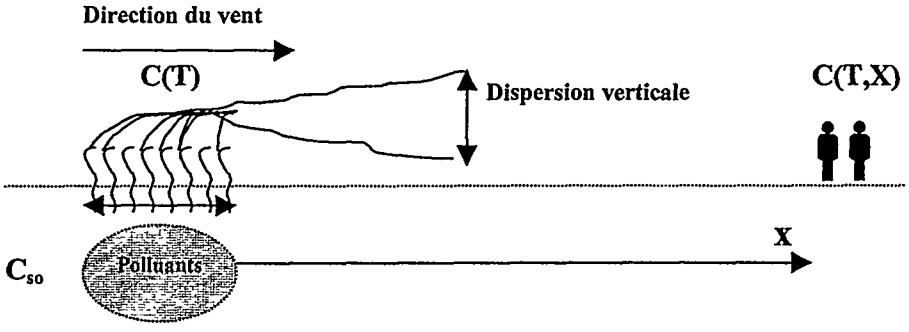


Figure 25 : Schéma conceptuel du transport et devenir des polluants dans l'air

Si l'on pose $C_{sat,g}$ la concentration ($g.cm^{-3}$) à saturation en polluant dans la phase gazeuse du sol et C_{ss}, la concentration ($g.g^{-1}$) dans le sol correspondante à l'équilibre, on a :

$$C_{sat,g} = \frac{pMW}{RT} \tag{22}$$

et

$$C_{ss} = \frac{C_{sat,g} * K_d}{H} \tag{23}$$

Avec

p : pression de vapeur de la substance (mmHg),
MW : masse molaire de la substance ($g.mol^{-1}$),
R : constante des gaz parfaits (62 361 $mmHg.cm^3.mol^{-1}.K^{-1}$),
T : température (K),
K_d : coefficient de partage eau/sol ($cm^3.g^{-1}$),
H : constante de Henry (-).

Le modèle de l'OHEA comprend deux sous-modèles. L'un est applicable aux concentrations initiales C_{so} dans le sol n'excédant pas la concentration à saturation C_{ss} dans le sol, et l'autre lorsque la concentration est supérieure à C_{ss}, ce qui est généralement le cas lorsqu'il existe une phase pure (polluant sous forme liquide) dans le sol (Tableau 40).

Tableau 40 : Détermination des concentrations dans l'air

Quantité moyenne de produit volatilisée sur le site sur une période T

Cso < Css

$$\overline{Q}(T) = \frac{2AHC_{so}}{K_d}\sqrt{\frac{D_e\varepsilon}{\pi T}}$$

$$De = \frac{a^{10/3}}{\eta^2} D_g^{air} + \frac{\theta^{10/3}}{\eta^2 H} D_l^{eau}$$

Avec

$\overline{Q}(T)$: vitesse d'évaporation ($g.s^{-1}$)
A : surface contaminée (cm^2)
H : constante de Henry (-)
C_{so} : concentration dans le sol ($g.g^{-1}$)
K_d : coefficient de partage sol/eau ($cm^3.g^{-1}$)
D_e : coefficient de diffusion effectif ($cm^2.s^{-1}$)
ε : coefficient sans dimension
T : période de temps (s)
a : fraction volumique d'air dans le sol
η : porosité du sol
θ : fraction volumique d'eau dans le sol
D_g^{air} : coefficient de diffusion gazeuse dans l'air ($cm^2.s^{-1}$)
D_l^{eau} : coefficient de diffusion liquide dans l'eau ($cm^2.s^{-1}$)

Cso > Css

$$\overline{Q}(T) = \frac{AH}{K_d}\sqrt{\frac{D_e C_{ss}}{bT}}$$

$$b = aC_{ss} + \frac{\theta C_{ss}}{H} - \frac{C_{ss}\rho_b K_d}{H} + \frac{2K_d\rho_b C_{so}}{H}$$

Avec

ρ_b : masse volumique du sol ($g.cm^{-3}$)
C_{ss} : concentration maximale de polluant adsorbé sur le sol ($g.g^{-1}$)

Concentration moyenne sur le site sur une période T

$$\overline{C}_{air}(T) = \frac{\overline{Q}(T)}{\frac{wv}{2} M\sqrt{A}}$$

Avec

$\overline{C}_{air}(T)$: concentration moyenne dans l'air sur la période T ($g.cm^{-3}$)
wv : vitesse moyenne du vent ($cm.s^{-1}$)
M : hauteur de la zone de mélange (m) = 2 m par défaut

Concentration moyenne à une distance X sur une période T

$$\overline{C}_{air}(T,X) = \frac{\overline{Q}(T) f}{wv\pi\sigma_z\sigma_y}$$

Avec

$\overline{C}_{air}(T)$: concentration moyenne dans l'air sur la période T ($g.cm^{-3}$) à une distance X de la zone polluée
X : distance à la source de pollution (km)
$t_{1/2}$: temps de demi-vie du produit dans l'atmosphère (j)
σ_z : coefficient de dispersion dans la direction verticale (m)
σ_y : coefficient de dispersion dans la direction latérale (perpendiculaire à la direction du vent) (m)
f : fréquence annuelle relative du vent dans la direction du point X

V.2.4.1.2 Coefficients de dispersion latérale et verticale

Les coefficients de dispersion[1], utilisés pour le calcul de la concentration dans l'air à l'extérieur du site, traduisent le phénomène de dilution de la pollution dans l'atmosphère et dépendent de la classe de stabilité (A, B, C, D, E, F) définies (Tableau 41) par Pasquill [Pasquill, 1961], de la vitesse du vent et de la distance en aval du vent (Figure 26).

[1] La dispersion longitudinale est négligeable (la substance voyage à la même vitesse que le vent) [USEPA, 1988]

Tableau 41 : Catégories de stabilité

Vitesse du vent ($m.s^{-1}$)	Insolation			Nuit	
	Forte	Modérée	Faible	Couverture nuageuse (> 4/8)	Couverture nuageuse (< 3/8)
<2	A	A–B	B		
2–3	A–B	B	C	E	F
3–5	B	B–C	C	D	E
5–6	C	C–D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

[USEPA, 1988]

Pasquill retient ainsi 6 classes de stabilité du vent qui peuvent varier en fonction de la vitesse du vent et de l'insolation.

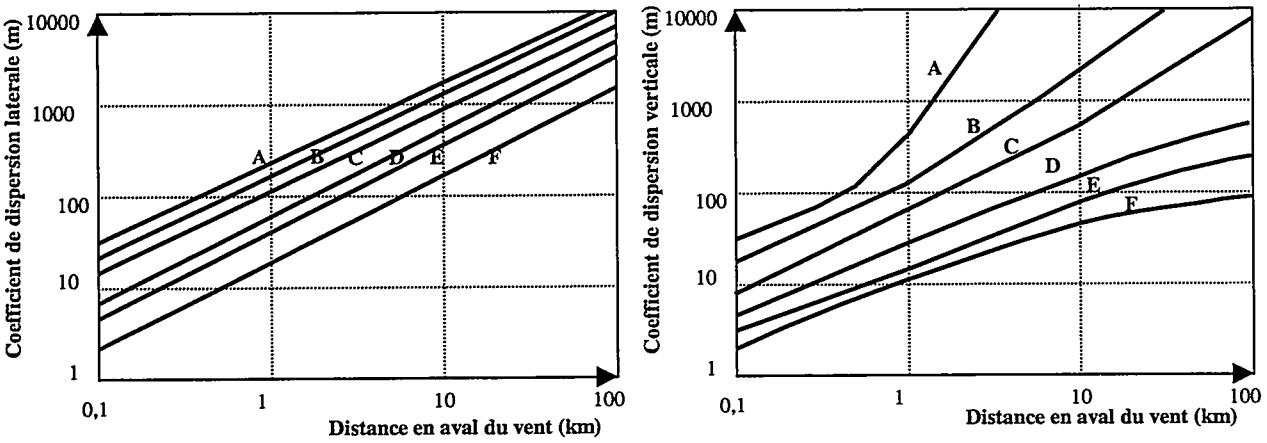


Figure 26 : Coefficient de dispersion en fonction de la distance à la source [Turner, 1970]

A partir de la figure 26, il est possible de mettre sous forme d'équations les valeurs des coefficients de dispersion σ (y pour latéral, z pour vertical, n pour nuit et j pour jour) par classe de stabilité (Tableau 42).

Tableau 42 : Estimation des coefficients de dispersion dans l'atmosphère de jour et de nuit

Equation	Valeur de a et b
$\sigma_{y,j} = 10^2 * 10^{(a_j \log X + b_j)}$	a = 0,85 et b = 2,338 (classe A) a = 0,868 et b = 2,227 (classe B) a = 0,9036 et b = 2,029 (classe C) a = 0,889 et b = 1,836 (classe D)
$\sigma_{y,n} = 10^2 * 10^{(a_n \log X + b_n)}$	a = 0,9119 et b = 1,5188 (classe F) a = 0,9009 et b = 1,6889 (classe E) a = 0,889 et b = 1,836 (classe D)
$\sigma_{z,j} = 10^2 * a_j' X_j^{b'}$	a' = 507,16 et b' = 1,8399 (classe A) a' = 113,51 et b' = 1,081 (classe B) a' = 62,486 et b' = 0,9271 (classe C) a' = 33,116 et b' = 0,6049 (classe D)
$\sigma_{z,n} = 10^2 * a_n' X_n^{b'}$	a' = 14,17 et b' = 0,4732 (classe F) a' = 20,108 et b' = 0,6231 (classe E) a' = 33,16 et b' = 0,6049 (classe D)

V.2.4.2 Transport et devenir des polluants dans l'eau de surface

L'estimation du transport et devenir des produits dans l'eau de surface se base uniquement sur l'effet de dilution (Figure 27) d'un débit de polluant D_i (donc d'un flux continu de polluant provenant du site étudié) dans un débit d'eau D_e. Les données d'entrée nécessaires au calcul sont :

- la vitesse V ($m.s^{-1}$) et le débit D_e ($m^3.s^{-1}$) du cours d'eau,
- la largeur l, la profondeur P et la pente moyenne p du cours d'eau,
- la concentration initiale C_i et le débit de produit D_i atteignant l'eau de surface.

Dans un premier temps, il est nécessaire de calculer la zone de mélange Z_m, distance minimale, à partir du point d'entrée du polluant dans l'eau, pour obtenir un mélange (et une concentration) polluant/eau uniforme, selon la formule suivante [Fischer *et al.*, 1979] :

$$Z_m = \frac{0{,}4 * l^2 * V}{0{,}6 * P * \sqrt{g * P * p}} \tag{24}$$

Connaissant cette distance minimale, il est alors possible d'évaluer la concentration d'une substance à une distance x, du point d'entrée de la pollution, supérieure à Z_m [Delos *et al.*, 1984] :

$$C(x) = \frac{C_i * D_i}{D_i + D_e} \tag{25}$$

Pour ce calcul seul le phénomène de dilution a été pris en compte et donc, au-delà d'une distance supérieure à Z_m, la concentration restera constante. Cette approximation est acceptable dans le sens où la dilution est le mécanisme prépondérant de réduction de la concentration initiale.

Avec

Z_m : zone de mélange (m),
l : largeur du cours d'eau (m),
V : vitesse de l'eau ($m.s^{-1}$),
g : constante de gravité (9,81 $m.s^{-2}$),
P : profondeur du cours d'eau (m),
p : pente d'écoulement du cours d'eau ($m.m^{-1}$),
C(x) : concentration du produit étudié à la distance x du point de pollution ($mg.l^{-1}$),
C_i : concentration du produit avant l'entrée dans l'eau de surface ($mg.l^{-1}$),
D_i : débit de polluant vers l'eau de surface ($m^3.s^{-1}$),
D_e : débit du cours d'eau ($m^3.s^{-1}$),
$t_{1/2}$: temps de demi-vie du produit dans l'eau de surface (s),
x : distance, du point d'entrée, à laquelle est calculée la concentration (m).

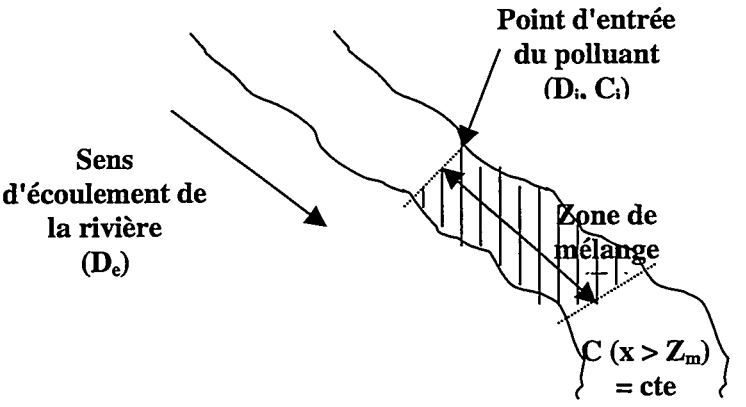


Figure 27 : Schéma conceptuel d'estimation du transport et devenir des polluants dans l'eau de surface

V.2.4.3 Transport et devenir des polluants dans le sol

L'évaluation du transport et devenir des polluants dans le sol intègre le mécanisme d'adsorption sur la matière organique du sol ralentissant et réduisant le phénomène d'infiltration de la pollution dans le sol mais pas les phénomènes de dégradation, ni de dispersion de la pollution.

V.2.4.4 Détermination des concentrations à l'équilibre et à saturation dans le sol

Lorsque l'on étudie le transport et devenir des polluants dans le sol, il est nécessaire de déterminer, au préalable, deux paramètres :

- la capacité de rétention maximale du sol pour un produit donné ($mg.kg^{-1}$) :

$$C_{sat} = \frac{S}{\rho_b}\left(K_{oc} * oc * \rho_b + \theta_w + H' * \theta_a\right) \quad (26)$$

- la concentration dans l'eau en équilibre avec le sol ($mg.l^{-1}$) :

$$C_{eau} = \frac{C_{sol} * \rho_b}{K_d * \rho_b + \theta_w + \theta_a * H'} \quad (27)$$

Avec

C_{eau} : concentration dans l'eau ($mg.l^{-1}$),
C_{sat} : concentration à saturation dans le sol ($mg.kg^{-1}$),
C_{sol} : concentration dans le sol ($mg.kg^{-1}$),
H' : constante de Henry (-),
K_d : coefficient de partage eau/sol ($l.kg^{-1}$),
K_{oc} : coefficient de partage eau/sol normé par rapport à la teneur en carbone organique ($l.kg^{-1}$),
oc : teneur en carbone organique dans le sol ($g.g^{-1}$),
ρ_b : masse volumique du milieu sol ($kg.m^{-3}$),
ρ_{sol} : masse volumique du solide sol ($kg.m^{-3}$),
S : solubilité du produit dans l'eau ($mg.l^{-1}$),
θ_a : fraction volumique d'air dans le sol (-),
θ_w : fraction volumique d'eau dans le sol (-).

V.2.4.5 Vitesse de propagation du polluant en zone non saturée

La vitesse du polluant dans la zone non saturée peut être calculée grâce à l'équation suivante [Enfield *et al.*, 1982] :

$$V_{cont.} = \frac{V_{pw,zns}}{R_d} = \frac{q}{\theta * R_d} = \frac{q}{\left(\theta_s * \left(\frac{q}{K_s}\right)^{\frac{1}{2b+3}}\right) * \left(1 + \frac{\rho_{sol} * K_d}{\eta_{totale}}\right)} \quad (28)$$

La teneur en eau dans la zone non saturée peut être estimée (Tableau 43) par l'équation [Clapp *et al.*, 1978] :

$$\theta = \theta_s * \left(\frac{q}{K_s}\right)^{\frac{1}{2b+3}} \quad (29)$$

Tableau 43 : Valeurs des paramètres hydrauliques

Type de sol	Ks (10^{-7} m.s^{-1})	θ_s (%)	$(2b+3)^{-1}$
Argile	1,7	47,5	0,039
Argile "grasse"	6,4	46,4	0,05
Argile limoneuse	2,5	47,9	0,042
Argile sableuse	3,3	43	0,042
Glaise	37	46,3	0,073
Glaise argileuse limoneuse	4,2	47,1	0,054
Glaise sableuse	72	45,3	0,08
Glaise silteuse	19	50,1	0,074
Limon argileux sableux	12	39,8	0,042
Sable / pas ou peu de végétation	580	43,7	0,09
Sable avec végétation	580	43,7	0,09
Sable "gras" avec végétation	170	43,7	0,085
Sable "gras" sans végétation	170	43,7	0,08

Les contaminants "hydrophobes" ou cationiques migrant sous forme de solutés dilués sont sujets à des effets de retard. Les panaches concentrés ne sont pas sujets à ce phénomène. Lorsqu'un contaminant hydrophobe migre sous forme diluée à travers un sol contenant du carbone organique, le contaminant se répartit entre le solvant polaire (eau) et le carbone organique solide.
Le retard peut être modélisé pour des solutés complexes [Nkedi-Kizza *et al.*, 1985] mais ne fait pas l'objet de ce rapport.
Le calcul du facteur de retard s'effectuera alors selon l'hypothèse que l'adsorption des contaminants hydrophobes n'est due qu'à la sorption sur la fraction organique du sol [Kent *et al.*, 1985], ce qui se traduit par l'équation :

$$R_d = 1 + \frac{\rho_{sol} * K_d}{\eta_{totale}} \quad (30)$$

et

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (31)$$

V.2.4.6 Vitesse de propagation du polluant en zone saturée

La vitesse du polluant dans la zone saturée est alors calculée en fonction de la vitesse interstitielle de l'eau pondérée par le facteur de retard :

$$V_{cont.} = \frac{V_{pw,zs}}{R_d} = \frac{K_s * i}{\theta_S * R_d} = \frac{K_s * i}{\theta_S * \left(1 + \frac{\rho_{sol} * K_d}{\eta_{totale}}\right)} \quad (32)$$

Avec

C_{sol} : concentration dans le sol ($mg.kg^{-1}$),
ρ_{sol} : masse volumique dans le sol ($kg.l^{-1}$),
H' : constante de Henry (-),
K_d : coefficient de partage ($ml.g^{-1}$),
K_{oc} : coefficient de partage sol/eau ($ml.g^{-1}$),
foc : fraction de carbone organique dans le sol (-),
θ_a : fraction volumique d'air dans le sol (-),
θ_w :fraction volumique d'eau dans le sol (-),
θ_s : fraction volumique d'eau dans le sol à saturation (-),
K_s : conductivité hydraulique saturée ($m.s^{-1}$),
i : gradient hydraulique de la nappe ($m.m^{-1}$),
R_d : facteur de retard (-),
t : durée de migration du polluant de la source à la nappe (s),
$V_{cont.}$: vitesse du contaminant dans la zone non saturée ($m.s^{-1}$),
$V_{pw,zns}$: vitesse interstitielle de l'eau dans la zone non saturée ($m.s^{-1}$),
$V_{pw,zs}$: vitesse interstitielle de l'eau dans la zone saturée ($m.s^{-1}$),
S : solubilité ($mg.l^{-1}$),
ρ_b : masse volumique du sol ($kg.l^{-1}$),
K_{oc} : coefficient de partage normé par rapport à la teneur en carbone organique,
oc : teneur en carbone organique du sol (%),
q : taux de recharge de la nappe ($mm.an^{-1}$),
θ : teneur en eau dans la zone non saturée (-),
R_d : facteur de retard (-),
η_{totale} : porosité totale (%),
$(2b+3)^{-1}$: paramètres hydrauliques.

V.2.4.7 Distribution du produit dans l'environnement

Il existe de nombreux modèles de répartition d'un polluant dans l'environnement dont le plus connu est le modèle de fugacité de MacKay à plusieurs niveaux de complexité [MacKay *et al.*, 1981]. Le modèle de fugacité de MacKay est un modèle de répartition d'un produit dans l'environnement. La démarche de modélisation est fondée sur le concept de fugacité qui est la propension d'une molécule à quitter le compartiment où elle se trouve.
Les rapports de concentrations dans les différents compartiments sont calculés à partir de propriétés physico-chimiques simples telles que le poids moléculaire, la solubilité, la pression de vapeur,...
Le modèle peut être utilisé à quatre niveaux d'étude :

- niveau I : distribution à l'équilibre entre les différents compartiments (ou phases),
- niveau II : distribution à l'équilibre en tenant compte des réactions et advections,
- niveau III : distribution en situation de non-équilibre,
- niveau IV : distribution dynamique en état de non-équilibre.

Pour le logiciel TRACES c'est le modèle de niveau I qui a été implémenté[1], pour permettre, à partir de la concentration dans le sol, d'estimer les concentrations dans la matrice solide, l'air et l'eau du sol.
Le niveau I représente la forme la plus simple du modèle. Il permet de décrire la répartition à l'équilibre entre les différents milieux d'une quantité donnée d'une substance chimique, qui est, par hypothèse, dépourvue de réactivité. Les mécanismes pris en compte sont l'adsorption, la volatilité et la solubilité.
Les différents milieux (sol, hydrosphère, atmosphère) sont supposés être homogènes et bien mélangés et ils sont dotés de volumes et de caractéristiques bien définis.

Les équations utilisées sont les suivantes :

- distribution de la pollution dans l'air du sol :

$$f_a = \frac{Z_a * V_a}{Z_a * V_a + Z_s * V_s + Z_w * V_w}$$ pour les composés organiques (33)

$$f_a = 0$$ pour les métaux et composés inorganiques (34)

- distribution de la pollution dans l'eau du sol :

$$f_w = \frac{Z_w * V_w}{Z_a * V_a + Z_s * V_s + Z_w * V_w}$$ pour les composés organiques (35)

$$f_w = \frac{V_w}{V_w + K_d * SD}$$ pour les métaux et arsenic (36)

$$f_w = 0$$ pour les composés inorganiques (37)

Avec

$$Z_a = \frac{1}{R * T_{sol}}$$ capacité de fugacité dans l'air (38)

$$Z_w = \frac{1}{H} = \frac{S}{P_{vap}}$$ capacité de fugacité dans l'eau (39)

$$Z_s = \frac{K_d * SD * Z_w}{V_s}$$ capacité de fugacité dans le sol (40)

ensuite

- concentration du polluant dans l'eau des pores :

$$C_{pw} = \frac{C_s * SD * f_w}{V_w}$$ si $C_{pw} < S*M$ (41)

$$C_{pw} = S * M$$ si $C_{pw} \geq S*M$ (42)

- concentration du polluant dans l'air du sol :

$$C_{sa} = \frac{C_s * SD * f_a}{V_a}$$ si $C_{pw} < S*M$ (43)

$$C_{sa} = \frac{S * M * V_w * f_a}{f_w * f_a}$$ si $C_{pw} \geq S*M$ (44)

[1] Comme nous l'avons déjà dit, ce module d'estimation du transport et devenir des polluants n'a pas été développée dans le but de proposer des outils lourds et complexes, comme il en existe d'ailleurs beaucoup, mais de proposer une approche simplificatrice.

Avec

f_a : fraction massique du produit dans la phase gazeuse du sol (%),
f_w : fraction massique du produit dans la phase liquide du sol (%),
Z_a : capacité de fugacité du produit dans l'air ($mol.m^{-3}.Pa^{-1}$),
Z_s : capacité de fugacité du produit dans le sol ($mol.m^{-3}.Pa^{-1}$),
Z_w : capacité de fugacité du produit dans l'eau ($mol.m^{-3}.Pa^{-1}$),
V_a : fraction volumique d'air dans le sol (%),
V_s : fraction volumique de solide dans le sol (%),
V_w : fraction volumique d'eau dans le sol (%),
K_d : coefficient de partage sol/eau ($mol.g^{-1}$ de poids sec)/($mol.cm^{-3}$),
S : solubilité du produit ($mol.l^{-1}$),
M : masse molaire du produit ($g.mol^{-1}$),
SD : masse volumique du sol ($kg.m^{-3}$),
C_s : concentration du produit dans le sol ($mg.kg^{-1}$),
C_{pw} : concentration du produit dans l'eau des pores du sol ($g.l^{-1}$),
C_{sa} : concentration du produit dans l'air du sol ($mg.m^{-3}$).

Ce module ne doit toutefois être utilisé que dans le cas où des données de concentrations spécifiques au site étudié sont indisponibles ou dont l'obtention est impossible ou difficile, en raison des simplifications importantes dont il est issu.

V.2.5 La méthode d'évaluation des risques

La méthode d'analyse de risques fait actuellement l'objet de nombreuses recherches en France (EDR) et dans les pays industrialisés (Etats-Unis, Allemagne, Grande-Bretagne, Pays-Bas). Elle représente l'outil indispensable de caractérisation des risques dans le processus de réhabilitation des sites et sols pollués. Nous avons développé dans TRACES une méthode d'analyse de risques que nous allons décrire ci-dessous.

V.2.5.1 Principe du calcul d'exposition pour un produit et une voie d'exposition

L'équation générale permettant de calculer l'exposition d'un individu à un polluant k selon la voie d'exposition i ou le mode d'exposition j est la suivante :

$$E_{i,k} = \frac{C_{i,k} * I_i * EF * ED}{EP * BW} \quad (45)$$

et

$$E_{j,k} = \sum_i E_{i,k} \quad (46)$$

Avec

$E_{i,k}$: exposition par la voie i pour le polluant k ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$),
$E_{j,k}$: exposition par le mode d'exposition j pour le polluant k ($mg.kg^{-1}.j^{-1}$),
$C_{i,k}$: concentration (mesurée ou estimée) dans le milieu de contact (eau, air, sol,...) i correspondant au polluant k ($mg.kg^{-1}$, $mg.l^{-1}$ ou $mg.m^{-3}$),
BW : masse corporelle (kg),
Ii : taux d'exposition au milieu i ($mg.j^{-1}$, $l.j^{-1}$ ou $m^3.j^{-1}$),
ED : durée de l'exposition (an),

EF : fréquence de l'exposition ($j.an^{-1}$),
EP : période sur laquelle est calculée l'exposition[1] (j).

Les concentrations dans les différents milieux proviennent :

- soit de l'analyse d'échantillons (eau, air, sol, plantes, plantes...) directement prélevés sur le site contaminé,
- soit d'une modélisation du transfert (répartition, volatilisation, diffusion,...) et/ou du devenir des polluants (dégradation, bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, transformation,...) dans l'environnement à partir d'une pollution initiale du sol. Dans certains cas, l'utilisation de modèles existants plus adaptés et plus précis, en complément de TRACES, est nécessaire.

Lors de l'évaluation des risques, les valeurs des concentrations doivent donc être connues par l'un de ces moyens (la valeur à retenir devant être celle la plus fiable possible), une analyse de sensibilité du résultat pouvant toutefois être appliquée par la suite sur ces valeurs.

V.2.5.2 Les voies d'exposition prises en compte

Cette relation peut se décliner pour chacune des dix voies d'exposition (Figure 28) et chacun des trois modes d'exposition retenus (inhalation, ingestion, contact cutané) :

- inhalation d'air,
- inhalation de poussières,
- ingestion d'eau,
- ingestion de sol,
- ingestion de viandes,
- ingestion de poissons,
- ingestion de fruits et légumes,
- ingestion de produits laitiers,
- contact cutané avec l'eau[2],
- contact cutané avec le sol.

[1] D'une manière générale, pour les produits cancérigènes, la période d'exposition sera de 25550 jours, ce qui correspond à 70 ans, durée moyenne d'une vie, et pour les produits cancérigènes, la période d'exposition est égale à la durée d'exposition.
[2] Cette voie d'exposition correspond essentiellement à l'exposition durant les activités de loisirs d'eau et inclut aussi la fraction d'eau ingérée lors de baignades.

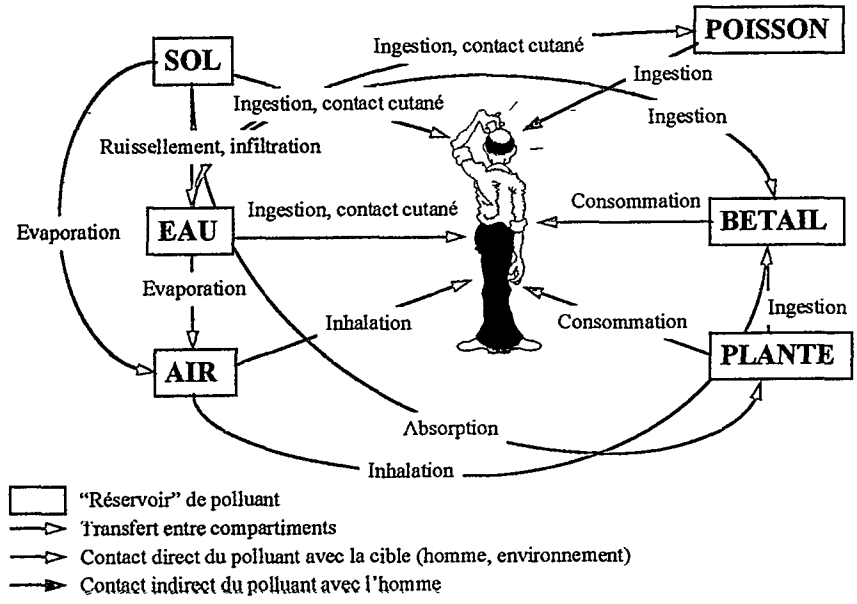


Figure 28 : Schéma d'exposition de l'homme aux polluants

On distingue à la fois les voies d'exposition [Fiedler *et al.*, 1995] directes avec le polluant et l'exposition par la chaîne alimentaire. En effet, en raison des phénomènes de bioaccumulation[1], ces voies indirectes représentent souvent les principales voies d'exposition potentielle à un produit.

V.2.5.2.1 Les voies d'exposition directes

Les principales voies d'exposition directes retenues pour l'étude sont :

- l'ingestion de sol,
- l'ingestion d'eau,
- l'inhalation de poussières,
- l'inhalation d'air,
- le contact cutané avec le sol,
- le contact cutané avec l'eau durant les baignades.

Parmi les voies d'exposition potentielle non retenues, on peut citer :

- l'inhalation d'eau durant la douche,
- le contact direct avec le polluant,
- le contact cutané avec l'eau durant les douches et les bains,
- la différence entre l'inhalation d'air à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments,
- l'exposition à des produits radioactifs.

D'une manière générale, l'exposition *via* ces différentes voies est soit négligeable, soit seulement applicable que dans de rares cas.

[1] Le facteur de bioconcentration BCF de l'Arochlor 1260 peut aller jusqu'à 194 000 pour l'épinoche.

V.2.5.2.2 Les voies d'exposition indirectes par la chaîne alimentaire

L'homme étant situé au sommet de la chaîne alimentaire, il est nécessaire d'étudier la contamination des espèces végétales (fruits, légumes, céréales) et animales (poissons, bétail) entrant dans son régime alimentaire, celles-ci pouvant constituer une voie d'exposition importante, surtout en raison des phénomènes de bioconcentration.

La concentration d'une substance dans les tissus d'une espèce animale ou végétale dépend :

- de la concentration initiale de la substance dans le milieu d'exposition de cette espèce (eau, air, sol, ou espèces intermédiaires),
- de la biodisponibilité de la substance, elle-même fonction des caractéristiques physico-chimiques de la substance (coefficient de partage octanol/eau, solubilité,...) et des caractéristiques du milieu (pH, teneur en carbone organique, température,...),
- de l'espèce, de son régime alimentaire, de son métabolisme et de sa capacité à éliminer la substance de son organisme.

De nombreux modèles d'estimation (Tableau 44) des paramètres de bioconcentration existent [Lyman *et al.*, 1990] mais, en raison de la forte variabilité et incertitude, il est généralement recommandé d'effectuer des mesures directes, sous réserve qu'elles soient effectivement représentatives des produits consommés.

Tableau 44 : Estimation du facteur de bioconcentration dans les poissons

n°	Equation	r²	Plage de Kow ou S ou Koc	Espèces utilisées
1	log BCF = 0,76 log Kow - 0,23	0,823	7,9 à 8,1 10^{+6}	Truite arc-en-ciel Epinoche Perche soleil Poisson moustique
2	log BCF = 2,791 - 0,564 log S	0,49	0,001 à 5 10^{-4}	Saumon de fontaine Truite arc-en-ciel Carpe Perche soleil Epinoche
3	log BCF = 1,119 log Koc - 1,579	0,757	< 1 à 1,2 10^{+6}	Divers
4	log BCF = 0,542 log Kow + 0,124	0,899	437 à 41,6 10^{+6}	Truite arc-en-ciel
5	log BCF = 0,85 log Kow - 0,7	0,897	7,9 à 8,7 10^{+4}	Truite arc-en-ciel
6	log BCF = 0,935 log Kow - 1,495	0,757	436 à 3,7 10^{+6}	Divers
7	log BCF = 0,819 log Kow - 1,146	0,995	66 à 2,81 10^{+4}	*Daphnia pulex* (invertébrés)
8	log BCF = 0,752 log Kow - 0,4362	0,85	2E+3 à 1,5 10^{+6}	*Daphnia pulex*
9	log BCF = 3,41 - 0,508 log S	0,93	437 à 41,6 10^{+6}	Truite arc-en-ciel

[Lyman *et al.*, 1990]

Selon les conditions spécifiques au site, et parmi les dix voies proposées par défaut, seules les voies d'exposition les plus pertinentes seront conservées pour l'analyse de risques.

V.2.5.3 Le scénario d'utilisation du site

Le principe de "l'adéquation aux objectifs" consiste à évaluer les risques que présente un site en fonction de son usage et/ou de son voisinage, et donc pour une cible donnée. Selon ce principe, généralement admis dans la plupart des pays industrialisés, quatre scénarios d'utilisation possible du site ont été retenus :

- zone résidentielle,
- zone agricole,
- zone industrielle / commerciale,
- zone en friche.

L'utilisation rationnelle du sol et l'intégration des politiques de protection du sol avec l'aménagement du territoire doivent en effet suivre les trois principes suivants :

- l'harmonisation de l'usage du sol pour permettre au sol de garder sa capacité à remplir une grande variété de fonctions en retour,
- l'utilisation du sol ne doit causer que des changements réversibles du sol,
- l'utilisation économique du sol : la surface du sol doit être assignée à un usage et doit être pondérée en fonction du critère de multifonctionnalité et de réversibilité.

En fonction du scénario d'utilisation du site, la cible étudiée[1] par défaut ne sera pas la même (adulte, enfant, vie), et les valeurs [USEPA, 1991], [Labienec *et al.*, 1994], [McKone *et al.*, 1991] [Gephart *et al.*, 1994] des paramètres d'exposition et des caractéristiques physiologiques seront différentes (valeurs moyennes et écart-types) selon le tableau 45. Ainsi, à pollution identique, le risque ne sera pas le même lorsque les cibles potentielles sont des travailleurs (zone industrielle) ou des enfants (zone résidentielle ou parcs).

Tableau 45 : Paramètres d'exposition (et écart-types) utilisés par défaut pour l'évaluation des risques

Paramètre d'exposition	Activités du site											
	Résidences, parcs, loisirs			Friche, terrain vague			Agriculture			Industrie / commerce		
Cible	Enfant	Adulte	Combiné[2]	Enfant	Adulte	Combiné	Enfant	Adulte	Combiné	Adulte	Enfant	Combiné
Poids (kg)	27 (14)	70 (14)	61 (14)	27 (14)	70 (14)	61 (14)	27 (14)	70 (14)	61 (14)	70 (14)	27 (14)	70 (14)
Surface de la peau (m^2)	0,95 (0,35)	1,7 (0,2)	1,5 (0,35)	0,95 (0,35)	1,7 (0,2)	1,5 (0,35)	0,95 (0,35)	1,7 (0,2)	1,5 (0,35)	1,7 (0,2)	00,95 (0,35)	1,7 (0,2)
Ingestion d'eau ($l.j^{-1}$)	1,4 (0,5)	2 (0,7)	1,85 (0,7)	1,4 (0,5)	1 (0,7)	1,08 (0,7)	1,4 (0,5)	2 (0,7)	1,85 (0,7)	1 (0,7)	0	1 (0,7)
Ingestion d'air ($m^3.j^{-1}$)	19 (3)	28 (8)	26 (8)	19 (3)	28 (8)	26 (8)	19 (3)	28 (8)	26 (8)	28 (8)	0	28 (8)
Ingestion de sol ($mg.j^{-1}$)	200 (170)	100 (140)	121 (170)	200 (170)	100 (140)	121 (170)	200 (170)	100 (140)	121 (170)	50 (70)	0	50 (70)
Ingestion de fruits et légumes ($kg.j^{-1}$)	0,216 (0,135)	0,3 (0,2)	0,282 (0,2)	0,3 (0,2)	0,3 (0,2)	0,282 (0,2)	0,216 (0,135)	0,3 (0,2)	0,282 (0,2)	0,3 (0,2)	0	0,3 (0,2)
Ingestion de poissons ($kg.j^{-1}$)	0,01 (0,003)	0,02 (0,007)	0,018 (0,007)				0,01 (0,003)	0,02 (0,007)	0,018 (0,007)	0,02 (0,007)	0	0,02 (0,007)
Ingestion de produits laitiers ($kg.j^{-1}$)	0,38 (0,16)	0,22 (0,07)	0,254 (0,16)				0,38 (0,16)	0,22 (0,07)	0,254 (0,16)	0,22 (0,07)	0	0,22 (0,07)
Ingestion de viandes ($kg.j^{-1}$)	0,12 (0,03)	0,19 (0,066)	0,175 (0,066)				0,12 (0,03)	0,19 (0,066)	0,175 (0,066)	0,19 (0,066)	0	0,19 (0,066)
Période d'exposition[1] (j)	5475	10950	10950	5475	10950	10950	5475	20075	25550	9125	0	9125
Fréquence d'exposition ($j.an^{-1}$)	350	350	350	71	71	71	350	350	350	250	0	250
Durée d'exposition (an)	15	30	30	15	30	30	15	55	70	25	0	25

[USEPA, 1991], [Labienec *et al.*, 1994], [McKone *et al.*, 1991] [Gephart *et al.*, 1994]

[1] La période d'exposition est égale à 25 550 jours (durée d'une vie moyenne) dans le cas d'une évaluation des risques liés à des produits cancérigènes

[2] La catégorie "Combiné" est utilisé pour représenter l'exposition pour une personne ayant vécu durant toute la période retenue pour l'exposition en multipliant la catégorie "Enfant" par 15/70 et la catégorie "Adulte" par 55/70.

Ces valeurs prises par défaut n'ont qu'un rôle indicateur[2]. Il est possible, à tout moment, de les modifier en fonction des conditions spécifiques (jardins potagers,...) au site.

[1] L'Allemagne considère 6 classes d'âge (nourrisson, petit enfant, enfant, adolescent, adulte, vie) alors que la Grande-Bretagne en distingue jusqu'à 18 classes d'âge (16 pour les 16 premières années de la vie, une de 16 à 59 et une de 60 à 70 ans).

[2] Il est généralement difficile d'obtenir de telles informations spécifiques à chaque site.

V.2.5.4 Les facteurs d'absorption

La cible humaine étant généralement exposée au polluant *via* un milieu de contact (eau, air, aliments,...), la totalité du polluant reçue n'est pas effectivement absorbée par l'organisme, et ce, en fonction du polluant (biodisponibilité du polluant) et du milieu pollué (coefficient de transfert). Il est donc nécessaire d'introduire un facteur d'absorption spécifique à chaque polluant mais aussi spécifique à chaque voie d'exposition.
Plusieurs paramètres influent sur la biodisponibilité du polluant et donc sur le coefficient d'absorption du polluant :

- la spéciation minérale : certains métaux toxiques se trouvent naturellement, sous forme insoluble, liés à des minéraux ; c'est le cas du plomb avec la galène et la pyromorphite, ou du cadmium dans la sphalérite,
- la spéciation chimique : généralement le critère de toxicité se base sur des expériences utilisant des substances pures sous forme soluble. Mais cette même substance dans le sol peut se trouver sous forme de :
  - cations / anions,
  - sulfates / sulfures,
  - phosphates, carbonates,...
- les effets de sorption : les contaminants du sol sont généralement fortement adsorbés sur les argiles, les hydroxydes ferriques et/ou la fraction organique du sol,
- le temps de passage dans l'organisme : au contraire des autres paramètres qui tendent à réduire la biodisponibilité du polluant, le sol, comme support de la polllution, a un temps de séjour plus important dans l'organisme une fois ingéré ou inhalé.

Il est donc nécessaire de tenir compte de ce facteur lors de l'évaluation de l'exposition à une substance. La disponibilité de certaines substances pour les plantes a été étudiée expérimentalement, cependant, il est impossible de connaître tous les coefficients d'absorption liés à tous les polluants et toutes les voies d'exposition $Abs_{i,k}$ à moins de mener des études épidémiologiques longues et couteuses.

Il est possible d'intégrer ce facteur :

- dès l'extrapolation des doses acceptables de l'animal à l'homme,
- en ne prenant que la concentration extractible d'une substance et non la concentration totale,
- en introduisant un coefficient d'absorption lors du calcul d'exposition.

C'est cette dernière solution qui a été retenue pour TRACES, l'équation de calcul d'exposition devient alors :

$$E_{i,k} = \frac{C_{i,k} * I_i * Abs_{i,k} * EF * ED}{EP * BW} \qquad (47)$$

Dans le cas où cette information ne serait pas disponible, des valeurs par défaut ont été introduites (Tableau 46).

Tableau 46 : Facteurs d'absorption pris par défaut

Voie d'exposition étudiée	Coefficient d'absorption par défaut	Références
Ingestion de sol	0,3	Labienec *et al.*, 1994
Ingestion d'eau	1	McKone *et al.*, 1991
Ingestion de poissons	1	McKone *et al.*, 1991
Ingestion de viandes	1	McKone *et al.*, 1991
Ingestion de produits laitiers	1	McKone *et al.*, 1991
Ingestion de fruits et légumes	1	McKone *et al.*, 1991
Inhalation d'air	0,5	Labienec *et al.*, 1994
Inhalation de poussières	0,5	Labienec *et al.*, 1994
Contact cutané avec le sol	0,15	Hawley, 1985
Contact cutané avec l'eau	0,001	Ryer-Powder *et al.*, 1993

Ces valeurs peuvent être modifiées par l'utilisateur selon les informations recueillies sur le site ou selon l'évolution des connaissances.

V.2.5.5 Prise en compte de l'évolution de la concentration dans le temps

L'évaluation des risques ne doit être utilisée que lorsque qu'aucun danger immédiat intolérable n'est présent, autrement des mesures d'urgence doivent, dans un premier temps, être entreprises.
L'évaluation des risques a donc pour but d'évaluer les risques à moyen et long terme [McBean *et al.*, 1995] pour la santé humaine. Les concentrations en polluants étant alors susceptibles de varier fortement dans le temps, en raison du phénomène d'atténuation naturelle, il est nécessaire d'intégrer cet aspect lors du calcul d'exposition [Birnstingl *et al.*, 1998]. La concentration C_t d'un polluant à un temps t est directement liée à la concentration initiale C_o de ce polluant par la relation[1] :

$$C_t = C_o e^{-kt} \tag{48}$$

et

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \tag{49}$$

Avec

C_t : concentration du polluant dans le milieu étudié au temps t (ppm),
C_o : concentration du polluant dans le milieu étudié au temps to (ppm),
$t_{½}$: temps de demi-vie du polluant dans le milieu étudié (j).

A partir de la concentration initiale C_o entrée, on peut évaluer la concentration moyenne du polluant $\overline{C_t}$ sur la base d'une dégradation biologique et chimique du premier ordre :

$$\overline{C_t} = \frac{C_o}{(\Delta T)_i} \int_{t_{i-1}}^{t_i} e^{-kt} dt \tag{50}$$

Une information précise et fiable sur la persistance du polluant dans l'eau, l'air et le sol est donc nécessaire afin de conduire une telle évaluation. Dans le cas contraire, c'est l'hypothèse conservatrice qui est appliquée ($\overline{C}_t$ est égale à C_o).

L'équation du calcul d'exposition devient alors :

[1] Par défaut, c'est une cinétique de dégradation d'ordre 1 qui a été prise.

$$E_{i,k} = \frac{\left(\overline{C}_{i,k}\right)_t * I_i * Abs_{i,k} * EF * ED}{EP * BW} \quad (51)$$

V.2.5.6 Caractérisation du risque initial

Le calcul d'exposition s'effectue par produit k et par mode d'exposition j (inhalation, ingestion, contact cutané).
A partir de l'exposition calculée, et d'une dose de référence ($RfD_{j,k}$), pour chaque produit k et pour chaque mode d'exposition j, il est possible de caractériser le risque initial lié au site pollué. Le risque potentiel (appelé quotient ou indice de danger) est alors établi comme le rapport entre l'exposition calculée et la dose de référence $RfD_{j,k}$.

La procédure de caractérisation du risque potentiel est la suivante :

- quantification de l'exposition $E_{j,k}$ par substance k pour chaque mode d'exposition j,
- somme R_k des risques de l'ensemble des substances présentes pour un même mode d'exposition $\sum_j \frac{E_{j,k}}{RfD_{j,k}}$ (l'hypothèse d'additivité des effets des produits sur la cible a été retenue à défaut de données précises sur les phénomènes de synergie pouvant apparaître dans le cas de mélanges de polluants),
- somme R des risques de l'ensemble des modes d'exposition pour un même récepteur.

Le calcul du risque global R s'effectue de la manière suivante :

$$R = \sum_k \left(\sum_j \left(\frac{E_{j,k}}{RfD_{j,k}} \right)_j \right)_k = \sum_k R_k \quad (52)$$

Dans le cas de produits non cancérigènes, la valeur de référence $RfD_{j,k}$ représente la dose de référence journalièrement acceptable. Dans le cas de produits cancérigènes, $RfD_{j,k}$ correspond à la dose entraînant un excès de risque de cancer de 10^{-5} afin de faciliter l'évaluation.

V.2.5.7 Prise en compte des incertitudes

Lors de l'évaluation des risques potentiels, de nombreuses incertitudes apparaissent et portent notamment sur :

- le scénario : information incomplète ou manquante pour bien définir la nature et le niveau d'exposition,
- les paramètres : erreurs de mesure, d'échantillonnage,...
- le modèle : erreurs résultant de l'utilisation de modèles de transport et devenir, de corrélations,....

La plupart des méthodes d'évaluation quantitative de l'incertitude consistent à savoir de quelle manière les incertitudes de certains paramètres se propagent jusqu'à l'incertitude globale de l'évaluation [Cox *et al.*, 1981], [Whitmore, 1985], [Iman *et al.*, 1988], [Seller, 1987], [Rish *et al.*, 1988].

Ces méthodes peuvent être réparties en quatre catégories en fonction de leur complexité et des données nécessaires (Tableau 47).

Tableau 47 : Les différentes approches d'analyse quantitative de l'incertitude

Approche	Description	Exemple
Analyse de sensibilité	Faire varier une seule variable d'entrée en gardant les autres variables constantes et examiner l'effet sur le résultat.	Fixer pour chaque variable, une valeur minimale et maximale, et une valeur moyenne aux autres variables.
Propagation analytique de l'incertitude	Examiner la manière dont l'incertitude d'un paramètre se propage jusqu'à l'incertitude globale.	Obtenir la dérivée partielle de l'équation de l'exposition en fonction de chaque paramètre d'entrée.
Analyse probabiliste de l'incertitude	Faire varier les variables d'entrée en prenant plusieurs valeurs sur leur distribution de probabilité.	Associer une fonction de densité de probabilité à chaque paramètre, sélectionner un certain nombre de points sur la courbe et les insérer dans le calcul d'exposition.
Méthodes statistiques classiques	Estimer directement la distribution de la population en se basant sur l'étude d'un échantillon représentatif.	Estimer l'intervalle de confiance pour plusieurs percentiles de la distribution de l'exposition.

L'outil TRACES permet de prendre en compte l'ensemble de ces incertitudes de deux manières différentes :

- l'analyse de sensibilité du résultat est effectuée en faisant varier "manuellement" les valeurs d'entrée et en observant la valeur de sortie. C'est le cas pour les concentrations en polluants où il est possible d'entrer à la fois la valeur moyenne ($\bar{x}$) et la variation (Δx), ainsi que pour le risque acceptable de cancer (10^{-4}, 10^{-5} ou 10^{-6}),
- l'analyse d'incertitude est effectuée en intégrant dès le départ, non pas une valeur mais une distribution statistique de la donnée .

V.2.5.7.1 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité s'effectue sur les valeurs de concentrations des polluants dans l'eau de surface, l'eau souterraine, l'air et le sol. Au lieu de rentrer une valeur unique de concentration, on peut alors rentrer les valeurs moyennes, minimales et maximales de chaque concentration (air, eau de surface, eau souterraine, sol) mesurées sur le site.
L'utilisateur peut alors ensuite effectuer le calcul d'exposition pour une substance donnée, et obtenir les expositions minimales, maximales et moyennes raisonnablement attendues.

V.2.5.7.2 Analyse probabiliste de l'incertitude

L'utilisation des méthodes d'analyse probabiliste appliquées à l'évaluation des risques liés aux sites pollués est relativement récente[1]. En 1989, la méthode RAGS n'intégrait pas les méthodes statistiques mais soulevait le problème de la fiabilité des informations et de l'évaluation. Pour cela, seule une présentation des hypothèses et des simplifications effectuées était demandée[2] et non une évaluation quantitative des risques.
Cependant ces méthodes de caractérisation de l'incertitude sont devenues indispensables en raison de différents constats :

[1] Actuellement, seule la Grande-Bretagne utilise explicitement la méthode probabiliste Monte Carlo pour déterminer les niveaux de concentrations acceptables. Les Etats-Unis ont aussi sorti un guide sur la méthode Monte Carlo mais restent ouverts à toute autre technique probabiliste.
[2] On parle de caractérisation de l'incertitude pour évaluer qualitativement l'incertitude et d'évaluation ou d'analyse de l'incertitude pour la quantifier.

- l'application systématique du pire scénario raisonnable (prise en compte des paramètres les plus pénalisants) conduit souvent à un risque inacceptable pour l'homme et donc à la nécessité de dépolluer un site à des coûts importants,
- l'incertitude scientifique sur la détermination des doses acceptables[1] pour l'homme, à partir de résultats de tests toxicologiques sur les animaux, sur l'origine et la qualité des informations recueillies permet aux responsables de la pollution de remettre en cause les résultats de l'évaluation[2],
- le risque zéro n'existant pas pour les produits cancérigènes, la détermination de seuils acceptables est subjective et donc sujette à polémique[3],
- l'incertitude sur l'évaluation des risques est inhérente au sujet traité, du fait des nombreuses approximations nécessaires pour représenter les phénomènes environnementaux. Son estimation peut en outre conduire à la recherche de plus d'informations, de meilleure qualité.

Il est donc nécessaire de caractériser le "risque" (la probabilité d'apparition) lié(e) au risque estimé, surtout lorsque le risque calculé se trouve autour du risque acceptable fixé.
Actuellement, aucune méthode statistique n'est proposée par l'USEPA, mais celle-ci reconnaît l'avantage de leur utilisation dans le cadre très précis [USEPA, 1997] du calcul d'exposition.

La méthode probabiliste (Figure 29) consiste à remplacer une unique valeur d'entrée par une distribution de cette valeur et donc à obtenir non pas une valeur de risque mais une distribution des risques possibles avec leur probabilité d'occurrence.
Dans TRACES, seuls les paramètres liés à l'exposition [USEPA, 1996] font l'objet d'une telle analyse selon une distribution de type Loi Normale [Gephart *et al.*, 1994] (moyenne μ et écart-type σ)

$$f(x,\mu,\sigma) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\left(\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)}. \qquad (53)$$

Les deux principales méthodes d'analyse probabiliste généralement utilisées sont la simulation Monte Carlo et la simulation Latin Hypercube.

[1] Nous avons en effet pu voir dans les chapitres précédents que la détermination de la NOEC était différente d'un pays à l'autre.
[2] Aux Etats-Unis, en 1990, 10 % du budget (Superfund) alloué à la réhabilitation des sites pollués était dépensé en frais de procès. En 1994, cette part est passée à 22 %.
[3] Dans les années 1970, le seuil acceptable de cancer établi arbitrairement à 10^{-6} avait entraîné des milliards de $ de dépenses de réhabilitation. Aujourd'hui, on parle plutôt de fourchettes de risques acceptables entre 10^{-4} et 10^{-6}.

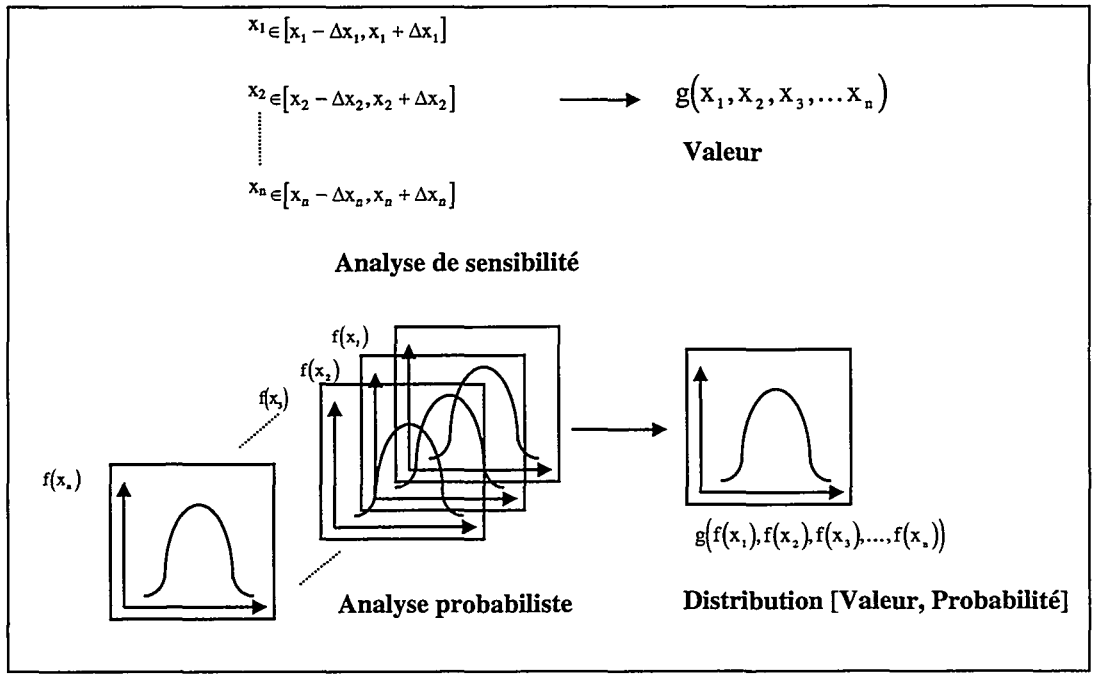


Figure 29 : Principe de la prise en compte de l'incertitude

V.2.5.7.2.1 Simulation Monte Carlo ou échantillonnage au hasard

La méthode Monte Carlo est l'outil probabiliste le plus couramment employé pour caractériser la variabilité et l'incertitude lors d'une évaluation des risques. Développée dans les années 1940, elle met en œuvre une technique d'échantillonnage statistique permettant d'obtenir une approximation probabiliste de la solution d'un problème mathématique.
Chaque paramètre est donc échantillonné à partir de sa courbe de distribution. cette méthode peut s'appliquer lorsque plusieurs paramètres sont simultanément incertains. En utilisant un générateur aléatoire, on sélectionne une valeur pour chacun des paramètres incertains. En fonction du problème et de l'information disponible, ces paramètres peuvent être considérés comme indépendants (chaque paramètre est indépendant des autres) ou corrélés (un paramètre peut être lié à un ou plusieurs autres paramètres). Pour chaque ensemble de valeurs, on obtient alors un ensemble de résultats (Figure 30). Une autre sélection aléatoire de valeurs est alors effectuée et ainsi de suite pour un très grand nombre de fois (100, 1 000, 10 000) produisant ainsi autant de résultats. On peut ainsi calculer la moyenne, la variance, l'écart-type et/ou la distribution des résultats.

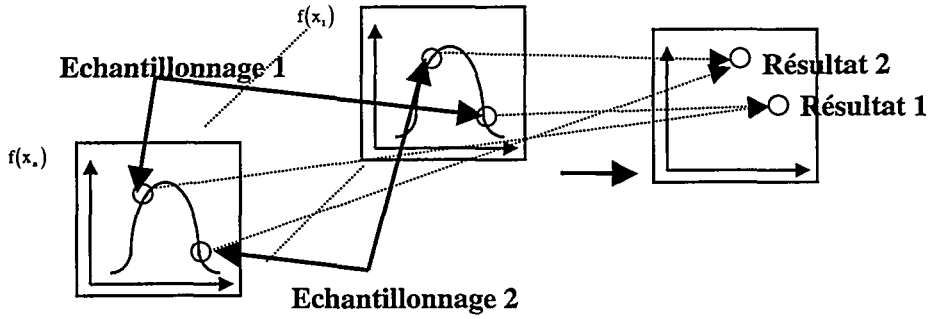


Figure 30 : Principe de l'échantillonnage au hasard

Toutefois, avec ce type d'échantillonnage au hasard, si le nombre de paramètres indépendants est élevé, il est presque impossible que toutes les valeurs minimales ou toutes les valeurs maximales soient prises simultanément dans un ensemble de valeurs, ce qui fausse légèrement les résultats de l'évaluation, en ne tenant pas compte des valeurs extrêmes qui sont généralement celles qui posent le plus de problème. Afin d'obtenir un échantillonnage représentatif de la distribution, il est alors nécessaire d'effectuer un échantillonnage très important.

V.2.5.7.2.2 Simulation Latin Hypercube ou échantillonnage stratifié

La simulation Latin Hypercube (Figure 31) permet de limiter le nombre d'échantillons nécessaires pour obtenir la distribution la plus proche de celle entrée. La technique d'échantillonnage se déroule en effet en deux étapes :

- la première étape consiste à "découper" la distribution en autant d'intervalles égaux que le nombre d'échantillons désiré,
- la deuxième étape est identique à la simulation Monte Carlo en choisissant, pour chaque intervalle, une valeur au hasard.

Cette première étape minimise ainsi le nombre d'échantillons nécessaires pour représenter la distribution en "forçant" l'échantillonnage au hasard à prendre une valeur sur toute la courbe de distribution du paramètre, c'est l'échantillonnage stratifié.

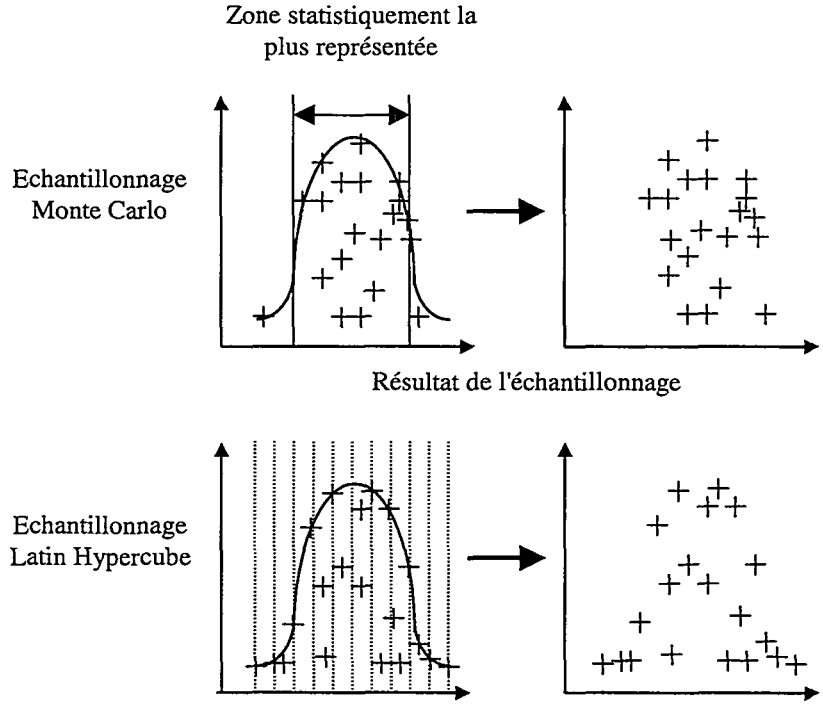


Figure 31 : Comparaison des échantillonnages Monte Carlo et Latin Hypercube

Selon Ang et Tang [Ang *et al.*, 1984], l'erreur due à l'échantillonnage est liée au nombre d'échantillons n et à la précision désirée (1-f) par la relation :

$$\text{Erreur}\ (\%) = 200\sqrt{\frac{1-f}{n*f}} \qquad (54)$$

Dans TRACES, le nombre d'échantillonnage effectué en mode stochastique est de 900, correspondant à 30 échantillonnages pour chacun des deux paramètres indépendants (poids et taux d'exposition).

Donc selon la précision demandée, l'erreur sera alors :

- précision de 50 % : l'erreur est alors de 6,7 % de la valeur correspondant à cette précision,
- précision de 95 % : l'erreur est alors de 30 % de la valeur correspondant à cette précision,
- précision de 99% : l'erreur est alors de 66% de la valeur correspondant à cette précision.

V.2.5.8 Gestion du risque

V.2.5.8.1 Introduction

Si le risque global R est supérieur à 1, il sera considéré comme inacceptable car la probabilité d'apparition d'un effet néfaste indésirable est très importante. Dans ce cas, une action adéquate sera nécessaire pour réduire ce risque (dépollution, restriction d'usage du site, accessibilité du site,...). La gestion des risques correspond à l'étape devant conduire au choix de la stratégie de contrôle des risques [Morgan *et al.*, 1994], parmi l'ensemble des solutions possibles mises en évidence par l'évaluation des risques. Ce processus doit intégrer :

- la nature du risque,
- le niveau du risque,
- la faisabilité technique,
- les aspects éthiques,
- les impacts socio-économiques de chaque stratégie.

La gestion des risques a donc pour but d'aboutir à la sélection des mesures nécessaires, en se basant sur les résultats de l'évaluation des risques [Blacker et al., 1994], mais en intégrant aussi d'autres aspects non scientifiques (économique, politique, social,...) spécifiques à chaque site. Ainsi à pollution identique (polluants identiques conduisant à un risque similaire), il n'est pas sûr que deux sites soient dépollués de la même manière.

V.2.5.8.2 Détermination des objectifs de réhabilitation

La détermination des objectifs de réhabilitation est l'un des nouveaux rôles attribués aux méthodes d'évaluation des risques [Hofmann *et al.*, 1992]. En effet, on est passé d'une approche rétrospective (évaluation de la contamination passée) à une approche prospective (évaluation de la contamination résiduelle pour chaque alternative de réhabilitation). Ces objectifs de réhabilitation [Liptiak *et al.*, 1996] ne visent généralement que la protection de la santé humaine et, plus rarement, celle de l'environnement.

Lorsque l'on parle de réhabilitation, il faut distinguer trois catégories d'action possible (Figure 32) pour réduire les risques inacceptables [Bowers *et al.*, 1996] :

- l'action sur les polluants : il s'agit de réduire la quantité et/ou la concentration des principaux polluants présents en mettant en œuvre une technique de dépollution adaptée,
- l'action sur les voies d'exposition : il s'agit de limiter la capacité de migration des polluants en mettant en place un système de confinement ou de conditionnement de la pollution,

• l'action sur les cibles : il s'agit de limiter l'impact de la pollution sur les cibles soit en agissant sur les voies de contact (mesures institutionnelles d'interdiction ou de restriction[1]) soit en réduisant les risques de contact (clôture du site, équipement de protection, réutilisation du site,...).

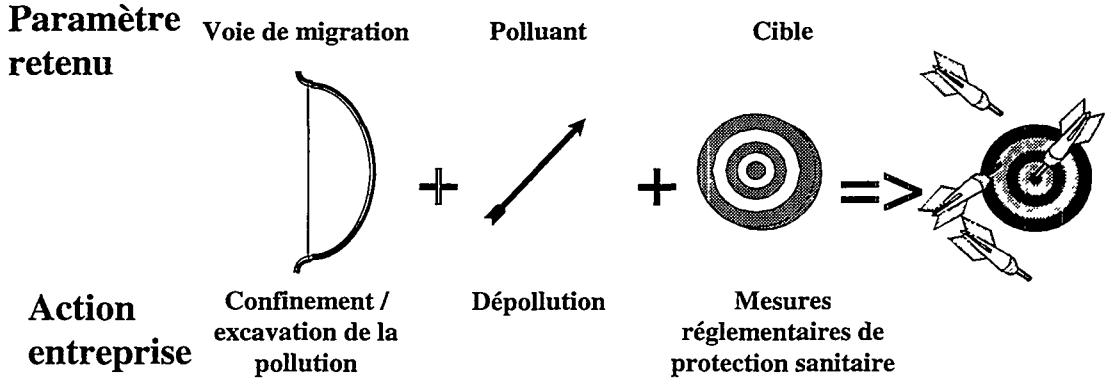


Figure 32 : Les actions possibles de réhabilitation d'un site

En effet, en raison de critères technico-économiques, il n'est parfois pas envisageable de dépolluer le site, et donc une solution de restriction d'usage du site peut être préférée (confinement et contrôle de la contamination). L'évaluation des risques résiduels permet alors de déterminer l'ensemble des actions potentiellement envisageables pour réduire les risques à un niveau acceptable.

V.2.5.8.3 Le principe de proportionnalité

Initialement, les objectifs de réhabilitation étaient arbitrairement prédéfinis [Huesemann, 1994] par des référentiels (Pays-Bas, Québec) de concentrations pour chaque produit [Labienec *et al.*, 1996]. Toutefois, la sévérité et la rigidité de ces concentrations seuils entraînaient souvent un coût de réhabilitation intolérable pour le responsable de la pollution ou pour la collectivité.
A l'opposé, en l'absence de seuils prédéfinis, les objectifs de réhabilitation [Michelsen *et al.*, 1993] était généralement fixés par l'autorité locale, ce qui entraînait des variations énormes (jusqu'à un facteur 1 000) des seuils de dépollution et donc des coûts[2] en fonction du décideur. Il est donc nécessaire de mettre en place une méthodologie précise de détermination des objectifs de réhabilitation afin de permettre une meilleure adéquation des mesures de sécurité aux risques présents.

D'une manière générale, c'est le principe de proportionnalité qui est reconnu lors de la détermination des objectifs de réhabilitation, au détriment du principe de précaution et du recours systématique aux Meilleures Technologies Disponibles (MTD[3]).
Selon ce principe, le degré de décontamination à atteindre doit être directement relié aux niveaux de risques [Sanden, 1995], aux coûts et aux bénéfices finaux[4], d'où une meilleure allocation des moyens.

[1] La récente découverte de contamination du lait et de la viande animales par les dioxines relarguées par les incinérateurs dans le Nord Pas de Calais a entraîné la fermeture du site incriminé et l'interdiction de commercialisation des produits contaminés.
[2] Il est généralement admis que le coût et la durée d'une dépollution est une fonction exponentielle du degré de dépollution désiré.
[3] En anglais BAT (Best Available Technology), principe selon lequel, la protection de l'environnement doit conduire à l'utilisation de la meilleure technique disponible.
[4] L'article 8-1 de la loi de 1976 contient une disposition permettant à l'acheteur, dans certaines circonstances, de demander la remise en état du site aux frais du vendeur "lorsque le coût de cette remise en état ne paraît pas disproportionné par rapport au prix de vente."

Toutefois ce principe va à l'encontre d'une réelle politique de développement durable (assurer une qualité durable du site et de ses environs pour tous usages) mais permet de respecter les contraintes économiques [Pollard *et al.*, 1998]. On parlera alors plutôt d'utilisation durable [DoE, 1997], [Puri *et al.*, 1998] du sol, traduisant le fait que la réhabilitation doit réduire les risques pour l'homme et l'environnement à un niveau socialement acceptable, ainsi que permettre de réutiliser le sol à des fins économiques[1], le tout, dans des conditions économiquement acceptables[2] (Figure 33).

Cette approche consistant à définir les mesures de sécurité ou concentrations maximales autorisées en fonction d'une évaluation quantitative des risques n'est pas nouvelle puisqu'elle est depuis longtemps obligatoire avant toute introduction de substance nouvelle sur le marché[3,4].

Les paramètres sur lesquels vont se fonder ces objectifs vont alors être :

- l'évaluation des risques qui va permettre de mesurer le degré de contamination et de risques pour la santé humaine, les ressources en eau et l'environnement,
- les meilleures technologies disponibles,
- les référentiels étrangers,
- la valeur "marchande" ou "affective" du site qui va permettre de cerner le degré de dépollution à atteindre et donc le coût à supporter,
- la santé financière du responsable de la pollution.

Grâce à la souplesse de l'outil, il est possible de faire varier les différents paramètres, intervenant dans le calcul d'exposition, et observer les conséquences sur le risque résiduel afin de mettre en évidence non pas une solution possible (dépollution du site) mais tout un panel de solutions possibles allant de la simple fermeture à la dépollution du site et permettant de réduire les risques à un niveau acceptable.

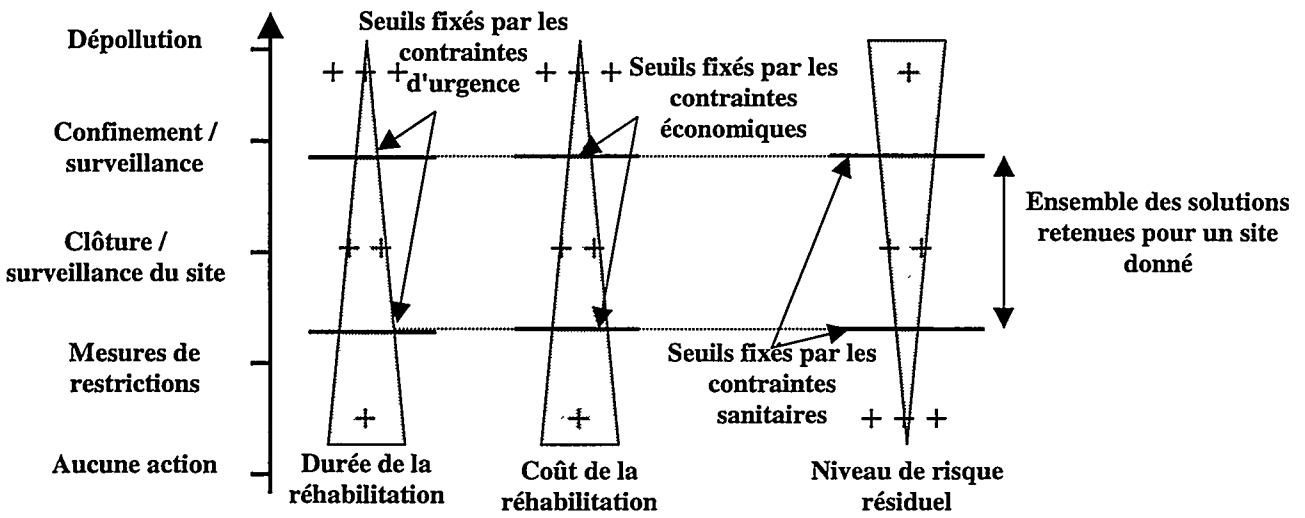


Figure 33 : Détermination des solutions envisageables pour la réhabilitation

La durée et le coût de la réhabilitation évoluent de manière croissante en fonction du scénario de réhabilitation du site ("aucune action" à "dépollution"), mais le risque résiduel sera d'autant plus faible. Selon les seuils de réhabilitation que l'on se fixera, en fonction de critère de temps, d'argent et/ou de

[1] On parle beaucoup de la réintégration du site réhabilité dans le circuit économique.
[2] Aux Pays-Bas, on parle ainsi du principe ALARA (As Low As Reasonably Achievable) selon lequel les objectifs de réhabilitation ne se basent pas uniquement sur les risques pour l'homme ou l'environnement, mais d'abord sur les moyens financiers pouvant être mis en œuvre.
[3] Directive 93/67/CEE du 20 juillet 1993 : évaluation des risques pour les substances nouvelles.
[4] Règlement CEE/793/93 du Conseil sur les substances existantes.

risque pour la santé humaine, il sera possible de déterminer un ensemble de solutions envisageables ayant un coût, une durée et/ou un niveau de risque résiduel "acceptables".

L'outil TRACES fonctionne alors comme un outil d'aide à la décision et propose une liste de solutions envisageables et en laissant aux décideurs le choix de la solution la plus adaptée (Tableau 48).

Tableau 48 : Exemples de scénarios envisageables pour la gestion des risques

Paramètre à faire varier	Simulation obtenue
• Concentration dans un milieu (eau, air, sol)	• Dépollution de ce milieu
• Utilisation du site	• Restrictions d'usage du site
• Voies d'exposition prises en compte	• Accessibilité du site (barrières), de la pollution (confinement)
• Alimentation humaine	• Interdiction de consommation (eau, poisson,...)
• Risque de cancer accepté	• Tolérance de la population étudiée par rapport aux polluants présents

V.3 Conclusions

La méthodologie TRACES (Figure 34) a été développée dans le but de fournir une approche globale et standardisée s'inscrivant dans le volet "évaluation de l'impact des sites contaminés" de la politique française, encore en développement.
A partir d'un site contaminé ou suspect, elle permet une approche progressive et séquentielle pour l'évaluation des sites contaminés, constituée de :

• l'évaluation des dangers par référentiel : la comparaison entre les concentrations des différents polluants présents sur le site (sol, air, eau) avec les concentrations fixées comme acceptables permet de classer le site (banalisation, surveillance, étude plus détaillée). Ces référentiels englobent à la fois la protection de la santé humaine que celle des écosystèmes.
Selon le principe de précaution, si l'une des concentrations d'un polluant, pour un milieu donné, dépasse le seuil acceptable, le site sera considéré comme présentant une menace inacceptable et nécessitera alors un étude plus poussée pour mettre en évidence le niveau de risque. L'application des méthodes de notation n'est alors plus nécessaire si ce n'est pour mieux caractériser ce danger (milieu contaminé),

• l'évaluation des dangers par attribution d'un score : elle est utilisée lorsque les référentiels n'ont pas pu mettre en évidence une contamination inacceptable mais qu'un doute subsiste quand à l'innocuité du site, ou lorsque l'on désire affiner l'évaluation des dangers (quel est le paramètre (la voie) le (la) plus pénalisant(e)) avant de mettre en œuvre l'évaluation des risques,

• l'évaluation des risques : elle est appliquée lorsque l'évaluation des dangers par référentiel ou par notation a mis en évidence une contamination intolérable et qu'il est alors nécessaire, d'une part de déterminer le niveau de risque pour l'homme associé à cette menace, et, d'autre part, de fixer les objectifs de réhabilitation si ce niveau de risque est aussi inacceptable. Généralement, les concentrations seront supposées être connues. Toutefois, dans le cas où certaines concentrations pour certains milieux ne sont pas connues et qu'il existe des preuves indiscutables d'exposition de l'homme à ces milieux, une estimation des concentrations peut être effectuée. Pour cela, un module de détermination du transport et du devenir des polluants dans l'environnement a été développé. Il permet :

• de connaître les concentrations du polluant, à l'équilibre, dans l'eau, l'air et le sol à partir de la concentration dans le sol,

- d'estimer la concentration en polluant dans l'air sur et hors du site à partir de la concentration dans le sol,
- d'estimer la concentration dans l'eau de surface à partir d'une source continue de polluants,
- d'estimer la concentration et le temps de transfert des polluants dans la zone non saturée et la zone saturée.

A l'issue de cette méthodologie, nous sommes alors capable de classer le site selon son niveau de danger (faible, moyen, élevé) et son niveau de risque (acceptable, inacceptable), de proposer éventuellement des objectifs de réhabilitation et/ou des servitudes d'utilisation à l'encontre du site.

Afin de faire fonctionner ces différents modules, un certain nombre d'informations, spécifiques ou non au site, sont nécessaires, ce qui nous a conduit à développer une base de données associée à chaque besoin (référentiels utilisés, caractéristiques physico-chimiques des produits, archivage des évaluations,...) et ainsi éviter une perte de temps dans la recherche répétitive de la même information.
De plus l'aspect "aide à la gestion" des sites contaminés est un élément essentiel dans la réalisation de cette méthodologie, ce qui nous a conduit à nous intéresser aux Systèmes Interactifs d'Aide à la Décision.

Afin de remplir ces différentes fonctions (évaluation, archivage, stockage d'informations, interface utilisateur,...) notre méthodologie a été couplée à un Système de Gestion de Bases de Données Relationnelles Access 2.0.
En outre, grâce à sa souplesse d'emploi, l'outil conçu peut simuler différents scénarios de réhabilitation (action sur les cibles, sur le scénario d'utilisation, sur les paramètres d'exposition, sur les voies d'exposition,...) et ainsi fournir un ensemble de solutions de réhabilitation permettant de réduire les risques en fonction du contexte spécifique au site, lorsque l'évaluation des risques a mis en évidence un impact intolérable pour l'homme et/ou l'environnement.
Toutefois à l'issue de cette étape, une solution de réhabilitation doit être prise. La partie III a pour but de présenter la problématique liée au choix de la réhabilitation à mettre en œuvre et la solution que nous avons proposé pour résoudre ce problème.

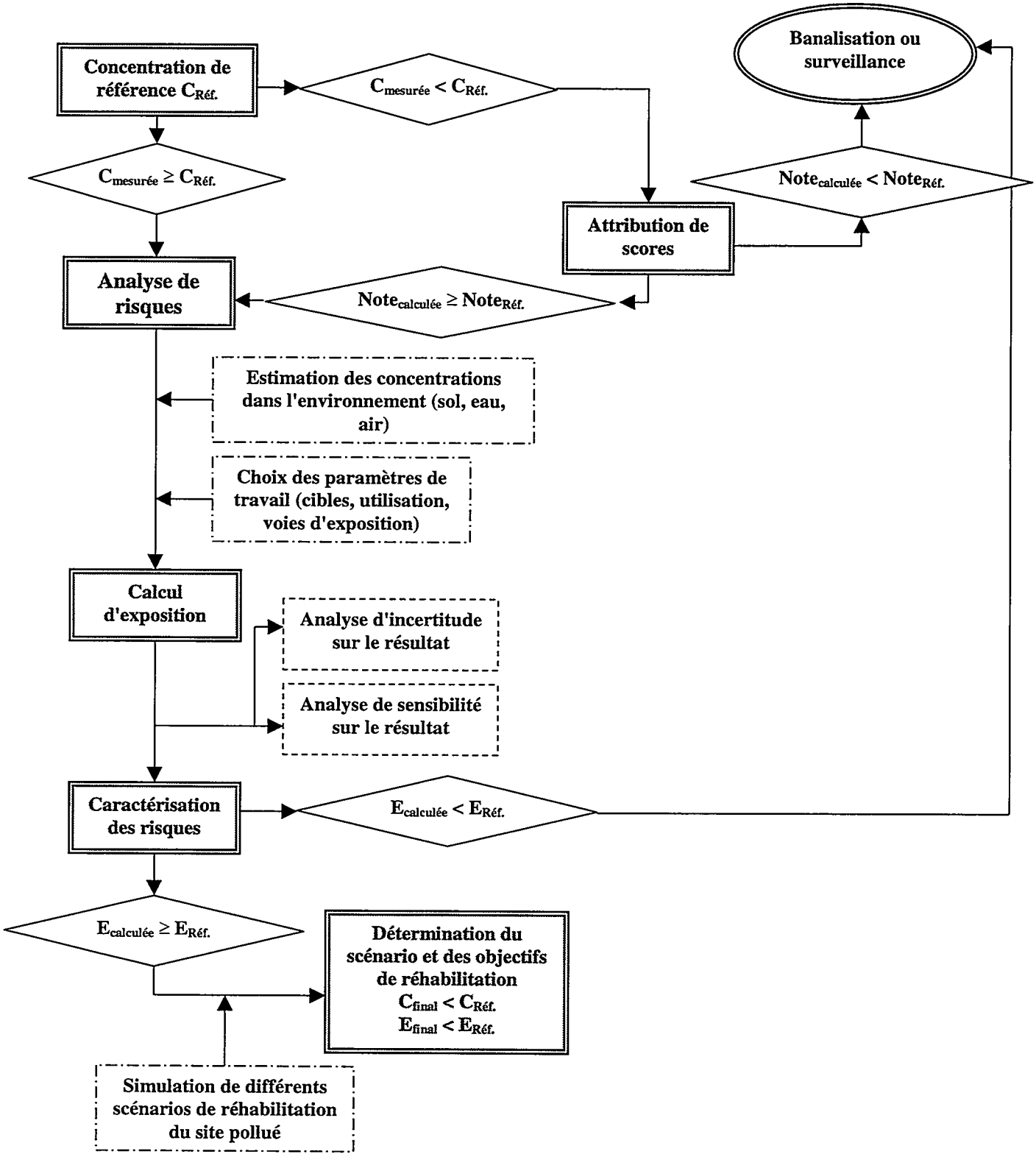


Figure 34 : Méthodologie d'évaluation des sites par l'outil TRACES

Troisième partie :
Le problème lié au choix de la technique de réhabilitation et mise au point de la méthode RACES

"Ce qui nous coûtera le plus cher, ce n'est pas l'avenir, c'est le passé quand on devra le nettoyer,[...]. La prise de conscience se fera de plus en plus et on ne pourra en faire autrement." Alain Bombard, interview sur le problème de l'épandage agricole des boues de stations d'épuration.

Chapitre VI : La sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée

VI.1 Introduction

A l'issue de l'évaluation détaillée des risques, lorsqu'une intervention se révèle nécessaire en raison du caractère dangereux que présente un site pour l'homme ou l'environnement, le problème du choix de la (ou de la combinaison de) technique(s) de réhabilitation la plus adaptée(s) se pose. En effet la réhabilitation doit pouvoir remplir tous les objectifs concernant :

- le degré de dépollution ou de mise en sécurité du site à atteindre,
- le temps imparti pour atteindre des niveaux de risque acceptables,
- le budget établi pour la mise en œuvre de la réhabilitation,
- l'impact (physique et psychologique) résiduel du site sur son environnement,
- la pérennité de la réhabilitation du site en terme de risques pour les générations futures,
- ...

Ces objectifs étant nombreux, il est nécessaire de sélectionner la technique de réhabilitation non plus sur un seul critère (généralement économique) mais sur plusieurs critères de choix car la pollution d'un site dépasse largement le cadre économique. Ainsi établi, le problème s'avère beaucoup plus complexe, à cheval entre le domaine scientifique (mesurable et quantifiable), économique (mesurable et quantifiable) et celui "affectif" de l'opinion publique (ni mesurable, ni quantifiable).
La non prise en compte de ce dernier peut aboutir, même dans le cas d'une réhabilitation parfaitement gérée (économiquement et scientifiquement), à une catastrophe au regard du public. De nombreux exemples tendent à prouver cette complexité à gérer des problèmes environnementaux ou de santé publique (vache folle, aliments transgéniques, manipulations génétiques, énergie nucléaire, trou d'ozone, effet de serre,...).

VI.2 Evolution des politiques de réhabilitation

Selon l'article 34.1 du décret du 21 septembre 1977 [Boivin, 1994], l'objectif de la réhabilitation n'est pas de rendre le site à son état initial, mais d'obtenir que le site soit remis dans "un état tel qu'il ne se manifeste aucun des dangers ou inconvénients mentionnés à l'article 1er de la loi du 19 juillet 1976."
Afin de remplir ces objectifs, la technique qui fut généralement la plus couramment employée consistait à encapsuler la pollution (stabilisation, solidification, confinement) :

- par la mise en place de barrières étanches pour diminuer le taux de lixiviation par les eaux,
- par endigage et protection de surface,
- par rabattement de la nappe autour de la zone polluée et extraction de l'eau polluée qui sera alors traitée de manière appropriée avant d'être réinjectée dans la nappe.

Cette technique offrait l'avantage d'être rapide et généralement peu onéreuse.
Toutefois, si la pollution ainsi confinée ne représente plus, en l'état, de dangers ou inconvénients, il ne pouvait guère être utilisé, sans risques futurs pour l'environnement, qu'avec des restrictions d'usage plus ou moins importantes.
Si cette perte de surface utile était négligeable dans les années 1970-1980 (Figure 35), la forte croissance économique et démographique dans les années 1980-1990 [Beaulieu, 1998] a entraîné un

regain d'intérêt pour ces anciens sites abandonnés mais ont aussi soulevé le problème de laisser à l'abandon une partie importante de la surface disponible[1].

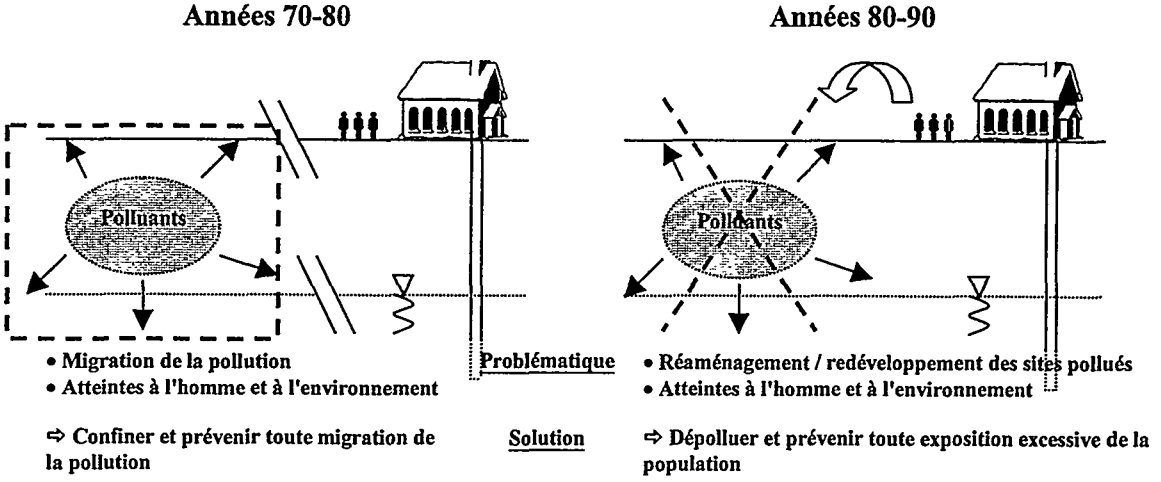


Figure 35 : Evolution des objectifs de réhabilitation des sites pollués

Dans les années 1970, le problème majeur lié à la pollution des sols était la migration potentielle de la contamination vers l'extérieur et son impact potentiel sur les populations voisines (écosystèmes, homme). La réhabilitation avait alors pour objectif prioritaire d'agir sur les voies de migration et non sur la pollution proprement dite (ce qui permettait des économies substantielles), et ce, d'autant plus en raison de l'absence de législation claire et spécifique au problème des sites pollués et de connaissances scientifiques suffisantes sur les risques pour la santé humaine et l'environnement.

Dans les années 1980, avec l'extension des zones urbaines et la raréfaction des zones constructibles, d'autres facteurs sont entrés en ligne de mire. La préoccupation n'était plus seulement liée au problème de migration de la contamination vers l'extérieur (Figure 36), mais aux risques d'installation, à moyen ou long terme avec un risque d'oubli des activités polluantes passées, d'une activité humaine sur des sites potentiellement contaminés, surtout à la suite de nombreux scandales (Lekkerkerk, Love Canal,...). D'autres facteurs tels que la montée en puissance de nouvelles techniques alors inexistantes et l'incertitude sur le comportement à long terme du matériau confiné.

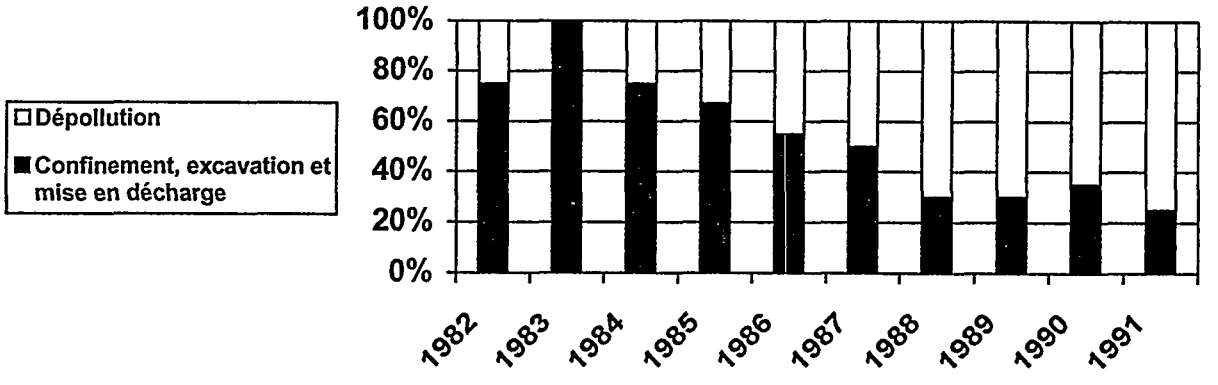


Figure 36 : Evolution des solutions de réhabilitation retenues aux Etats-Unis [USEPA,1995]

Les recherches se sont donc tournées vers la protection des cibles potentielles avec, entre autres, le développement des modèles d'exposition et de risques.

[1] Dans la seule ville de Chicago, 18 % de la surface industrielle est laissée à l'abandon [Beaulieu, 1998]. Aux Pays-Bas, le Ministère de l'Environnement estime à 20 % du territoire, la surface présentant une contamination sérieuse [Ministry of Housing, 1996].

VI.3 Apparition de la problématique

Avec la nécessité de dépolluer, est apparu le problème du choix de la technique de réhabilitation à utiliser. En effet, le confinement de la pollution faisait appel à des techniques largement éprouvées, peu onéreuses en réalisation (ces techniques sont parfois issues d'autres secteurs d'activités comme les travaux publics), très rapides (mais qui entraînait nécessairement des restrictions d'usage du site) et peu spécifiques (ces techniques couvrant une large gamme de polluants). Le traitement de la pollution pose alors le problème de l'applicabilité de la technique (les techniques de dépollution couvrent généralement une gamme plus réduite que les techniques de confinement) et du degré de dépollution à atteindre. De nombreuses techniques ont ainsi vu le jour, ayant chacune leur spécificité en terme de polluants cibles, de milieux cibles et d'efficacité. Il est donc nécessaire de pouvoir, dans un premier temps déterminer quelles sont les techniques non applicables au cas par cas.

Avec la nécessité de dépolluer le site, sont progressivement apparues les contraintes suivantes (Figure 37) :

- d'ordre économique : le site ne peut être dépollué que si les bénéfices (économiques, sociaux, sanitaires,...) finaux sont "supérieurs" aux frais engagés. Ainsi, avec le nombre important de sites à dépolluer, ce sont les sites présentant les risques les plus importants ou pouvant être rapidement redéveloppés qui seront dépollués en priorité,
- d'ordre technique : l'élimination des polluants pose le problème de l'efficacité de dépollution à atteindre et par conséquent l'impossibilité du " retour à la normale" d'un site contaminé[1]. L'impossibilité à obtenir une efficacité totale par les nouvelles techniques de réhabilitation conduit parfois à retenir une combinaison de plusieurs techniques à utiliser en parallèle ou successivement,
- d'ordre psycho-sociologique : la population acceptera-t-elle de résider sur un site anciennement contaminé, et comment limiter l'impact négatif . La procédure de réhabilitation doit être associée à une sensibilisation de la population locale sous peine d'un refus catégorique de celle-ci de "fréquenter" le site une fois dépollué.

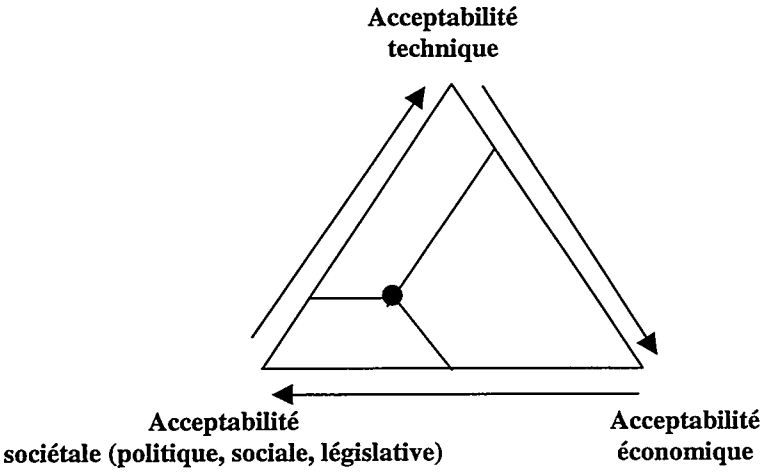


Figure 37 : Sélection de la technologie de réhabilitation

Le choix de la (les) technique(s) devra donc être établi à partir de critères quantifiables et qualifiables [D'Avignon *et al.*, 1996] qui sont d'ordre :

[1] Cette impossibilité technique est due aussi bien aux limites de la technique de dépollution qu'aux limites des moyens de contrôle et de mesures de cette dépollution.

• technique : la solution doit avant tout être applicable dans les conditions spécifiques au site étudié. Le choix de la technique se basera sur les critères suivants :
  - la disponibilité de la technique sur le marché,
  - les caractéristiques des polluants à traiter (organiques, minéraux, volatils,...),
  - le type de traitement choisi (traitement, évacuation, confinement),
  - le volume / la surface à traiter,
  - la concentration initiale des polluants,
  - l'accessibilité / la configuration du site,
  - les caractéristiques géologiques et hydrologiques du site,
  - l'activité actuelle et future du site,
  - les exigences des autorités administratives et locales,
• économique : la solution doit être financièrement viable en n'entraînant pas des coûts insupportables pour les différents acteurs de la dépollution :
  - le niveau de dépollution à atteindre,
  - l'identification des différentes opérations du procédé de décontamination,
  - l'évaluation du coût de chacune de ces opérations,
  - l'évaluation du coût lié au suivi et au contrôle de la dépollution,
• social : la solution doit être acceptée par la population locale et ne pas présenter de risques insupportables (problème dans le cas d'un simple confinement, du transport des matières polluées...). Une implication (ou du moins une communication) de la population est donc généralement souhaitable ; en effet une dépollution imposée peut ternir l'image de marque de la société et entraîner des contentieux avec des tiers (procès longs et coûteux).

Chaque site contaminé a ses propres spécificités en terme de :

• pollution (nature, quantité, concentration, mélanges),
• voies d'exposition (hydrogéologie, environnement,...),
• cibles (humaines, animales),
• contexte industriel, économique, social.

La décision de la technique ou de la combinaison de techniques de réhabilitation à mettre en œuvre se basera ainsi sur une analyse multicritère de chaque alternative possible, au cas par cas. Ainsi à pollution identique, deux sites peuvent ne pas être dépollués de la même manière. D'une manière générale, le choix du scénario de réhabilitation se basera sur une analyse coût/bénéfice (quel bénéfice tirera-t-on par rapport au coût de dépollution envisagé ?) de chaque solution.
On observe alors qu'en fonction des critères, et de leur poids respectif, il n'existe pas une solution optimale universelle mais un éventail de solutions envisageables. Il n'y a donc pas de solution *a priori* totalement bonne ou mauvaise. La résolution du problème consiste à trouver un compromis entre des exigences parfois contradictoires (par exemple obtenir à la fois le coût de traitement le plus faible pour un rendement le plus élevé). Chaque technique doit être la meilleure solution à un problème bien précis (combinaison des critères d'acceptabilité technique, économique et sociétale) (Figure 38).

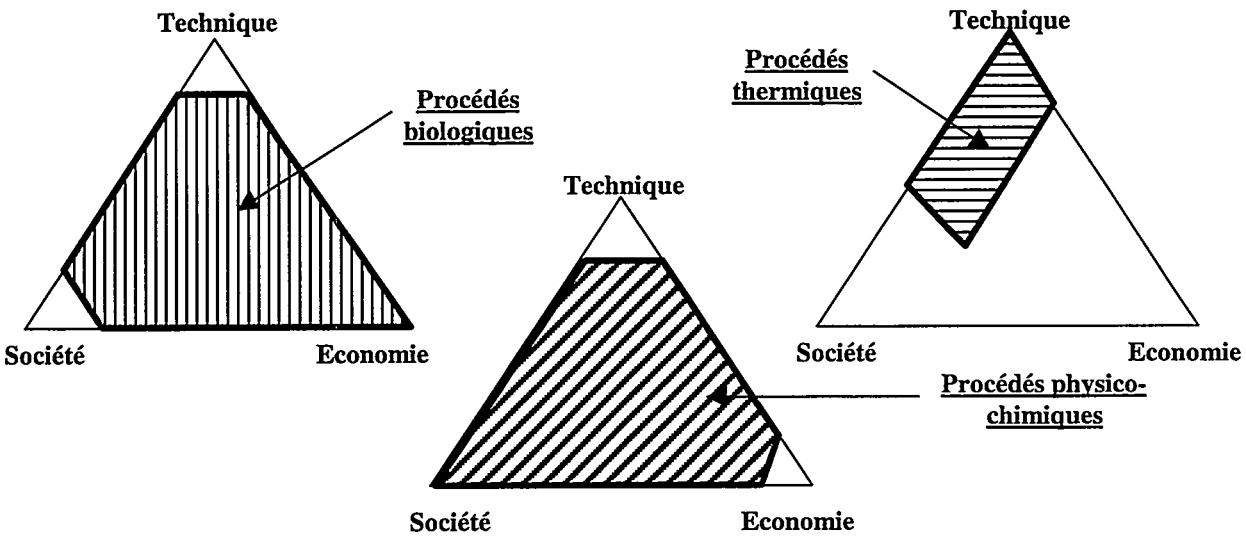


Figure 38 : Les domaines d'application des procédés biologiques, thermiques et physico-chimiques

Le problème réside alors dans la quantification de critères subjectifs tels que la réaction du public face à un site pollué, les nuisances pour la population,... et dans le classement des techniques par ordre de préférence.
Afin de résoudre ce problème, le développement d'une méthodologie d'aide au choix du scénario de réhabilitation le plus adapté, basé sur la méthode de surclassement ELECTRE III [Danieau *et al.*, 1996] a été décidé. Cet outil, RACES (Remedial Action Classification and Evaluation System) a pour objectif de compléter le premier outil mis au point, TRACES, afin de fournir une aide à la gestion des sites pollués de l'analyse de leurs impacts à leur réhabilitation.
Afin de limiter les erreurs de choix il est nécessaire dans un premier temps de parfaitement connaître chaque technique de réhabilitation [USEPA, 1996] et de les caractériser en fonction des critères qui seront ensuite retenus pour l'étude.

VI.4 Les techniques de réhabilitation des sites et sols pollués

Les technologies de réhabilitation [Volcot, 1993] englobent :

- les technologies de dépollution ou de traitement : les technologies de traitement sont des procédés chimiques, physiques ou biologiques appliqués aux matériaux contaminés dans le but de changer de façon permanente leur condition. Les technologies de traitement détruisent les contaminants ou les transforment de manière à ce qu'ils ne soient plus (ou moins) dangereux. Elles peuvent aussi réduire la quantité de polluants, éliminer la composante qui rend un déchet dangereux, ou immobiliser le contaminant dans le matériau contaminé (sol, boues,...),
- les technologies de confinement : les technologies de confinement sont une famille à part dans le sens où elles n'ont pas pour objectif de traiter (éliminer ou réduire) la pollution à la source mais de limiter sa propagation [Antoine *et al.*, 1993] et donc son impact sur l'homme et/ou l'environnement. Cette technique n'est pas satisfaisante sauf si le site est localisé dans une zone abandonnée, et que le coût de la dépollution apparaisse prohibitif par rapport au bénéfice de la dépollution. Sinon elle s'applique généralement en complément d'autres techniques de traitement afin de délimiter la zone polluée durant toute la durée de la dépollution.

Ces technologies [Lecomte, 1995] peuvent être classées selon la localisation du traitement, on distingue alors :

- les techniques de dépollution *in-situ*,
- les techniques de dépollution *ex-situ* :
  - les techniques de dépollution sur-site,
  - les techniques de dépollution hors-site,
- les techniques de confinement :
  - les techniques de confinement *in-situ*,
  - les techniques de confinement *ex-situ*.

VI.5 Technologies de traitement des sites pollués

Les techniques de dépollution [Bert, 1991] ont pour but de restituer le site dans l'état le plus proche de l'état initial, avant pollution. Pour cela, elles doivent répondre aussi bien que possible aux critères suivants :

- enlever ou neutraliser les matières incriminées (la plage de polluants éliminables doit couvrir tous les polluants retenus lors de l'évaluation des risques),
- être applicables dans les conditions spécifiques au site,
- obtenir une bonne efficacité d'élimination,
- peser aussi peu que possible sur les ressources mises en œuvre (air, eau, énergie, capital...),
- minimiser le temps de traitement,
- émettre peu d'émissions secondaires (eau et air de process),
- obtenir un taux important de recyclage du matériau traité,
- minimiser la quantité et le danger potentiel des matières résiduelles,
- ne pas produire de nouvelles substances toxiques lors de l'enlèvement ou de la dégradation de celles déjà existantes.

Toutefois, un traitement ne sera généralement envisageable que si la pollution est concentrée et localisée (à l'opposé d'une pollution diffuse et dispersée).

VI.5.1 Les différents procédés de réhabilitation des sites et sols pollués

Ces technologies peuvent aussi être différenciées selon le procédé mis en œuvre :

- procédé biologique [USEPA, 1995] : il s'appuie sur le métabolisme et l'activité des êtres vivants (bactéries, champignons, végétaux supérieurs) pour dégrader ou fixer les polluants et donc la source de pollution : landfarming, bioréacteurs, bioventing,...,
- procédé physico-chimique [USEPA, 1992] : il a pour objectif la destruction, l'extraction, l'immobilisation ou la neutralisation des contaminants : lavage, lessivage, extraction par solvant,...,
- procédé thermique : il permet la destruction, l'extraction ou l'immobilisation des contaminants : incinération, désorption, vitrification,...

Les technologies de dépollution peuvent aussi être réparties en fonction de leur objectif final :

- les technologies de destruction ou d'élimination de la pollution (incinération, biodégradation,...),

- les technologies d'extraction de la pollution et de transfert vers une autre phase ou de concentration dans une phase donnée ou dans le matériau contaminé (lavage, extraction sous-vide, extraction par solvant, ...). Un traitement complémentaire est alors nécessaire,
- les technologies d'évacuation de la pollution vers un centre de traitement ou de stockage (excavation, pompage,...),
- les technologies d'immobilisation et de stabilisation de la pollution dans la matrice du sol ou dans un matériau préparé (stabilisation, solidification, vitrification,...). Une étude préalable de faisabilité est alors nécessaire afin de s'assurer de la bonne tenue du matériau (lixiviation, érosion, attaque chimique,...),
- les technologies de confinement de la pollution dans le sol ou dans des enceintes spécialement aménagées (barrières hydrauliques, étanches, encapsulation,...).

A l'issue de ce travail d'inventaire et de caractérisation des principales filières de réhabilitation, une fiche technique a été mise au point pour chaque technologie de réhabilitation (voir Annexe V). Ces fiches ont pour objectif de fournir les informations de base au gestionnaire.

VI.5.2 Techniques de traitement *in-situ*

Les techniques dites *in-situ* (Figure 39) sont les techniques pour lesquelles la dépollution a lieu sur le sol en place. Généralement, elles apparaissent moins chères en raison de l'absence d'excavation. Il n'existe pas de problème de gestion des sols pollués (manipulation, transport, stockage), ni de remise en état du site lourde après dépollution (Tableau 49). Par contre les techniques *in-situ* [Bass, 1993] sont souvent plus lentes en raison de la difficulté à accéder à la zone contaminée et difficilement contrôlables (problème d'homogénéité de la dépollution, d'échantillonnage,...) même si elles permettent de travailler sous des structures existantes sans gêne pour les activités du site.

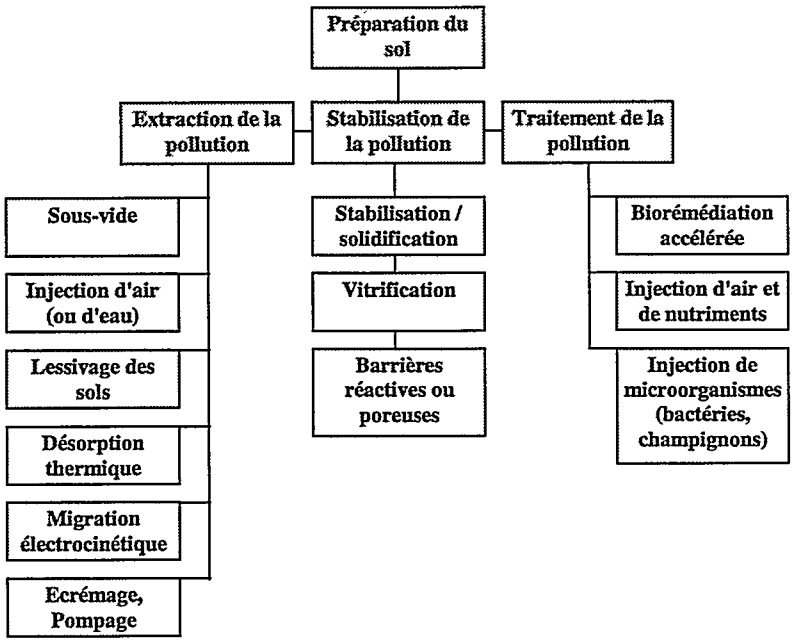


Figure 39 : Les techniques de traitement in-situ

Tableau 49 : Avantages et inconvénients du traitement in-situ

Avantages	Inconvénients
• Possibilité de traiter en même temps la nappe et le sol • Pas de pompage, pas d'excavation • Minimisation du coût • Elimination du risque lors de la manipulation du matériel pollué • Elimination du risque lors du transport du matériel pollué • Possibilité de dépolluer sous les bâtiments et structures existantes • Elimination du risque de relargage des polluants par une mauvaise manipulation	• Pas d'indicateur de suivi de l'opération • Nécessité de mesures fréquentes de nombreux paramètres • Risque de ne pas traiter en urgence les zones les plus polluées • Lourdeur de gestion de l'opération • Délai d'exécution • Problème de contrôle de l'efficacité de la dépollution • Mise en place d'un réseau piézométrique de surveillance du comportement de la pollution • Accessibilité des polluants (perméabilité, porosité,...) • Surface et profondeur de la pollution à traiter • Restrictions d'usage du site après réhabilitation

VI.5.3 Techniques de traitement *ex*-situ

Elles sont généralement choisies lorsque la mise en œuvre de techniques *in-situ* se révèle impossible (hétérogénéité trop importante du sol, degré de dépollution à atteindre très élevé, imperméabilité du sol, temps imparti trop court, polluants impossibles à traiter in-situ,...). En fonction de la nature (toxicité, concentration,...) des contaminants présents et du sol à excaver (nature, volume,...), le traitement (Figure 40) s'effectuera sur-site (s'il y a de la place et si c'est techniquement faisable) ou hors-site (si les volumes mis en jeu sont trop importants, si la surface disponible sur le site est insuffisante ou s'il n'existe pas d'unité mobile de traitement adéquate). Les techniques mises en jeu sont similaires dans les deux cas :

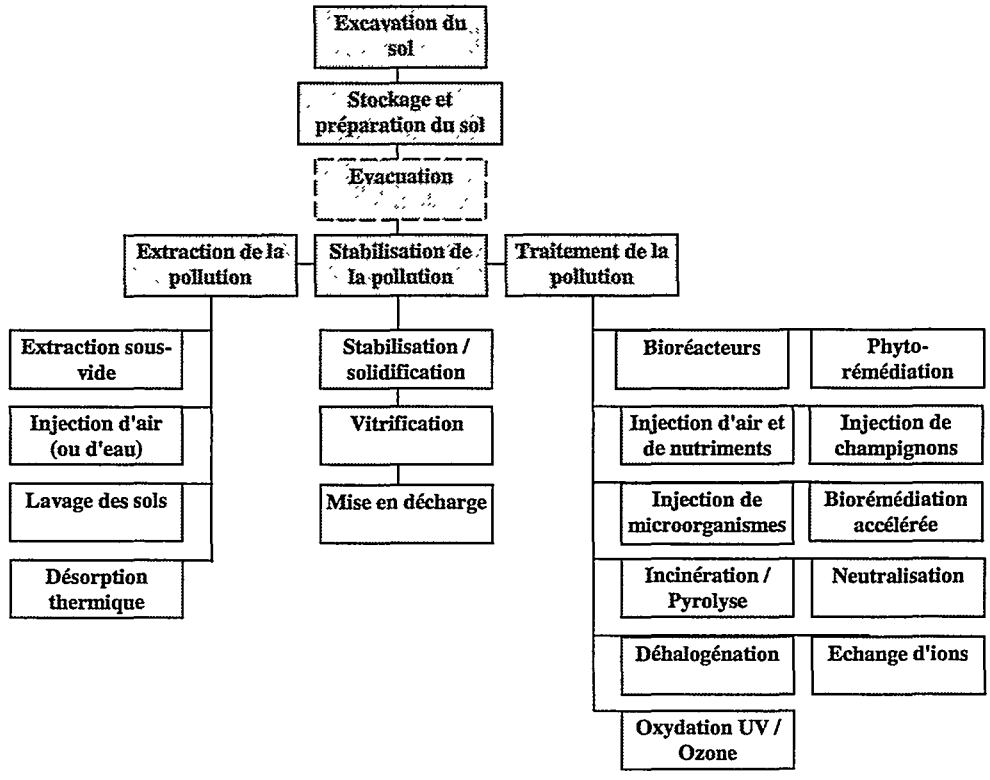


Figure 40 : Les techniques de traitement ex-situ

• traitement sur-site grâce à l'installation d'une unité de traitement mobile ou à la construction d'aires de traitement ou de stockage. Généralement l'unité mobile n'est qu'une adaptation à plus petite échelle d'une grande unité de traitement fixe (Tableau 50),

Tableau 50 : Avantages et inconvénients du traitement sur-site

Avantages	Inconvénients
• Economie de coût de transport • Elimination du risque lors du transport • Economie de mesure et de contrôle (par rapport à l'*in-situ*) • Connaissance précise des tonnages, des volumes et des polluants à traiter • Homogénéisation ou préparation possible du matériel à traiter (élimination des gros débris, augmentation de la porosité,...) • Echantillonnage plus simple et plus représentatif • Contrôle simple des concentrations finales atteintes	• Surcoût lié à l'excavation • Devenir du sol excavé (évacuation, replacement,...) • Risque pour les travailleurs lié à la manipulation du matériel pollué • Risque de dispersion de la pollution lors des manipulations du matériel à excaver (volatilisation, infiltration,...) • Lourdeur de la gestion de l'opération • Gêne liée à la présence d'un chantier pour le bon déroulement de l'activité (industrielle, commerciale,...) du site • Accessibilité du site durant les opérations de dépollution • Contrôle et surveillance du site • Restrictions d'usage après dépollution • Atteinte à la structure (physique et chimique) du sol • Volume de matériel pollué à traiter

• traitement hors-site par envoi (Tableau 51) dans un centre (de traitement, d'enfouissement ou d'incinération) extérieur. Il s'agit d'enlever, par excavation ou pompage, le matériel pollué du milieu naturel, de le transporter hors du site jusqu'à un centre spécialisé dans la technique choisie où il sera traité, et éventuellement de le ramener sur le site pour le remettre en place.

Tableau 51 : Avantages et inconvénients du traitement hors-site

Avantages	Inconvénients
• Possibilité d'enlever la totalité des volumes à traiter • Gestion efficace du suivi de l'opération de décontamination (identification des terres polluées, tri,...) • Respect du caractère exigu d'un site • Elimination de la gêne liée à la présence d'un chantier pour le bon déroulement de l'activité (industrielle, commerciale,...) du site • Facilité de mise en œuvre • Rapidité d'exécution • Multifonctionnalité du site dépollué	• Coût financier généralement élevé • Nécessité de transport depuis le site jusqu'au centre de traitement • Risque de dispersion de la pollution lors des manipulations du matériel à enlever et de son transport (volatilisation, infiltration,...) • Spécificité des centres de traitement • Distance au centre de traitement • Risques pour les travailleurs lors de la manipulation du matériel pollué • Risques pour les zones traversées par les camions de transport • Mise en place d'un périmètre de protection et surveillance du matériel excavé • Volume de matériel pollué à traiter • Atteinte à la structure (physique et chimique) du sol • Prétraitement ou conditionnement nécessaire (criblage, tri,...)

VI.5.4 Techniques de confinement

On distingue :

• les techniques de confinement (Figure 41) *in-situ* : Le matériau contaminé (sol, eau, déchet...) est fixé (réversiblement ou irréversiblement) dans le sol ou confiné dans un espace bien déterminé,

• les techniques de confinement *ex-situ* : Le matériau contaminé (sol, eau, déchet...) est excavé puis soit inerté (de manière plus ou moins réversible) et envoyé dans un centre d'enfouissement extérieur, soit confiné dans une enceinte préalablement préparée (Tableau 52).

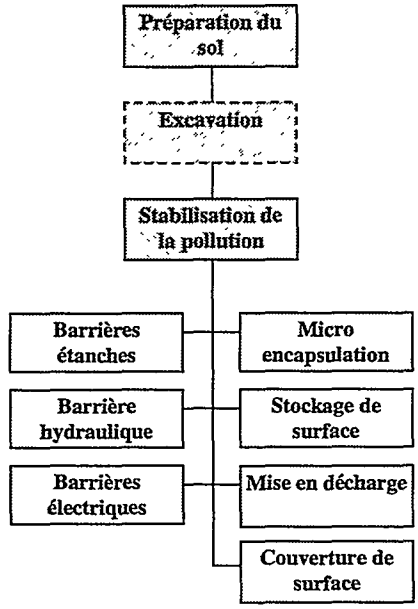


Figure 41 : Les techniques de confinement

Tableau 52 : Avantages et inconvénients du confinement

Avantages	Inconvénients
• Relative rapidité d'exécution • Traitement de tous types de polluants (organique, inorganique) • Limitation de l'extension de la pollution	• Post-traitement nécessaire (lixiviats, fumées,...) • Pérennité de l'immobilisation • Restriction d'usage du site • Modification définitive de la structure (physique et chimique) du sol • Coût de traitement élevé (dans le cas de la vitrification) • Utilisation en complément d'une autre technique de dépollution

VI.6 Choix de la filière de réhabilitation sur des critères techniques

VI.6.1 Etat actuel des connaissances

De nombreux outils informatiques (Tableau 53), existent à l'heure actuelle [Penmetsa *et al.*, 1993], et permettent de déterminer, à partir d'une base de données sur les filières de réhabilitation et des caractéristiques du site, les filières techniquement envisageables ainsi qu'une éventuelle estimation du coût du projet de réhabilitation.

Tableau 53 : Les outils d'évaluation des techniques de réhabilitation

Outils	Description
STEP (Soil Treament Evaluation Program)	Cet outil développé par l'USEPA (Ministère de l'Environnement américain) permet d'étudier la faisabilité d'une technique de réhabilitation de la zone non saturée sur des critères techniques par comparaison des données du site avec les valeurs optimales, par technique, contenues dans une base de données.
Kosal 1.0 (Kostenabschätzung bei der Altlastensanierung)	Méthode développée par l'UBA (Ministère de l'Environnement allemand) permet d'estimer, à partir des informations collectées sur le site et celles résultant de l'évaluation des risques, la faisabilité technique de chaque filière de traitement et intègre également le coût de mise en œuvre des techniques sélectionnées à l'aide d'une grille d'évaluation. 29 techniques et 300 études de cas sont répertoriées.
RAAS (Remedial Action Assessment System)	Développé par le PNL (Pacific Northwest Laboratory) du DoE (Department of Energy) américain, et outil est utilisé lors des études de faisabilité de la réhabilitation. 100 techniques sont répertoriées. Un module de RAAS, MEPAS, permet d'évaluer les risques initiaux et résiduels.
CARTS (Computer Aided Response Technologies Selector)	Développé par l'USEPA, il permet d'assister le gestionnaire dans le développement de scénarios de réhabilitation, d'évaluer techniquement les différentes alternatives, de fournir une base de données sur les fournisseurs.
CORA (Cost of Remedial Action)	Développé par l'USEPA, il permet de déterminer les technologies de traitement applicables et d'évaluer le coût de réhabilitation de près de 40 techniques prouvées.
TECHSCRN (Technology Screening)	Cet outil recense près de 35 technologies et fonctionne par élimination des technologies non appropriées.

Ces outils ne s'intéressent toutefois qu'aux aspects technico-économiques de la réhabilitation [She *et al.*, 1995] pour aboutir au choix de la (ou des) filière(s) [LANL, 1996], occultant ainsi les aspects sociaux et politiques, ainsi que les caractéristiques spécifiques (autres que hydrogéologiques) de chaque site.
On peut aussi citer un certain nombre de bases de données, développées afin de fournir une présentation des principales techniques de réhabilitation, ainsi que des exemples de réhabilitation utilisant ces techniques, telles que BFSS (Bioremediation in the Field Search System) traitant uniquement des procédés biologiques, ITT (Innovative Treatment Technologies) qui recouvre les techniques dîtes innovantes, et enfin la base de données ASTRES (Annuaire et Synthèse des Traitements de Réhabilitation des Eaux et des Sols) du CNRSSP (Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués).

Actuellement la recherche dans le domaine de la réhabilitation des sites pollués se focalise principalement sur la validation de techniques innovantes ou sur l'optimisation de techniques éprouvées sans qu'une réflexion plus globale ne soit effectuée en terme de choix de la technique à mettre en œuvre.
Pourtant cette simple opération préliminaire pourrait conduire à des économies importantes en éliminant, d'une part les techniques non envisageables et en classant, d'autre part, par ordre de préférence celles devant faire l'objet d'une étude de faisabilité. Le but de ce chapitre est de présenter la problématique liée au choix de la technique de réhabilitation la plus adaptée au sol pollué.

VI.6.2 Choix de la filière de réhabilitation

L'inventaire et l'étude des principales filières de réhabilitations existant sur le marché a permis de caractériser et de classer les différentes filières de réhabilitation en fonction de critères uniquement techniques.

D'une manière générale, on distingue les filières de traitement de celles de confinement de la pollution (Figure 42), ces dernières pouvant être employées :

- de manière temporaire, afin d'éviter toute extension de la pollution,

• en parallèle d'une technique de traitement,
• à moyen ou long terme en attendant que l'évolution des connaissances permettent une prise en charge acceptable de la réhabilitation.

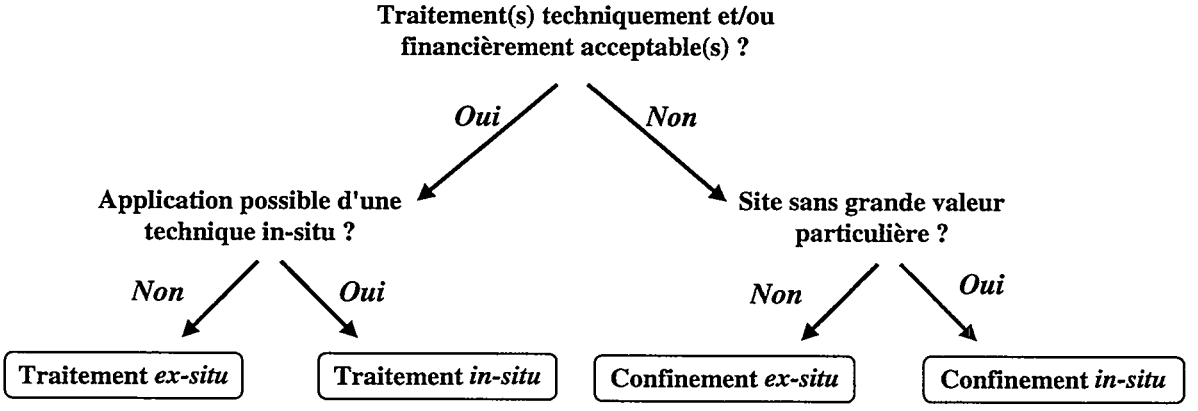


Figure 42 : Diagramme de choix de la technologie de réhabilitation

Une fois la filière de réhabilitation retenue, la solution *in-situ* est généralement préférée [Gruiz *et al.*, 1995] en raison des coûts plus intéressants, des avantages sur les aspects esthétiques, des risques pour les travailleurs, des contraintes administratives (les autorisations administratives d'installation d'une unité de traitement sur-site sont plus difficile à obtenir que pour une installation *in-situ*) même si le contrôle de la dépollution reste difficile.

VI.6.3 Choix du procédé de réhabilitation

L'étape suivante consiste alors à déterminer le procédé de réhabilitation de la pollution en fonction des polluants présents avec par ordre de préférence (Figure 43) :

• les procédés biologiques : ceux-ci sont généralement financièrement les plus intéressants et ont l'avantage de se baser sur la fraction biodégradable et biodisponible de la contamination, c'est-à-dire celle qui est réellement susceptible d'être mobilisée dans le sol et d'être absorbée par l'homme,
• les procédés physico-chimiques : économiquement moins intéressants, ils permettent cependant des rendements de dépollution plus importants que les procédés biologiques et une totale réutilisation du site après traitement,
• les procédés thermiques : financièrement très lourds, ils ne sont généralement retenus que dans des cas de fortes pollutions par des composés très toxiques ou dans les cas d'urgence, lorsque le degré de décontamination est très important. Ils entraînent généralement une dégradation du matériau traité, le rendant difficilement valorisable (remblai d'autoroute,...).

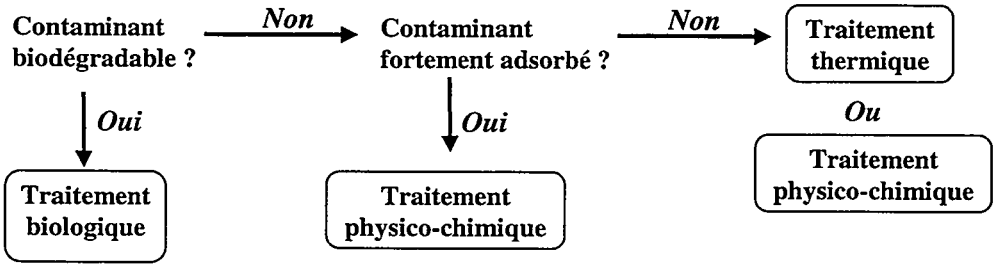


Figure 43 : Choix du procédé de réhabilitation

VI.6.4 Choix de la technique de réhabilitation

Lorsque le procédé de réhabilitation a été retenu, il est nécessaire de déterminer la technique à mettre en œuvre parmi l'ensemble des techniques proposées [Ram *et al.*, 1993]. Avec l'abandon progressif de la solution de confinement, on a assisté à une explosion des techniques[1] de traitement spécifiquement adaptées à certains types de polluants et de sols [USEPA,1996].

Les diagrammes ci-dessous, développés à l'issue d'une étude bibliographique, permettent d'orienter le choix du gestionnaire parmi les procédés thermiques, biologiques et physico-chimiques (Figures 44, 45 et 46).

[1] Le programme américain SITE (Superfund Innovative Technology Evaluation), mis en place en 1988, vise à permettre de valider les nouvelles techniques prêtes à être commercialisées sur des sites contaminés.

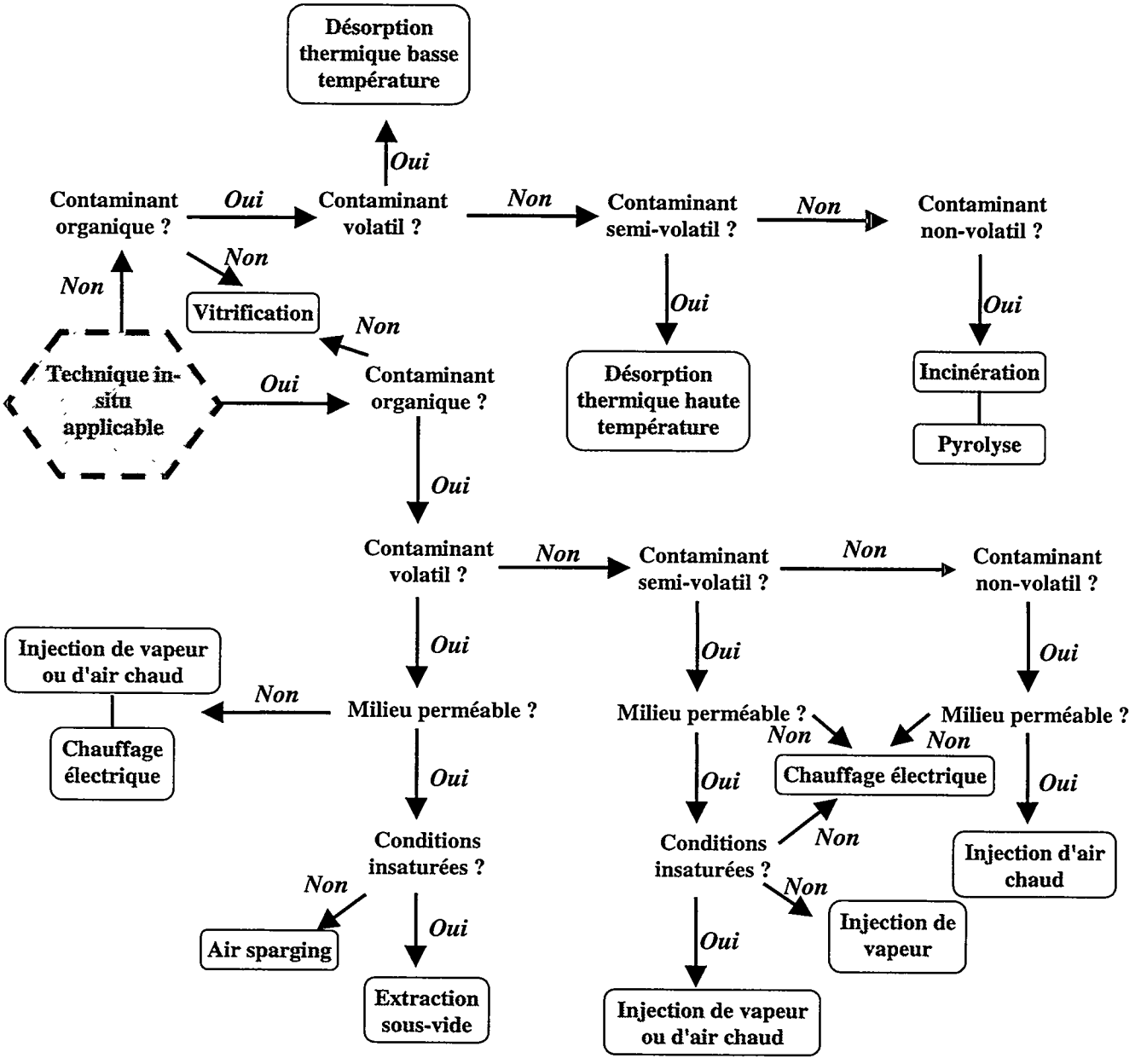


Figure 44 : Diagramme de choix de la technologie de traitement thermique

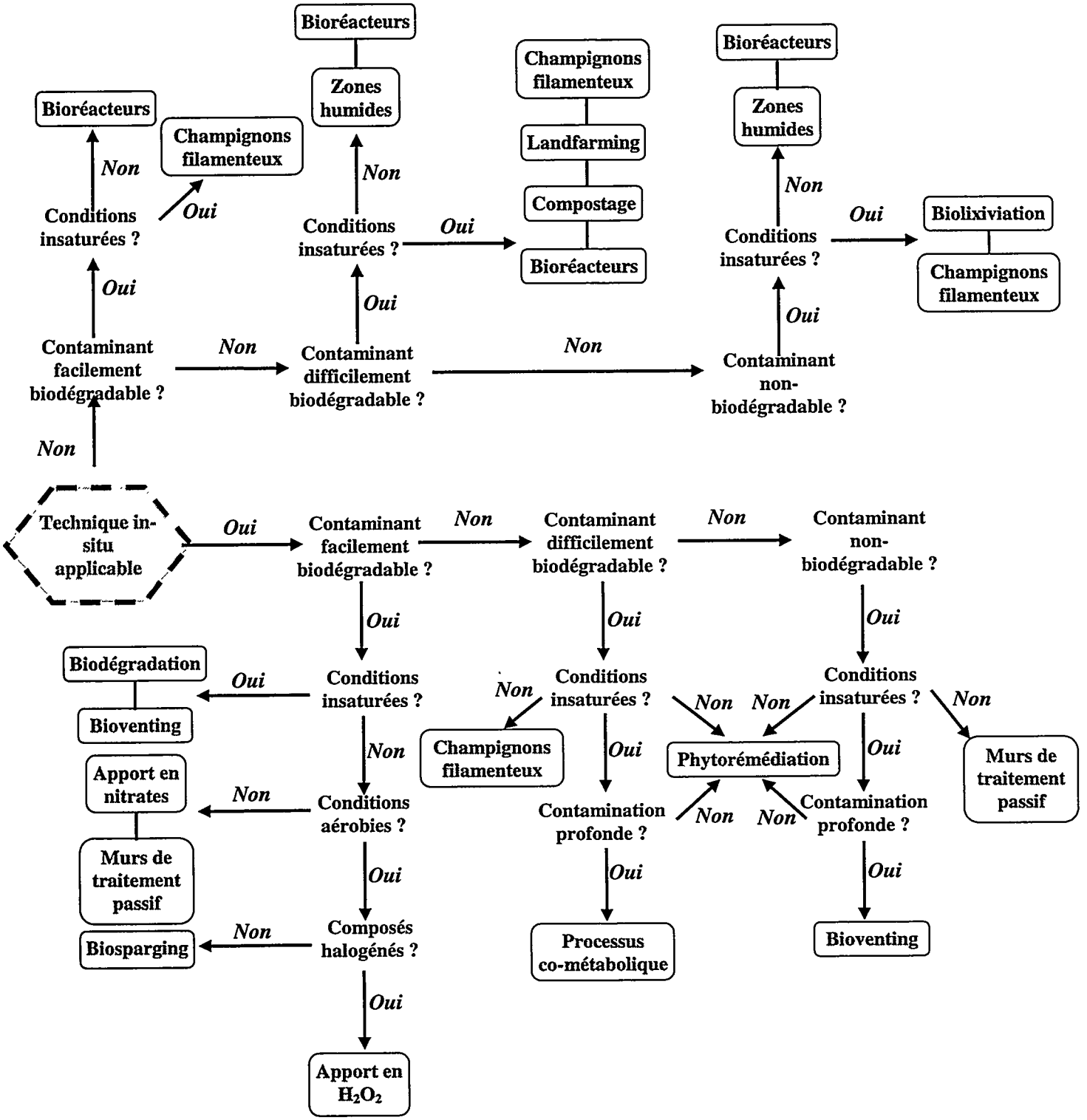


Figure 45 : Diagramme de choix de la technologie de traitement biologique

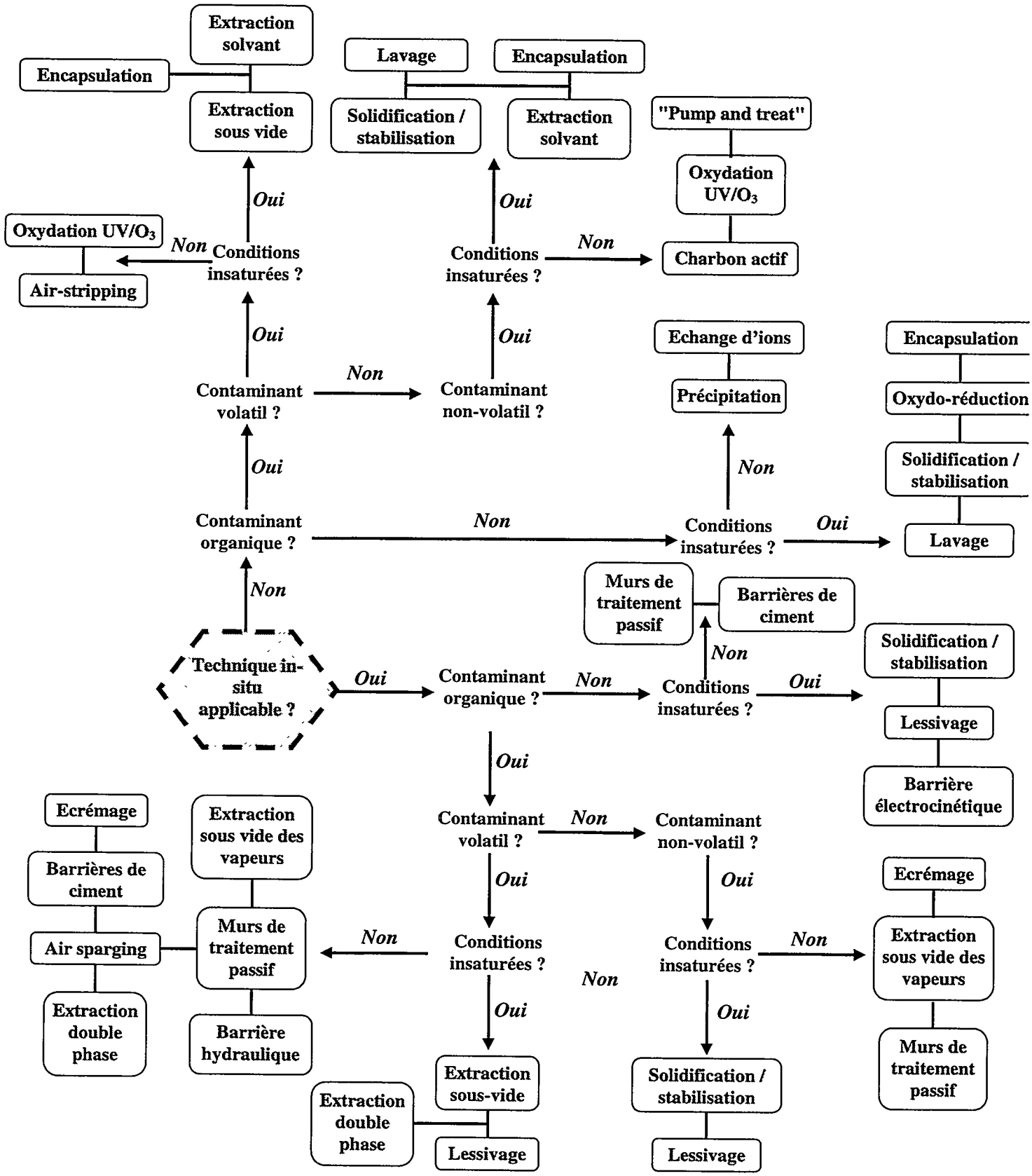


Figure 46 : Diagramme de choix de la technologie de traitement physico-chimique

Même si elle semble, *a priori*, intéressante, cette approche ne permet pas d'intégrer tous les paramètres autres que techniques [Doty *et al.*, 1992] entrant en ligne de compte lors du choix de la réhabilitation à mettre en œuvre.
Par la suite, nous allons décrire la démarche de travail adoptée pour ce choix qui se base principalement sur une analyse multicritère du problème.
Comme nous l'avons déjà dit, toutes les techniques peuvent être les meilleures dans un contexte bien particulier. Il s'agit donc plus de classer, parmi les techniques applicables (condition *sine qua non*), celles qui sont les plus adaptées à la problématique rencontrée, avec dans certains cas, des objectifs qui peuvent être contraires (par exemple concilier le coût, l'efficacité et la rapidité).
Pour cela une approche d'analyse multicritère et de classement nous semblait la meilleure solution, c'est pourquoi nous nous sommes dirigés vers les méthodes ELECTRE (prise en compte de critères discordants) et plus particulièrement la méthode ELECTRE III (processus de classement).

L'annexe IV a pour objectif de présenter le principe de l'analyse multicritère ELECTRE III.

La méthode ELECTRE III, avec le principe de surclassement flou, de pseudo-critères et la prise en compte de la possibilité d'intérêts opposés des décideurs, répond donc parfaitement au problème du choix de la technique de réhabilitation dans le sens où les critères de sélection sont à la fois quantitatifs et qualitatifs, les techniques ont des domaines d'application qui se superposent en partie et les acteurs de la réhabilitation ont à la fois des intérêts communs et opposés.
Le chapitre suivant permet de présenter la méthodologie RACES (Remedial Alternative Classification and Evaluation System) qui a été retenue pour appréhender ce problème.

Chapitre VII : La méthodologie RACES (Remedial Alternative Classification and Evaluation System)

VII.1 Introduction

La méthodologie d'aide à la décision RACES a été mis au point afin de résoudre les problèmes survenant lors de l'étape de réhabilitation des sites et sols pollués (Figure 47) :

- diriger les recherches / études de faisabilité vers les filières de dépollution les plus adaptées au problème soumis en présélectionnant les techniques en fonction de leur applicabilité au problème posé,
- fournir les caractéristiques techniques de chaque filière et permettre leur archivage et la mise à jour des connaissances,
- établir une base de connaissances pour garder les sites dépollués en mémoire et permettre d'estimer les coûts, l'efficacité et les délais de réhabilitation nécessaires.

Pour cela nous avons décidé de coupler la méthodologie à Access 2.0, ainsi que pour être homogène par rapport au premier outil TRACES.

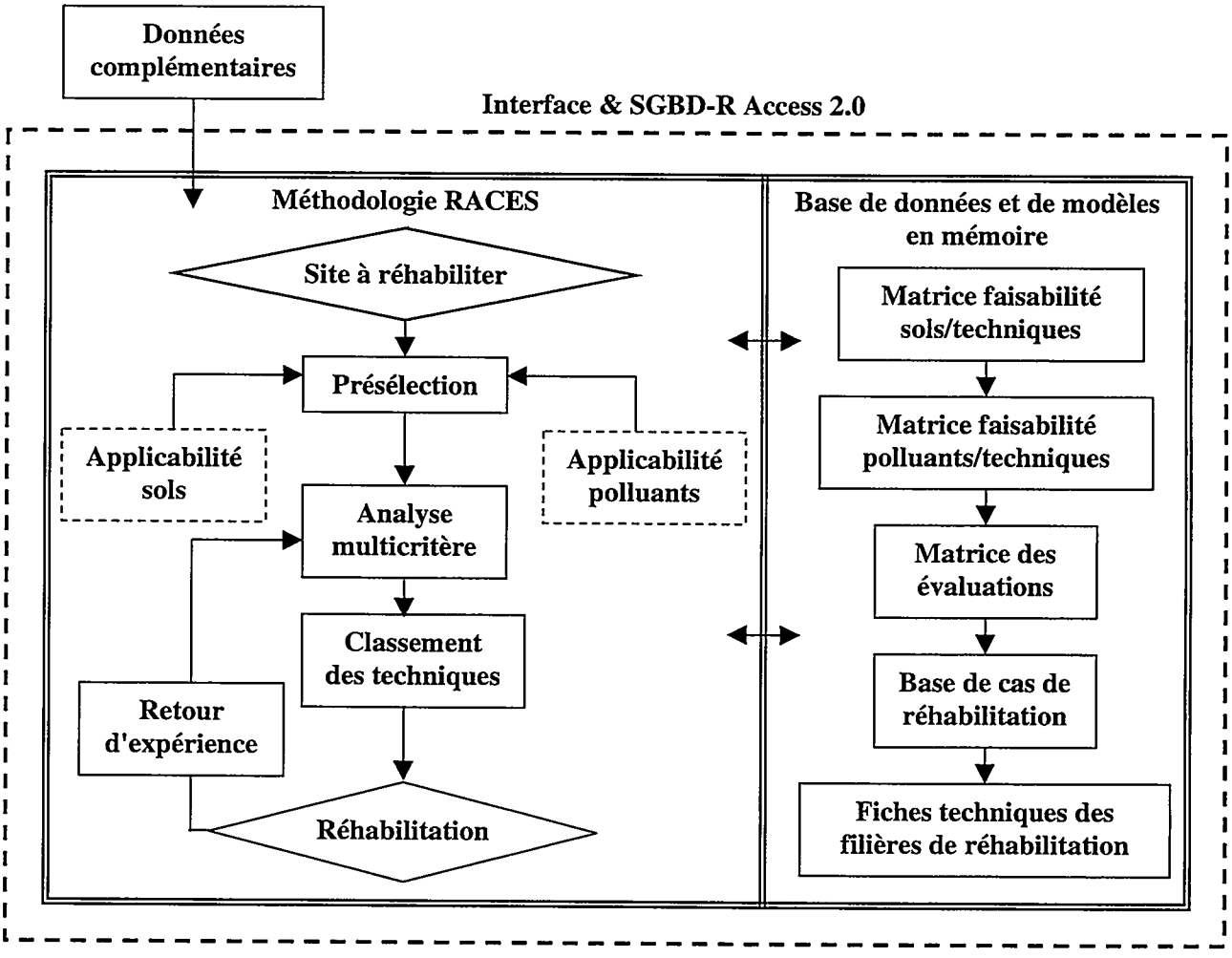


Figure 47 : Structure de l'outil RACES

Comme pour TRACES, nous avons d'abord élaboré une méthodologie de choix de la technique de réhabilitation que nous avons ensuite couplé au SGBD-R, Access 2.0, afin de permettre une approche de type SIAD (Système Interactif d'Aide à la Décision).
A l'issue de l'évaluation des risques, lorsque le risque est inacceptable et qu'une solution de réhabilitation est retenue, il est nécessaire de sélectionner la technique de réhabilitation la plus adaptée au problème rencontré. Le nombre de techniques actuellement disponibles étant relativement important, il est alors indispensable de ne retenir dans un premier temps que les techniques adaptées à la situation étudiée. Pour cela nous avons mis au point une étape de présélection des techniques en fonction de leur applicabilité par rapport au sol et au polluant. Le résultat de cette présélection constitue alors l'ensemble des actions potentiellement envisageables. Nous appliquerons alors une procédure d'analyse multicritère (Electre III) afin de ranger ces actions selon leur ordre de préférence, et ce, en fonction de critères auxquels on attribue un poids relatif. On obtient alors un classement des techniques correspondants aux conditions spécifiques au site et aux intérêts de l'utilisateur.
Le choix de la filière de réhabilitation s'effectuera alors sur la base de cette analyse multicritère, de la connaissance des filières de réhabilitation, et des retours d'expérience sur les opérations de réhabilitations passées.
La mise en œuvre de la réhabilitation et les résultats finaux permettront alors aussi un retour d'expérience pour affiner la procédure d'analyse multicritère (poids, critères,...).
Pour pouvoir mettre en œuvre cette méthodologie, un certain nombre de bases de données étaient nécessaires concernant :

- l'applicabilité des techniques de réhabilitation en fonction de la nature du sol et des polluants,
- le tableau de performance des différentes techniques en fonction des critères de choix,
- une base de données de cas de réhabilitation pouvant valider le choix final de la filière de réhabilitation ainsi qu'estimer le coût et la durée de la réhabilitation,
- une base de données des différentes filières de réhabilitation.

Les étapes du travail qui a été entrepris peuvent se résumer de la façon suivante :

- inventaire et caractérisation des techniques de réhabilitation des sols et eaux souterraines,
- présélection des techniques applicables en fonction de la nature du polluant et du sol,
- choix des critères de classification des techniques,
- choix des pondérations des critères,
- programmation de la méthode ELECTRE III sous Access 2.0,
- développement d'une base d'études de cas de réhabilitation de sites pollués sous Access 2.0,
- mise au point de fiches de description des principales techniques de réhabilitation consultables sous Access 2.0.

VII.2 Inventaire des techniques de réhabilitation des sites et sols pollués

L'étude des filières de réhabilitation des sites et sols pollués a permis de mettre au point une fiche technique pour chaque filière [Department of Defense, 1994], soit plus de 50 fiches reprises dans l'outil d'aide à la décision RACES. Ces fiches (cf. Annexes V) doivent permettre de fournir à l'utilisateur une présentation générale des techniques de réhabilitation incluant :

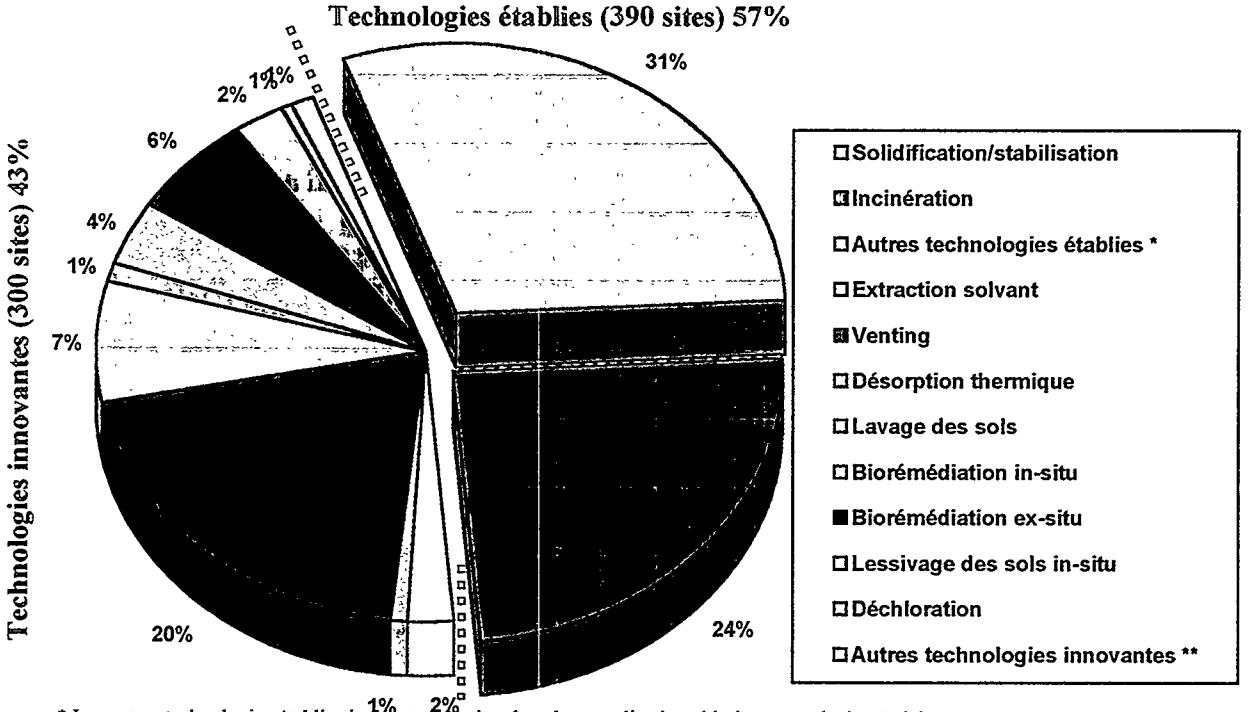
- le principe,
- l'applicabilité,
- les données nécessaires,
- les limitations,
- le coût et les performances,
- un schéma explicatif de la technique.

VII.3 Présentation des techniques retenues pour l'étude

20 techniques de réhabilitation des sols pollués ont été retenues pour l'étude [USEPA, 1994], principalement en raison du manque d'informations suffisantes sur les autres techniques recensées. L'ensemble des techniques retenues pour l'étude (Tableau 54) couvre cependant, dans plus de 95 % des cas (Figure 48), l'ensemble des techniques appliquées, au cours de l'année fiscale 1995 [USEPA, 1997], pour la réhabilitation de 690 sites pollués américains de la NPL (National Priorities List).

Tableau 54 : Présentation des techniques retenues pour l'étude

Filière	Filière	Filière
Biodégradation (aérobie et anaérobie) *in-situ*	Désorption thermique haute température *ex-situ*	Lessivage des sols *in-situ*
Bioréacteurs *ex-situ*	Excavation / mise en décharge *ex-situ*	Oxydo-réduction chimique *ex-situ*
Bioventing *in-situ*	Extraction électrique *in-situ*	Pyrolyse *ex-situ*
Champignons filamenteux (aérobie) *in et ex-situ*	Extraction solvant *ex-situ*	Solidification / stabilisation *in et ex-situ*
Confinement *in et ex-situ*	Incinération *ex-situ*	Venting / extraction sous-vide *in-situ*
Déhalogénation *ex-situ*	Landfarming *ex-situ*	Vitrification *in et ex-situ*
Désorption thermique basse température *ex-situ*	Lavage des sols *ex-situ*	



* Les autres technologies établies incluent : aération du sol, neutralisation chimiques, explosion à ciel ouvert.
** Les autres technologies innovantes incluent : séparation physique, oxydation des cyanures, vitrification, injection d'air chaud, récupération des métaux à haute température.

Figure 48 : Technologies utilisées aux Etats-Unis, en 1995, pour la réhabilitation de 690 sites de la NPL [USEPA, 1994]

En France, selon l'étude du Ministère de l'environnement publiée en 1996, le traitement des terres, effectué dans 28 % des cas rencontrés [Ministère de l'Environnement, 1996], utilise les techniques reprises dans le tableau 55.

Tableau 55 : Présentation des techniques utilisées en France

Traitement	Pourcentage %
Décharge de classe 1	35
Décharge de classe 2	9
Traitement biologique	29
Lessivage des terres	10
Traitement thermique	29
Confinement	60
Ventilation forcée	17
Dégradation naturelle	15
Stabilisation	12
Autres	33

* Dans près d'un tiers des cas, les sites ont fait l'objet d'un multi-traitement, ce qui explique que le total soit supérieur à 100 %.

Dans 60 % des cas, une technique de confinement a donc été retenue. La France se trouve donc actuellement encore dans une politique de type "confinement & contrôle des voies de migration", principalement en raison de la limitation des moyens financiers (100 M de FF par an).

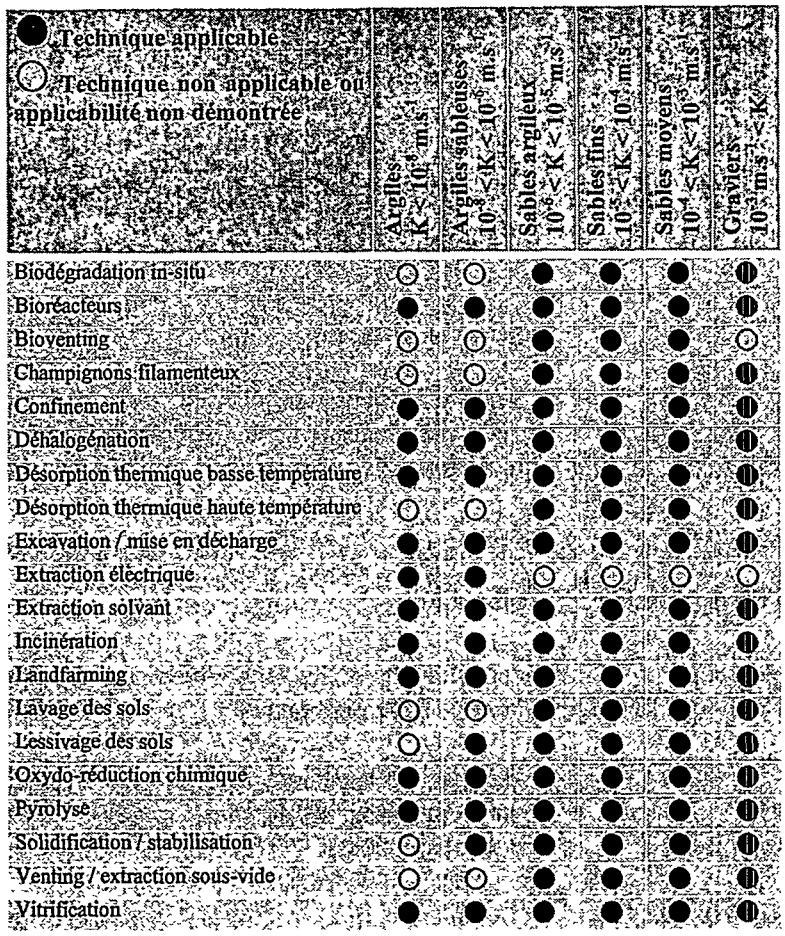
VII.4 Présélection des filières de réhabilitation

Cette première étape consiste à éliminer, dès le départ, les techniques non appropriées à la situation rencontrée sur le site et ce par l'intermédiaire de deux paramètres :

• la nature du sol (Tableau 56) : 6 catégories de sols ont été distinguées [Danieau *et al.*, 1996], [Hermann, 1994]. Ces catégories se basent uniquement sur la perméabilité K du sol, facteur pouvant limiter voire bloquer l'efficacité de certaines techniques :

- argiles : $K < 10^{-8}$ m.s^{-1},
- argiles sableuses : $10^{-8} < K < 10^{-6}$ m.s^{-1},
- sables argileux : $10^{-6} < K < 10^{-5}$ m.s^{-1},
- sables fins : $10^{-5} < K < 10^{-4}$ m.s^{-1},
- sables moyens : $10^{-4} < K < 10^{-3}$ m.s^{-1},
- graviers : $K > 10^{-3}$ m.s^{-1},

Tableau 56 : Applicabilité de la technique en fonction de la nature du sol



• la nature des polluants (Tableau 57) : 11 catégories de polluants [DoD, 1994] ont été définies pour l'étude :

- Composés Organiques Volatils halogénés (COV),
- Composés Organiques Volatils non halogénés,
- Composés Organiques Semi-Volatils halogénés (COSV),
- Composés Organiques Semi-Volatils non halogénés,
- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP),
- PolyChlorés Biphényles (PCB),
- pesticides,
- métaux,
- inorganiques,
- explosifs.

Tableau 57 : Applicabilité de la technique en fonction de la nature du polluant

● Technique applicable ■ Sol ▣ Sol + Eau ○ Technique non applicable ou applicabilité non démontrée ou douteuse	MILIEU ETUDIE	COV halogenes	COV non halogenes	COSV halogenes	COSV non halogenes	Carburants	HAP	PCB	Pesticides	Metaux	Inorganiques	Explosifs
Biodégradation *in-situ*	▣	●	●	●	●	●	●	●	●	○	○	●
Bioréacteurs	▣	●	○	●	●	●	●	●	●	○	○	○
Bioventing	■	●	●	●	●	●	○	○	○	○	○	○
Champignons filamenteux	■	●	●	●	●	●	●	●	●	●	○	●
Confinement	▣	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Déhalogénation	■	●	○	●	○	○	○	○	●	○	○	○
Désorption thermique basse température	■	●	●	●	●	●	○	○	●	○	○	●
Désorption thermique haute température	■	●	●	●	●	●	●	●	●	○	●	○
Excavation / mise en décharge	■	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Extraction électrique	■	○	○	○	○	○	○	○	○	●	○	○
Extraction solvant	■	●	●	●	○	●	●	●	○	○	○	○
Incinération	■	●	●	●	●	●	●	●	●	○	○	●
Landfarming	■	●	●	●	●	●	●	●	●	○	○	●
Lavage des sols	■	●	●	●	●	●	○	○	○	●	●	●
Lessivage des sols	■	●	●	●	●	●	●	○	●	●	●	○
Oxydo-réduction chimique	■	○	○	○	○	○	○	○	○	●	●	○
Pyrolyse	■	○	○	●	●	●	●	●	●	○	○	○
Solidification / stabilisation	■	○	○	○	●	○	●	●	●	●	●	○
Venting / extraction sous-vide	■	●	●	●	●	●	○	○	○	○	○	○
Vitrification	■	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	○

Il faut bien noter que ces deux critères ne doivent permettre qu'une présélection grossière des techniques de réhabilitation à retenir pour des études ultérieures. D'autres paramètres auraient pu être retenus (efficacité, concentration résiduelle désirées) pour mieux cerner les techniques envisageables, mais ce n'était pas le but d'une telle étape. D'ailleurs selon le choix de l'utilisateur, l'outil d'aide à la décision permet de sélectionner une technique, *a priori*, non retenue à l'issue de cette présélection, ou, dans le cas contraire, d'éliminer une technique qui ne semble pas judicieuse en fonction des conditions particulières au site.

VII.5 Mise au point de la méthode d'analyse multicritère

VII.5.1 Détermination des actions et des critères

Dans le cadre de l'analyse multicritère, nous avons déterminé les paramètres suivants :

- ensemble des actions : les actions à classer sont les filières de traitement issues de la présélection (20 filières au plus),
- ensemble des critères : 7 critères ont été retenus pour le classement et correspondent :

  - au coût : c'est l'un des critères déterminant la sélection de la technique. Ce paramètre représente le coût de réhabilitation du site directement lié à l'application de la

technique. Il n'intègre donc pas les éventuels coûts de préparation du sol, de démantèlement après réhabilitation ou de transport des matériaux contaminés. Ce coût est rapporté à la tonne ou au mètre cube de sol traité.

- à la durée : ce paramètre permet de mettre l'accent sur l'urgence d'une éventuelle intervention, soit en raison de risques intolérables, soit en raison de contraintes socio-économiques (aménagement urgent, localisation sensible). Ce paramètre intègre à la fois la durée de la réhabilitation par cette technique une fois que celle-ci a été installée, mais aussi les éventuels retards dus à la spécificité de la technique,

- à l'efficacité : l'efficacité est aussi l'un des paramètres les plus importants dans le processus de sélection selon le principe du "mieux-disant",

- à l'applicabilité : ce paramètre intègre l'applicabilité de la technique selon la nature du sol et la nature du polluant : les techniques les mieux notées étant celles pouvant traiter les sols et les polluants retenus lors de l'étape de présélection,

- aux risques dus à la réhabilitation (avant, pendant et après) : les risques pour les travailleurs ou la population induits par la réhabilitation correspondent à la localisation de la réhabilitation (*in-situ*, sur-site ou hors-site) et à la nature du polluant présent (toxique, dangereux, explosif, inflammable),

- à l'acceptabilité et à la durabilité de la réhabilitation : ce paramètre intègre l'acceptabilité de la réhabilitation (perte du matériau, servitude d'usage,...) ainsi que sa durabilité (élimination, stabilisation,...),

- à la fiabilité de la réhabilitation : la fiabilité de la technique consiste à évaluer l'état des connaissances sur chaque technique, à la classer en termes de "technique éprouvée" ou "technique innovante" et en termes de fréquence d'utilisation. La tendance actuelle va vers le choix des technologies largement éprouvées et peu coûteuses (avec une optimisation et une extension de leur champ d'application) plutôt que vers les technologies innovantes [USEPA, 1995] prometteuses (phytorémédiation, électromigration) mais nécessitant encore une R & D importante avant d'être validée.

Les notes attribuées à chaque critère ont toutes une valeur comprise entre 0 et 10 (Tableau 58) car nous n'avons pas voulu privilégier l'un des critères retenus, l'un par rapport à l'autre, ceci étant effectué lors de la détermination des poids à accorder à chacun des critères. La fourchette de 0 à 10 permettait en outre une variation suffisante des notes attribuées à chaque technique afin de pouvoir les comparer et les classer (en fonction des seuils de préférence, d'indifférence et de *veto*).
Même si la note de chaque critère évolue entre 0 et 10, on ne distinguera pas forcément 10 catégories différentes de notes pour chaque critère.

Tableau 58 : Classes de notes retenues pour chaque critère d'évaluation

Note attribuée	Cout F par m3 ou par tonne	Efficacité %	Duree	Applicabilité	Fiabilité / retour d'experience	Risque	Acceptabilité et durabilité de la rehabilitation
10	< 300	> 99,9	Rapide, matériels ou compétences rapidement mobilisables	Applicable au polluant et au sol définis lors de la présélection	Technique largement éprouvée	Technique *in-situ* et polluants peu dangereux ou toxiques	Elimination durable des polluants sans perte de la valeur d'usage du site
8		99 à 99,9	Rapide, mais besoin de matériel ou de compétences spécifiques				
7	300 à 500					Technique *in-situ* et polluants dangereux ou toxiques	Elimination durable des polluants avec perte de la valeur d'usage du site
6			Assez rapide, matériels ou compétences rapidement mobilisables		Technique récente		
5		90 à 99					
4	500 à 800		Assez rapide, mais besoin de matériel ou de compétences spécifiques	Applicable au polluant mais pas au sol définis lors de la présélection		Technique *ex-situ* et polluants peu dangereux ou toxiques	Elimination des polluants sans garantie de durabilité et sans perte de la valeur d'usage du site
3		50 à 90					
2	800 à 2000		Lente, matériels ou compétences rapidement mobilisables		Technique innovante		
1	> 2000	< 50	Lente, besoin de matériel ou de compétences spécifiques			Technique *in-situ* et polluants dangereux ou toxiques	Elimination des polluants sans garantie de durabilité et avec perte de la valeur d'usage du site
0				Non applicable au polluant et au sol définis lors de la présélection			

La matrice des évaluations pour les 20 actions selon les 7 critères peut alors être construite (Tableau 59) en fonction des critères d'évaluation définis, grâce aux informations collectées (voir Annexe) sur chacune des techniques retenues (principe, coût, durée, applicabilité,...).

Tableau 59 : Matrice des évaluations ou tableau des performances

Numéro de la technique		Efficacité de la réhabilitation	Durée de la réhabilitation	Coût de la réhabilitation	Applicabilité de la réhabilitation	Risque durant les travaux de dépollution	Acceptabilité et durabilité de la réhabilitation	Fiabilité de la réhabilitation
1	Biodégradation in-situ	3	1	7	*	10	4	2
2	Bioréacteurs	5	6	4	*	4	10	10
3	Bioventing	8	2	10	*	4	10	2
4	Champignons filamenteux	3	2	4	*	4	10	2
5	Confinement	10	6	2	*	7	1	10
6	Déhalogénation	10	8	2	*	4	7	6
7	Désorption thermique basse température	5	8	4	*	4	10	6
8	Désorption thermique haute température	8	8	1	*	4	7	6
9	Excavation / mise en décharge	10	8	1	*	1	1	10
10	Extraction électrique	5	6	2	*	10	10	2
11	Extraction solvant	8	4	2	*	4	10	6
12	Incinération	10	8	1	*	1	1	10
13	Landfarming	3	2	4	*	4	10	6
14	Lavage des sols	5	2	4	*	4	10	6
15	Lessivage des sols	5	6	10	*	10	4	6
16	Oxydo-réduction chimique	5	8	2	*	4	10	10
17	Pyrolyse	5	6	2	*	4	7	6
18	Solidification / stabilisation	8	8	2	*	7	1	6
19	Venting / extractions sous-vide	8	4	7	*	7	10	6
20	Vitrification	10	8	2	*	7	1	2

* La valeur de ce critère dépend de la nature du sol et du polluant étudiés et prend les valeurs 0, 4 ou 10

Même si nous proposons des valeurs par défaut, issues de l'étude bibliographique, dans ce tableau, nous insistons sur la nécessité d'impliquer au maximum l'ensemble des acteurs de la réhabilitation, dans la mise au point des critères d'évaluation et de ce tableau des performances, ainsi que lors de l'établissement des paramètres[1] (poids, seuils,...) de travail. Du fait de leur grande influence sur le résultat final, les valeurs introduites dans ce tableau doivent être validées par les différents acteurs pour que les résultats de l'analyse multicritère soient plus facilement acceptés.
Ces valeurs correspondent, en outre, à l'état des connaissances du moment aux USA, et sont susceptibles de varier en fonction de l'évolution des techniques.

VII.5.2 Détermination du poids des critères et des seuils

Le poids de chacun des 7 critères est le même, et égal à 1 par défaut. Mais pour permettre aux différents acteurs de la réhabilitation de privilégier certains critères par rapport à d'autres, l'outil RACES reprend l'ensemble des poids avec la possibilité de les modifier. Les valeurs de ces poids n'ont pas de limite afin de pouvoir refléter l'ensemble des avis des différents décideurs[2].

[1] Ces paramètres de travail peuvent toutefois faire l'objet d'une analyse de robustesse, du même type que l'analyse de sensibilité afin de déterminer l'importance de chacune des valeurs prises par défaut.
[2] Lors d'un projet développé par la société Hydro Québec, une tentative de fixer un poids total maximum n'a mené à aucun traitement statistique satisfaisant pour mettre en évidence des catégories de décideurs.

De même que pour les poids, des valeurs pour les différents seuils ont été fixés avec toutefois la contrainte :
$q_j \leq p_j \leq v_j$ (le seuil d'indifférence q doit être inférieur ou égal au seuil de préférence p lui-même inférieur ou égal au seuil de *veto* v pour un critère j donné).

L'analyse multicritère ELECTRE III a généralement été appliquée dans le but de classer ces techniques avec les hypothèses suivantes :

- poids fixé à 1 pour l'ensemble des critères,
- seuil d'indifférence fixé à 1 pour l'ensemble des critères : seules les actions pour lesquelles la différence n'excède pas 1, pour un critère donné, seront considérés comme indifférentes,
- seuil de préférence fixé à 2 pour l'ensemble des critères : les actions pour lesquelles la différence excède 2 seront considérées comme non concordantes,
- seuil de *veto* fixé à 10 pour l'ensemble des critères : cette valeur correspond à la valeur maximale attribuable à chaque critère, cela signifie qu'aucune technique ne peut être discordante par rapport à une autre.

Ces valeurs sont celles que nous conseillons de prendre par défaut lorsqu'aucune autre information n'est disponible.

VII.5.3 Résultats de l'analyse multicritère

La méthode d'analyse multicritère retenue classe les actions, depuis les meilleures jusqu'aux moins bonnes. Une autre méthode, semblable à ELECTRE III a aussi été utilisée, celle de Siskos [Siskos *et al.*, 1983], [Lochard *et al.*, 1983] afin de pouvoir comparer les résultats des deux classements. Selon cette méthode, le classement s'effectue toujours à partir des degrés de crédibilité, mais diffère lors de la procédure de distillation par le calcul, pour chaque action, d'un indicateur du degré de non-dominance de l'action par toutes les valeurs.

La valeur de cet indicateur est :
$$\mu^{ND}(a_i) = 1 - \max(\delta_{ik} - \delta_{ki}) \qquad a_k \in A$$

Plus le degré de dominance $\mu^{ND}(a_i)$ est grand, plus l'action a_i est préférée.

La solution, *a priori*, la plus adaptée au site étudié est celle dont le classement, par la méthode ELECTRE III, par distillation ascendante et descendante, se rapproche le plus du couple (1, 1) ou par la méthode de Siskos, se rapproche de 1.

VII.6 Elaboration d'une base de cas de réhabilitation

Parallèlement à l'élaboration de la démarche d'analyse multicritère appliquée aux sols pollués, une base de cas de réhabilitation a été créée afin de fournir des exemples de réhabilitation [USEPA, 1995] fournissant ainsi :

- l'identification du site (propriétaire, année, activités,...),
- le diagnostic de la pollution (nature, quantité, concentration,...),
- la description de la phase de réhabilitation (durée, coût, efficacité,...).

280 fiches ont, à l'heure actuelle, été rédigées. Une fenêtre de consultation permet de visualiser les sites et d'en saisir de nouvelles, ainsi que d'effectuer une recherche par mots clés à partir :

- de la filière de réhabilitation recherchée, soit selon la technique elle-même, soit selon le procédé mis en œuvre (biologique, thermique, physico-chimique),
- de la catégorie du polluant, telle que définie lors de l'étape de présélection (COV, métaux,...),
- du milieu à traiter (eau, sol, autres).

VII.7 Conclusions sur RACES

La méthode RACES (Figure 49) a été développée dans le but de compléter l'outil TRACES d'évaluation des sites et fournir une aide au choix de la filière de réhabilitation des sols pollués.
Ce travail inclut :

- la création de bases de données sur les techniques de réhabilitation, notamment :
  - la rédaction de fiches descriptives des techniques de réhabilitation des sites pollués,
  - le développement d'une base de cas de réhabilitation,
  - l'élaboration des matrices d'applicabilité des techniques par rapport à la nature du sol et des polluants,
- l'implantation des méthodes d'analyse multicritère ELECTRE III et Siskos.

Dans la continuité de TRACES, RACES a ensuite été couplée au SGBD-R Access 2.0 pour fournir un interface de travail plus convivial. Ces outils peuvent être utilisés successivement ou indépendamments l'un de l'autre.

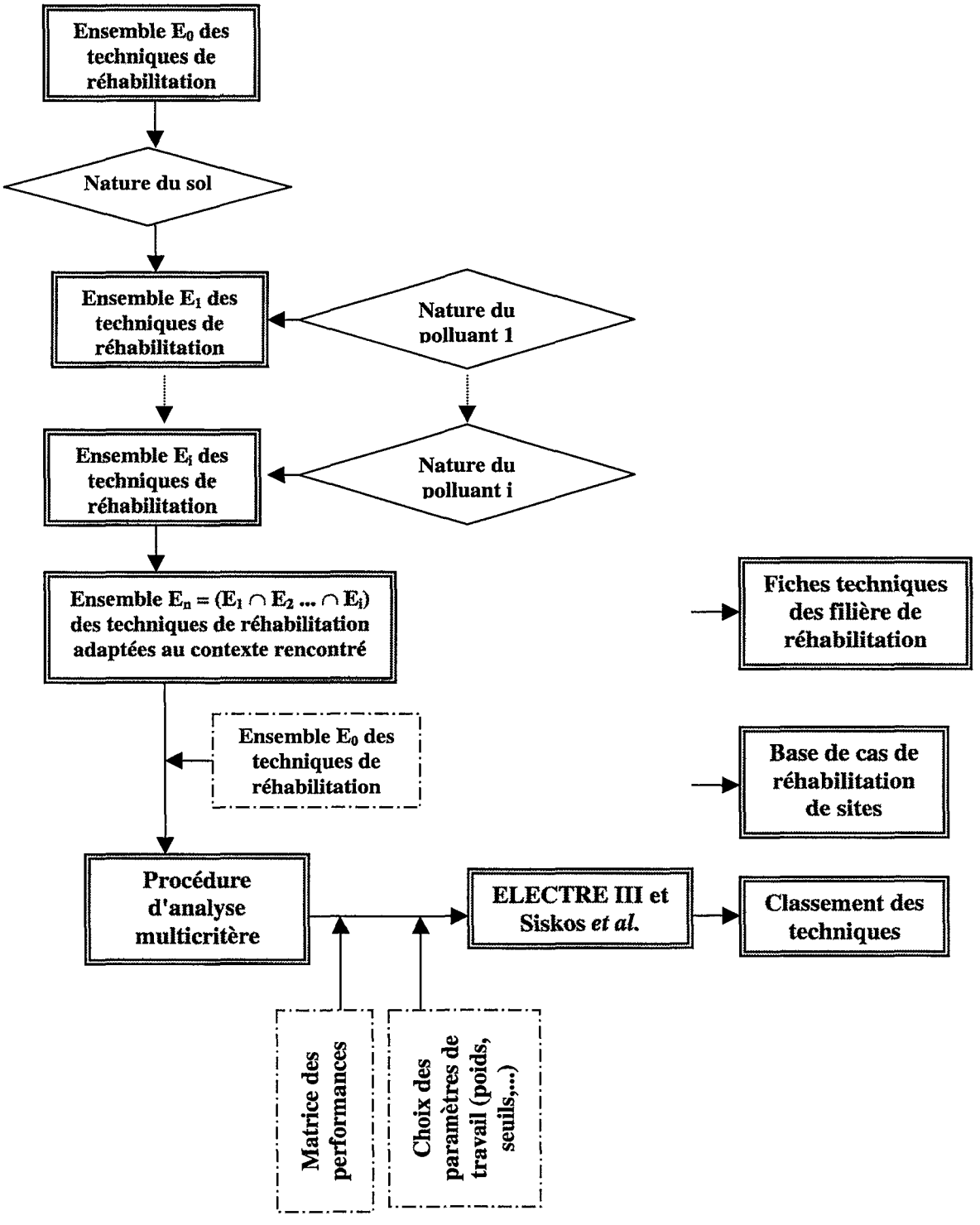


Figure 49 : Méthodologie de choix de la technique de réhabilitation par l'outil RACES

La quatrième partie de ce mémoire consistera alors à présenter différentes fonctions des outils développés et de les valider par rapport à des cas réels ou fictifs de réhabilitation des sols.

Quatrième partie : Comparaison de l'outil TRACES par rapport à d'autres modèles existants. Confrontation et validation des résultats de TRACES et RACES à des cas réels

"Everything should be made as simple as possible, but not simpler" Albert Einstein. Reader's Digest, October 1977

Chapitre VIII : Comparaison de TRACES par rapport à d'autres modèles existants

Dans ce chapitre, nous allons appliquer le module d'évaluation des risques de TRACES, à des scénarios fictifs d'exposition concernant des sites contaminés par des substances organiques, cancérigènes ou non cancérigènes, afin de comparer les résultats par rapport à ceux obtenus par d'autres modèles d'évaluation des risques.
Cette discipline d'évaluation des risques est, par définition, entachée d'incertitude et de variabilité, ce qui contraint toujours l'évaluateur à effectuer des choix. Mais ces choix doivent être décrits et le maximum d'éléments possibles doit être donné pour les expliquer, si ce n'est les justifier. Par la suite, nous allons tenter de mettre en évidence ces incertitudes et cette variabilité et les choix qui sont alors nécessaires de prendre.

VIII.1 Présentation

Cette comparaison par rapport à d'autres méthodes existantes d'évaluation des risques se base sur l'article de Bonnard [Bonnard, 1997]. Cet auteur a comparé, pour plusieurs scénarios fictifs très simples, les réponses de différents modèles :

- le modèle **HESP version 2.1** (Human Exposure to Soil Pollutants) : logiciel néerlandais développé par la compagnie Shell International Petroleum avec le RIVM (Institut National pour la Santé Publique et l'Environnement), se base sur le modèle **CSOIL** ayant servi à l'élaboration des valeurs d'intervention néerlandaises,
- le modèle **HESP modifié** : l'INERIS a repris le modèle précédent, basé sur **CSOIL**, l'a retranscrit sous Excel avec certaines modifications (valeurs des paramètres physico-chimiques du sol et des substances polluantes, valeurs des paramètres d'exposition, équations de modélisation) afin de l'adapter au contexte français,
- le modèle **CalTOX version 2.2** : modèle américain, mis au point par l'Agence de l'Environnement de la Californie (CalEPA), il est construit autour d'un module de tranfert et de transformation du polluant dans le sol basé sur le principe de fugacité de MacKay de niveau IV et d'un module de calcul d'exposition basé sur le modèle **RAGS**.

A ces trois modèles, nous avons ajouté :

- le modèle **Risc Human 2.0** : modèle développé par l'Institut Van Hall, aux Pays-Bas, il se base sur le modèle **CSOIL**,
- le module d'évaluation des risques développé dans **TRACES** et basé sur le modèle **RAGS**, couplé au module de fugacité de MacKay de niveau I.

Cette comparaison ne prétend pas balayer l'ensemble des facteurs de variation pouvant influer sur les résultats d'une évaluation des risques. Elle met cependant en relief les principales catégories d'éléments explicatifs.

VIII.2 Etude

Quatre scénarios d'utilisation d'un sol ont été simulés (Tableau 60) afin d'obtenir les réponses des modèles et tenter de dégager les grandes tendances.

Tableau 60 : Comparaison des expositions calculées pour différents modèles et différents scénarios

N°	Simulation effectuée	HESP modifié	HESP 2.1	Risc Human 2.0	CalTOX 2.2	TRACES
1	• Résidence avec jardin potager • Benzo(a)pyrène : 0,75 $mg.kg^{-1}$	1,4 10^{-5}	4,5 10^{-6}	9,54 10^{-6}	1,9 10^{-4}	2,27 10^{-5}
2	• Résidence sans jardin potager • Benzo(a)pyrène : 11 $mg.kg^{-1}$	1,4 10^{-5}	1,3 10^{-5}	1,8 10^{-5}	2,3 10^{-5}	2,18 10^{-5}
3	• Résidence avec jardin potager • Naphtalène : 23 $mg.kg^{-1}$	4 10^{-2}	2,3 10^{-3}	1,9 10^{-3}	-	1,8 10^{-2}
4	• Résidence sans jardin potager • Naphtalène : 230 $mg.kg^{-1}$	4 10^{-2}	5 10^{-3}	3 10^{-3}	-	6,37 10^{-2}

Dans le scénario 1, il s'agit d'évaluer l'exposition potentielle à une substance cancérigène, le benzo(a)pyrène, dans le cas d'une utilisation résidentielle avec jardin potager. On peut observer (Figure 50) que c'est le modèle CalTOX qui aboutit à l'exposition potentielle la plus importante (1,9 10^{-4}), de près de dix fois supérieure à celle obtenue par les autres modèles (4,5 10^{-6} à 2,27 10^{-5}).
Cette différence importante peut s'expliquer par la prise en compte de voies d'exposition indirectes (ingestion de fruits et légumes) pour lesquelles les informations sur le transfert des polluants proviennent de sources diverses dont la fiabilité n'est pas toujours démontrable. C'est le cas notamment des facteurs de bioaccumulation extrêmement importants dans le cas du scénario avec potager qui sont certainement à l'origine de cette différence.
Ainsi d'après l'auteur [Bonnard, 1997], la différence entre les résultats de CalTOX et l'HESP modifié, pour ce premier scénario, est due à l'utilisation d'un facteur de bioconcentration dans les légumes près de 20 fois supérieur dans le cas du modèle CalTOX.
Ce paramètre étant fortement dépendant de la nature du sol, du polluant et de l'organisme et/ou organe bioaccumulateur, il doit être utilisé avec prudence, voire réévalué par des tests *in-situ*. D'une manière générale, toutes les voies d'exposition dîtes "indirectes" nécessitent la connaissance de paramètres peu communs (facteur de bioaccumulation, perméabilité de la peau,...), et sont donc sujettes à une évaluation arbitraire selon la source d'information. Toutefois leur considération est nécessaire en raison des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification qui peuvent en faire les principales voies d'exposition pour l'homme.

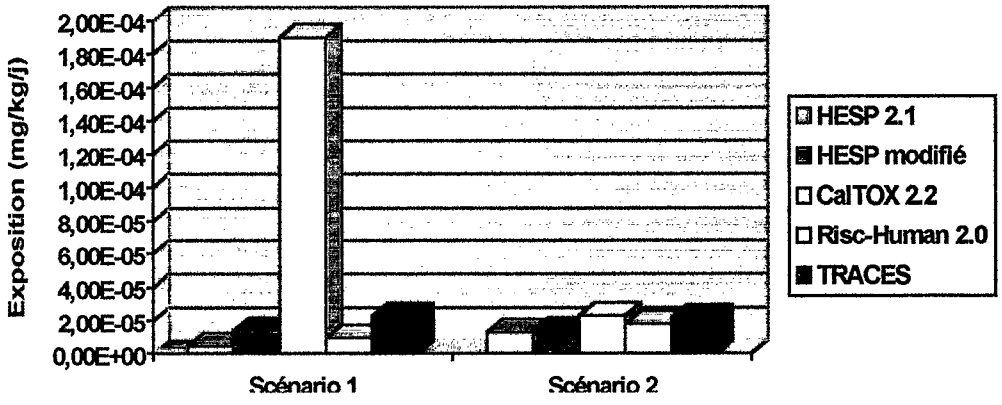


Figure 50 : Représentation graphique des résultats pour les deux premiers scénarios

Par contre, la différence de résultats entre les deux modèles HESP provient des valeurs différentes prises pour le paramètre d'exposition aux fruits et légumes (5 à 6 fois plus important dans le cas de l'HESP modifié), résultant d'une enquête de l'INSEE, datant de 1994, sur le mode d'alimentation des français.

Dans le scénario 2 (benzo(a)pyrène à 11 $mg.kg^{-1}$ sans jardin potager), pour lequel les voies d'exposition sont plus "classiques" car directes, les informations sont plus fournies et fiables en raison des nombreuses études toxicologiques ou épidémiologiques déjà effectuées (études de l'exposition des travailleurs,...), ce qui explique le faible écart entre les résultats des différents modèles (entre 1,3 10^{-5} et 2,3 10^{-5}).

Dans les scénarios 3 (naphtalène à 23 $mg.kg^{-1}$ avec jardin potager) et 4 (naphtalène à 230 $mg.kg^{-1}$ sans jardin potager), il s'agit d'évaluer l'exposition potentielle à une substance non cancérigène (Figure 51), le naphtalène, dans le cas d'un scénario résidentiel avec et sans jardin potager.

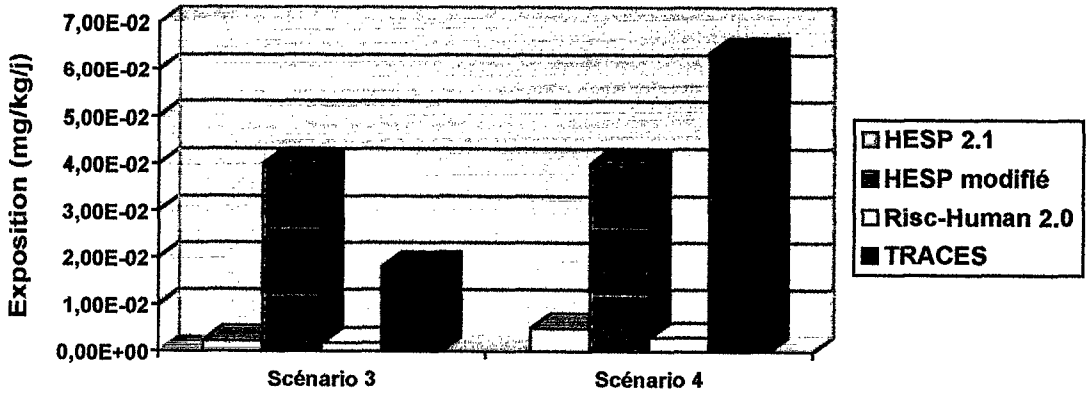


Figure 51 : Représentation graphique des résultats pour les deux derniers scénarios

On peut observer que c'est le modèle HESP modifié de l'INERIS qui se démarque des autres modèles avec un résultat près de dix fois supérieur (4 10^{-2}) à ceux obtenus par les autres modèles sauf TRACES.

La différence entre les deux modèles HESP s'explique par :

- la différence des valeurs prises pour l'exposition aux fruits et légumes, déjà mise en évidence,
- la différence entre les teneurs en carbone organique dans le sol, prises pour le calcul de la concentration dans les fruits et légumes. L'Inéris applique ainsi une teneur de 3 % contre 5,8 % pour les Pays-Bas.

Dans le scénario n°4 où les voies d'exposition pourtant considérées sont directes, la différence entre les deux modèles HESP 2.1 ne peut s'expliquer que par les modifications effectuées par l'INERIS sur le modèle HESP 2.1 à savoir :

- le mode de calcul : l'HESP modifié suppose une source finie de polluant située entre 0 et 3 m de profondeur, alors que l'HESP 2.1 considère une source infinie située à 1,25 m,
- la teneur en carbone organique utilisée : 0,2 % pour l'HESP modifié contre 5,8 % pour l'HESP 2.1,
- la pression de vapeur saturante du naphtalène : 14 Pa dans la version modifiée contre 2,27 Pa dans la version d'origine.

Par contre, dans ce dernier scénario, c'est le modèle TRACES qui conduit à l'exposition la plus forte due à une concentration importante de naphtalène dans l'eau supposée utilisée pour l'alimentation en eau potable.

VIII.3 Conclusions du chapitre

Malgré le nombre réduit de simulations, l'observation des résultats des différents modèles a permis de mettre en évidence (Figure 52) les similitudes ou différences suivantes :

- les deux modèles HESP 2.1 et Risc-Human 2.0 conduisent à des résultats similaires pour les quatre scénarios, ce qui était *a priori* prévisible puisqu'ils sont tous deux basés sur le modèle CSOIL hollandais avec très peu de modifications sur le code de calcul initial,

- les modèles TRACES et CalTOX fournissent des résultats similaires pour l'évaluation des voies d'exposition directe puisque dans le cas du scénario 2 (pas de jardin potager), les résultats obtenus sont très proches (respectivement 2,18 10^{-5} et 2,3 10^{-5}). Ces deux modèles ont tous deux été développés à partir du modèle RAGS, la différence étant centrée sur le niveau de fugacité retenu (niveau I pour TRACES et IV pour CalTOX) ainsi que les valeurs des facteurs de bioconcentration,

- l'ensemble des modèles conduit à un résultat quasi identique dans le cas du scénario 2 où les voies d'exposition considérées sont directes. On peut ainsi supposer que les équations servant au calcul des expositions par ces voies sont similaires malgré la différence entre les modèles initiaux utilisés (CSOIL ou RAGS). Ceci peut s'expliquer par les nombreuses études toxicologiques dont ont déjà fait l'objet ces voies (exposition des travailleurs, enquête de santé publique,...) qui ont permis une harmonisation des résultats au niveau international,

- Le modèle HESP modifié reste proche de la version 2.1 dans le cas du scénario 2, mais se démarque fortement pour les autres simulations en raison des modifications apportées par l'Inéris,

- Le modèle TRACES fournit des résultats se trouvant dans la gamme des valeurs obtenues par les autres modèles sauf dans le cas du scénario 4 où le résultat est légèrement supérieur à celui du modèle HESP modifié.

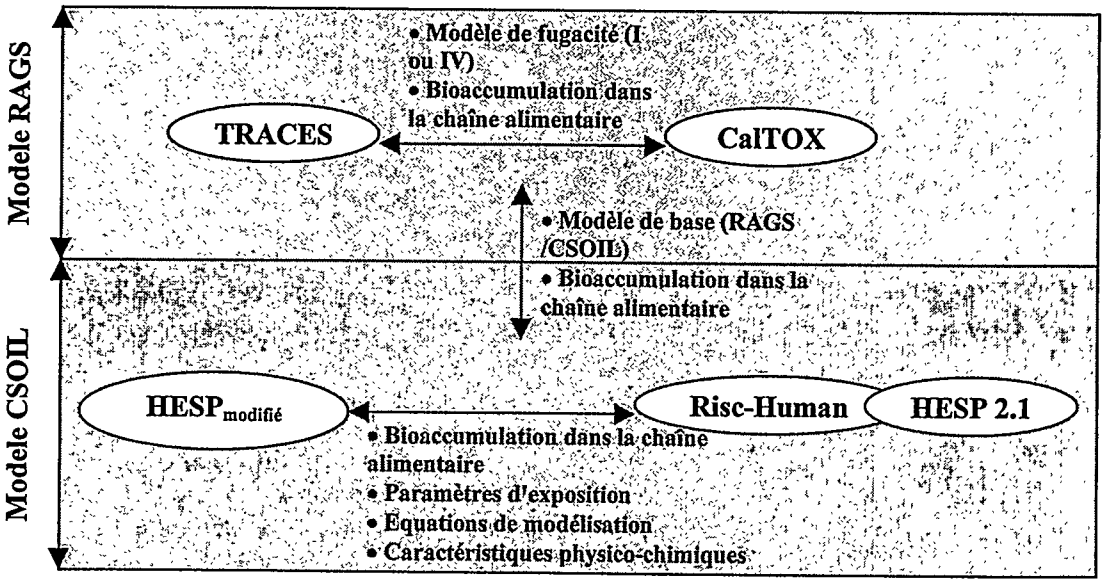


Figure 52 : Les principales différences entre les modèles étudiés

Cette comparaison a en outre permis d'établir les limites de l'évaluation des risques en raison des nombreuses sources d'incertitude et de variabilité mises en jeu :

- si les voies d'exposition directes sont bien connues, les voies d'exposition indirectes (par la chaîne alimentaire) ne font pas encore l'objet d'un consensus, comme le montre le scénario 1 entre CalTOX et l'HESP modifié où le facteur de bioconcentration retenu varie d'un facteur 20,

- certains phénomènes sont mal connus et alors interprétés de manière différente selon les modèles :
  - l'étude des même relations dose / effet conduit ainsi à l'établissement d'expositions acceptables différentes d'un pays à l'autre (Pays-Bas, Etats-Unis) voire dans le même pays (Californie, Etats-Unis au niveau fédéral),
  - les mécanismes de bioaccumulation sont difficilement modélisables[1], les facteurs de bioaccumulation sont donc généralement différents,
  - les phénomènes de dégradation (biologique[1], chimique, physique) ne sont pas systématiquement tous intégrés dans les modèles,

- les données sont incertaines : les valeurs des caractéristiques physico-chimiques des produits varient selon la source d'information,

- les données sont très variables : le mode de vie et d'alimentation, les caractéristiques physiologiques (poids), géologiques (teneur en carbone organique) et les paramètres d'exposition (taux d'ingestion) varient d'un pays à l'autre, et à l'intérieur d'une même population (présence de groupes sensibles).

D'une manière générale, tous ces modèles s'accordent parfaitement sur des cas très simples (un seul polluant) d'exposition directe, mais dès que l'on s'intéresse aux voies d'exposition indirecte, chaque modèle a développé sa propre stratégie en la matière (calcul des concentrations dans les légumes en fonction des caractéristiques propres au site étudié, ou simplement emploi d'un facteur de bioaccumulation générique).

Dans ce chapitre, nous avons ainsi confronté les réponses données par le module d'évaluation des risques de TRACES, pour quatre scénarios fictifs d'exposition, avec d'autres résultats issus de modèles existants.
Les résultats fournis par TRACES sont relativement proches de ceux obtenus avec les autres modèles, ce qui nous permet de valider la démarche scientifique (équations, hypothèses,...) de ce module relativement aux autres modèles.
Le chapitre suivant a pour objectif de confronter les résultats obtenus par les méthodologies TRACES et RACES avec les décisions prises par les experts humains dans le cas d'opérations de réhabilitation réelles.

[1] Quand ils le sont, ce sont généralement des modèles linéaires d'ordre 1 qui sont utilisés, alors qu'il est généralement admis que les processus biologiques sont des modèles d'ordre 2 ou 3.

Chapitre IX : Confrontation et validation de TRACES et RACES sur des études de cas

IX.1 Objectifs de l'étude

Quatre études de cas réels ont été retenues afin de :

_ comparer, dans l'outil TRACES, le module d'évaluation des risques par rapport à deux modèles existants :

- le modèle américain : les études de cas ayant été menées aux Etats-Unis, c'est le modèle RAGS[1] qui a été utilisé comme outil d'évaluation des risques et de détermination des objectifs de réhabilitation,
- le modèle néerlandais : en parallèle à la validation de TRACES, nous avons effectué l'évaluation des risques avec le logiciel Risc-Human dont le code de calcul se base sur le modèle CSOIL,

_ confronter les résultats obtenus par TRACES et les recommandations faites avec les décisions réellement prises par les experts (EPA, ...) sur les différents sites de réhabilitation,

_ comparer les résultats obtenus par les référentiels développés dans TRACES avec ceux obtenus par les référentiels existants (Québec et Pays-Bas),

_ valider l'outil de classification des techniques de réhabilitation RACES : les quatre études ayant abouti à une action de réhabilitation, l'outil RACES a été utilisé avec deux objectifs :

- valider l'outil développé afin de vérifier que celui-ci fournisse bien des réponses cohérentes par rapport au contexte de l'étude et aux décisions finalement prises,
- discuter des actions de réhabilitation entreprises, celles-ci n'ayant généralement pas fait l'objet d'une approche méthodologique de réflexion, mais plutôt résultant d'une concertation, d'un compromis entre les différents acteurs.

IX.2 Méthodologie de l'étude

Pour ces quatre études de cas, nous avons retenu la démarche (Figure 53) suivante :

_ description du site et des activités passées : cette première étape consiste à décrire le site, à établir un historique des activités industrielles passées et des pollutions éventuelles, et à présenter les raisons de l'étude de ce site,

_ diagnostic du site : le diagnostic du site a pour objectif d'établir, grâce à l'outil TRACES, les niveaux de dangers et de risques liés au site contaminé par une :

- évaluation des dangers par utilisation des référentiels pour l'homme et l'environnement de TRACES : dans un premier temps, nous comparerons les concentrations maximales mesurées sur le site avec celles fixées par les référentiels officiels (Pays-Bas et Québec) et celui développé (TRACES) en fonction de l'usage du site (correspondant à l'usage industriel puisque c'est celui qui se rapproche le plus de l'utilisation réelle du site). Ensuite nous comparerons les concentrations du site avec celles fixées comme acceptables pour les différents écosystèmes de l'environnement

[1] Risk Assessment Guidance for Superfund [USEPA, 1989]

(animaux, plantes, terrestres, sédiments). Puis en retenant le principe de précaution, tout dépassement d'un seule valeur de ces différents référentiels conduira à l'étape suivante d'analyse des risques. C'est pour cela que nous n'avons pas appliqué les méthode de notation à ces sites,

- analyse de risques pour l'homme par la méthodologie de TRACES : l'analyse de risques est effectuée en mode stochastique afin de déterminer la probabilité d'apparition d'effets néfastes indésirables en fonction des conditions spécifiques au site (scénario d'utilisation, cible, voies d'exposition,...). Les résultats de cette analyse de risques sont ensuite comparés à ceux obtenus par le modèle Risc-Human,

_ détermination et simulation de scénarios de réhabilitation par TRACES : lorsqu'une mesure de réhabilitation s'impose (ce qui est le cas pour les quatre sites étudiés), une simulation de différents scénarios de réduction de ce risque a été effectuée afin de proposer un ensemble de solutions permettant d'atteindre un niveau de risque acceptable. Comme nous l'avons déjà indiqué, les mesures de réhabilitation efficaces englobent aussi bien la dépollution (du sol, de l'air ou de l'eau), le confinement (confinement, excavation) que les mesures de restriction sur le site (périmètre de protection, servitudes d'usage),

_ sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée : dans le cas où la solution de réhabilitation est retenue, nous allons étudier les techniques de réhabilitation les plus adaptées au problème :

- sélection des techniques applicables selon la méthodologie RACES : cette première étape consiste à ne sélectionner que les techniques applicables en fonction du contexte de pollution (nature du sol et du polluant),
- classement de la (des) technique(s) la (les) plus adaptée(s) : en fonction de l'importance des critères de choix, nous classerons alors les techniques retenues par ordre de préférence selon la méthode ELECTRE III. Pour cela quatre simulations (Tableau 61) ont été effectuées :

  - tous les critères ont la même importance (poids égal à 1) : cette simulation représente une position "neutre" par rapport aux différents critères en ne privilégiant pas un critère par rapport à un autre,

  - tous les critères ont la même importance (poids égal à 1) sauf le critère économique (poids P_3 égal à 10, c'est-à-dire plus important que l'ensemble des autres critères) : cette simulation consiste à préférer les techniques les moins coûteuses correspondant à des contraintes économiques (solvabilité de l'entreprise responsable),

  - tous les critères ont la même importance (poids égal à 1) sauf le critère de temps (poids P_2 égal à 10, c'est-à-dire plus important que l'ensemble des autres critères) : cette simulation consiste à préférer les techniques les plus rapides correspondant à des contraintes de temps (déversement accidentel, délai de livraison du site,...),

  - tous les critères ont la même importance (poids égal à 1) sauf le critère d'efficacité (poids P_1 égal à 10, c'est-à-dire plus important que l'ensemble des autres critères) : cette simulation consiste à préférer les techniques les plus efficaces correspondant à des contraintes de santé publique (PCB, dioxines et autres produits extrêmement nocifs à très faibles doses ou concentrations),

Ces trois dernières simulations (équivalentes à une analyse de sensibilité) recouvrent généralement les intérêts des différents acteurs de la réhabilitation d'un site contaminé. La meilleure solution de réhabilitation correspond alors à celle obtenant les meilleurs classements à l'issue des quatre simulations. Pour cela, nous ne conserverons que les

techniques ayant obtenu un classement supérieur ou égal à 4 pour les distillations ascendantes et descendantes (zone hachurée sur les figures 55, 59, 63, 67) pour les quatre simulations. Les techniques ont été numérotées de 1 à 20 par ordre alphabétique,

_ comparaison avec les mesures réellement prises par les experts,

_ description de l'intervention effectuée,

_ suivi de la réhabilitation et évaluation du risque résiduel par TRACES.

Tableau 61 : Présentation des simulations effectuées sur RACES

Hypothèses	Simulation effectuée
Tous les poids égaux à 1 pour les sept critères	Position neutre par rapport aux intérêts des acteurs de la réhabilitation. Les techniques retenues ne doivent pas privilégier un critère par rapport à un autre.
Tous les poids égaux à 1 pour six critères et égal à 10 pour le critère "coût de la réhabilitation"	Préférence pour les techniques entraînant le moindre coût. Cette simulation consiste généralement à diminuer le poids économique et correspond généralement aux intérêts du responsable de la réhabilitation.
Tous les poids égaux à 1 pour six critères et égal à 10 pour le critère "durée de la réhabilitation"	Préférence pour les techniques les plus rapides. Cette simulation consiste généralement à privilégier la rapidité de l'intervention et correspond généralement aux intérêts de l'administration (risque important actuel ou potentiel pour la population locale, déversement accidentel) ou de l'industriel (délai de livraison du site[1]).
Tous les poids égaux à 1 pour six critères et égal à 10 pour le critère "efficacité de la réhabilitation"	Préférence pour les techniques les plus efficaces. Cette simulation correspond généralement soit à des cas de contamination très importante (de l'ordre du g/kg) nécessitant alors un degré d'élimination proche de 100 % pour atteindre un niveau de pollution acceptable, soit à la présence de substances exogènes particulièrement toxiques pour lesquels les niveaux fixés comme acceptables sont très bas (de l'ordre du µg/kg voire ng/kg).

[1] Ce fut le cas par exemple pour le Stade de France, pollué par des activités historiques de production de gaz, devant être livré pour la Coupe du Monde.

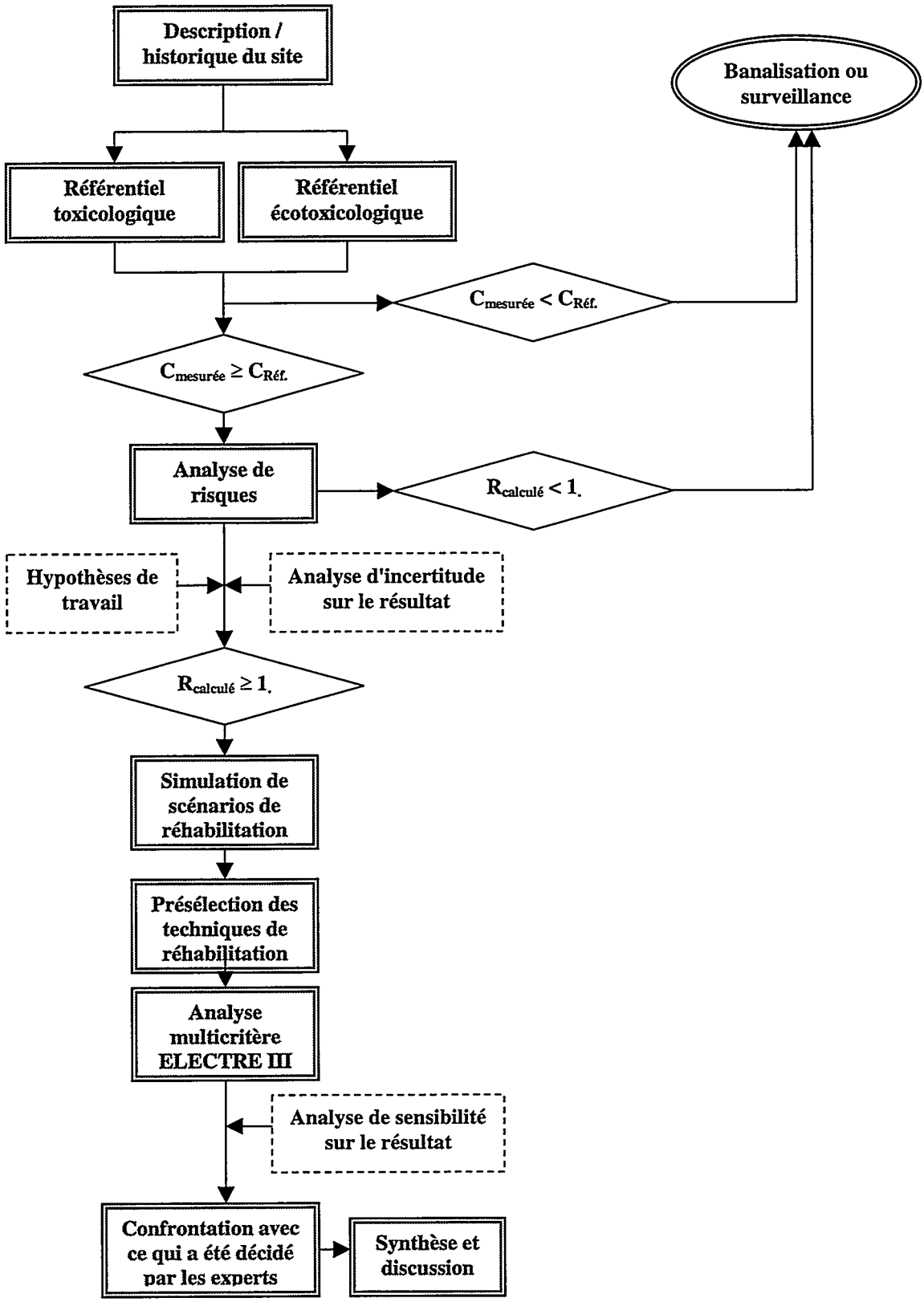


Figure 53 : Méthodologie de travail pour les quatre études de cas

IX.3 Etudes de cas

IX.3.1 Fairchild Semi-conductor Corporation Superfund Site [USEPA, 1995]

IX.3.1.1 Description du site

Le site de Fairchild (Fairchild Semiconductor Corporation FSC) est une ancienne usine de fabrication de semi-conducteurs de 9 ha en activité de 1977 à 1983. En 1981 la FSC découvrait qu'un réservoir de stockage souterrain de solvant organique avait fuit, entraînant une contamination du sol et de l'eau souterraine sur-site et hors-site par un mélange de solvants incluant le TCA (1,1,1-Trichloroéthane), DCE (1,1-Dichloroéthylène), PCE (1,1,2,2-Tétrachloroéthylène) et du xylène. Une estimation de la quantité relarguée était de 227 m^3 de solvants.

IX.3.1.2 Diagnostic du site

IX.3.1.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

A partir des concentrations maximales mesurées sur le site, nous avons effectué une évaluation des dangers (Tableau 62).

Tableau 62 : Résultat de l'évaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

Produits	Concentrations* dans le sol $mg.kg^{-1}$	SEUILS ACCEPTABLES				
		Pays-Bas Seuil C $mg.kg^{-1}$	Québec Seuil C $mg.kg^{-1}$	TRACES (usage industriel) $mg.kg^{-1}$	Animaux (alimentation) $mg.kg^{-1}$	Sédiments $mg.kg^{-1}$
Acétone	18	-	-	204000	78	0,0087
DCE (1,1-Dichloroéthylène)	**16,6**	50	50	9,54	235,2	0,031
PCE (1,1,2,2-Tétrachloroéthylène)	**2,2**	4	-	-	5,94	0,51
TCA (1,1,1-Trichloroéthane)	**3530**	50	50	184000	4409	0,17
Xylènes	**941**	5	50	-	8,91	-

En gras, les concentrations mesurées dépassant les seuils de concentrations acceptables
* Les concentrations reprises dans le tableau représentent les concentrations maximales mesurées dans le sol

Les concentrations sur-site étant supérieures aux seuils fixés pour la protection de l'homme et de l'environnement, des recherches et des études plus poussées se révèlent nécessaires. Dans le cas de l'acétone et du TCA, les concentrations seuils définies par TRACES sont très élevées car elles ne tiennent compte que de l'ingestion de sol et non de l'exposition potentielle par inhalation de vapeurs provenant de ce sol.

IX.3.1.2.2 Analyse de risques pour l'homme

L'évaluation des risques a été effectuée par TRACES (Tableau 63) avec les hypothèses suivantes :

- scénario friche/terrain vague (utilisation actuelle du site),
- cible enfant,
- mode stochastique,
- voie d'exposition par ingestion de sol, inhalation de poussières et de vapeurs, contact avec le sol,

- le calcul de la concentration dans l'air s'effectue grâce au module de transport et devenir des polluants dans l'air
- les paramètres d'exposition retenus sont ceux proposés par défaut dans TRACES,
- le risque de cancer acceptable est établi à 10^{-5}.

Tableau 63 : Résultat de l'évaluation des risques pour l'homme

Produits	Risque (et probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Acétone	$5{,}02\ 10^{-9}$ à $3{,}73\ 10^{-4}$ (0 %)	-
DCE (1,1-Dichloroéthylène)	$2\ 10^{-2}$ à 7,67 (2,72 %)	-
PCE (1,1,2,2-Tétrachloroéthylène)	$6{,}87\ 10^{-3}$ à 1,53 (0,49 %)	8,56
TCA (1,1,1-Trichloroéthane)	1,8 à $3{,}38\ 10^{+2}$ (100 %)	-
Xylènes	$1{,}91\ 10^{-4}$ à $4{,}77\ 10^{-2}$ (0 %)	$4{,}38\ 10^{+1}$
Total	**1,82 à $3{,}47\ 10^{+2}$ (100 %)**	**$5{,}24\ 10^{+1}$**

Le risque global (rapport entre l'exposition calculée et celle acceptable) est inacceptable car supérieur à l'unité (le risque maximum calculé étant égal à 347 fois le risque accepté), avec une probabilité de dépassement de 100 %. Une solution de rémédiation ou des mesures de restriction sur le site sont donc nécessaires. Le logiciel Risc-Human aboutit au même résultat (52,4 fois le risque accepté), ce qui semble donc confirmer nos recommandations.

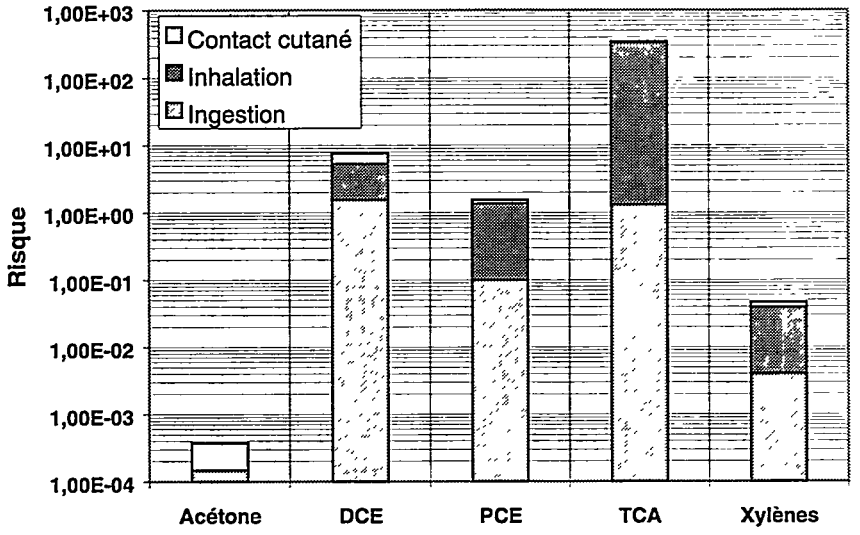


Figure 54 : Répartition du risque par produit et par mode d'exposition

En raison de la nature très volatile des substances présentes, le risque principal vient de l'inhalation des vapeurs, en particulier du TCA (Figure 54).

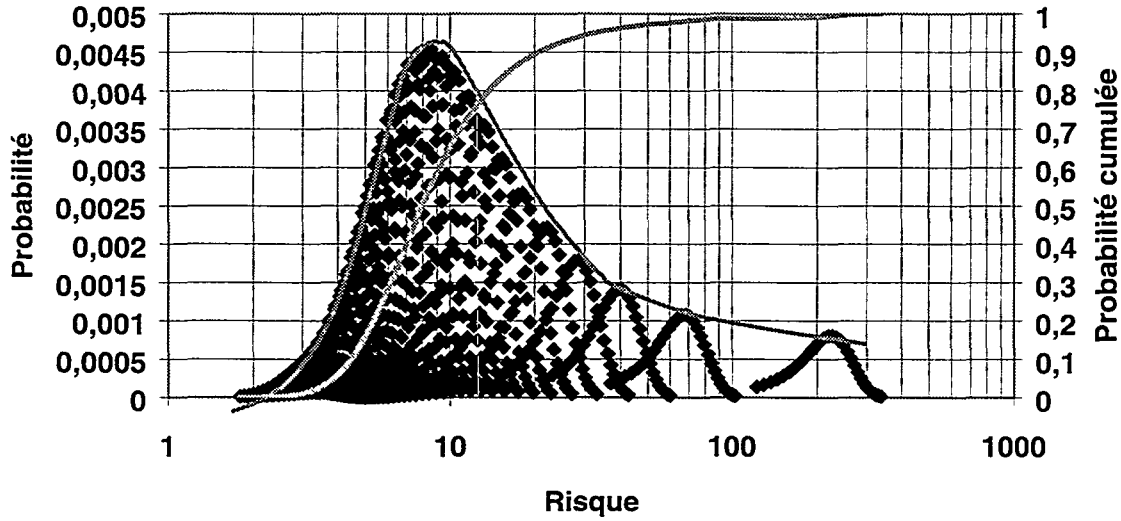


Figure 55 : Distribution du risque pour le TCA

Les 900 points obtenus grâce aux 900 itérations effectuées en mode stochastique sont représentés dans la figure 55. Ces points représentent les différentes valeurs du couple [Risque, Probabilité d'apparition de ce risque] calculés en faisant varier les paramètres d'exposition (poids, taux d'ingestion) de la cible (enfant) selon le scénario d'utilisation retenu (friche / terrain vague).
La courbe de distribution statistique est de type log-normale (courbe rouge). Grâce à la courbe de probabilité cumulée (courbe verte), il est alors possible de déterminer le risque en fixant le niveau de confiance désiré soit :

- pour un niveau de confiance de 90 % (i.e. la probabilité de dépasser la valeur fixée est inférieure ou égale à 10 %), le risque est ainsi de 20 fois le seuil acceptable,
- pour un niveau de confiance de 50 %, le risque est de 8 fois le seuil acceptable.

IX.3.1.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation

A partir de ces résultats, plusieurs simulations de scénarios de réhabilitation ont été effectuées (Tableau 64), en mode stochastique, afin de réduire le niveau de risque induit par le TCA, principale source de risque

Tableau 64 : Présentation de différents scénarios de réhabilitation envisageables

Scénarios	Efficacité %	Description	Concentration dans l'air $mg.m^{-3}$	Risque résiduel dû au TCA (probabilité de dépassement)
Aucune action	0	Niveau de risque en l'absence de mesures	22,6	1,8 à 3,38 10^{+2} (100 %)
Dépollution du sol	99	Action sur la concentration des polluants dans le sol et dans l'air	0,226	1,8 10^{-2} à 3,38 (1,21 %)
Dépollution des vapeurs	99	Action sur la concentration des polluants dans l'air du sol	2,26	1,81 10^{-2} à 6,69 (2,25 %)
Confinement de surface	100	Protection contre toute vapeur toxique	0 à 2,26	0
Périmètre de protection dans les 10 m autour de la zone contaminée	-	Eviter l'inhalation des vapeurs à proximité immédiate de la source de pollution en permettant la dilution et empêcher le contact cutané et l'ingestion de sol	1,8	1,43 10^{-1} à 2,67 10^{+1} (26,89 %)

La première ligne du tableau 64 reprend les résultats de l'évaluation des risques réels. Quatre scénarios de réhabilitation ont été mis en évidence :

- dépollution du sol : cette alternative correspond à la solution "radicale" dans le sens où elle permet l'élimination durable de la pollution, mais par contre, correspond à la solution la plus coûteuse. L'efficacité requise pour atteindre un niveau de risque, et une probabilité de dépassement acceptable, est de l'ordre de 99 % pour le sol (et par conséquent des vapeurs),
- dépollution des vapeurs du sol : moins coûteux que la première solution, ce scénario consiste à mettre en place un système de collecte et d'élimination des vapeurs avec une efficacité de 99 % et donc une réduction de l'exposition par inhalation de vapeurs. Cette méthode ne peut toutefois pas être financièrement envisageable dans le cas d'une source de contamination permanente du sol et peut être très longue pour une quantité importante de polluants dans le sol,
- confinement de surface : c'est aussi une solution "radicale" (efficacité attendue proche de 100 %) mais elle ne permet pas d'éliminer la pollution de manière durable. Elle est rapide, peu coûteuse, mais peut entraîner des restrictions d'usage du site au niveau de la zone confinée, et nécessiter l'installation de puits de collecte et d'élimination des gaz accumulés en profondeur,
- périmètre de protection : cette solution rapide correspond plus à une mesure d'urgence qu'à une réelle opération de réhabilitation. Elle utilise le phénomène de dilution de la pollution dans l'air pour réduire l'exposition par inhalation et évite toute exposition par contact cutané. Toutefois, cela nécessite l'installation, si possible, de barrières autour de la zone contaminée, de capteurs en périphérie afin de contrôler les teneurs en polluants dans l'air, ainsi qu'une surveillance pour éviter toute intrusion.

Toutefois, dans ce cas précis, une pollution importante du sol et de l'eau utilisée comme alimentation en eau potable ont été mises en évidence, c'est donc, *a priori*, la solution de dépollution du sol qu'il faut retenir.

IX.3.1.4 Sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée

L'outil d'aide à la sélection de la technique de réhabilitation RACES a été appliqué en prenant comme données de travail :

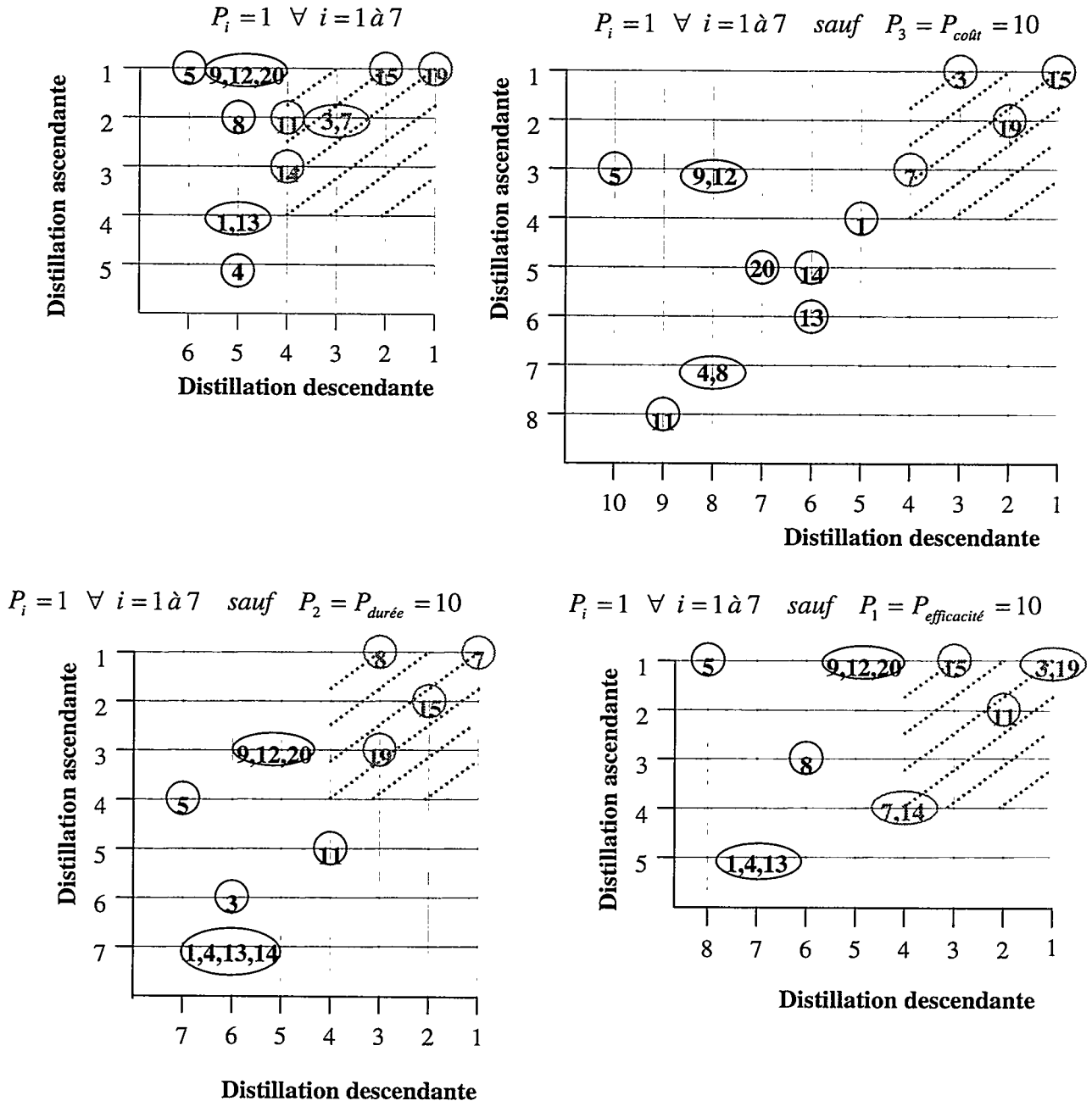
- sol : sables argileux,
- polluants : COV halogénés et non halogénés,

A l'issue de la présélection, 14 techniques ont été retenues pour faire l'objet d'une analyse multicritère et d'une analyse de sensibilité (Figure 56).

La famille de solutions de base (i.e. les techniques **toujours** localisées à l'intérieur de la zone hachurée pour les quatre simulations, c'est-à-dire un classement supérieur ou égal à [4,4]) est composée des techniques suivantes :

- désorption thermique basse température (numéro 7),
- lessivage des sols (numéro 15),
- venting / extraction sous-vide (numéro 19).

Nous recommanderons, par ordre de préférence, les techniques d'extraction sous-vide, de lessivage des sols et de désorption thermique comme solutions envisageables de réhabilitation des sols pollués.



1 : Biodégradation in-situ
3 : Bioventing
4 : Biodégradation par champignons
5 : Confinement
7 : Désorption basse température
8 : Désorption haute température
9 : Excavation / mise en décharge
11 : Extraction solvant
12 : Incinération
13 : Landfarming
14 : Lavage des sols
15 : Lessivage des sols
19 : Venting
20 : Vitrification

Figure 56 : Résultats de l'analyse multicritère et de l'analyse de sensibilité

IX.3.1.5 Comparaison avec les mesures réellement prises

Une contamination supérieure aux normes américaines fut découverte dans un captage public situé à 600 m en aval hydraulique du site.

La cité de San José a une population de 750 000 hab. La compagnie de distribution d'eau potable (GOWC) fournit de l'eau à près de 18 500 abonnés à partir de captages d'eau souterraine. Près de 25 captages privés ont été repérés dans la zone d'influence du site contaminé.
En 1982, la FSC engagea une procédure de réhabilitation du site, enleva le réservoir, excava et transféra 2 600 m^3 de sol dans un centre agréé de stockage des déchets.
Une installation de contrôle hydraulique a été mise en place et incluait une extraction et un traitement de l'eau afin de prévenir toute migration future et d'extraire les contaminants de l'eau souterraine par l'intermédiaire de puits d'extraction situés sur-site et hors-site afin d'assécher les aquifères, et limiter la migration des contaminants en maintenant un gradient piézométrique vers l'intérieur de la zone contaminée. En 1983, la FSC scella plusieurs puits pouvant faciliter la migration des polluants. En 1986, la FSC installa un mur de bentonite sur tout le périmètre du site pour confiner l'eau souterraine contaminée sur-site.
L'extraction sous-vide (ou venting) a été choisie pour la dépollution des sols contaminés (l'eau souterraine étant traitée par air-stripping) en se basant sur les résultats d'une étude de faisabilité.
Le ROD (Record of Decision) et le California RWQCB (Regional Water Quality Control Board) ont originalement établi les objectifs de dépollution des sols à 1 $mg.kg^{-1}$ pour chacun des 5 contaminants (TCA, DCE, xylènes, Fréon et PCE). En raison d'un recours de la société Fairchild sur différents aspects du site (présence de deux aquifères superposés,...), le State Board établit un amendement en mai 1990, qui établit les objectifs de dépollution suivants :

- le taux final d'extraction des contaminants doit être inférieur à 10 % du taux initial,
- ou le taux d'extraction des contaminants diminue de moins de 1 % par jour pendant 10 jours consécutifs,
- ou le système ESV (extraction sous-vide) a atteint un taux total d'élimination inférieur à 4,5 $kg.j^{-1}$.

L'ESV consiste en 39 puits d'extraction, installés dans la zone contaminée. En parallèle, des puits d'injection d'air ont été installés dans la zone non contaminée, pour fournir un ajout d'air dans la zone contaminée.

Les décisions prises par les acteurs de la réhabilitation sont donc identiques aux recommandations données par TRACES et RACES, à savoir :

- l'**existence** d'un **danger** et d'un **risque inacceptables**,
- la **nécessité de dépolluer** le site en raison de la présence d'une forte contamination,
- l'utilisation de l'**extraction sous-vide** comme technique de réhabilitation.

IX.3.1.6 Suivi de la réhabilitation et évaluation du risque résiduel

Pour cette technique la limite a été fixée pour un taux d'extraction inférieur à 4,5 $kg.j^{-1}$ pour la totalité des polluants. Cette valeur a été atteinte au bout de 8 mois d'extraction, la plus grande partie des contaminants ayant été extraite dans les deux premiers mois.
A partir des concentrations obtenues après traitement par extraction sous-vide, il est possible d'appliquer TRACES afin de valider le traitement par rapport aux seuils de décontamination et donc par rapport au risque fixé comme acceptable (Tableau 65).

Tableau 65 : Résultats de l'évaluation des risques résiduels pour l'homme

Produits	Concentrations résiduelles $mg.kg^{-1}$	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Acétone	281*	$7,84\ 10^{-8}$ à $5,83\ 10^{-3}$ (0 %)	-
DCE (1,1-Dichloroéthylène)	2,2	$2,64\ 10^{-3}$ à 1,01 (0,0015 %)	-
PCE (1,1,2,2-Tétrachloroéthylène)	0,5	$1,56\ 10^{-3}$ à $3,48\ 10^{-1}$ (0 %)	1,95
TCA (1,1,1-Trichloroéthane)	416	$2,13\ 10^{-1}$ à $3,99\ 10^{+1}$ (45,57 %)	-
Xylènes	462	$9,37\ 10^{-5}$ à $2,34\ 10^{-2}$ (0 %)	$2,14\ 10^{+1}$
	Total	$2,17\ 10^{-1}$ à $4,13\ 10^{+1}$ (47,5 %)	$2,34\ 10^{+1}$

* Aucune explication n'a été fournie au sujet de cette brusque remontée de la concentration en acétone, toutefois cette concentration n'a été mesurée que dans un seul forage

Le risque résiduel calculé (rapport entre le risque calculé et le risque acceptable établi à 10^{-5} pour les produits cancérigènes) n'est pas acceptable (le risque maximum calculé étant égal à 41,3 fois le risque accepté), avec une probabilité de dépassement de 47,5 % et une probabilité de dépassement de 39,56 % pour un risque de cancer acceptable de 10^{-4} (limite supérieure du risque de cancer acceptable). Le logiciel Risc-Human conduit au même constat de dépassement du risque acceptable (23,4 fois le risque accepté).

Cette "mauvaise" réhabilitation est directement liée à la modification des objectifs initiaux de réhabilitation, suite au recours de la société Fairchild. En effet, initialement établis à 1 $mg.kg^{-1}$ pour chaque contaminant (par le calcul, on obtient d'ailleurs un risque inférieur au seuil acceptable de 10^{-5}, pour les produits cancérigènes et à la dose de référence pour les produits non cancérigènes avec une probabilité de 100 %) à partir de critères de risques, les objectifs de réhabilitation ont été revus à la hausse en raison des contraintes liées au site (sol argileux, superposition de couches imperméables et perméables,...).
Toutefois, si ce risque peut être accepté dans le cas de TRACES (la probabilité de dépassement est inférieure à 50 % en mode stochastique), il est totalement inacceptable pour Risc-Human où le risque est calculé en mode déterministe.
Une analyse de sensibilité (Figure 57) a en outre été effectuée sur le TCA grâce aux informations sur les concentrations, reprises dans le tableau 66.

Tableau 66 : Fourchette de concentrations mesurées sur le site pour le TCA

Concentrations	TCA dans le sol $(mg.kg^{-1})$	TCA dans l'air $(mg.m^{-3})$	Risque
Minimales	0,1	$6,41\ 10^{-4}$	$5,11\ 10^{-5}$ à $9,11\ 10^{-3}$ (0 %)
Moyennes	91	$5,84\ 10^{-1}$	$4,65\ 10^{-2}$ à 8,74 (3,99 %)
Maximales	416	2,67	$2,13\ 10^{-1}$ à $3,99\ 10^{+1}$ (45,57 %)

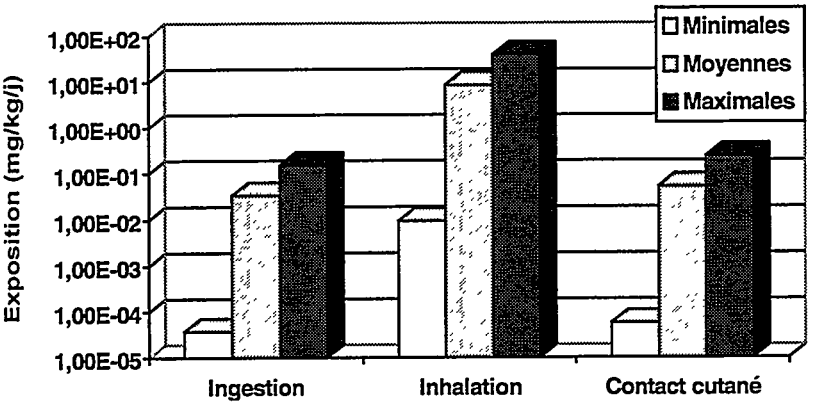


Figure 57 : Résultat de l'analyse de sensibilité sur le TCA

On peut remarquer que le risque acceptable (égal à 1) est dépassé uniquement pour l'exposition par inhalation de vapeurs dès les valeurs moyennes rencontrées sur le site

D'une manière générale, même si la démarche a été la bonne (les démarches utilisées et celle préconisées par TRACES et RACES sont identiques), on se rend compte que dans ce cas précis, c'est le critère économique qui a été privilégié, un peu aux dépens de la protection de la santé publique.

IX.3.2 Le French Limited Superfund Site [USEPA, 1995]

IX.3.2.1 Description du site

Le French Limited Superfund Site est un ancien site de stockage de déchets industriels de 9 ha localisé à Crosby, Texas. De 1966 à 1971, approximativement 265 000 m^3 de déchets industriels pétroliers furent stockés sur le site. La plupart de ces déchets était déposée dans une lagune de 3 ha au fond non imperméabilisé.
Les principaux polluants retrouvés sont :

- des HAP,
- des composés halogénés volatils et semi-volatils,
- des composés non halogénés volatils,
- des métaux,
- des éléments non métalliques.

Les déchets de la lagune étaient concentrés dans une couche de 120 cm d'épaisseur de boues (sous forme de goudrons) et dans une couche de sol 1,5 à 2 mètres d'épaisseur. En outre le site se trouve dans une zone inondable.

IX.3.2.2 Diagnostic du site

IX.3.2.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

Cinq polluants représentatifs de la contamination, ont été retenus pour l'étude (Tableau 67).

Tableau 67 : Résultat de l'évaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

Produits	Concentrations * dans le sol $mg.kg^{-1}$	SEUILS ACCEPTABLES					
		Pays-Bas Seuil C $mg.kg^{-1}$	Québec Seuil C $mg.kg^{-1}$	TRACES (usage industriel) $mg.kg^{-1}$	Animaux (alimentation) $mg.kg^{-1}$	Ecosystèmes terrestres $mg.kg^{-1}$	Plantes $mg.kg^{-1}$
Arsenic	**5000**	55	50	3,82	6,8	60	10
Benzène	**2700**	1	5	197	112	-	-
Benzo(a)pyrène	?	10	10	0,784	4,24	-	-
Chlorure de vinyle	**800**	0,1	50	2,51	-	-	-
PCB	**616**	1	10	0,743	-	-	10

En gras, les concentrations mesurées dépassant les seuils de concentrations acceptables
* Les concentrations reprises dans le tableau représentent les concentrations maximales mesurées dans le sol

Les concentrations sur-site étant supérieures aux seuils fixés pour la protection de l'homme et de l'environnement, des recherches et des études plus détaillées se révèlent nécessaires.

IX.3.2.2.2 Analyse de risques pour l'homme

L'évaluation des risques a été effectuée par TRACES (Tableau 68) avec les hypothèses suivantes :

- scénario friche/terrain vague (utilisation actuelle du site),
- cible enfant,
- mode stochastique,
- voie d'exposition unique par ingestion de sol,
- les paramètres d'exposition retenus sont ceux proposés par défaut dans TRACES,
- le risque de cancer acceptable est établi à 10^{-5}.

Tableau 68 : Résultat de l'évaluation des risques pour l'homme

Produits	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Arsenic	$6{,}8\ 10^{-1}$ à $3{,}17\ 10^{+4}$ (99,72 %)	$2{,}38\ 10^{+2}$
Benzène	$3{,}72\ 10^{-4}$ à $1{,}73\ 10^{+1}$ (4,69 %)	$6{,}28\ 10^{+1}$
Benzo(a)pyrène	-	-
Chlorure de Vinyle	$1{,}18\ 10^{-2}$ à $5{,}52\ 10^{+2}$ (93,43 %)	$2{,}29\ 10^{+1}$
PCB	$1{,}09\ 10^{-1}$ à $5{,}09\ 10^{+3}$ (97,02 %)	-
Total	**$8{,}01\ 10^{-1}$ à $3{,}73\ 10^{+4}$ (99,93 %)**	**$3{,}23\ 10^{+2}$**

Le risque global (rapport entre l'exposition calculée et celle acceptable) est inacceptable car supérieur à l'unité (le risque maximum calculé étant égal à 37 300 fois le risque accepté), avec une probabilité de dépassement de 99,93 %. Une solution de rémédiation ou des mesures de restriction sur le site sont donc nécessaires. Le logiciel Risc-Human conduit au même constat de dépassement du risque acceptable (323 fois le risque accepté).

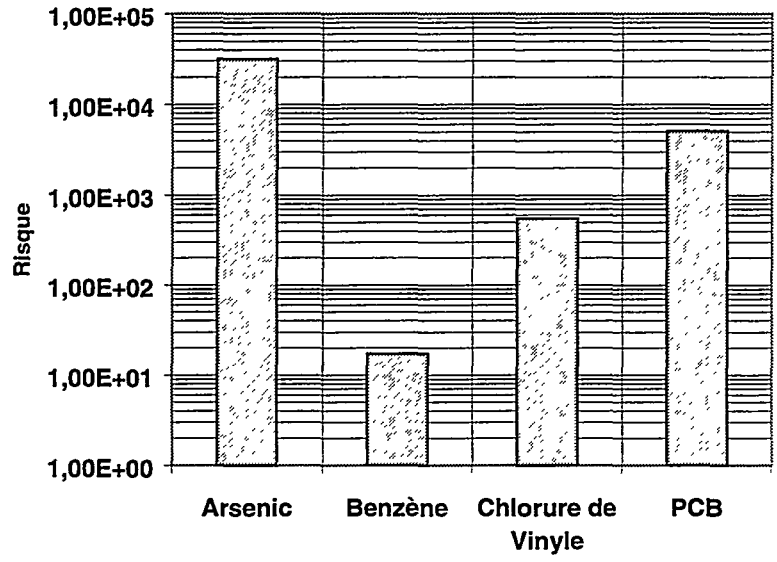


Figure 58 : Répartition du risque par ingestion par produit

On remarque que les produits les plus dangereux sont, par ordre d'importance (Figure 58) :

- l'arsenic,
- les PCB,
- le chlorure de vinyle,
- le benzène.

Aucune information n'étant disponible sur la concentration initiale du benzo(a)pyrène, celui-ci ne figure pas dans le graphique. La coube de distribution statistique du risque pour l'arsenic est reprise dan la figure 59.

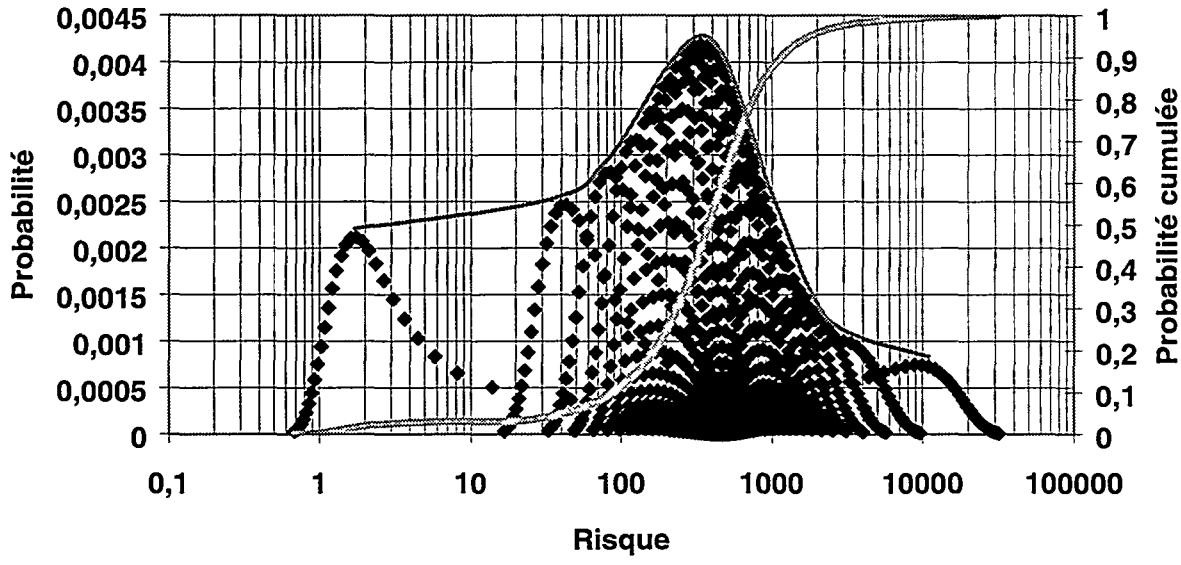


Figure 59 : Distribution du risque pour l'arsenic

Grâce à la courbe de probabilité cumulée (courbe verte), il est alors possible de déterminer le risque en fixant le niveau de confiance désiré soit :

- pour un niveau de confiance de 90 % (i.e. la probabilité de dépasser la valeur fixée est inférieure ou égale à 10 %), le risque est ainsi de 1000 fois le seuil acceptable,
- pour un niveau de confiance de 50 %, le risque est de 40 fois le seuil acceptable.

IX.3.2.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation

A partir de ces résultats, plusieurs simulations de scénarios de réhabilitation ont été effectuées (Tableau 69), en mode stochastique, afin de réduire le niveau de risque induit par les quatre substances chimiques.

Tableau 69 : Présentation de différents scénarios de réhabilitation envisageables

Scénarios	Efficacité %	Description	Risque résiduel (probabilité de dépassement)
Aucune action	0	Niveau de risque en l'absence de mesures	8,01 10^{-1} à 3,73 10^{+4} (99,93 %)
Dépollution du sol	99,9	Action sur la concentration des polluants dans le sol	8,02 10^{-4} à 3,74 10^{+1} (16,39 %)
Confinement de surface	100	Protection contre toute ingestion de sol	0
Périmètre de protection autour de la zone contaminée	-	Eviter l'ingestion de sol à proximité immédiate de la source de pollution	0

Trois scénarios de réhabilitation ont été mis en évidence :

- dépollution du sol : en raison des très fortes concentrations en polluants, une efficacité d'abattement de 99,9 % est requise. Le risque résiduel est alors acceptable avec une probabilité de 83,61 %,
- confinement de surface,
- périmètre de protection ou port de masque pour éviter l'ingestion de sol.

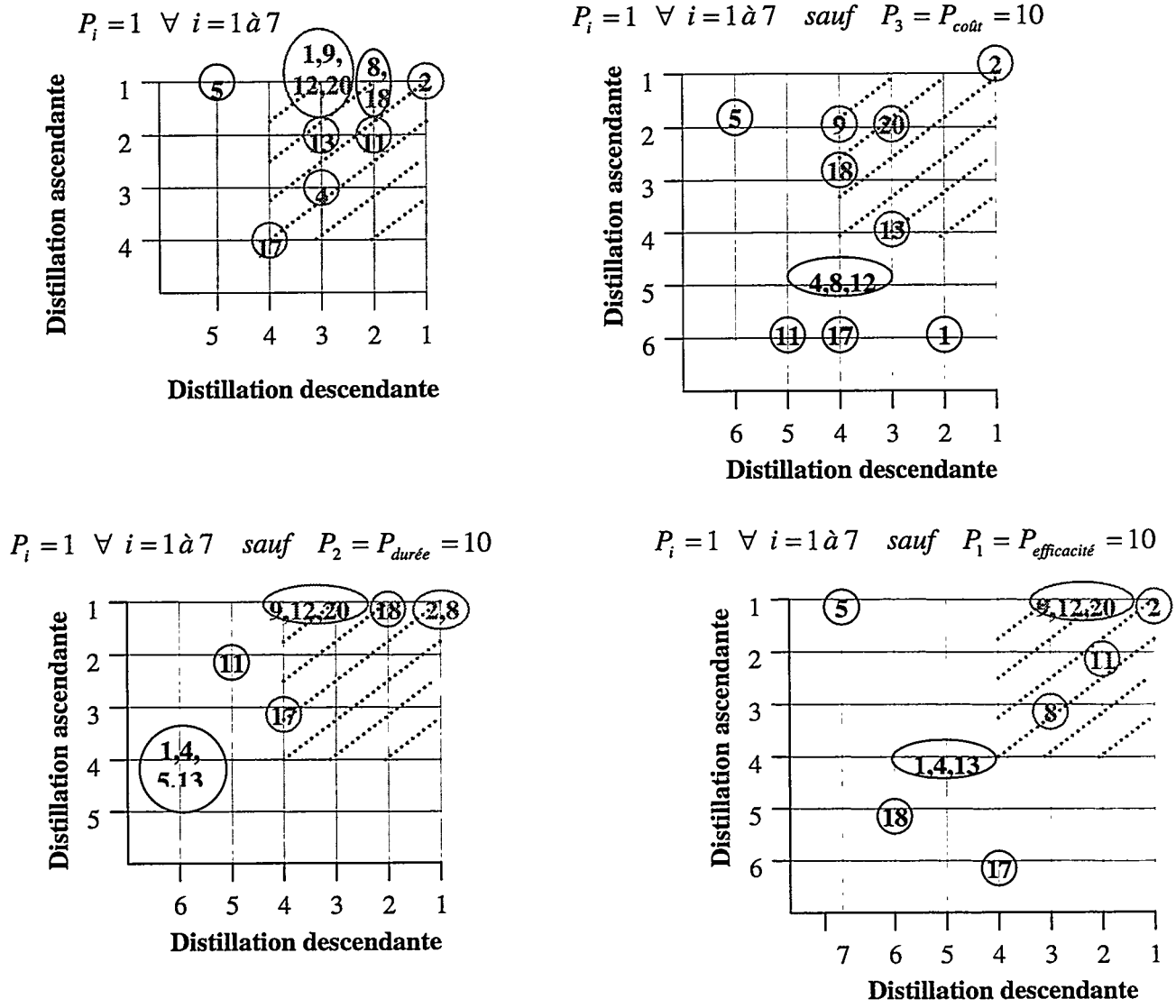
Toutefois, dans ce cas précis, un volume important de sol (et boues) pollué a été mis en évidence, c'est donc, *a priori*, la solution de dépollution du sol qui a alors été retenue.

IX.3.2.4 Sélection de la technique de réhabilitation la plus adaptée

L'outil d'aide à la sélection de la technique de réhabilitation RACES a été appliqué en prenant comme données de travail :

- sol : sables moyens à grossiers,
- polluants : PCB et HAP (l'arsenic n'étant pas considéré comme un facteur limitant pour les procédés biologiques),

A l'issue de la présélection, seules 12 techniques ont été retenues pour faire l'objet d'une analyse multicritère et d'une analyse de sensibilité (Figure 60).



1 : Biodégradation in-situ
2 : Bioréacteurs
4 : Biodégradation par champignons
5 : Confinement
8 : Désorption thermique haute T°
9 : Excavation / mise en décharge
11 : Extraction solvant
12 : Incinération
13 : Landfarming
17 : Pyrolyse
18 : Solidification / stabilisation
20 : Vitrification

Figure 60 : Résultats de l'analyse multicritère et de l'analyse de sensibilité

La famille de solutions de base (i.e. les techniques toujours localisées à l'intérieur de la zone hachurée pour les quatre simulations, c'est-à-dire ayant un classement supérieur à [4,4]) est composée des techniques suivantes :

- bioréacteurs (numéro 2),
- excavation / mise en décharge (numéro 9),
- vitrification (numéro 20).

Dans le cas présent, la technique de dépollution par bioréacteurs est systématiquement classée comme la meilleure dans les quatre simulations. Nous recommanderons donc de préférence cette technique dans le cas d'une réhabilitation, surtout en raison de la quantité importante de sol et boues contaminés (300 000 tonnes), rendant financièrement inacceptable les deux autres solutions.

Toutefois, en raison de l'efficacité de dépollution exigée (99,9 %), il risque d'y avoir certaines difficultés à atteindre des niveaux de risque acceptables. Une étude de faisabilité est donc nécessaire pour valider et optimiser la mise en œuvre de cette technique.

IX.3.2.5 Comparaison avec les mesures réellement prises

En 1979, une inondation lessiva les boues jusque dans un terrain marécageux. En 1982, l'USEPA pompa et renvoya les déchets dans la lagune. L'USEPA identifia approximativement 90 compagnies comme parties potentiellement responsables, et, en 1983, ces parties se réunirent pour former le French Limited Task Group (FLTG) qui accepta en 1984 d'entreprendre la dépollution du site.
Les boues, huileuses, consistaient en un mélange de boues pétrochimiques, de poussières et de distillats de goudrons sous forme d'une couche visqueuse, épaisse, noire recouvrant le fond de la lagune. Le sous-sol varie du silt granuleux au sable grossier.
L'USEPA conduisit une étude de faisabilité de dépollution en 1983 et le FTLG en 1986. L'USEPA proposait au départ l'incinération des boues et du sol contaminé pour un coût de 75 à 125 millions de dollars. En 1987, le FTLG cherchant une solution moins coûteuse, entreprit des études de faisabilité de biorémédiation sur une section de 2500 m² de lagune. A l'issue de ces essais, il semble que l'arsenic ne se présente pas comme un facteur limitant à l'application de certaines filières (thermique et biologique).

Les filières de dépollution considérées étaient alors :

- incinération sur-site des boues et du sol pollué,
- incinération sur-site des boues et stabilisation chimique du sol pollué en place,
- encapsulation des polluants par des coulis et installation d'une couverture multicouche,
- aucune action,
- traitement biologique des boues et du sol.

En 1988, la décision de remplacer l'incinération par une biorémédiation fut prise car elle semblait pouvoir atteindre les objectifs fixés dans un temps et à un coût raisonnables.

Les décisions prises par les acteurs de la réhabilitation sont donc identiques aux recommandations données par TRACES et RACES, à savoir :

- l'**existence** d'un **danger** et d'un **risque inacceptables**,
- la **nécessité de dépolluer** le site en raison de la très grande quantité de matériau contaminé,
- l'utilisation des **bioréacteurs** comme technique de réhabilitation, même si nous verrons plus loin que cette technique n'était pas totalement adaptée au problème rencontré.

On peut toutefois remarquer que l'incinération n'a pas été retenue par RACES comme faisant partie de la famille des solutions de base en raison de l'analyse de sensibilité sur le coût où l'incinération obtient un classement médiocre et insuffisant selon notre procédure, arbitraire, de choix. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle le FLTG n'a pas retenu cette solution et envisagé une solution moins coûteuse, le traitement biologique.

IX.3.2.6 Intervention

Les boues et le sol ont été traités séparément pour éviter qu'ils s'agglutinent et forment un mélange trop lourd décantant trop rapidement et empêchant le processus de biodégradation de s'effectuer.

La lagune a été divisée en deux cellules identiques (Figure 61) d'une contenance totale de 128 000 m^3 avec une concentration en oxygène maintenue à au moins 2 $mg.l^{-1}$. Un apport en oxygène de 0,3 $mg.l^{-1}.mn^{-1}$ a été fixé à partir des études pilotes.

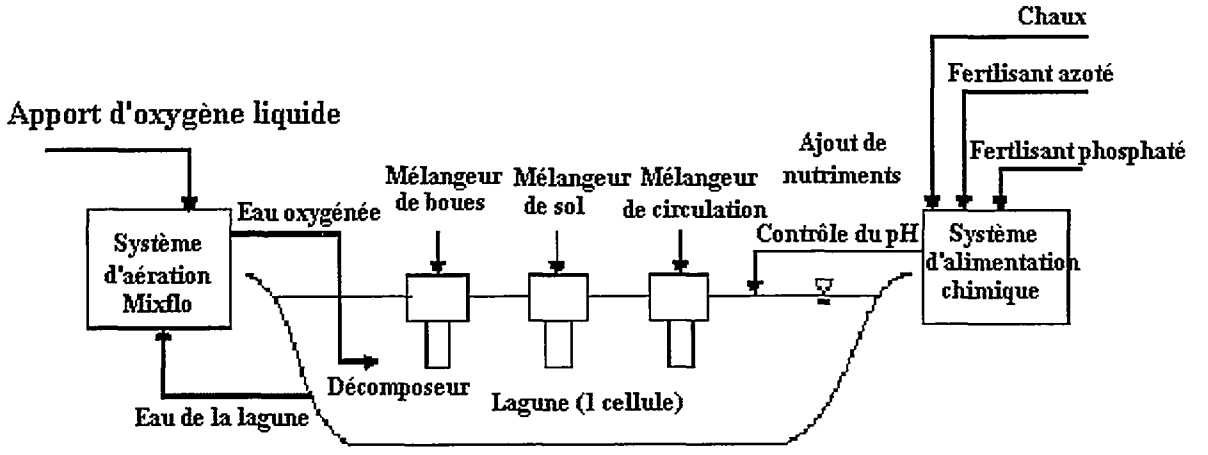


Figure 61 : Schéma du procédé de traitement retenu

L'objectif de rémédiation, basé sur l'évaluation des risques de cinq types de contaminants, était :

- arsenic : 7 $mg.kg^{-1}$,
- benzène : 14 $mg.kg^{-1}$,
- benzo(a)pyrène : 9 $mg.kg^{-1}$,
- chlorure de vinyle : 43 $mg.kg^{-1}$,
- PCB : 23 $mg.kg^{-1}$.

On peut remarquer que les objectifs de réhabilitation fixés dépassent encore largement les seuils fixés comme acceptables par les référentiels hollandais et québecquois pour le benzène et les PCB. Cela illustre bien le principe de proportionnalité (dépolluer en fonction du coût) aux dépens du recours à la Meilleure Technologie Disponible (MTD), qui aurait été, dans ce cas, l'incinération initialement préconisée par l'USEPA.

IX.3.2.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel

La biorémédiation fut opérée de janvier 1992 à novembre 1993 pour dépolluer environ 70 000 tonnes de boues et de 230 000 tonnes sol.
Les objectifs de rémédiation pour les 5 catégories de polluants ont été atteints en 11 mois.
Les résultats de l'évaluation des risques après traitement sont repris dans le tableau 70.

Tableau 70 : Résultats de l'évaluation des risques résiduels pour l'homme

Produits	Concentrations finales $mg.kg^{-1}$	Risque (Probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Arsenic	7	$9{,}52\ 10^{-4}$ à $4{,}43\ 10^{+1}$ (21,55 %)	$3{,}33\ 10^{-1}$
Benzène	5,2	$7{,}16\ 10^{-7}$ à $3{,}32\ 10^{-2}$ (0 %)	$1{,}21\ 10^{-1}$
Benzo(a)pyrène	6,8	$1{,}07\ 10^{-3}$ à $5\ 10^{+1}$ (26,48 %)	$3{,}4\ 10^{-1}$
Chlorure de vinyle	6,6	$9{,}77\ 10^{-5}$ à 4,55 (0,87 %)	$1{,}88\ 10^{-1}$
PCB	23	$4{,}08\ 10^{-3}$ à $1{,}9\ 10^{+2}$ (80,01 %)	-
		$6{,}2\ 10^{-3}$ à $2{,}89\ 10^{3}$ (87,57 %)	**$9{,}82\ 10^{-1}$**

Le risque résiduel calculé (rapport entre le risque calculé et le risque acceptable établi à 10^{-5} pour les produits cancérigènes) n'est pas acceptable (le risque maximum calculé étant égal à 2 890 fois le risque accepté), avec une probabilité de 87,57 %.
Le risque résiduel reste donc inacceptable, ce qui montre que la biorémédiation des sols contaminés par des PCB n'a pas été suffisamment efficace. Le logiciel Risc-Human ne conduit pas au même constat de dépassement du risque acceptable (0,982 fois le risque accepté), toutefois, on peut observer qu'aucune information n'est disponible quant au risque lié aux PCB, contaminant qui pose problème dans le risque résiduel. Enfin on peut remarquer que le choix de la réhabilitation a été dirigé par les critères économiques, puisque c'est le traitement biologique qui a été retenu, au détriment du traitement thermique (incinération) préconisé par l'USEPA.

IX.3.3 Parsons Chemical / ETM Enterprises Superfund Site [USEPA, 1995]

IX.3.3.1 Description

Le site de Parsons est une ancienne usine de conditionnement, de fabrication et de mélange de produits chimiques pour l'agriculture situé près de Grand Ledge dans le Michigan. Les produits manipulés sur le site incluaient des pesticides, des herbicides, des solvants et des composés à base de mercure. Parsons a occupé le site d'Avril 1945 à 1979. Le site appartient actuellement à une manufacture de fibre de verre, ETM Enterprises.
Les eaux de lavage des opérations effectuées sur le site étaient envoyées *via* un réseau de drainage au réseau urbain du comté qui débouchait directement dans une crique du Grand River.

IX.3.3.2 Diagnostic du site

IX.3.3.2.1 Evaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

A partir des concentrations maximales mesurées sur le site, nous avons effectué une évaluation de dangers (Tableau 71).

Tableau 71 : Résultat de l'évaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

Produits	Concentrations * dans le sol mg.kg^{-1}	SEUILS ACCEPTABLES						
		Pays-Bas Seuil C mg.kg^{-1}	Québec Seuil C mg.kg^{-1}	TRACES (usage commercial) mg.kg^{-1}	Animaux (alimentation) mg.kg^{-1}	Ecosystèmes terrestres mg.kg^{-1}	Plantes mg.kg^{-1}	Sédiments mg.kg^{-1}
Arsenic	**10,1**	55	50	3,82	22	60	10	8,2
Chlordane	**89**	-	-	4,4	19,5	-	-	$7\ 10^{-3}$
DDD	**48**	10	-	23,8	-	-	-	$3,3\ 10^{-3}$
DDE	**37**	10	-	16,8	-	-	-	$3,3\ 10^{-3}$
DDT	340	10	-	16,8	6,27	-	-	$3,3\ 10^{-3}$
Dieldrine	**87**	10	-	0,358	0,157	-	-	-
Endosulfan	**1300**	-	-	12300	1,18	-	-	$5,5\ 10^{-3}$
Fluoranthène	**1,2**	100	100	81800	-	-	-	2,9
Hexachlorobenzène	**2,6**	10	10	3,58	1,02	-	-	0,07
Mercure (*organique*)	**34**	10	10	613	10,2	0,1	0,3	0,15
Méthoxychlore	**850**	-	-	10200	31,4	-	-	0,019
Phénanthrène	**0,99**	100	50	-	-	-	-	0,85
Plomb	**50**	530	600	-	5,1	500	50	47
Pyrène	1,4	-	-	61300	-	-	-	-
TCDD (dioxines)	**0,0011**	-	-	$3,27\ 10^{-6}$	-	-	-	-
Zinc	**150**	3000	1500	613000	1254	100	50	150

En gras, les concentrations mesurées dépassant les seuils de concentrations acceptables
* Les concentrations reprises dans le tableau représentent les concentrations maximales mesurées dans le sol

Les concentrations sur-site étant supérieures aux seuils fixés pour la protection de l'homme et de l'environnement, des recherches et des études plus poussées se révèlent nécessaires.

IX.3.3.2.2 Analyse de risques pour l'homme

L'évaluation des risques a été effectué (Tableau 72) par TRACES avec les hypothèses suivantes :

- scénario friche/terrain vague (utilisation actuelle du site),
- cible enfant,
- mode stochastique,
- voie d'exposition unique par ingestion de sol,
- les paramètres d'exposition retenus sont ceux proposés par défaut dans TRACES,
- le risque de cancer acceptable est établi à 10^{-5}.

Tableau 72 : Résultat de l'évaluation des risques pour l'homme

Produits	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Arsenic	$1{,}37\ 10^{-3}$ à $6{,}4\ 10^{+1}$ (37,41 %)	$4{,}81\ 10^{-1}$
Chlordane	$3{,}72\ 10^{-3}$ à $1{,}37\ 10^{+2}$ (77,76 %)	-
DDD	$7{,}75\ 10^{-4}$ à $3{,}61\ 10^{+1}$ (15,44 %)	-
DDE	$8{,}45\ 10^{-4}$ à $3{,}93\ 10^{+1}$ (17,82 %)	$1{,}85\ 10^{-1}$
DDT	$7{,}76\ 10^{-3}$ à $3{,}62\ 10^{+2}$ (89,96 %)	1,7
Dieldrine	$2{,}67\ 10^{-2}$ à $1{,}25\ 10^{+3}$ (96,88 %)	$8{,}7\ 10^{+1}$
Endosulfan	$7{,}1\ 10^{-6}$ à $3{,}3\ 10^{-1}$ (0 %)	-
Fluoranthène	$3{,}47\ 10^{-8}$ à $1{,}61\ 10^{-3}$ (0 %)	$6\ 10^{-4}$
Hexachlorobenzène	$2{,}71\ 10^{-4}$ à $1{,}26\ 10^{+1}$ (3,03 %)	$5{,}2\ 10^{-1}$
Mercure (*organique*)	$4{,}8\ 10^{-4}$ à $2{,}23\ 10^{+1}$ (6,8 %)	$5{,}57\ 10^{-1}$
Méthoxychlore	$4{,}11\ 10^{-5}$ à 1,91 (0,22 %)	-
Phénanthrène	$4{,}49\ 10^{-7}$ à $2{,}09\ 10^{-2}$ (0 %)	$4{,}95\ 10^{-3}$
Plomb	$1{,}26\ 10^{-4}$ à 5,87 (1,19 %)	1,39
Pyrène	$1{,}3\ 10^{-7}$ à $6{,}06\ 10^{-3}$ (0 %)	$7\ 10^{-4}$
TCDD (dioxines)	$1{,}35\ 10^{-2}$ à $6{,}27\ 10^{+2}$ (94,05 %)	-
Zinc	$2{,}12\ 10^{-6}$ à $9{,}85\ 10^{-2}$ (0 %)	$1{,}5\ 10^{-3}$
Total	**$5{,}56\ 10^{-2}$ à $2{,}56\ 10^{+3}$ (96,95 %)**	**$9{,}18\ 10^{+1}$**

Le risque global (rapport entre l'exposition calculée et celle acceptable fixée à 10^{-5} pour les produits cancérigènes) est inacceptable car supérieur à l'unité (le risque maximum calculé étant égal à 2 560 fois le risque accepté) avec une probabilité de dépassement de 96,95 %. Une solution de rémédiation ou des mesures de restriction sur le site sont donc nécessaires. Le logiciel Risc-Human conduit au même constat de dépassement du risque acceptable (91,8 fois le risque accepté).

D'une manière générale, de nombreux polluants (Figure 62) induisent un risque inacceptable avec une probabilité de dépassement supérieure à 50 %.

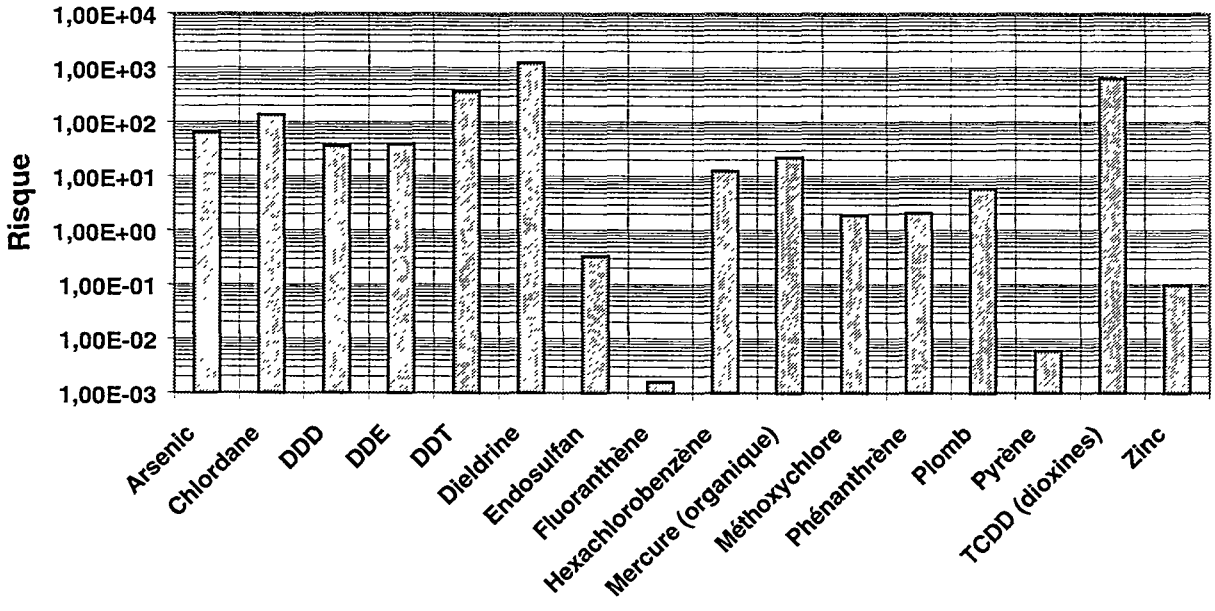


Figure 62 : Répartition du risque par ingestion par produit

La distribution statistique du risque pour la dieldrine est reprise dans la figure 63.

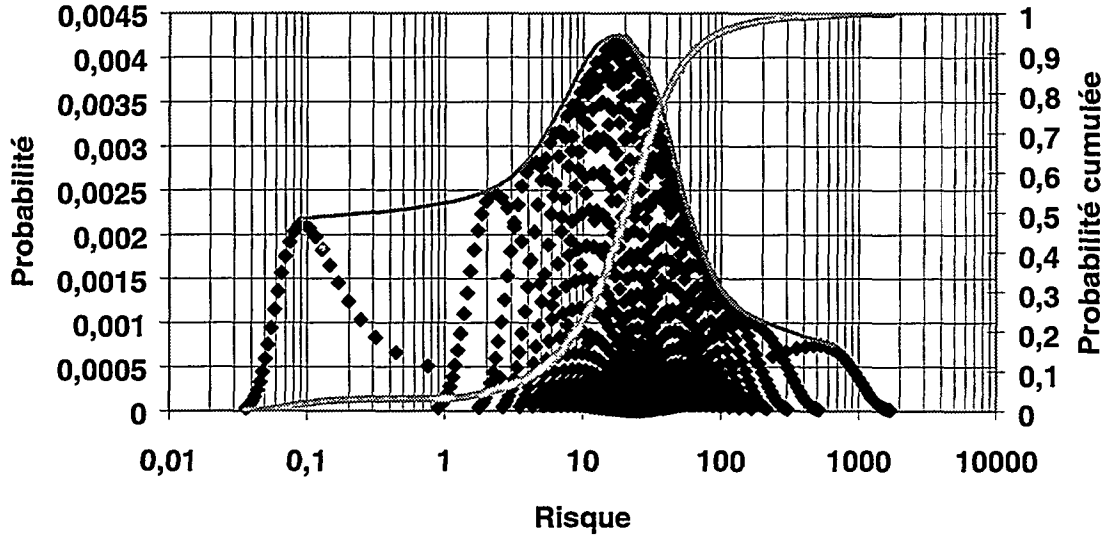


Figure 63 : Distribution du risque pour la dieldrine

Grâce à la courbe de probabilité cumulée (courbe verte), il est alors possible de déterminer le risque en fixant le niveau de confiance désiré soit :

- pour un niveau de confiance de 90 % (i.e. la probabilité de dépasser la valeur fixée est inférieure ou égale à 10 %), le risque est ainsi de 60 fois le seuil acceptable,
- pour un niveau de confiance de 50 %, le risque est de 20 fois le seuil acceptable.

IX.3.3.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation

A partir de ces résultats, plusieurs simulations de scénarios de réhabilitation ont été effectuées (Tableau 72), en mode stochastique, afin de réduire le niveau de risque induit par les polluants.

Tableau 73 : Présentation de différents scénarios de réhabilitation envisageables

Scénarios	Efficacité %	Description	Risque résiduel
Aucune action	0	Niveau de risque en l'absence de mesures	$5{,}56\ 10^{-2}$ à $2{,}56\ 10^{+3}$ (96,95 %)
Dépollution du sol	99	Action sur la concentration des polluants dans le sol	$5{,}56\ 10^{-4}$ à $2{,}56\ 10^{+1}$ (11,67 %)
Confinement de surface	100	Protection contre toute ingestion de sol	0
Périmètre de protection sur la crique et le site	100	Accessibilité aux zones polluées limitée au personnel autorisé et protégé	0

Trois scénarios ont été simulés :

- dépollution du sol : l'efficacité requise est de 99 %. Toutefois la présence à la fois de composés organiques et de métaux lourds peut rendre difficile la dépollution. Une étude de faisabilité est donc nécessaire, ainsi que la détermination des polluants à éliminer,
- confinement de surface,
- périmètre de protection autour des zones contaminées (crique et site).

Les deux derniers scénarios ne représentent pas réellement une solution envisageable, notamment en raison de la contamination déjà constatée de la crique et du site et des risques pour l'alimentation en eau potable. Nous recommanderons davantage une solution de dépollution.

IX.3.3.4 Sélection de la technique de réhabilitation

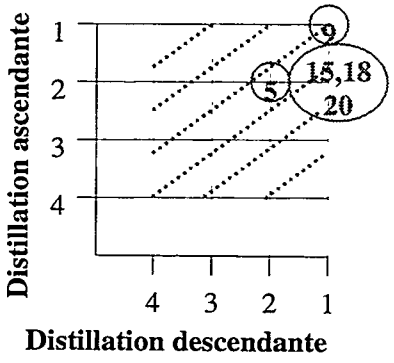
L'outil d'aide à la sélection de la technique de réhabilitation RACES a été appliqué en prenant comme données de travail :

- sol : argiles sableuses,
- polluants : métaux et pesticides,

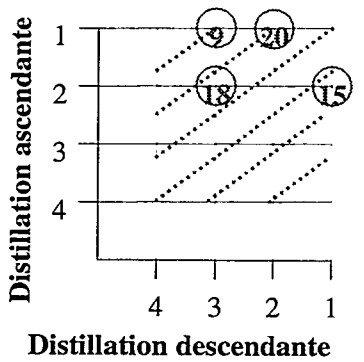
A l'issue de la présélection, seules 5 techniques ont été retenues pour faire l'objet d'une analyse multicritère et d'une analyse de sensibilité (Figure 64).
La famille de solutions de base est composée des techniques suivantes :

- excavation / mise en décharge (numéro 9),
- lessivage des sols (numéro 15),
- solidification / stabilisation (numéro 18),
- vitrification (numéro 20).

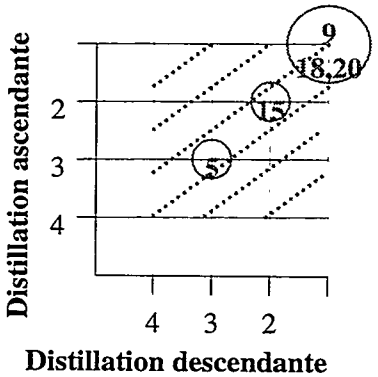
$P_i = 1 \quad \forall \; i = 1 \text{ à } 7$



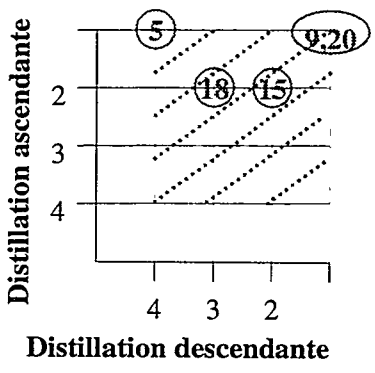
$P_i = 1 \quad \forall \; i = 1 \text{ à } 7 \quad sauf \quad P_3 = P_{coût} = 10$



$P_i = 1 \quad \forall \; i = 1 \text{ à } 7 \quad sauf \quad P_2 = P_{durée} = 10$



$P_i = 1 \quad \forall \; i = 1 \text{ à } 7 \quad sauf \quad P_1 = P_{efficacité} = 10$



5 : Confinement
9 : Excavation / mise en décharge
15 : Lessivage des sols
18 : Solidification / stabilisation
20 : Vitrification

Figure 64 : Résultats de l'analyse multicritère et de l'analyse de sensibilité

Par ordre de préférence, nous recommanderons alors l'excavation, la vitrification, le lessivage et la stabilisation. La première solution n'étant pas réellement une solution de dépollution, une étude de faisabilité de la vitrification peut être intéressante.

IX.3.3.5 Comparaison avec les mesures réellement prises

En 1979 et 1980 des échantillons de sédiments collectés par le Michigan Department of Natural Resources MDNR dans la crique et dans un fossé à la limite nord du site ont mis en évidence des taux élevés de plomb, de mercure, d'arsenic et de pesticides (incluant DDT et chlordane).
Près de 11 000 personnes sont alimentées en eau potable par les 3 puits municipaux ou par les puits privés situés dans les 5 km du site. L'eau souterraine est localisée à faible profondeur et les conditions géologiques la rendent très vulnérable à une contamination potentielle du sol. La rivière est en outre utilisée pour des activités de loisirs par la population locale.
Dans ce cas précis, un volume important de sol (et boues) pollué a été mis en évidence et la nappe d'alimentation en eau potable est très vulnérable à la pollution, c'est la solution de dépollution qui a alors été retenue.
Plusieurs alternatives de réhabilitation avaient été retenues et sont :

- vitrification *in-situ* (VIS),
- incinération,
- stabilisation.

La VIS fut retenue en raison de la réduction de 20 à 30 % du volume des déchets que l'utilisation de la technique entraînait, de la toxicité résiduelle proche de zéro et de l'immobilisation permanente des déchets dangereux du site. De plus la VIS était moins coûteuse que l'incinération.

Les décisions prises par les acteurs de la réhabilitation sont donc identiques aux recommandations données par TRACES et RACES, à savoir :

- l'**existence** d'un **danger** et d'un **risque inacceptables**,
- la **nécessité de dépolluer** le site en raison de la très grande quantité de matériau contaminé,
- l'utilisation de la **vitrification** comme technique de réhabilitation.

On peut toutefois remarquer que la technique d'incinération, solution retenue par l'EPA, n'a pas été considérée par la méthode RACES en raison de la présence de métaux lourds (mercure) dans le sol contaminé. C'est pourquoi, comme nous l'avons déjà indiqué, l'expertise de l'utilisateur est nécessaire pour valider les résultats issus de la phase de présélection des techniques applicables.

IX.3.3.6 Intervention

La VIS est une technique d'immobilisation (Figure 65) mise au point pour traiter les milieux contaminés par des polluants organiques, inorganiques et radioactifs. Le produit résiduel principal généré est un amalgame de sol vitrifié. Les autres produits résiduels sont les émissions de gaz, une liqueur de lavage, les filtres de charbon, et les panneaux de protection usagés.

Les objectifs de décontamination basés sur une évaluation des risques étaient les suivants :

- chlordane : 1 $mg.kg^{-1}$,
- DDT : 4 $mg.kg^{-1}$,

- dieldrine : 0,08 $mg.kg^{-1}$,
- mercure : 12 $mg.kg^{-1}$.

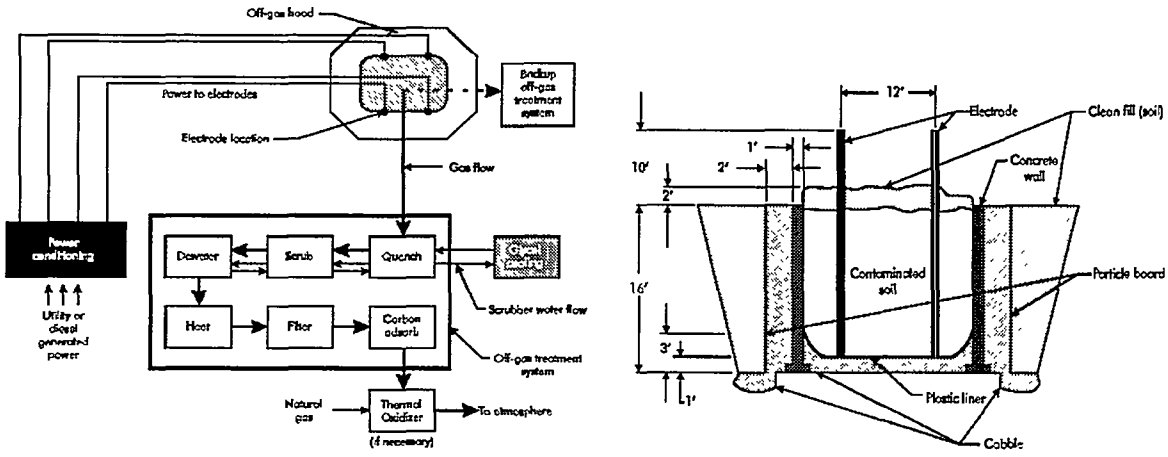


Figure 65 : Schéma du procédé de traitement retenu

La VIS se compose de 9 cellules de fusion, d'un système de contrôle des émissions de gaz. Les cellules étaient installées dans une tranchée de 5 m de profondeur et de 8 m sur 8 m. 230 à 515 m^3 de sol furent traités à chaque fusion.

IX.3.3.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel

8 fusions furent effectuées de juin 1993 à mai 1994, chacune durant de 10 à 19,5 jours, et consommèrent de 559 200 à 1 100 000 kWh par fusion.
L'équipement nécessaire pour une telle technologie inclue l'électricité, le gaz naturel (si un oxydant thermique est nécessaire) et l'eau. La puissance totale aux électrodes durant le traitement est approximativement de 3 MW, 600 volts et 2 500 ampères.
A partir des concentrations obtenues après traitement par vitrification des sols, il est possible d'appliquer TRACES (Tableau 74) afin de valider le traitement par rapport aux seuils de décontamination et donc par rapport au risque fixé comme acceptable.

Tableau 74 : Résultat de l'évaluation des risques résiduels pour l'homme

Produits	Concentrations finales $mg.kg^{-1}$	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Arsenic	5,49	$7,47\ 10^{-4}$ à $3,48\ 10^{+1}$ (14,41 %)	$2,61\ 10^{-1}$
Chlordane	0,08	$3,34\ 10^{-6}$ à $1,56\ 10^{-1}$ (0 %)	-
Chrome III	14,6	$6,18\ 10^{-6}$ à $2,88\ 10^{-3}$ (0 %)	$2,92\ 10^{-2}$
DDT	0,016	$3,66\ 10^{-7}$ à $1,7\ 10^{-2}$ (0 %)	$8\ 10^{-5}$
Dieldrine	0,016	$6,75\ 10^{-6}$ à $3,14\ 10^{-1}$ (0 %)	$1,6\ 10^{-2}$
Mercure (*organique*)	0,04	$5,64\ 10^{-7}$ à $2,63\ 10^{-2}$ (0 %)	$6,56\ 10^{-4}$
Plomb	21	$5,29\ 10^{-5}$ à 2,46 (0,45 %)	$5,83\ 10^{-1}$
	Total	**$8,11\ 10^{-4}$ à $3,78\ 10^{+1}$ (16,67 %)**	**$8,9\ 10^{-1}$**

Le risque résiduel (rapport entre le risque calculé et le risque acceptable établi à 10^{-5} pour les produits cancérigènes) n'est pas acceptable (le risque maximum calculé étant égal à 37,8 fois le risque accepté) avec une probabilité de dépassement de 16,67 %. Le logiciel Risc-Human ne conduit pas au même constat de dépassement du risque acceptable (0,89 fois le risque accepté). Toutefois, la probabilité de dépassement étant inférieure à 50 %, on peut estimer que le risque résiduel est acceptable.

IX.3.4 King of Prussia Technical Corporation Superfund Site [USEPA, 1995]

IX.3.4.1 Description du site

Le site KOP, centre de traitement des déchets industriels et de stockage des liquides dangereux, est localisé à Winslow Township dans le comté de Canden dans le New-Jersey. Le site est de forme rectangulaire sur une parcelle de 4 ha bordée au nord-est, au nord-ouest et au sud-ouest par une forêt de pinèdes de 2500 ha. La rivière Great Egg Harbor située à 300 mètres à l'ouest du site sert de zone de loisirs nautiques. Une dépression drainante dirige les eaux de ruissellement du site directement sur la rivière. Cette dépression a été identifiée comme une zone humide.
L'usine incluait 6 lagunes utilisées pour les déchets industriels liquides de process. Les déchets industriels étaient prévus pour être vendus comme matériel de construction ou autre. Le surplus était transféré à d'autres sites de stockage. Durant la période de fonctionnement de l'usine, environ 56 800 m^3 de déchets aqueux acides et alcalins furent stockés sur le site. Le site fut fermé vers fin 1973, début 1974. Mais des dépôts sauvages de déchets dangereux sont suspectés d'avoir été effectué de 1976 à 1988.

IX.3.4.2 Diagnostic du site

A partir des concentrations maximales mesurées sur le site, nous avons effectué une évaluation des dangers (Tableau 75).

Tableau 75 : Résultat de l'évaluation des dangers pour l'homme et l'environnement

		SEUILS ACCEPTABLES						
Produits	**Concentrations* dans le sol mg/kg**	**Pays-Bas seuil C mg/kg**	**Québec Seuil C mg/kg**	**TRACES (usage industriel) mg/kg**	**Animaux (alimentation) mg/kg**	**Ecosystèmes terrestres mg/kg**	**Plantes mg/kg**	**Sédiments mg/kg**
Chrome (*VI*)	**11300**	380	800	13,6	133	0,4	1	52
Cuivre	**16300**	190	500	75600	63	50	100	34
Mercure (*organique*)	**100**	10	10	613	10,2	0,1	0,3	0,15
Nickel	**11100**	210	500	-	313	90	30	21
Plomb	**389**	530	600	-	5,1	500	50	47

En gras, les concentrations mesurées dépassant les seuils de concentrations acceptables
* Les concentrations reprises dans le tableau représentent les concentrations maximales mesurées dans le sol

Les concentrations sur-site étant supérieures aux seuils fixés pour la protection de l'homme et de l'environnement, des recherches et des études plus poussées se révèlent nécessaires.

IX.3.4.2.1 Analyse de risques pour l'homme

L'évaluation des risques a été effectué par TRACES (Tableau 76) avec les hypothèses suivantes :

- scénario friche/terrain vague (utilisation actuelle du site),
- cible enfant,
- mode stochastique,
- voie d'exposition unique par ingestion de sol,
- les paramètres d'exposition retenus sont ceux proposés par défaut dans TRACES,
- le risque de cancer acceptable est établi à 10^{-5}.

Tableau 76 : Résultat de l'évaluation des risques pour l'homme

Produits	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Chrome (*VI*)	$4{,}3\ 10^{-1}$ à $2\ 10^{+4}$ (98,65 %)	$1{,}61\ 10^{+6}$
Cuivre	$1{,}86\ 10^{-3}$ à $8{,}68\ 10^{+1}$ (51,48 %)	1,16
Mercure (*organique*)	$1{,}41\ 10^{-3}$ à $6{,}57\ 10^{+1}$ (38,63 %)	1,8
Nickel	$2{,}01\ 10^{-3}$ à $9{,}38\ 10^{+1}$ (55,56 %)	$2{,}22\ 10^{+1}$
Plomb	$9{,}8\ 10^{-4}$ à $4{,}56\ 10^{+1}$ (22,93 %)	$1{,}08\ 10^{+1}$
Total	**$4{,}36\ 10^{-1}$ à $2{,}03\ 10^{+4}$ (98,65 %)**	**$1{,}61\ 10^{+6}$**

Le risque global (rapport entre l'exposition calculée et celle acceptable) est supérieur à l'unité (le risque maximum calculé étant égal à 20 300 fois le risque accepté) avec une probabilité de dépassement de 98,65 %. Une solution de rémédiation ou des restrictions sur le site sont donc nécessaires. Le logiciel Risc-Human conduit au même constat de dépassement du risque acceptable ($1{,}61\ 10^{+6}$ fois le risque accepté).
Toutes les substances recensées (Figure 66) présentent un risque inacceptable à un degré différent (probabilité de dépassement), avec toutefois la prépondérance du chrome VI (supposé sous forme hexavalente).

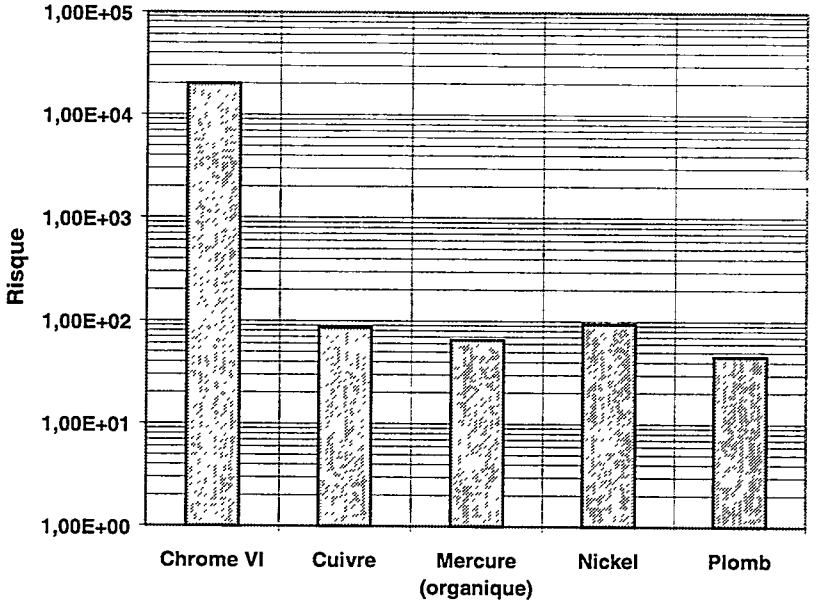


Figure 66 : Répartition du risque par ingestion par produit

La distribution statistique du risque pour le chrome VI est reprise dans la figure 67.

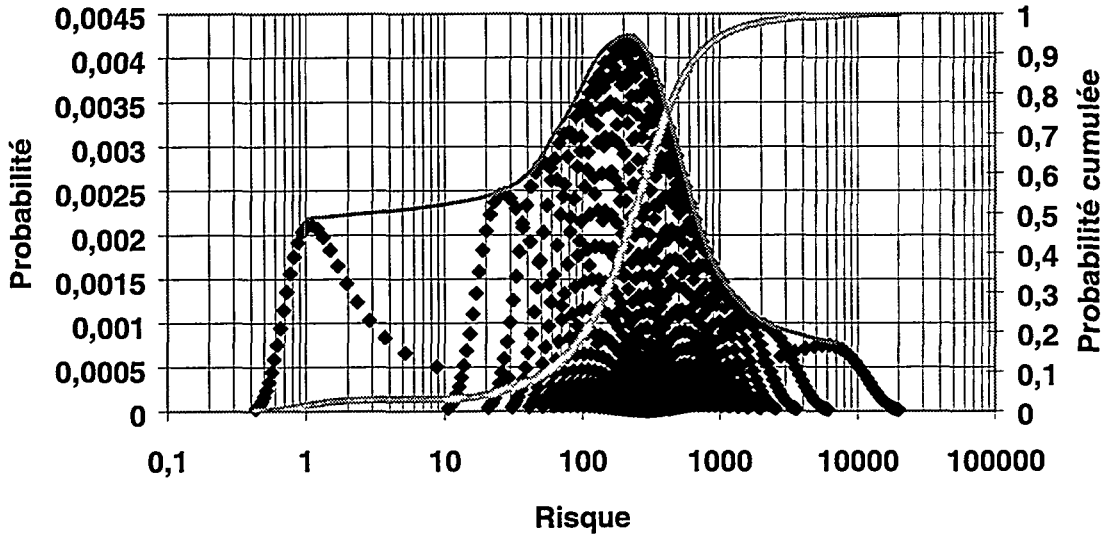


Figure 67 : Distribution du risque pour le chrome VI

Grâce à la courbe de probabilité cumulée (courbe verte), il est alors possible de déterminer le risque en fixant le niveau de confiance désiré soit :

- pour un niveau de confiance de 90 % (i.e. la probabilité de dépasser la valeur fixée est inférieure ou égale à 10 %), le risque est ainsi de 700 fois le seuil acceptable,
- pour un niveau de confiance de 50 %, le risque est de 250 fois le seuil acceptable.

IX.3.4.3 Détermination et simulation de scénarios de réhabilitation

A partir de ces résultats, plusieurs simulations ont été effectuées (Tableau 77), en mode stochastique, afin de réduire le niveau de risque induit par les polluants.

Tableau 77 : Présentation de différents scénarios de réhabilitation envisageables

Scénarios	Efficacité %	Description	Risque résiduel
Aucune action	0	Niveau de risque en l'absence de mesures	4,36 10^{-1} à 2,03 10^{+4} (98,11 %)
Dépollution du sol	99,9	Action sur la concentration des polluants dans le sol	4,32 10^{-4} à 2,01 10^{+1} (14,77 %)
Confinement de surface	100	Protection contre toute ingestion de sol	0
Périmètre de protection sur le site autour des lagunes	100	Eviter l'ingestion de sol à proximité immédiate de la source de pollution Accessibilité limitée au personnel autorisé et protégé	0

Trois scénarios de réhabilitation on été retenus :

- dépollution du sol : cette solution nécessite un abattement de près de 99,9 % en particulier pour le chrome. La technique devra donc éliminer les métaux lourds avec une efficacité élevée, ce qui limite le nombre de techniques envisageables,
- confinement de surface,
- périmètre de protection.

Toutefois, dans ce cas précis, un volume important de sol (et boues) pollué et un risque important pour les ressources en eau (superficielles ou souterraines) ont été mis en évidence, c'est la solution de dépollution qui est recommandée.

IX.3.4.4 Sélection de la technique de réhabilitation

L'outil d'aide à la sélection de la technique de réhabilitation RACES a été appliqué en prenant comme données de travail :

- sol : sables argileux,
- polluants : métaux et COV halogénés,

A l'issue de la présélection, seules 6 techniques ont été retenues pour faire l'objet d'une analyse multicritère et d'une analyse de sensibilité (Figure 68).
La famille de solutions de base est composée des techniques suivantes :

- biodégradation par champignons (numéro 4),
- confinement (numéro 5),
- excavation / mise en décharge (numéro 9),
- lavage des sols (numéro 14),
- lessivage des sols (numéro 15),
- vitrification (numéro 20).

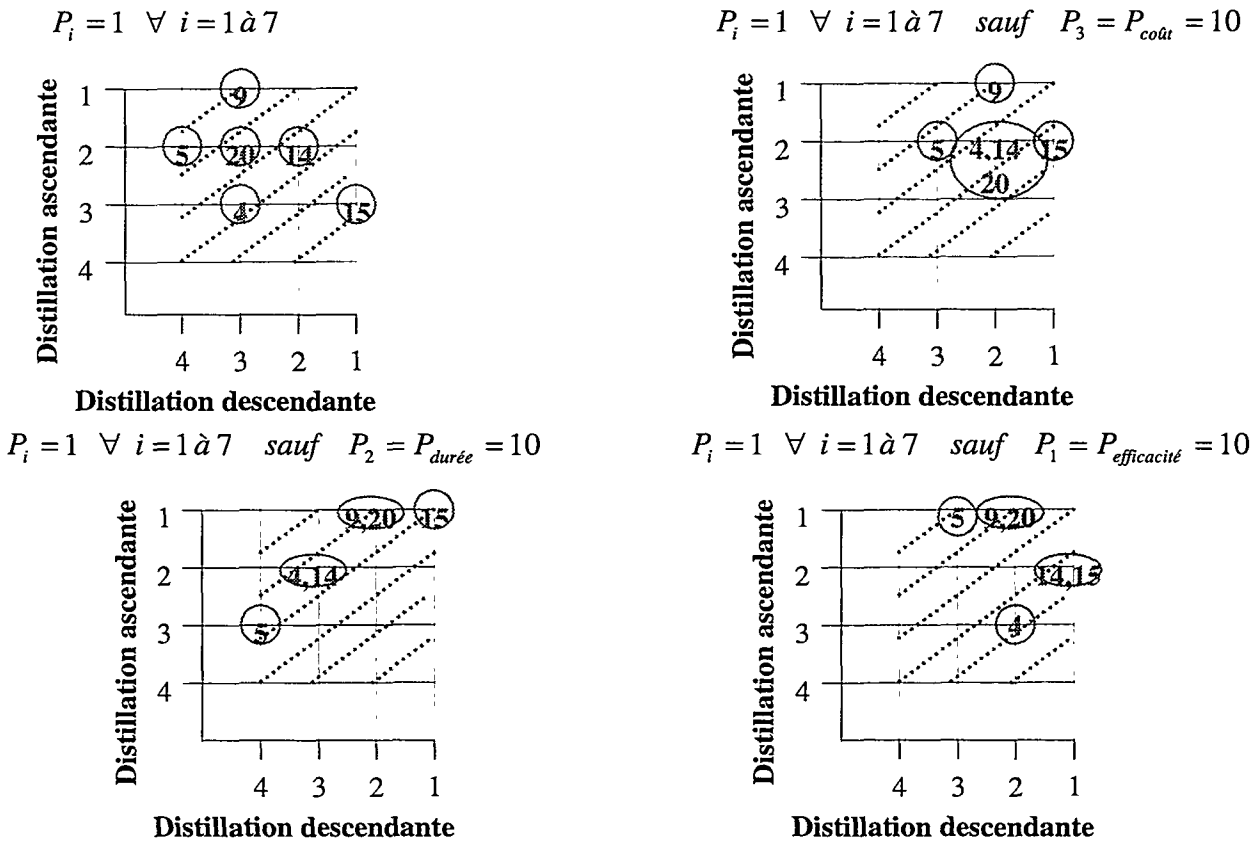


Figure 68 : Résultats de l'analyse multicritère et de l'analyse de sensibilité

Dans le cas d'une solution de réhabilitation, nous recommanderons par ordre de préférence le lessivage, le lavage, l'excavation, la vitrification, la biorémédiation par champignons et le confinement.

IX.3.4.5 Comparaison avec les mesures réellement prises

Approximativement 10 000 personnes vivent dans les 5 km du site et 3 000 hab. utilisent l'eau souterraine pour leur alimentation en eau potable. Le sol et les sédiments ont été contaminés par des métaux lourds. Avant toute décision quelconque, des travaux d'excavation et d'envoi en zone de stockage hors-site ont été effectués pour des containers enterrés en plastique (bonbonnes) et les sols visiblement contaminés à l'ouest des lagunes.

Les filières de rémédiation retenues pour les sols avoisinants les lagunes et contaminés par des métaux lourds, les boues des lagunes et les sédiments dans la dépression sont :

- aucune action,
- action limitée,
- excavation limitée des sédiments et des sols avec consolidation et encapsulation,
- excavation complète des sols, sédiments et boues dépassant l'objectif de décontamination et lavage des sols afin d'atteindre ces objectifs avant redépôt sur site,
- solidification/stabilisation soit in-situ, soit après excavation des sols, sédiments et boues mais suivie par une encapsulation,
- excavation complète et stockage hors-site.

Le lavage des sols fut choisi car il permettait une solution permanente par élimination des contaminants du site protégeant ainsi la santé humaine et l'environnement. De plus le sol traité pouvait être redéposé sur sa place d'origine, conservant ainsi la topographie initiale du site.

Les décisions prises par les acteurs de la réhabilitation sont donc identiques aux recommandations données par TRACES et RACES, à savoir :

- l'**existence** d'un **danger** et d'un **risque inacceptables**,
- la **nécessité de dépolluer** le site en raison de la très grande quantité de matériau contaminé,
- l'utilisation du **lavage des sols** comme technique de réhabilitation.

IX.3.4.6 Intervention

L'unité de lavage des sols utilisée sur le site KOP est reprise dans la figure 69.

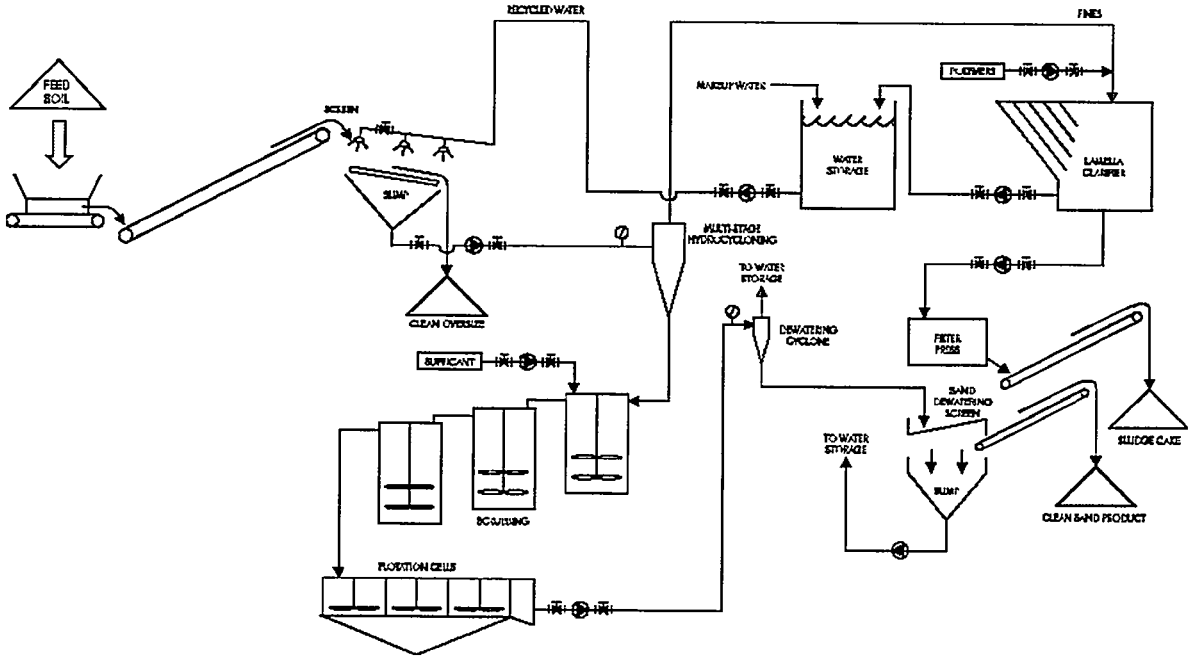


Figure 69 : Schéma du procédé de traitement retenu

Elle se compose de 4 parties :

- screening (criblage des fractions les plus grosses) par vibration,
- séparation (parties fines et parties grossières) par hydrocyclonage,
- flottation des mousses pour éliminer les contaminants des parties grossières par utilisation de surfactants,
- gestion des déchets des hydrocyclones (parties fines) par addition de polymères avant passage dans un clarificateur lamellaire.

L'unité a une capacité de traitement de 25 $t.h^{-1}$. L'unité fut montée de mars à juin 1993. Bien que 40 000 tonnes aient été excavées, seules 20 000 tonnes excédaient le niveau de décontamination fixé et exigeaient un traitement par lavage des sols.
En 1990 le ROD (Record Of Decision) a identifié 11 niveaux de décontamination pour les métaux dans les sols dans la zone adjacente aux lagunes, dans les sédiments et dans les boues.

- argent : 5 $mg.kg^{-1}$,
- arsenic : 190 $mg.kg^{-1}$,
- béryllium : 485 $mg.kg^{-1}$,
- cadmium : 107 $mg.kg^{-1}$,
- chrome (total) : 483 $mg.kg^{-1}$,
- cuivre : 3571 $mg.kg^{-1}$,
- mercure : 1 $mg.kg^{-1}$,
- nickel : 1935 $mg.kg^{-1}$,
- plomb : 500 $mg.kg^{-1}$,
- sélénium : 4 $mg.kg^{-1}$,
- zinc : 3800 $mg.kg^{-1}$.

Ces niveaux étaient basés sur le risque pour la santé humaine. Pour les produits cancérigènes, le risque a été fixé à 10^{-6}.

IX.3.4.7 Suivi de la dépollution et évaluation du risque résiduel

A partir des concentrations obtenues après traitement par lavage des sols, il est possible d'appliquer TRACES afin de valider le traitement par rapport aux seuils de décontamination et donc par rapport au risque fixé comme acceptable (Tableau 78).

Tableau 78 : Résultats de l'évaluation des risques résiduels pour l'homme

Produits	Concentrations finales mg/kg	Risque (probabilité de dépassement %) (mode stochastique)	Risque calculé par Risc-Human
Argent	0,65	$5,5\ 10^{-7}$ à $2,56\ 10^{-2}$ (0 %)	-
Arsenic	0,31	$4,22\ 10^{-5}$ à 1,96 (0,27 %)	$3,1\ 10^{-2}$
Béryllium	1,9	$7,41\ 10^{-4}$ à $3,45\ 10^{+1}$ (14,28 %)	-
Cadmium	0,64	$5,8\ 10^{-6}$ à $2,7\ 10^{-1}$ (0 %)	$6,4\ 10^{-2}$
Chrome	94	$3,58\ 10^{-3}$ à $1,67\ 10^{+2}$ (76,9 %) si Cr VI $3,98\ 10^{-7}$ à $1,85\ 10^{-2}$ (0 %) si Cr III	$1,04\ 10^{+4}$ ($1,46\ 10^{-1}$ si Cr III)
Cuivre	110	$1,26\ 10^{-5}$ à $5,86\ 10^{-1}$ (0 %)	$7,86\ 10^{-3}$
Mercure (*organique*)	0,09	$1,27\ 10^{-6}$ à $5,91\ 10^{-2}$ (0 %)	$1,47\ 10^{-3}$
Nickel	25	$4,53\ 10^{-6}$ à $2,11\ 10^{-1}$ (0 %)	$5\ 10^{-2}$
Plomb	3,9	$9,82\ 10^{-6}$ à $4,58\ 10^{-1}$ (0 %)	$1,08\ 10^{-1}$
Sélénium	0,36	$3,05\ 10^{-7}$ à $1,42\ 10^{-2}$ (0 %)	-
Zinc	16	$2,26\ 10^{-7}$ à $1,05\ 10^{-2}$ (0 %)	$1,6\ 10^{-4}$
	Total	**$4,39\ 10^{-3}$ à $2,05\ 10^{+2}$ (81,23 %) si Cr VI** **$8,18\ 10^{-4}$ à $3,81\ 10^{+1}$ (16,9 %) si Cr III**	**$1,04\ 10^{+4}$ si Cr VI** **$4,08\ 10^{-1}$ si Cr III**

Le risque résiduel (rapport entre le risque calculé et le risque acceptable établi à 10^{-5} pour les produits cancérigènes) n'est pas acceptable (le risque maximum calculé étant égal à 167 fois le risque accepté) avec une probabilité de dépassement de 81,23 %. Ce dépassement est principalement du à l'hypothèse selon laquelle tout le chrome se trouve sous forme Cr VI, ce qui est la situation la plus défavorable (dans le cas où le chrome se trouverait sous forme Cr III, la probabilité de dépassement chute à 16,9 %). Le logiciel Risc-Human conduit au même constat de dépassement du risque acceptable ($1,04\ 10^{+4}$ fois le risque accepté) en cas d'hypothèse de Cr VI et à un risque acceptable en cas de Cr III (0,41 fois le risque accepté).

Une analyse de sensibilité a en outre été effectuée sur le chrome (VI) grâce aux informations sur les concentrations reprises dans le tableau 79.

Tableau 79 : Fourchette de concentrations mesurées sur le site pour le chrome

Concentrations	Cr dans le sol ($mg.kg^{-1}$)	Risque si Cr VI	Risque si Cr III
Minimales	37	$1,41\ 10^{-3}$ à $6,56\ 10^{+1}$ (38,63 %)	$1,57\ 10^{-7}$ à $7,29\ 10^{-3}$ (0 %)
Moyennes	73	$2,78\ 10^{-3}$ à $1,29\ 10^{+2}$ (69,03 %)	$3,09\ 10^{-7}$ à $1,44\ 10^{-2}$ (0 %)
Maximales	94	$3,58\ 10^{-3}$ à $1,67\ 10^{+2}$ (76,9 %)	$3,98\ 10^{-7}$ à $1,85\ 10^{-2}$ (0 %)

On peut remarquer que le risque acceptable (égal à 1) est dépassé de manière inacceptable (probabilité supérieure à 50 %) dès les valeurs moyennes rencontrées sur le site dans le cas du Cr VI, et jamais dans le cas du Cr III.

La figure 70 représente les résultats obtenus en mode stochastique pour le Cr VI.

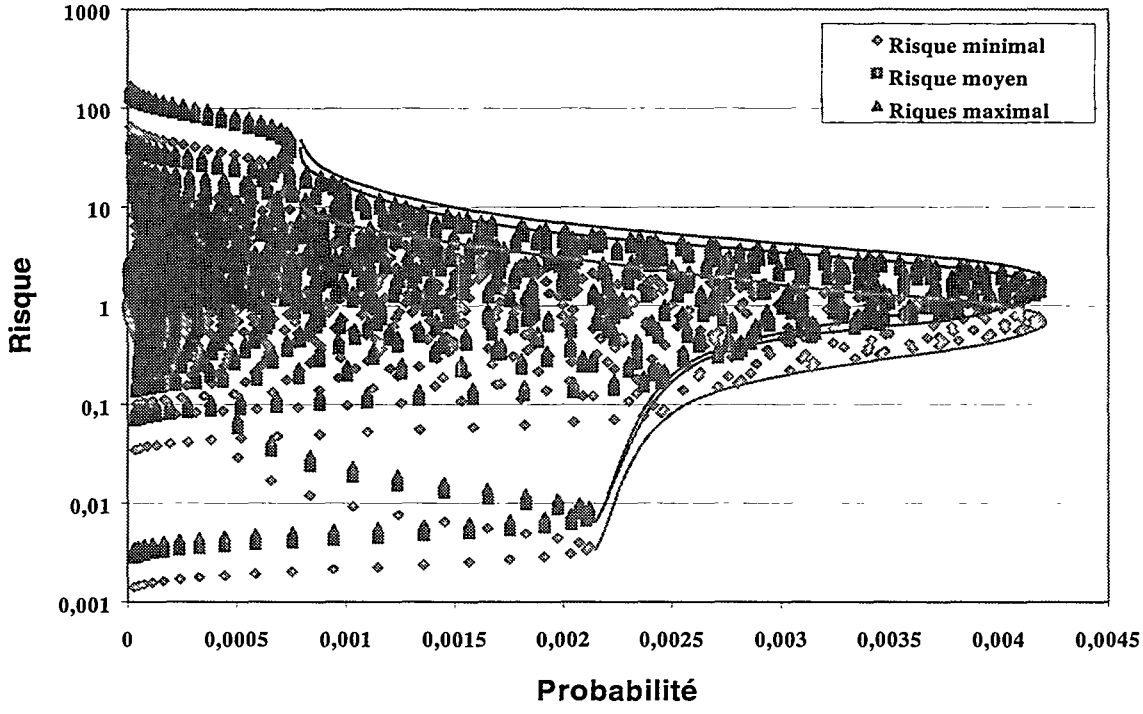


Figure 70 : Résultat de l'analyse de sensibilité en mode stochastique pour le Cr VI

IX.4 Analyse des résultats et critique de l'outil

A travers ces études de cas, nous avons souhaité présenter les principales fonctions de TRACES et RACES, leurs avantages par rapport aux modèles existants et les limites inhérentes à de tels outils de gestion des sites contaminés.

IX.4.1 Avantages des outils d'aide à la décision TRACES et RACES

Dans cette première partie, nous nous proposons de lister l'ensemble des apports de TRACES et RACES par rapport aux modèles existants.

• Les **méthodologies** élaborées dans TRACES et RACES sont directement **"calquées" sur la démarche intellectuelle**, parfois inconsciente, d'un responsable ayant à gérer un site contaminé (Figure 71). En effet, à chaque étape de cette gestion, l'individu se pose un certain nombre de questions auxquelles il doit répondre avant de passer à l'étape suivante. L'élaboration des outils TRACES et RACES coïncide parfaitement avec ce processus de réflexion.
Mais dans ce domaine, l'avancée essentielle de TRACES et RACES par rapport aux outils existants réside dans leur **approche globale** et leur **complémentarité**.
En effet, on observe généralement une dichotomisation des différentes étapes de gestion d'un site (évaluation des dangers, analyse des risques, transport et devenir des polluants, choix de la technique,...) et une spécialisation des outils correspondants, ce qui oblige les experts à choisir, parmi un nombre croissant de modèles, ceux permettant de résoudre l'ensemble des problèmes auxquels ils vont devoir faire face, conduisant ainsi à une perte de temps dans la recherche d'outils

complémentaires et adaptés, et à une perte d'argent en raison de la quantité d'informations que nécessitent souvent ces modèles pour pouvoir fonctionner.
En cela **TRACES** et **RACES apportent une réponse**, ou du moins un début de réponse[1], **rapide** à toutes ces questions, ce qui permet de réduire considérablement le temps, et par conséquent le coût, nécessaires à la gestion (évaluation et réhabilitation) d'un site.

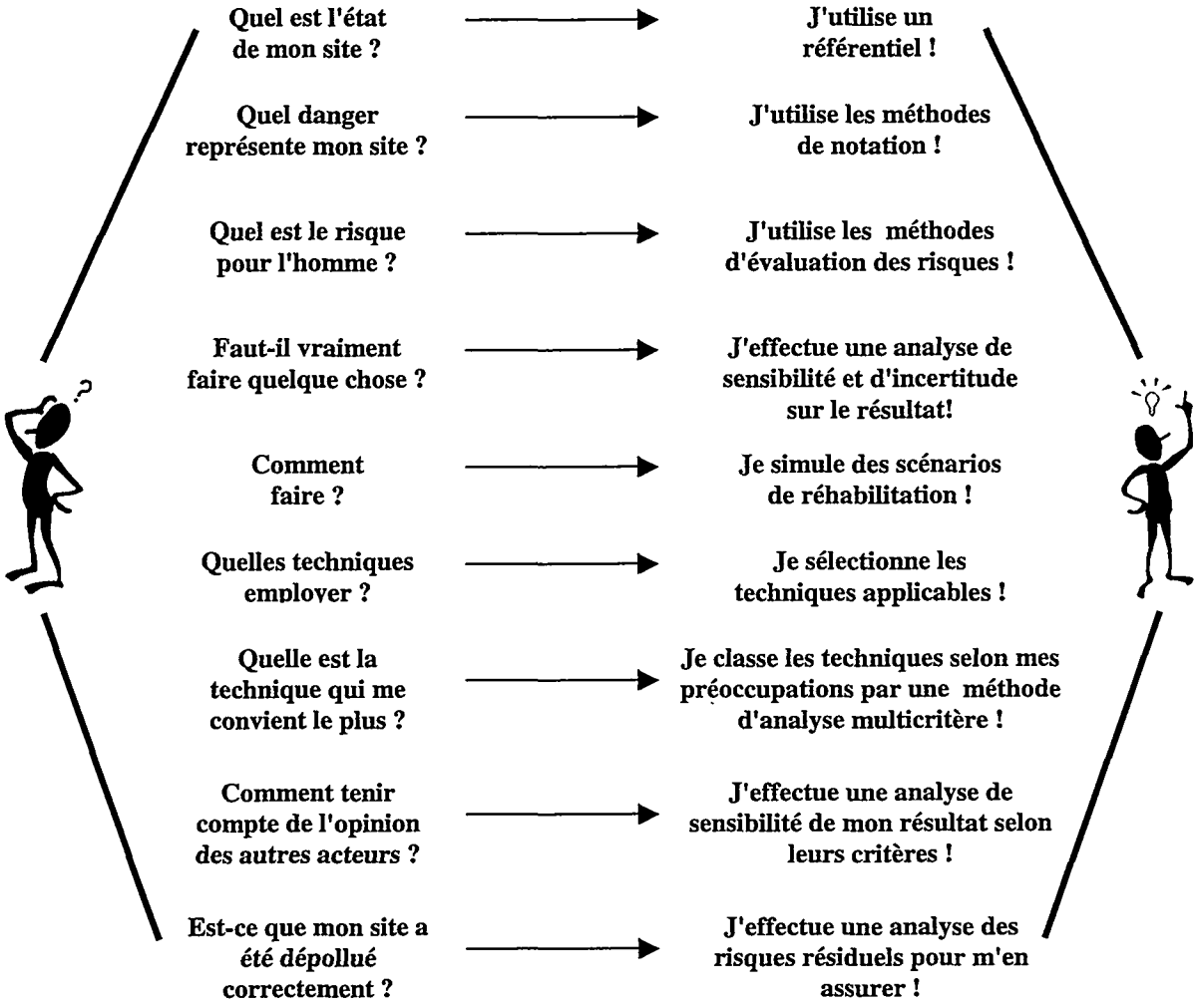


Figure 71 : Parallèle entre la démarche intellectuelle et les méthodologies de TRACES et RACES

• L'outil **TRACES intègre** un certain nombre de **méthodes d'évaluation standardisées des dangers** (référentiel hollandais et québecquois entre autres, notation française, canadienne et américaine notamment). Leur **utilisation itérative** permet de **réduire** l'intervalle de confiance et donc **l'incertitude** sur l'appréciation de l'état du site et, par la même, de légitimer les décisions ultérieures.

• Le constat selon lequel le risque zéro n'existe pas, nous a conduit à développer dans TRACES, une méthode d'**analyse de l'incertitude** permettant d'associer à chaque valeur de risque calculé, la probabilité d'occurrence correspondante et ainsi obtenir le **couple**[2] **[Risque, Probabilité d'apparition de ce risque]**. Un calcul itératif (par la méthode d'échantillonnage Latin Hypercube) permet alors de générer une **distribution statistique du risque** et d'obtenir une plage de risques possibles et une probabilité de dépassement du risque acceptable.

[1] Si nécessaire, des outils d'expertise plus spécifiques à un domaine particulier (transfert dans la zone saturée, modèle pharmacocinétique,...) pourront être utilisés.
[2] Comme nous l'avons déjà indiqué, l'utilisation du terme de risque peut constituer un abus de langage. Il faudrait presque parler du couple [Niveau de danger, Probabilité d'apparition de ce niveau de danger], ce couple pouvant alors être assimilé à un risque.

Les modèles d'évaluation des risques que nous avons étudiés dans le chapitre précédent fonctionnent en mode déterministe (une seule valeur de risque est calculée et donc sa probabilité d'apparition est égale à 100 %) et ne permettent pas d'effectuer une telle analyse probabiliste.
Pourtant puisque le risque zéro est impossible à atteindre, c'est davantage sur sa probabilité d'apparition que vont se concentrer les efforts de réhabilitation avec toutefois la question qui se pose : faut-il davantage s'occuper d'un risque inacceptable de 5 ayant une forte probabilité d'apparition (80 %) ou d'un risque inacceptable de 100 ayant une faible probabilité d'apparition (10 %). En fait, à l'instar du risque, il serait nécessaire de se fixer une **échelle d'acceptabilité de la probabilité de dépassement**[1]. Ce problème est illustré par l'étude de cas du site de Parsons où, malgré l'efficacité de la technique de réhabilitation appliquée (vitrification), le risque résiduel reste encore inacceptable avec une probabilité de 16,67 % (ou acceptable à 83,33 %). Dans notre cas[2], la probabilité d'occurrence provient directement des caractéristiques de la population étudiée :

- caractéristiques physiologiques : variabilité (moyenne et écart-type) de la masse corporelle,
- caractéristiques du mode de vie directement relié à l'usage du site et à la cible étudiée : variabilité (moyenne et écart-type) des taux d'exposition (ingestion, inhalation, contact cutané).

Ceci permet donc d'observer des différences d'un pays à l'autre, et pour chaque groupe d'âge (Tableau 80).

Tableau 80 : Benzo(a)pyrène à 10 mg/kg – scénario résidentiel – ingestion de sol

Cible étudiée	Valeur (écart-type) des paramètres étudiés	Risque	Probabilité de dépassement (%)
Adulte	Masse : 70 (14) kg Ingestion de sol : 100 (140) g/j	$9{,}84\ 10^{-4}$ à 1,95	0,2
Adulte	Masse : 75 (14) kg Ingestion de sol : 100 (140) g/j	$9{,}42\ 10^{-4}$ à 1,66	0,07
Enfant	Masse : 27 (14) kg Ingestion de sol : 200 (170) g/j	$1{,}58\ 10^{-3}$ à $7{,}35\ 10^{+1}$	43,61
Enfant	Masse : 35 (14) kg Ingestion de sol : 200 (170) g/j	$1{,}41\ 10^{-3}$ à $7{,}35\ 10^{+1}$	30,75

• En **simulant plusieurs scénarios de réhabilitation type** (dépollution, confinement, périmètre de protection, servitude d'usage du site,..), TRACES permet de déterminer rapidement les **paramètres opératoires** nécessaires à la mise en œuvre d'une réhabilitation (efficacité à atteindre, mesures de sécurité à mettre en place, risques durant les travaux,...) et ainsi d'adapter la réhabilitation au problème rencontré[3]. En outre, la mise à disposition d'un ensemble de solutions envisageables **conduira à une discussion** entre les différents acteurs, sur l'**opportunité** de mettre en œuvre une technique de **dépollution**, à partir d'une analyse coût / bénéfice de chaque solution.

• L'apport de RACES par rapport aux modèles existants est fondamental dans le sens où l'outil présente une démarche innovante. En effet, comme nous l'avons déjà constaté, l'ensemble des modèles existants ne basent leur sélection que sur des critères techniques, avec éventuellement une estimation du coût de la réhabilitation.
La méthodologie développée dans **RACES, intègre** la **dimension multicritère du choix** de la filière de réhabilitation et surtout **l'aspect conflictuel d'une telle décision** pour l'ensemble des acteurs de la réhabilitation, ce qui permet d'être beaucoup plus proche de la réalité des décisions. Si les modèles actuels permettent d'aboutir à la **solution optimale** (généralement par l'optimisation de la fonction économique), l'outil RACES conduit à une **solution de compromis** (entre les différents critères

[1] A l'instar du risque, la probabilité zéro n'existe pas.
[2] L'analyse d'incertitude ne concerne que l'étude statistique des paramètres d'exposition (masse corporelle et taux d'exposition) et non des concentrations mesurées ou d'autres paramètres intervenant dans le calcul d'exposition.
[3] A réhabilitation identique, on préférera ainsi une solution de confinement dans une zone peu fréquentée et une solution de dépollution dans une zone fortement peuplée.

retenus) (Figure 72). L'analyse de sensibilité permet alors d'étudier la robustesse d'un choix[1] lorsque que l'on fait varier les pondérations, traduisant ainsi les intérêts de l'ensemble des acteurs (technique la moins chère, la plus rapide, la plus efficace).

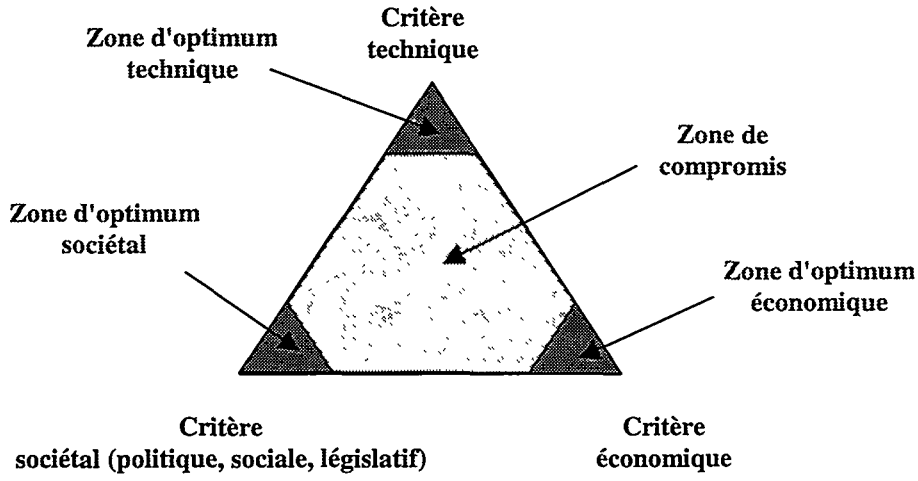


Figure 72 : Zones d'influence des critères technique, économique et sociétal

IX.4.2 Limites des outils d'aide à la décision TRACES et RACES et évolutions proposées

Toutefois un certain nombre de limitations et d'inconvénients, liés ou non aux outils TRACES et RACES, ont pu être mis en évidence.

• Les évaluations des dangers et des risques intègrent un certain nombre de **processus physiques, chimiques ou biologiques peu ou mal connus**, ce qui introduit un biais dans le résultat de l'évaluation. L'étude approfondie de ces processus est donc nécessaire, dans un premier temps, afin de perfectionner l'évaluation des risques. Comme nous l'avons déjà dit, l'évaluation des risques regroupe plusieurs disciplines scientifiques (mathématiques, physique, chimie, biologie, hydrogéologie, ,...). Toute évolution des connaissances dans une de ces disciplines est alors susceptible d'entraîner une évolution de l'évaluation des risques.

• Les **connaissances sur les caractéristiques** (physique, chimiques, biologiques, toxicologiques) **des substances** chimiques sont **incomplètes** et **variables** selon la source d'information. L'harmonisation des méthodes de mesure et des valeurs de référence est donc essentielle pour pouvoir comparer les méthodes d'évaluation des risques de chaque pays. Les réseaux internationaux de coopération dans le domaine des sols pollués (NICOLE, CARACAS,...) ont, en partie, été créés dans ce but.

• Les doses toxicologiques acceptables pour l'homme dérivent de **tests souvent mal adaptés à la pollution des sols** (tests aquatiques, tests invertébrés,...). Ainsi en l'absence de données sur la dose acceptable pour le contact cutané, c'est la dose acceptable pour l'ingestion qui est appliquée.
Le développement de tests plus adaptés à l'homme (sur des mammifères supérieurs), du milieu pollué (test de toxicité sur le sol), des polluants (tests sur des mélanges de polluants représentatifs d'un type de contamination pour caractériser les phénomènes de synergie) et selon plusieurs modes d'exposition (ingestion, inhalation, contact cutané afin de déterminer les biodisponibilités correspondantes) permettrait de corriger les valeurs actuelles. L'intégration de modèles biologiques tels que ceux de la famille des modèles pharmacocinétiques basés sur les différences physiologiques (masse, activité métabolique, ingestion,...) permettrait ainsi de déterminer, avec plus de précision, les doses acceptables.

[1] Cette analyse doit permettre de savoir si la technique retenue reste adaptée si l'on modifie l'importance des critères de choix.

• A l'instar des paramètres d'exposition, les doses acceptables pourraient être remplacées par l'**utilisation des courbes dose / réponse** dont elles sont généralement issues, ce qui permettait d'éliminer une partie du problème lié à l'utilisation de facteurs d'incertitude pour la détermination de la dose acceptable.

• L'évaluation des risques s'effectue actuellement selon quatre scénarios d'utilisation possible du site et trois groupes d'âge d'une population humaine (enfant, adulte, enfant et adulte combinés). A l'instar de la méthode allemande ou anglaise, le **nombre de groupes d'âge et de scénarios d'utilisation du site pourrait être augmenté.**

• La **faiblesse du module d'évaluation du transport et devenir des polluants** développé dans TRACES, ne permet pas un contrôle précis des concentrations dans le temps et l'espace. Le couplage de TRACES à des outils existants plus performants mais spécialisés permettrait sans doute de résoudre ce problème, mais nécessiterait la collecte d'informations supplémentaires et rendrait l'évaluation des risques plus complexe.

• L'**analyse d'incertitude** pourrait être **étendue aux concentrations** mesurées sur le site, ce qui nécessiterait alors une grande quantité d'informations (moyenne et écart-type au lieu de n'étudier que les concentrations minimales, moyennes et maximales dans une analyse de sensibilité).

• Les distributions statistiques des paramètres d'exposition (masse et taux d'exposition) ont jusqu'à présent été supposés suivre une loi de type Normale, la **considération d'autres types de distribution** (log-normale, binomiale,...) pourrait permettre une meilleure approximation de la réalité.

• Le **couplage** de la méthode d'évaluation des risques **à un Système d'Information Géographique** (SIG) ajouterait plus de lisibilité au résultat en délimitant géographiquement les **zones de risques inacceptables en trois dimensions**, dans l'optique d'une meilleure gestion de l'aménagement du territoire.

• La non prise en compte des risques écologiques ne permet pas de s'assurer de l'innocuité des concentrations résiduelles après réhabilitation vis-à-vis de la protection de l'environnement. L'**extension des modèles d'évaluation des risques** pour la santé humaine **à l'environnement** semble donc être une évolution indispensable pour une gestion durable des sols. Cela passe toutefois par l'**identification** et la **caractérisation d'espèces indicatrices représentatives** de chaque groupe taxonomique et de chaque milieu.

• De nombreux **facteurs anthropiques non prévisibles** peuvent agir sur les décisions et ainsi "fausser" les résultats (par exemple le choix d'une technique peu efficace telle que les bioréacteurs dans le cas du site du French Limited en raison du coût intolérable des autres techniques). Les résultats issus de TRACES et RACES doivent donc être interprétés comme des recommandations et servir de base de réflexion pour l'ensemble des acteurs et non comme des directives strictes.

• L'outil RACES comprend actuellement 20 techniques de réhabilitation des sols pollués et utilise 7 critères de choix pour le classement des techniques. Une étude bibliographique plus poussée et une veille scientifique permettrait, d'une part, de mettre régulièrement à jour les informations utilisées pour le classement (coût, efficacité,...) de ces techniques et, d'autre part, d'**amplifier le nombre de techniques étudiées ou le nombre de critères de choix.**

Les avantages et inconvénients de TRACES et RACES que nous venons de commenter sont repris dans le Tableau 81.

Tableau 81 : Avantages et inconvénients des outils TRACES et RACES

Avantages	Inconvénients	
	Spécifiques à TRACES ou RACES	Non spécifiques à TRACES ou RACES
Approche globale et complémentaire	Limitation liée au nombre de scénarios et de cibles potentiels	Limitations liées à la compréhension des mécanismes
Démarche calquée sur la processus de raisonnement humain	Limitation liée à la faiblesse du module d'évaluation du transport et devenir des substances dans l'environnement	Limitations liées à la connaissance des substances chimiques
Accélère la gestion des sites contaminés	Limitation liée au nombre de technologies intégrées et au nombre de critères de choix	Limitations liées au manque de données toxicologiques
Intégration de méthodes standardisées d'évaluation des dangers	Analyse d'incertitude limitée aux paramètres d'exposition	Limitation liée à la présence de facteurs anthropiques imprévisibles
Analyse probabiliste de l'incertitude	Les distributions statistiques sont supposées suivre la loi Normale	
Simulation de scénarios types de réhabilitation	L'évaluation des risques ne considère par la protection des écosystèmes	
Détermination des paramètres opératoires d'une réhabilitation		
Analyse multicritère du choix de la réhabilitation		
Analyse de robustesse sur le résultat du choix de la réhabilitation		
Couplage à un SGBD-R permettant une mise à jpour rapide et simple et une ergonomie d'utilisation		

A travers l'utilisation des outils RACES et TRACES sur ces études de cas, nous avons pu mettre en évidence l'importance des systèmes d'aide à la décision pour faciliter et accélérer la prise de décision grâce à une approche objective, structurée, transparente et globale de gestion des sites contaminés.
Les connaissances dans ce domaine étant amenées à se développer rapidement, l'élaboration de ces outils sous un SGBD-R, Access 2.0, permettra une mise à jour rapide et simple pour les utilisateurs.

Conclusion

Conclusions et perspectives

La protection des sols est devenue en quelques décennies un élément incontournable de la politique générale de protection de l'environnement engagée par les pays industrialisés, en raison des risques que fait peser une pollution sur l'homme (santé publique, ressources en eau, habitat) et l'environnement (faune, flore).

Dans le cas idéal, il suffirait alors de rendre au milieu ses caractéristiques originelles, mais cette approche est vouée à l'échec pour les raisons suivantes :

- le sol évoluant naturellement, il est difficile de déterminer le rôle joué par la présence d'une activité humaine dans la contamination du sol,
- les connaissances scientifiques et techniques ne permettent pas forcément d'atteindre ces niveaux de "non contamination" (correspondant souvent aux limites de détection qui sont alors susceptibles d'être abaissées avec la modernisation des moyens de mesure),
- les moyens financiers actuellement limités ne permettent pas de toute façon la mise en œuvre d'une telle politique.

L'utilisation d'outils méthodologiques visant à permettre une meilleure gestion des sols contaminés s'est donc peu à peu imposée.
On l'a vu, les méthodes d'évaluation des sites se sont progressivement développées, parallèlement à l'évolution des connaissances scientifiques et à la prise de conscience de la complexité des phénomènes d'interactions entre les polluants, d'un côté, et les récepteurs (homme, écosystèmes), de l'autre.
Nous sommes ainsi passés d'une évaluation des dangers à une évaluation des risques liés au site contaminé, afin d'intégrer la notion de probabilité d'occurrence du danger et surtout la notion de progressivité du risque. En effet, si l'on peut associer un seuil lorsque l'on parle de danger[1], ce n'est pas le cas lorsque l'on étudie le risque, et ce, en raison du constat suivant : le risque zéro n'existe pas.

En réglant, en partie, la question du fondement scientifique d'une évaluation de site, l'évaluation des risques a soulevé d'autres problèmes :

- le risque zéro n'existant pas, comment établir un niveau de risque acceptable dans une société qui tolère de moins en moins toute agression extérieure ?,
- le risque étant par définition incertain, comment peut-on gérer cette incertitude ?,
- l'évaluation des risques demande une importante quantité d'informations très précises afin de réduire l'incertitude sur le résultat,
- ce que l'évaluation des risques a gagné en reconnaissance scientifique par rapport à l'évaluation des dangers, elle l'a perdue par sa trop grande spécialisation. En effet, si l'évaluation des dangers couvrait l'ensemble des atteintes à l'environnement, l'évaluation des risques, en tant que calcul d'exposition, ne concerne actuellement que la protection de la santé humaine. L'utilisation de méthodes d'évaluation des dangers reste donc nécessaire de par leur complémentarité avec les méthodes d'évaluation des risques.

Initialement développés à partir de la méthode RAGS, les méthodes d'évaluation des risques se basaient sur le "**pire scénario envisageable**" en retenant, selon le **principe de précaution**, les valeurs les plus contraignantes, ce qui entraînait généralement une surestimation du risque et une réhabilitation à grand frais du site.

[1] Par exemple, on parlera de seuil d'explosivité d'une substance volatile, qui correspond à une concentration limite, dans l'atmosphère, à partir de laquelle, une explosion peut se produire. En dessous de ce seuil, aucune explosion n'est possible.

Actuellement, le principe de précaution est plus souvent remplacé par le **principe d'adéquation aux objectifs** avec l'application du "**pire scénario raisonnablement attendu**", ce qui nécessite alors une évaluation la plus précise possible de l'état du site.

Les outils développés dans les années 1980 ne permettent plus de suivre cette tendance, ni d'intégrer l'évolution des connaissances sur les mécanismes d'exposition aux substances.
De plus la politique de gestion des sites pollués, encore balbutiante en France, n'a pas apporté les outils de management nécessaires.

C'est donc pour cela que nous avons engagé, en partenariat avec Géoclean, société de diagnostic et de réhabilitation des sites, et l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie), depuis trois ans, une réflexion pour développer deux outils d'aide à la décision adaptés au contexte français et reflétant l'évolution actuelle des connaissances :

- TRACES (Tool for Risk Assessment from Chemical Exposure to Soils) : outil d'aide à l'évaluation des sites contaminés par des substances chimiques,
- RACES (Remedial Alternative Classification and Evaluation System) : système d'aide au classement et à l'évaluation des filières de réhabilitation applicables.

La méthodologie TRACES a été élaborée dans le but de fournir une réponse aux problèmes suivants :

- éviter le piège de la spécialisation : dans ce but l'outil englobe de nombreuses méthodes standardisées d'évaluation des dangers et propose ainsi une évaluation séquentielle ou croisée qui s'affine progressivement (évaluation des dangers par référentiel ou par attribution de notes et évaluation des risques),
- suivre la politique française en la matière : pour cela, nous avons intégré la méthode d'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR) du Ministère de l'Environnement, et développé notre module d'évaluation des risques en fonction des besoins de l'Ademe (adaptation à partir du modèle RAGS),
- établir une base de données des doses toxicologiques acceptables proposées par différents organismes officiels (USEPA, UBA, OMS,...). Ce développement était nécessaire en raison de la variabilité des valeurs fixées pour une même substance,
- permettre une analyse d'incertitude du résultat de l'évaluation des risques grâce à la méthode probabiliste d'échantillonnage Latin Hypercube. Celle-ci permet d'associer une probabilité d'occurrence au niveau de risque calculé,
- simuler plusieurs scénarios de réhabilitation envisageables pour réduire le risque à un niveau acceptable et déterminer les conditions opératoires (objectives de réhabilitation, zone de sécurité) correspondantes.

Si l'élaboration de la méthodologie de TRACES avait pour objectif d'adapter et de compléter le modèle RAGS, au contexte français, le développement du deuxième outil, RACES, a nécessité la conception d'une nouvelle approche, beaucoup plus réaliste, concernant le choix de la technique de réhabilitation. En effet, cette étape est généralement traitée sous l'angle économique, la résolution du problème consistait alors à maximiser une fonction économique (bénéfice de la revente par rapport au coût de la réhabilitation) dans l'intérêt de l'industriel responsable de la pollution.
Or, dans tous les problèmes environnementaux, il est rare de baser un choix sur un seul critère (monétaire) et par un seul décideur. Nous nous sommes alors tournés vers une analyse multicritère de surclassement, ELECTRE III afin :

- d'intégrer à la fois des critères quantitatifs indispensables (efficacité, durée, coût,...) et qualitatifs déterminants (risque, acceptabilité,...),
- de jouer sur l'importance accordée à chaque critère, reflétant les intérêts, parfois conflictuels, de chaque acteur de la réhabilitation,
- de classer les techniques selon leur degré de préférence par rapport à la situation rencontrée,

- d'améliorer la transparence du processus de décision,
- de définir, préciser et mettre en évidence la responsabilité du décideur.

Le couplage de ces outils à un SGBD-R, Access 2.0, leur apporte :

- une souplesse, et une simplicité d'utilisation, permettant un traitement rapide, standardisé et rationnel des informations, ainsi que la possibilité d'archiver les informations utiles (bases de données spécifiques aux polluants, aux cibles et aux sites),
- une possibilité de mise à jour simplifiée des informations contenues dans les bases de données (caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques des polluants,...),
- un archivage des données utiles (résultats des évaluations, fiches des techniques de réhabilitation,...).

Toutefois, malgré leur apport, ces outils comportent encore certaines limitations telles que :

- l'adaptation ou l'extension de TRACES à l'évaluation des risques écologiques,
- le développement du module de transport et devenir des polluants dans l'environnement,
- la prise en compte de l'incertitude de l'ensemble des paramètres utilisés dans le calcul d'exposition,
- l'intégration d'autres techniques de réhabilitation dans la base : actuellement seules 20 techniques de réhabilitation sont considérées,
- l'augmentation du nombre de critères de choix : nous avons au départ retenu 7 critères de choix,
- la création d'un module d'estimation des coûts, performances et durées de scénarios de réhabilitation sur le principe des réseaux de neurones, ce qui nécessiterait l'amplification de la base de cas de réhabilitation, déjà mise au point, avec toutes les informations disponibles.

L'élaboration des outils TRACES et RACES s'est effectuée en partenariat avec les acteurs industriels et les autorités administratives de la réhabilitation des sites et sols pollués en France, ce qui a ainsi permis de confronter les points de vue des deux parties.

Leur diffusion et leur utilisation au sein du monde industriel et du secteur public doit permettre un rapprochement des points de vue des deux parties pour une gestion concertée, acceptable et acceptée des sites contaminés et plus globalement pour une gestion durable des ressources du sol.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abramson, S.H. Legislating risk : the USA struggles to reform its policies for the assessment and management of risk. *Int. J. Env. Pol.*, 1998, vol 9, n° 1, p. 108-125

A compendium of cost data for environmental remediation technologies. Los Alamos National Laboratory, Environmental Technology Cost-Savings Analysis Project, LA-UR-96-2205,109 p.

ADEME *Programme de recherche en écotoxicologie : sols et déchets*, Paris (France) : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 40 p.

Adricevic, R., et Cvetkovic, V. Evaluation of risk from contaminants migrating by groundwater. *Water Resources Research*, 1996, vol 32, n° 3, p. 611-621

Aldenberg, T., et Slob, W. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1993, n° 25, p. 48-63

Alexander, M. How toxic are toxic chemicals in soil. *Environ. Sci. Techn.*, 1995, vol 29, n° 11, p. 2713-2717

Ang, H.S., et Tang, W.H. *Probability Concepts in Engineering Planning and Design*, vol. 1, John Wiley & Sons, 1984, DR72669

Antoine, G., Robert, P., Iung, O., et Eberentz, P. Sinistre ferroviaire de La Voulte (07) du 13 janvier 1993 : mise en œuvre immédiate des opérations de dépollution. *TSM*, 1993, n° 9, p. 421-739

Bachellez, S. L'audit de sol : mode d'emploi. *Galvano-organo-traitements de surface*, 1998, n° 685, p. 383-385

Baize, D. Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français : Premiers résultats du programme ASPITET. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 1994, n° 22, p. 37-46

Baker, S.S. Assessment strategies and approaches. *Ecological assessment of hazardous waste sites : a field and laboratory reference* In Warren-Hicks W, Parkhurst B.R., Baker S.S. (eds.), EPA/600/3-89/013, Corvallis, 1989

Barde, J.P. La nature hypothéquée. *Le Monde*, 1990, 16 janvier 1990

Barnthouse, L.W. The role of models in ecological risk assessment : a 1990's perspective. *Environ. Toxic. Chem.*, 1992, n° 11, p. 1751-1760

Bascietto, J., Hinckley, D., Plafkin, J., et Slimack, M. Ecotoxicology and ecological risk assessment. Regulatory applications at EPA. First part of a four-part series. *Environ. Sci. Technol.*, 1990, 24, p. 10-15

Bass, D.H. Estimation of effective cleanup radius for soil vapor extraction systems. *J. Soil Contamination*, 1993, vol. 2, n° 2, 12 p.

Beaulieu, M. The use of risk assessment and risk management in the revitalization of brownfields in North America : a controlled opening. In Contaminated Soil'98, proceedings of an international symposium, Edinburgh, 17-21 mai 1998, Londres, Thomas Telford, 1998, p. 51-59

Bechman, P., et de Marsily, A. Obligation de constituer des garanties financières et responsabilité des prêteurs en France, en Grande-Bretagne et aux Etats-Unis. *Droit de l'Environnement*, 1996, n° 40, p. 18-21

Belkessam L. *Intercomparaison sur l'analyse des HAP dans les sols*. Douai (France) : CNRSSP, 1997, 63 p., Rapport interne CNRSSP/1997/09

Bert, J.R. *Réhabilitation des sites sidérurgiques : critères d'appréciation et inventaire des techniques de traitement des sols pollués*. Laboratoire d'Etude et de Contrôle de l'Environnement Sidérurgique, 1991, 84 p., Rapport d'études RE/L 76

Birnstingl, J., et Ferguson, C. Determination of risk-based explosives contamination guideline values in soils using the CLEA model. In Contaminated Soil'98, proceedings of an international symposium, Edinburgh, 17-21 mai 1998, Londres, Thomas Telford, 1998, p. 311-319

Blacker, S., et Goodman, D. Risk-based decision making : an integrated approach for efficient site cleanup. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, vol. 28, n° 11, p. 466-470

Blouet, A. Etude de sols obligatoire pour 2 000 sites. *Décision Environnement*, 1996, n° 45, p. 11

Boivin, J.P. Droit des installations classées. *Le Moniteur*, 1994, Paris

Bonnard, R. Facteurs de variation en évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués. *Déchets Sciences et Techniques*, 1997, n° 8, p. 23-30

Bornstein, D. L'inventaire national des sites pollués. *TSM*, 1997, n° 12, p. 12-13

Bowers, T.S., Shifrin, N.S., et Murphy, B.L. Statistical approach to meeting soil cleanup goals. *Environ. Sci. Technol.*, 1996, vol. 30, n°5, p. 1437-1444

Burmaster, D.E., et von Stackelberg, K. A new method for uncertainty and sensitivity analysis in public health risk assessment at hazardous waste sites using Monte-Carlo techniques in a spreadsheet. In Superfund'88, proceedings of the 9th national conference, Washington D.C., p. 550-556

Cairns, J., Dickson, K.L., et Maki, A.W. *Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life*. Philadelphie (Etats-Unis) : ASTM, 1978, Rapport d'études STP 657

Canadian Council of Ministers of the Environment *National classification for contaminated sites*. Winnipeg (Canada) : The National Contaminated Sites Remediation Program, 1992, 54 p., Rapport CCME EPC-CS39E

CARACAS (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union) *Risk assessment for contaminated sites in Europe, vol. 1 : scientific basis*. Nottingham, Grande-Bretagne, LQM Press, 1998, 165 p.

CARACAS (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union) *Research and development needs for the improvement of contaminated land risk assessment*. 1997, 14 p.

Caring for our future : 25 issues at a glance, action for Europe's environment. European Commission. Luxemboug : Office for official publications of the European communities, 1997, 140 p.

Chabanne-Pouzynin, L., et Bavoillot, F. La remise en état des sites pollués : Outils législatifs, jurisprudentiels et contractuels. *Droit de l'Environnement*, 1997, n° 48, p. 15-17

Champion, D., Donnat, P., et Michel, L. *Un problème d'environnement industriel : les sites contaminés.* Thèse sci. : Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 1992

Chapuy, P. *Consultation prospective sur l'environnement.* Paris (France) : Groupe de prospective, Ministère de l'Environnement, 1982

Clapp, R.B., et Hornberger, G.M. Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, 1978, vol. 14, p. 601-604

Cleaning up soil in the Netherlands. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment - Department for Information and International Relations, VROM 95609/h/2-96/2104/045, 1996, 23 p.

Côme, B., Lallemand-Barrès, A., Ricour, J., et Martin, S. Applications comparatives de méthodes d'évaluation de "risques" liés aux sites pollués : premiers enseignements et perspectives. *TSM*, 1993, n° 9, p. 447-451

European oil industry guideline for risk-based assessment of contaminated sites. CONCAWE, n° , Bruxelles, CONCAWE

Réflexion sur le droit de la santé. La Documentation Française, Etudes et Documents, n° 49, Paris : Conseil d'Etat, 1998

Covello, V.T., et Merkhofer, M.W. *Risk assessment methods : approaches for assessing health and environmental risks.* New-York, Plenum Press, 1993, 319 p.

Cox, D.C., et Baybutt, P. Methods for uncertainty analysis : a comparative survey. *Risk Analysis*, 1981, vol. 1, n° 4, p. 251-258

Daetwyler, M.A. *Altlasten heute – situation und rechtslage.* Allemagne : DEP, 1993, p. 159-268

Danieau, S. *Gestion des sites pollués : Outil d'évaluation des risques et méthodologie de choix d'une filière de traitement.* Thèse professionnelle sci. : Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel / Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès, 160 p.

D'Avignon, G.R., et Sauvagne, M. L'aide multicritère à la décision : Un cas d'intégration de critères techniques, économiques et environnementaux à Hydro-Québec. *Recherche Opérationnelle/Operations Research*, 1996, vol. 30, n° 3, p. 317-332

Dean, J.A. *Lange's handbook of chemistry : thirteen edition.* New-York, McGraw-Hill, 1985, 1792 p.

Deland, M.R. An ounce of prevention...after 20 years of cure. *Environ. Sci. Technol.*, 1991, vol. 25, n°4

Delos, C.G., Richardson, W.L., DePinto, J.V. *et al.* Technical guidance manual for performing wasteload allocations, book II : streams and rivers. Washington D.C., USEPA, Office of Water Regulations and Standards, Water Quality Analysis Branch, 1984

De Marchi, B. Seveso : from pollution to regulation. *Int. J. Env. Pol.*, 1997, vol. 7, n° 4, p. 526-537

De Nijs, A.C.M., et Vermeire, T.G. Soil-plant and plant-mammal transfer factors. Bilthoven (Pays-Bas) : National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), 1990, Rapport d'études n° 670203001

Department of the Environment *A framework for assessing the impact of contaminated land on groundwater and surface water.* Rotherham : Publication Sales Center, 1994, volumes 1 & 2, 1994

Destribats, J.M., Prez, E., et Soyez, B. *La dépollution des sols en place : techniques et exemples.* Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées, série environnement et génie urbain EG10, 1994, 123 p.

Doty, C.B., et Travis, C.C. Risk assessment and remedial technology effectiveness at Superfund sites. In *Cleanup criteria for contaminated soil and groundwater.* Air and Waste Management Association, Pittsburgh, PA, p. 112-120

Doyen, G. Demain 100, 110, 120 ans ! : jusqu'à quand vivra-t-on ? Télé Poche, 1998, n° , p. 34-35

Dragun, J. The soil chemistry of hazardous materials. Silver Spring (Maryland), Hazardous materials control research institute, 1988, 458 p.

Duong, V.L., Formisyn, P., Bourgois, J. et Abadie, J.M. Le logiciel TRACES, un outil d'aide à la gestion des risques liés aux sites et sols pollués. *Déchets, Sciences et Techniques*, n° 10, 2ème trimestre 1998, p. 37-42

El Desouky, M. Potential for integrating risk assessment in a rapidly developing country. *Int. J. Environmental Pollution*, 1996, vol. 6, n° 4-6, p. 701-705

Enfield, G.C., Carsel, R.F., Cohen, S.Z., Phon, T., et Walters, D.M. Approximating pollutant transport to groundwater. *Ground Water*, 1982, 20, p. 711-727

Erneck, J.M. *Les activités de RETI sur les friches industrielles et les friches du charbon et de l'acier en zone CECA.* Forum démonstration environnement, régime objectif n° 2, Oberhauser, 1993

European Community Policy with respect to soil contamination, definition and type of soil contamination. Euroforum Altlasten, 11-13 juin 1990, Saarbrück, 1990

Fiedler, H., Hutzinger, O., Lau, Christoph., et Cikryt, P. Case study of a highly dioxin contaminated sports field : Environmental risk assessment and human exposure. *J. Hazardous Materials*, 1995, n° 43, p. 217-227

Fordham, C.L., et Reagan, D.P. Pathways analysis method for estimating water and sediment criteria at hazardous waste sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1991, vol. 10 p. 949-960

Freier, K. Risk assessment in the german context. In Nicole Workshop, Nancy, France, 7-8 novembre 1996, 9 p.

Freier, K., et Sanden, J. The german federal soil conservation act – encountering the challenge of soil protection and rehabilitation of contaminated sites. In Contaminated Soil'98, proceedings of an international symposium, Edinburgh, 17-21 mai 1998, Londres, Thomas Telford, 1998, p. 43-50

Gaudet, C. *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada : études et recommandations.* Canada : EVS Environment Consultants, Environment and Social Systems Analysts, Environnement Canada, 1994, 110 p., Série Scientifique, étude n° 199

Gephart, L.A., Tell, J.G., et Triemer, L.R. Exposure factors manual. *J. Soil Contamination*, 1994, 3(1), 71 p.

Gestion des sites (potentiellement) pollués, version 0. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Orléans : BRGM Editions, 1995, 500 p.

Gestion des sites (potentiellement) pollués, version 1. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Orléans : BRGM Editions, 1997, 500 p.

Gourdon, R., Perrodin, Y., Fery, F., Cambier, P., Barriuso, E., Monediaire, G., Gouguet, G., Tacheix, T., et Giraudel, C. *Investigation sur les différentes approches de la définition et de la qualification des sites et sols pollués.* Lyon (France) : INSA/INRA/CRIDEAU/CNRS, 1994, 430 p., Contrat n° 93-503

Griffiths, C.M., et Board, N.P. Approaches to the assessment and remediation of polluted land in Europe and America. J. IWEM '92 Conference, 1992, n° 6, p. 720-725

Gruiz, K., et Kriston, E. In-Situ bioremediation of hydrocarbon in soil. *J. Soil Contamination*, 1995, vol. 2, n° 4, 12 p.

Guide standard de caractérisation de terrains contaminés. Ministère de l'Environnement du Québec - Direction des substances dangereuses, gestion des lieux contaminés, Série Substances dangereuses QEN/SD-2, 1988, 42 p.

Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol. Ministère de l'Environnement du Québec - Direction des laboratoires, Envirodoq EN900080 QEN/SD/14/1, 1990, 93 p.

Hamouni, M. Nos sociétés sont-elles plus violentes ? *Ça m'intéresse*, 1997, n° 200, p. 22-26

Hampton, N.L., Morris, R.C., et VanHorn, R.L. Methodology for conducting screening-level ecological risk assessment for hazardous waste sites, Part II : grouping ecological components. *Int. J. Env. Pol.*, 1998, vol. 9, n° 1, p. 47-61

Haness, S.J., et Warwick, J.J. Evaluating the Hazard Ranking System. *J. Environmental Management*, 1991, n° 32, p. 165-176

Hawkins, N.C. Health risk assessment : the right tool for the job ? In *Cleanup criteria for contaminated soil and groundwater.* Air and Waste Management Association, Pittsburgh, PA, p. 130-142

Hawley, J.K. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal.*, 1985, vol. 5, p. 289-302

Heath, J.S., Koblis, K., et Sager, S.L. Review of chemical, physical, and toxicologic properties of components of total petroleum hydrocarbons. *J. Soil Contamination*, 1993, vol. 1, n° 2, 25 p.

Hermann, M. *Elaboration d'un outil d'aide à la décision pour la gestion intégrale de sites pollués.* Paris (France) : CH2M Hill, 1994, Rapport d'études

Hirschhorn, J.S. The prevention strategy for industry. *Pollution Prevention Review*, 1991, vol. 1, n°1

Hixson, J., Dryden, C., et Hise, W. Screening site contamination using pathway exposure factors. *J. Soil Contamination*, 1993, vol. 1, n° 2, 16 p.

Hofmann, E.L., Nason, T., Gaudet, C., Cureton, P., et Raphael, R. Setting cleanup goals for contaminated sites : towards a nationally consistent approach in Canada. 1992, p. 69-81

Hoffman, F.O., et Gardner, R.H. *Evaluation of uncertainties in radiological assessment models.* Washington D.C. (Etats-Unis) : Office of Nuclear Reactor Regulation, US Nuclear Regulatory Commission, 1983, Rapport d'études NUREG/CR-3332

Huesemann, M.H. Guideline for land-treating petroleum hydrocarbon-contaminated soils. *J. Soil Contamination*, 1994, vol. 3, n° 3, 20 p.

Iman, R.L., et Helton, J.C. An investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. *Risk Analysis*, 1988, vol. 8, n° 1, p. 71-90

Impact des substances chimiques sur l'environnement. INERIS, Paris : *Références Inéris*, 1997, n° 19, 15 p.

Isnard, P., Lambert, S. Modélisation du devenir des produits organiques industriels en milieu aquatique : revue bibliographique. *Revue des sciences de l'*eau, 1990, vol. 3, n° 4, p. 361-375

Janssen, R. *Multiobjective decision support for environmental management.* Environment & Management, volume 2, Kluwer Academic Publishers, 1992, 240 p.

Japenga, J., et Salomons, W.D. Protected floodplains : a possible chemical time bomb ? *Land degradation and rehabilitation*, 1993, 4, p. 304-306

Jonas, H. *Le principe responsabilité : une éthique pour la civilisation technologique.* Paris : Editions du Cerf, 1991, Collection "Passages"

Kalberlah, F., Hassauer, M., Frijus-Plessen, N., et Schneider, K. Recent development in the toxicological risk assessment of soil contaminants. In *International Symposium : Exposure and risk assessment with respect to contaminated soil*, 29 février - 1 mars 1996, München-Neuherberg, Allemagne, 1996

Kelly, K.E. The myth of 10^{-6} as a definition of "acceptable risk". In *84th Annual Meeting & Exhibition : Hazardous Waste and Public Health*, 16-21 juin 1991, Vancouver, Colombie Britannique, 1991, 10 p.

Kent , D.C., Pettyjohn, W.A., et Prickett, T.A. Analytical methods for the prediction of leachate plume migration. *Groundwater Monitoring Review*, 1985, vol. 5, n° 2, p. 46-59

Kester, J.E., VanHorn, R.L., et Hampton, N.L. Methodology for conducting screening-level ecological risk assessment for hazardous waste sites, Part III : exposure and effects assessment. *Int. J. Env. Pol.*, 1998, vol. 9, n° 1, p. 62-89

Kimbrough, R.E. Exposure assessment for residential areas with contaminated soil. *Comments Toxicology*, 1987, vol. 1, n° 3-4, p. 177-184

Kolher, D. Espaces sous haute surveillance dans la Rühr. *Etudes foncières*, 1991, n°52

Kooijman, S.A.L.M. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Wat. Res.*, 1987, vol. 21, n° 3, p. 269-276

Kostecki, P.T., et Calabrese, E.J. *Contaminated soils : Diesel fuel contamination.* Lewis Publishers Inc., 1992, 227 p.

Labienec, P.A., Dzombak, D.A. et Siegrist, R.L. Risk variability from uniform soil remediation goals for PCB. *J. Environmental Engineering*, 1994, vol. 120, n° 3, p. 495-512

Labienec, P.A., Dzombak, D.A., et Siegrist, R.L. SoilRisk : Risk assessment model for organic contaminants in soil. *J. Environmental Engineering*, 1996, vol. 122, n° 5, p. 388-398

Labienec, P.A., Dzombak, D.A., et Siegrist, R.L. Risk variability due to uniform soil remediation goals. *J. Environmental Engineering*, 1996, vol. 122, n° 7, p. 612-621

Labienec, P.A., Dzombak, D.A., et Siegrist, R.L. Evaluation of uncertainty in a site-specific risk assessment. *J. Environmental Engineering*, 1997, vol. 123, n° 3, p. 234-243

Lagadec, P. *La civilisation du risque.* Paris : Editions du Seuil, 1981

Laniak, G.F., Droppo, J.G., Faillace, E.R., Gnanapragasam, E.K., Mills, W.B., Strenge, D.L., Whelan, G et Yu, C. An overview of a multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models : RESRAD, MMSOILS and MEPAS. *Risk Analysis*, 1997, vol. 17, n° 2, p. 203-214

Lanza, G.R., et Dougherty, J.M. Microbial enzyme activity and biomass relationships in soil ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 1991, vol. 6, p. 165-176

Laramée, V. Coup d'envoi pour la dépollution des sols. *L'Environnement magazine*, 1996, n° 1547, p. 29-31

Lecomte, P., et Mariotti C. *Handbook of diagnostic procedures for petroleum contaminated-sites.* Chichester, Angleterre, Rescopp Project, EU813, Paul Lecomte & Claudio Mariotti (Ed.), John Wiley & Sons Ltd., 1997, 192 p.

Lecomte, P. *Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines.* Paris : Technique et Documentation / Lavoisier, 1995, 198 p.

Lévine, P., et Pomérol, J.C. *Système interactifs d'aide à la décision et systèmes experts.* Paris, Hermès, 1989, 335 p.

Liptak, J.F., et Lombardo, G. The development of chemical-specific, risk-based soil cleanup guidelines results in timely and cost-effective remediation. *J. Soil Contamination*, 1996, vol. 1, n° 5, 12 p.

Little, R.H., Torres, C., Schaller, K.H., et Simon, I. Development and application of a safety assessment methodology fo waste disposals. In Spectrum'96, Seattle Août 1996

Llauro, D., Babot, J., et Darmendrail, D. Technical guidance documents for the french policy for treatment and rehabilitation of polluted sites and soils. In Nicole Workshop, Nancy, France 7-8 novembre 1996

Lochard, J., Siskos, J. La gestion des risques environnementaux d'origine industrielle. In Jaquet-Lagraeze et Siskos J. (ed), Méthode de décision multicritère, Hommes et Techniques, Boulogne-Billancourt, 1983, p. 67-90

Lyman, W.J., Reehl, W.F., et Rosenblatt, D.H. *Handbook of chemical property estimation methods.* Washington D.C. : American Chemical Society, 1990

Maki, A.W., Duthie, J.R. Summary of proposed procedures for the evaluation of aquatic hazards. In Cairns J., Dickson, K.L., Maki, A.W. (eds.) Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life, 1978, ASTM, Philadelphie, ASTM STP 657

Malaval, F. Assurances et pollutions. *Dossier Décision Environnement*, 1994, n° 5, 171 p.

Maystre, L.Y, Pictet, J., Simos, J. *Méthodes multicritères ELECTRE : description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale.* Paris : Presses polytechniques et universitaires romandes, 1994, 323 p., Collection Gérer l'environnement, n° 8

McBean, E.A., et Rovers, F.A. Utility of risk-time curves in selecting remediation alternatives. *Waste Management & Research*, 1995, n° 13, p. 167-174

McKay, D., et Paterson, S. Calculating fugacity. *Environ. Sci. Te*chnology, 1981, 15 (9), p. 654-660

McKenna, E.A. Hormesis : considerations and implications for human health risk assessment. *Int. J. Environment and Pollution*, 1998, vol. 9, n°1, p. 90-107

McKone, T.E., et Daniels, J.I. Estimating human exposure through multiple pathways from air, water, and soil. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1991, n°13, p.36-61

Menzie, C.A., Burmaster, D.E., Freshman, J.S., et Callahan, C.A. Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component : a case study at the Baird & McGuire Superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1992, vol. 11, p. 245-260

Michelsen, T.C., et Petito Boyce, C. Cleanup standards for petroleum hydrocarbons. Part. 1. Review of methods and recent developments. *J. Soil Contamination*, 1993, vol. 2, n° 2, 16 p.

Morgan, D.J., et Swett, G.H. Simplify remedial decisions by using risk-based management. *Hydrocarbons Processing*, 1994, p. 37-40

Nicolino, F. Montchanin : le crime était presque parfait. *Politis*, 1989, n° 84, p. 27-32

Nkedi-Kizza, P., Rao, P.S.C., et Hornsby, A.G. Influence of organic cosolvents on sorption of hydrophobic organic chemicals by soils. *Environmental Science and Technology*, 1985, vol. 19, n° 10, p. 975-979

Noël, A.M. *Sites pollués et collectivités d'Ile de France.* Thèse professionnelle sci. : ISIGE, Mastère Ingénierie et Gestion de l'Environnement, 1997, 150 p.

North Atlantic Treaty Organization / Committee on the Challenge of Modern Society Pilot Study *Demonstration of remedial action technologies for contaminated land,* 1992, Final report, vol. 1

Nüßlein, F., Feicht, E.A., Sculte-Hostede, S., et Kettrup, A. Proposal on a standardized water risk assessment of toxic substances in soil. *Chemosphere*, 1994, vol.28, n° 2, p. 219-228

Organisation de Coopération et de Développement Economique *L'assurance pollution.* Paris, OCDE monographies sur l'environnement, 1992, n° 42, 52 p., OCDE/GD(92)18

Organisation de Coopération et de Développement Economique *Le Principe Pollueur-Payeur : Analyses et recommandations de l'OCDE.* OCDE monographies sur l'environnement, Direction de l'Environnement, 1992, 54 p., OCDE/GD(92)81

Organisation de Coopération et de Développement Economique *Occupational and consumer exposure assessments.* OCDE monographies sur l'environnement, 1993, 106 p., n° 70, OCDE/GD(93)128

Organisation de Coopération et de Développement Economique *Report of the OECD workshop on the application of simple models for environmental exposure assessment.* OCDE monographies sur l'environnement, 1993, 143 p., n° 69, OCDE/GD(93)127

Organisation de Coopération et de Développement Economique *Application of structure-activity relationships to the estimation of properties important in exposure assessment.* OCDE monographies sur l'environnement, 1993, 65 p., n° 67, OCDE/GD(93)125

Organisation de Coopération et de Développement Economique *Politiques menées par les pourvoirs publics pour protéger les ressources en sols.* OCDE monographies sur l'environnement, 1994, 89 p., n° 89, OCDE/GD(94)18

O'Connor M. The internalization of environmental costs : implementing the polluter pays principle in the european union. *Int. J. Env. Pol.*, 1997, vol. 7, n° 4, p. 450-482

Pasquill, F. The estimation of the dispersion of windborne materials. *Meteorol. Mag. 90*, 1961, n° 1063, p. 33-49

Penmetsa, R.K., et Grenney, W.J. STEP : model for technology screening for hazardous waste-site cleanup. *J. Env. Eng.*, 1993, n° 2, vol. 119, p. 231-247

Pépin, G., Bensoam, J., et Nominé, M. Techniques immuno-enzymatiques appliquées à l'analyse des sols pollués. *Déchets-Sciences et Techniques*, 1997, n°8, p. 15-19

Pigaux, F. *Méthodologie d'étude de risque appliquée aux sols pollués.* Stage de DESS PCE, 1995, 102 p.

Pigou, A.C. The economics of welfare. D.L. Sills (Ed.) In *International Encyclopedia of the Social Sciences*, vol. 12, Londres : MacMillan & Free Press, 1968

Pocket guide to chemical hazards. National Institute for Occupational Safety and Health - US Department of Health and Human Services / Center for Disease Control, Washington D.C. : National Institute for Occupational Safety and Health, 1994, 398 p.

Poels, C.L.M., Gruntz, U., Isnard, P., Riley, D., Spiteller, M., Ten Berge, W., Veerkamp, W., et Bontinck, W.J. Hazard assessment of chemical contaminants in soil. *Chemosphere*, 1991, vol. 23, n° 1, p. 3-24

Pollard, S.J.T., et Herbert, S.M. Contaminated land regulation in the UK : the role of the environment agency (EA) and scottish environment protection agency. In Contaminated Soil'98, proceedings of an international symposium, Edinburgh, 17-21 mai 1998, Londres, Thomas Telford, 1998, p. 33-42

Pury, G., et Gordon, J.E. Soils and sustainability – a natural heritage perspective. In Contaminated Soil'98, proceedings of an international symposium, Edinburgh, 17-21 mai 1998, Londres, Thomas Telford, 1998, pp. 1-5

Ram, N.M., Bass, D.H., Falotico, R., et Leahy, M. A decision framework for selecting remediation technologies at hydrocarbon-contaminated sites. *J. Soil Contamination*, 1993, vol. 2, n° 2, 24 p.

Recensement 1996 des sites et sols pollués. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris : DPPR/SEI, 1996, 430 p.

Remediation technologies screening matrix and reference guide, 2nd edition. Department of Defense, Washington D.C. : Environmental Technology Transfer Committee, 1994, 450 p.

Rish, W.R. *Approach to uncertainty in risk analysis.* Oak Ridge (Etats-Unis) : Oak Ridge National Laboratory, Rapport d'études ORNL/TM-10746, 1988

Rivière, J.L. *Evaluation du risque écologique des sols pollués.* Association RECORD, Paris : Tec. & Doc. Lavoisier, 1998, 230 p.

Rivière, J.L. L'animal fait le guet. *Biofutur*, 1993, p. 53-55

Robert, M. *Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement.* Paris : Masson, 3ème cycle et recherche, Collection Sciences de l'environnement, 1996, 242 p.

Roy, B. Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *Revue informatique et recherche opérationnelle*, 1968, 2ème année, n° 8, p. 57-75

Roy, B., et Bertier, P. *La méthode ELECTRE II : une méthode de classement en présence de critères multiples.* Paris (France) : SEMA - Metra International - Direction scientifique, 1971, 25 p., note de travail n° 142

Roy, B., et Bertier, P. *La méthode ELECTRE II : une application au media planning.* In Ross M. (ed), Operational Research'72, North-Holland Publishing Company, 1973, p. 291-302

Roy, B. ELECTRE III : un algorithme de classements fondé sur une représentation floue des préférences en présence de critères multiples. *Cahiers du CERO*, 1978, vol. 20, n° 1, p. 3-24

Roy, B., et Hugonnard, J.C. Classement des prolongements de lignes de métro en banlieue parisienne (présentation d'une méthode multicritère originale). *Cahiers du CERO*, 1982, vol. 24, n° 2-3-4, p. 153-171

Roy, B. *Méthodologie multicritère d'aide à la décision.* Paris : Economica, coll. "Gestion", 1985, 423 p.

Roy, B., et Skalka, J.M. *ELECTRE IS : aspects méthodologiques et guide d'utilisation.* Université Paris-Dauphine, document du LAMSADE, 1985, n° 30, 125 p.

Roy, B. Des critères multiples en recherche opérationnelle : pourquoi ?. In Rand G.K. (ed) Operational Research'87, Elsevier Science Publishers B.V. (North-Holland), 1988, p. 829-842

Roy, B., et Bouyssou, D. *Aide à la décision fondée sur une PAMC de type ELECTRE.* Université Paris-Dauphine, document du LAMSADE, 1991, n° 69, 118 p.

Roy, B., et Bouyssou, D. *Aide à la décision : méthodes et cas.* Paris : Economica, coll. "Gestion", 1993, 695 p.

Ryer-Powder, J.E., Custance, S.R., et Sullivan, M.J. Determination of reference doses for mineral spirits, crude oil, diesel fuel No. 2, and lubricating oil. In *68th Annual Technical Conference and Exhibition of the Society of Petroleum Engineers*, Houston, Texas, 3-6 octobre 1993

Sanden, J. Planned legal regulations on soil conservation and rehabilitation of contaminated sites in the federal republic of Germany. In 5th International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, Maastricht, The Netherlands, 31 octobre 1995

Sedman, R.M. The development of applied action levels for soil contact : a scenario for the exposure of humans to soil in a residential setting. *Environmental Health Perspectives*, 1989, vol. 79, p. 291-313

Seller, F.A. Error propagation for large errors. *Risk Anal.*, 1987, 7(4), p. 509-518

Serres, M., Bourrin, F. *Le combat naturel.* Paris : Flammarion, coll. "Champs", 1990, 191 p.

She, Y., Sleep, B., et MacKay, D. A fugacity model for soil vapor extraction. *J. Soil Contamination*, 1995, vol. 3, n° 4, 16 p.

Sheppard, S.C., Gaudet, C., Sheppard, M.I., Cureton, P.M., et Wong, M.P. The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. *Can. J. Soil Sci.*, 1992, n° 72, p. 359-394

Simon, H. *Le nouveau management, la décision par les ordinateurs.* Paris : Ed. Economica, 1980, 159 p.

Siskos, et J., Hubert, P. Multicriteria analysis of the impacts of energy alternatives : a survey and a new comparative approach. *European J. Operational Research*, 1983, n° 13, p. 278-299

Sites pollués. ADEME, La lettre ADEME, 1994, Numéro spécial n° 1608, 55 p.

Stanley, C.C., et Johnson, P.C. An exposure/risk-based corrective action approach for petroleum contaminated sites. In SPE/EPA Exploration & Production Environmental Conference, San Antonio, Texas, 7-10 mars 1993

Steichen, P. *Les sites contaminés et le droit.* Paris : Bibliothèque de droit privé, tome 269, LGDJ, 1996, 342 p.

Stigliani, W.M., Doelman, W., Salomons, R., et Schulin, G.R.B. Chemical time bombs. Predicting the unpredictable. *Environment*, 1991, n° 33, p. 4-9 et 26-30

Sustainable use of soil : government response to the 19th report of the royal commission on environmental pollution. Department of the Environment, Londres : Department of Environment, 1997

Suter, G.W. *Ecological risk assessment.* Chelsea : Lewis Publishers, 1993, 538 p.

Suter, G.W., et Loar, J.M. Weighing the ecological risk of hazardous waste sites : the Oak Ridge case. *Environ. Sci. Technol.*, 1992, 26, p. 432-438

Thiebaud, L. Sols agricoles et environnement : une rencontre à ménager. *Natures Sciences Sociales*, 1994, Sociétés 2, p. 129-142

Thybaud, E. L'expérimentation grandeur nature : les mésocosmes. *Références INERIS*, 1997, n° 19, p. 12-13

Turner, D.B., et Novak, J.H. *User's guide for RAM.* Washington D.C. - Research Triangle Park (Etats-Unis) : USEPA, 1970, EPA-600/8-78-016, volumes a et b

United Nations Environment Programme Managing contaminated land. *Industry and Environment*, 1993, vol. 16, n° 3, 67 p.

United Nations Environment Programme *Risk management of contaminated industrial land : a training resource package, preliminary edition.* Industry and Environment Centre / Environmental Education and Training Unit, 1994, 160 p.

United States Environmental Protection Agency *Superfund exposure assessment manual.* USEPA/OSWER, EPA/540/1-88/001, Washington D.C., 1988, 156 p.

United States Environmental Protection Agency *Exposure factors handbook.* USEPA/OSWER, EPA/600/8-89/043, Washington D.C., 1989

United States Environmental Protection Agency *Risk assessment guidance for Superfund : volume 1, human health evaluation manual (part A).* USEPA/OERR, EPA/540/1-89/002, , Washington D.C., 1989, 200 p.

United States Environmental Protection Agency *Revised hazard ranking system, final rule.* USEPA/OERR, PB91-100800, Washington D.C., 1990, 350 p.

United States Environmental Protection Agency *National oil and hazardous substances pollution contingency plan (NCP), final rule.* 40 CFR part 300, Fed. Regis., Washington D.C., 1990, 55(46), p. 8666-8865

United States Environmental Protection Agency *Description and sampling of contaminated soils : a field pocket guide.* USEPA/CERI, EPA/625/12-91/002, Washington D.C., 1988, 122 p.

United States Environmental Protection Agency *Risk assessment guidance for Superfund : volume 1, human health evaluation manual (part B), development of risk-based preliminary remediation goals.* USEPA/OERR, PB92-963333, Washington D.C., 1991, 54 p.

United States Environmental Protection Agency *Risk assessment guidance for Superfund : volume 1, human health evaluation manual (part C), risk evaluation of remedial alternatives.* USEPA/OERR, PB92-963334, Washington D.C., 1991, 56 p.

United States Environmental Protection Agency *Guidance for performing preliminary assessments under Cercla.* USEPA/OERR, EPA/540/G-91/013, Washington D.C., 1988, 275 p.

United States Environmental Protection Agency *A technology assessment of soil vapor extraction and air sparging.* USEPA/ORD, EPA/600/R-92/173, Washington D.C., 1992, 63 p.

United States Environmental Protection Agency *Wildlife exposure factors handbook.* USEPA/ORD, EPA/600/R-93/187, Washington D.C., 1993, 549 p.

United States Environmental Protection Agency *Subsurface characterization and monitoring techniques, a desk reference guide, volume 1 : solids and groundwater, appendices A and B.* USEPA/ORD, EPA/625/R-93/003a, Washington D.C., 1993, 488 p.

United States Environmental Protection Agency *Subsurface characterization and monitoring techniques, a desk reference guide, volume 2 : the vadose zone, filed screening and analytical methods, appendices C and D.* USEPA/ORD, EPA/625/R-93/003b, Washington D.C., 1993, 418 p.

United States Environmental Protection Agency *Common cleanup methods at Superfund sites.* USEPA/OERR, EPA/540/R-94/043, Washington D.C., 1994, 28 p.

United States Environmental Protection Agency *Abstracts of remediation case studies.* USEPA/FRTR, EPA/542-R-95-001, Washington D.C., 1995, 99 p.

United States Environmental Protection Agency *Soil vapor extraction at the Fairchild Semiconductor Corporation Superfund site, San Jose, California.* USEPA/OSWER, MLM/051.pm5/0325-02.pm5, Washington D.C., 1995, 26 p.

United States Environmental Protection Agency *Slurry phase bioremediation at the French Limited Superfund site, Crosby, Texas.* USEPA/OSWER, RPF/046.pm5/1031-02.pm5, Washington D.C., 1995, 23 p.

United States Environmental Protection Agency *Soil washing at the King of Prussia Technical Corporation Superfund site, Winslow Township, New-Jersey.* USEPA/OSWER, RPF/043.pm5/0801-01.pm5, Washington D.C., 1995, 23 p.

United States Environmental Protection Agency *In-situ vitrification at the Parsons Chemical/ETM Enterprises Superfund site, Grand Ledge, Michigan.* USEPA/OSWER, RPF/053.pm5/1117-01.pm5, Washington D.C., 1995, 14 p.

United States Environmental Protection Agency *Innovative treatment technologies : annual status report, 7th edition : application of new technologies at hazardous waste sites.* USEPA/OSWER, EPA/542-R-95-008, Washington D.C., 1995, 78 p.

United States Environmental Protection Agency *Bioremediation of hazardous wastes : research, development and field evaluations.* USEPA/ORD, EPA/540/R-95/532, Washington D.C., 1995, 129 p.

United States Environmental Protection Agency *ECO update : Ecotox thresholds.* USEPA/OSWER, EPA/540/F-95/038, Washington D.C., 1996, 12 p.

United States Environmental Protection Agency *Soil screening guidance : user's guide.* USEPA/OSWER, EPA/540/R-96/018, Washington D.C., 1996, 76 p.

United States Environmental Protection Agency :

- *A citizen's guide to innovative treatment technologies.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-001, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to soil washing.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-002, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to solvent extraction.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-003, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to chemical dehalogenation.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-004, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to thermal desorption.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-005, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to in-situ soil flushing.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-006, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to bioremediation.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-007, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to soil vapor extraction and air sparging.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-008, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to phytoremediation.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-0014, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to natural attenuation.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-015, Washington D.C., 1996, 4 p.
- *A citizen's guide to treatment walls.* USEPA/OSWER, EPA/542/F-96-016, Washington D.C., 1996, 4 p.

United States Environmental Protection Agency *Completed north american innovative remediation technology demontration projects.* USEPA/OSWER, EPA/542/B-96/002, Washington D.C., 1996, 59 p.

United States Environmental Protection Agency *Cleaning up the nation's waste sites : markets and technology trends, 1996 edition, executive summary.* USEPA/OSWER, EPA/542-R-96-005A, Washington D.C., 1997, 54 p.

United States Environmental Protection Agency *Guiding principles for Monte-Carlo analysis.* USEPA/Risk Assessment Forum, EPA/630-R-97-001, Washington D.C., 1997, 35 p.

Van den Berg, R. Exposure of human beings to soil contamination. Bilthoven (Pays-Bas) : National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), 1991, Rapport d'études n° 725201006

Van Horn, R.L., Hampton, N.L., et Morris, R.C. Methodology for conducting screening-level ecological risk assessment for hazardous waste sites, Part I : overview. *Int. J. of Env. Pol.*, 1998, vol. 9, n° 1, p. 26-46

Vincke, P. *L'aide multicritère à la décision. Statistiques et mathématiques appliquées*, Paris : Editions Ellipse, 1989, 179 p.

Visser, W.J.F. *Analysis of the vienna questionnaire, final report.* Londres : UK Department of the Environment / Contaminated Land and Liabilities Division, 1996, 54 p.

Vlek, C. Risk assessment, risk acceptance and risk management : a psychological decision theorist's view. In W.J. van den Brink et al. (eds), Contaminated Soil '95, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 565-579

Volcot, E. *Comparaison des techniques de dépollution des sols pollués par les hydrocarbures.* Rapport de Maîtrise de Sciences et Techniques "Gestion et génie de l'environnement" : Université Paris VII, 1993, 130 p.

Vrijling J.K., Van Hengel W. et Houben R.J. A framework for risk evaluation. *J. Haz. Mat.*, 1995, n° 43, p. 245-261

Walker, P.L., Munro, S., Hawkings, C.L., et Shepherd, F.E. The application of risk assessment to contaminated land : The british gas experience. In J. IWEM '94 Conference, 1994, n° 8, p. 607-614

Wallace, A. Soil science, pesticides, and risk analyis. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1994, n° 25, p. 143-148

Warren-Hicks, W., Parkhurst, B.R., et Baker, S.S. *Ecological assessment of hazardous waste sites : a field and laboratory experience.* EPA/600/3-89/013, Washington D.C., 1989

Watkinson, R.J. Contaminated land - a discussion of risk, standards and "trigger values". *Petroleum Review*, 1996, p. 36-39

Whelan, G., Buck, J.W., Strenge, D.L., Droppo, J.G. Jr., Hoopes, B.L., et Aiken, R.J. Overview of the Multimedia Envionmental Pollutant Assessment System (MEPAS). *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 1992, vol. 9, n° 2, p. 191-208

Whitmore, R.W. *Methodology for characterization of uncertainty in exposure assessments.* EPA/NCEA, EPA/600/8-86/009, 1985

Yoshida, Kikuo Application of a simple model for environmental esposure assessment. *Japanese contribution to the OECD Workshop on the application of simple models for environmental exposure assessment*, 1991

Yu, W. *ELECTRE TRI : aspects méthodologiques et manuel d'utilisation.* Université Paris-Dauphine (France) : LAMSADE, 1992, 80 p., Document n° 74

Zosel, T.W. Case study : how 3M makes pollution prevention pay big dividends. *Pollution Prevention Review*, 1991, vol. 1, n°1

Glossaire

Glossaire

Acteur : un individu ou groupe d'individus est acteur d'un processus de décision si, par son système de valeurs, que ce soit au premier degré du fait des intentions de cet individu ou groupe d'individus ou au second degré par la manière dont il fait intervenir ceux d'autres individus, il influence directement ou indirectement la décision. De plus, pour qu'un groupe d'individus (corps constitué ou collectivité) soit identifié comme un seul et même acteur, il faut que, relativement au processus, les systèmes de valeurs, systèmes informationnels et réseaux relationnels des divers membres du groupe n'aient pas à être différenciés.

Acteurs fantômes ou latents : ils interviennent indirectement comme les agis bien qu'ils ne soient pas concernés par les conséquences de la décision (par exemple une personnalité politique importante).

Action efficace : toute action potentielle qui n'est dominée par aucune autre action de l'ensemble A.

Action globale : action dont la mise à exécution est exclusive de toute autre action ; dans le cas contraire, on parle d'action fragmentaire.

Action potentielle : action provisoirement jugée possible par un des intervenants au moins ou présumée telle par l'homme d'étude en vue de l'aide à la décision.
En pratique, il est opportun de procéder déjà, à ce stade, à un certain tri, en ne constituant l'ensemble A que par les actions efficaces. Néanmoins, il n'est pas toujours facile de dégager *a priori* ces actions. Cette opération devient encore moins évidente dans le cas d'ELECTRE III et IV, avec l'introduction de la notion de seuil relatif au critère.

Action de référence : action servant, dans la problématique β, de référence par rapport à laquelle les actions potentielles sont examinées. Les actions de référence servent de limites à des catégories auxquelles les actions potentielles sont affectées.

Agis : ils sont concernés par les conséquences de la décision. Ils interviennent indirectement dans le processus par l'image que d'autres acteurs se font de leurs valeurs et plus concrètement de leurs systèmes de préférences.

Agrégation : c'est une opération permettant d'obtenir des informations sur la préférence globale entre les actions potentielles, à partir d'information sur les préférences par critère.

Aigu(ë) : se caractérise par une période relativement courte, en comparaison avec la durée de vie d'un organisme. La toxicité aiguë est la propriété d'un composé chimique à provoquer dans des organismes une réponse toxique immédiate ou peu de temps après l'exposition à ce produit.

Analyse de l'incertitude : évaluation, qualitative ou quantitative, des paramètres ou des hypothèses utilisées dans l'évaluation des risques qui ne sont pas complètement connus ou qui ne peuvent pas être estimés précisément.

Analyse de robustesse : analyse cherchant à déterminer le domaine de variation de certains paramètres dans lequel une recommandation reste stable. Elle sert à fournir au décideur une recommandation synthétique et robuste, qui l'informe quant à la capacité de la solution proposée à résister à des variations entre la réalité et le modèle censé la représenter.

Analyse de sensibilité : analyse consistant à répéter l'analyse multicritère originale en faisant varier les valeurs attribuées à l'origine aux différents paramètres de la méthode, valeurs qui sont souvent

empreintes d'un certain arbitraire. Elle vise à définir les paramètres qui conditionnent le plus étroitement la solution choisie, c'est-à-dire où il suffit d'une faible modification pour changer la solution proposée.

Analyse multicritère : analyse ayant pour but d'expliciter une famille cohérente de critères permettant d'appréhender les différentes conséquences d'une action.

Approche prédictive : approche d'évaluation des risques basée sur des hypothèses de scénarios (conditions futures), sur des modèles d'extrapolation ou sur une théorie plutôt que sur une mesure directe.

Aquatique : se dit de tout ce qui vit ou grandit dans l'eau.

Arbitre (ou juge) : intervient en se substituant aux acteurs dans la recherche d'une action-compromis.

Assimilation : mesure de l'exposition exprimée en masse de substance en contact avec la frontière d'échange par unité de poids du corps et par unité de temps (mg/kg/j).

Bioaccumulation : augmentation de la concentration dans les organismes vivants *via* l'air, l'eau ou la nourriture contaminé en raison d'une lente métabolisation ou excrétion.

Bioconcentration : accumulation d'un composé chimique dans les tissus d'un organisme (poisson) à des niveaux supérieurs à ceux du milieu aquatique dans lequel les organismes vivent.

Biodégradation : décomposition d'une substance chimique par des processus biologiques naturels.

Biodisponibilité : ensemble des mécanismes (adsorption, absorption,...) qui déterminent la capacité des polluants à atteindre les organismes vivants et à y être bioaccumulé ou métabolisé et le degré auquel ce produit peut être assimilé dans les tissus de l'organisme exposé.

Bioindicateur : ce sont des espèces, ou associations d'espèces, capables par leur comportement général (disparition, augmentation ou variation de densité) de rendre compte de l'évolution générale d'un milieu.

Biomagnification : se réfère au processus par lequel certaines substances telles que les pesticides ou les métaux lourds remontent la chaîne alimentaire en se concentrant dans les tissus et les organes internes.

Biomarqueur : c'est une variation, provoquée par un xénobiotique, dans les constituants, les structures ou les fonctions cellulaires ou biochimiques, qui peut être mesurée dans un système biologique ou sur un échantillon.

Biomasse : la masse totale d'organismes vivants dans une population témoin ou une communauté.

Biorémédiation : utilisation d'organismes vivants pour nettoyer les déversements ou éliminer les polluants du sol, de l'eau et des eaux usées.

Bombe chimique à retardement : enchaînement d'événements résultant de l'apparition soudaine et décalée dans le temps d'effets néfastes suite à la mobilisation des composés chimiques stockés dans les sols et les sédiments en réponse à une altération de l'environnement.

Cancérigène : capable de provoquer un cancer à un organisme.

Caractérisation du risque : étape, lors de l'évaluation des risques écologiques, durant laquelle les informations sur l'exposition et la toxicité sont combinées pour estimer la probabilité d'effets hostiles sur les organismes, les populations ou les communautés.

Chaîne alimentaire : c'est une séquence d'espèces de différents niveaux trophiques qui représente une seule voie d'énergie dans un réseau alimentaire.

Charge critique : capacité maximale d'acceptation des milieux à recevoir des charges toxiques contaminations par l'eau, l'air ou le sol) tout en maintenant une qualité satisfaisante de l'environnement.

Chronique : caractérisé par une période de temps qui représente une partie substantielle de la vie d'un organisme. Par exemple, une toxicité chronique est la caractéristique d'un produit chimique à produire une réponse toxique lorsqu'il est exposé sur une longue période.

Communauté : populations d'espèces (plantes ou animaux) vivant et interagissant dans un même habitat.

Concentration : quantité d'une substance chimique exprimée relativement à la quantité du milieu environnemental (i.e. µg/l d'eau, µg/kg de sol,...).

Concentration de fond : concentration d'une substance chimique naturellement présente dans l'environnement local.

Concentration de référence : lors de l'évaluation de l'exposition par inhalation, c'est la concentration en contaminant dans l'air à laquelle aucun effet hostile n'est supposé apparaître.

Concordance : si l'hypothèse "ai surclasse a_k " a été émise, il est dit du critère j qu'il concorde avec l'hypothèse si l'action ai est au moins aussi bonne que l'action a_k en ce qui concerne le critère j, ce qui se traduit par :
$g_j(a_i) \geq g_j(a_k)$

Conséquence : effet ou attribut d'une action susceptible d'interférer avec les objectifs ou avec le système de valeurs d'un acteur du processus de décision, à partir duquel il élabore, justifie ou transforme ses préférences.

Contaminant : substance chimique dont la concentration dépasse les concentrations de fond ou qui n'existe pas naturellement dans l'environnement.

Contaminant à étudier : une forme chimique ou spécifique d'un composé suspectée d'être présente à des concentrations dans l'environnement qui peuvent causer des effets hostiles pour les cibles humaines ou écologiques.

Contamination : se réfère à des niveaux élevés de substances dangereuses dans le sol, dues à des activités humaines, qui ne sont pas forcément néfastes.

Critère : expression qualitative ou quantitative de points de vue, objectifs, aptitudes ou contraintes relatives au contexte réel, permettant de juger des personnes, des objets ou des événements. Pour qu'une telle expression puisse devenir un critère, elle doit être utile pour le problème considéré et fiable. Un critère est doté d'une structure de préférence ; à chaque critère est associé une échelle, en valeurs ordinales ou cardinales.

Critère d'évaluation : concentrations de substances chimiques dans le sol ou l'eau souterraine qui peuvent être utilisées pour évaluer les conditions du site en terme de besoin potentiel de réhabilitation.

Lorsque les conditions n'excèdent pas les critères d'évaluation, il n'est pas nécessaire d'effectuer des investigations supplémentaires ou une réhabilitation.

Critère de qualité de l'eau ambiante : estimation de la quantité d'un produit chimique qui peut être présente dans l'eau sans faire de tort à la santé humaine ou à la vie aquatique.

Critère de réhabilitation : concentrations de substances dans les sols et les eaux souterraines qui ont pour but de servir de guide général pour protéger et maintenir les usages spécifiés du sol et de l'eau du site contaminé. A des concentrations supérieures à ces critères, une réhabilitation est nécessaire.

Danger : c'est la capacité d'un agent chimique, biologique ou physique à nuire aux plantes, aux animaux ou aux humains dans des circonstances particulières.

Décideur : c'est la personne à qui s'adresse l'aide à la décision. Il occupe une position centrale dans le processus. L'identifier, c'est préciser les objectifs au service desquels il est normalement placé (même s'il s'agit souvent d'une entité mythique). Il désigne en dernier ressort l'entité qui apprécie le "possible" et les finalités, exprime les préférences et est censé les faire prévaloir dans l'évolution du processus.

Dimension : conséquence élémentaire dotée d'un préordre complet.

DL50 : (Dose létale 50) dose d'un produit entraînant la mortalité de 50% d'une population test d'organismes.

Dose : quantité d'un produit chimique assimilée par un organisme par unité de temps.

Dose de référence : pour un produit chimique donné, c'est l'estimation du niveau d'exposition pour une population humaine, incluant les sous-groupes sensibles, qui est susceptible d'être sans risque significatif d'apparition d'effets non cancérigènes.

Durée d'exposition : dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, c'est le nombre estimé d'années durant lesquelles a lieu l'exposition au milieu contaminé.

Ecosystème : communauté écologique de plantes et d'animaux avec leur environnement physique considérée comme une unité.

Effet négatif : c'est une atteinte des fonctions biologiques ou la description de processus écologiques qui résulte en des changements défavorables d'un système écologique.

Espèces menacées ou en voie de danger : espèces présentant un risque d'extinction.

Eau souterraine : eau contenue dans les pores interconnectés, située au-dessous du niveau piézométrique dans un aquifère (confiné ou non confiné).

Evaluation comparative des risques : c'est une évaluation du changement des risques pour la santé humaine et/ou pour l'environnement

Evaluation de l'exposition : partie de l'évaluation des risques qui décrit la fréquence, l'importance et la durée de l'exposition de récepteurs humains ou écologiques résultant du relargage, du transport et devenir d'un composé chimique dans l'environnement.

Evaluation de l'exposition/réponse : c'est une description de la relation entre la concentration (ou la dose) d'un composé chimique qui peut provoquer des effets hostiles et l'intensité de la réponse du récepteur.

Evaluation des dangers : intégration de l'évaluation des effets et de l'exposition pour déterminer la nature et l'intensité probables du danger résultant du relargage d'un composé chimique dans l'environnement.

Evaluation des effets : identification et quantification des effets néfastes potentiels de composés chimiques sur des individus, des populations ou des écosystèmes par l'intermédiaire de tests en laboratoire ou d'observations grandeur réelle.

Evaluation des effets écologiques : évaluation conduite dans le but de déterminer la relation entre les niveaux d'exposition au contaminant (ou à d'autres stress) et les niveaux ou les types d'effets écologiques.

Evaluation des risques : estimation quantitative ou semi-quantitative de la probabilité d'apparition d'effets environnementaux clairement définis et résultant d'une exposition à un composé chimique.

Evaluation des risques écologiques : évaluation de la probabilité d'effets hostiles sur des organismes, des populations et des communautés de composés chimiques présents dans l'environnement.

Evaluation zéro des risques : c'est une évaluation qui permet d'estimer les risques associés aux conditions environnementales existantes en l'absence de toute action.

Evaluation des risques pour la santé humaine : prédiction de la probabilité d'effets hostiles dans les populations humaines par des calculs combinant des estimations quantitatives de la toxicité d'un composé chimique dans l'environnement avec des estimations qualitatives de l'exposition potentielle des populations humaines à ces contaminants.

Evaluation de la toxicité : étape de l'évaluation des risques qui décrit les effets potentiels d'un composé chimique sur un organisme et la relation quantitative réponse/exposition.

Exposition : contact entre un récepteur humain ou écologique et un composé chimique dans l'environnement.

Facteur de biomagnification : une mesure du degré d'augmentation de la concentration dans les tissus d'un produit chimique, à chaque étape trophique de la chaîne alimentaire. Par exemple, un facteur de biomagnification de 5 indique que la concentration d'un produit chimique donné dans les tissus d'un prédateur est 5 fois plus importante que le même produit chimique dans les tissus des ses proies.

Facteur de cancer : estimation haute de la probabilité d'une réponse par unité d'alimentation d'un produit chimique sur la vie. Le facteur de cancer est utilisé pour exprimer une probabilité haute pour un individu de développer un cancer suite à une vie d'exposition à un niveau particulier d'un produit cancérigène donné.

Fréquence d'exposition : dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, c'est le nombre de jours par an où une personne peut être en contact avec le milieu contaminé.

Gestion du risque : processus d'intégration des découvertes faîtes lors de l'évaluation des risques avec l'ingénierie, la politique, et les aspects non techniques pour prendre des décisions (évaluation, sélection et application) sur le besoin de réhabilitation d'un site donné ou pour établir des priorités de réhabilitation pour un ensemble de sites.

Homme d'étude (ou analyste) : prend en charge l'aide à la décision en utilisant des modèles plus ou moins formalisés.

Hypothèse de surclassement : hypothèse posée pour tout couple d'actions qu'il s'agit de chercher à vérifier.

Identification des dangers : c'est l'étape dans l'évaluation de la toxicité qui définit la relation qualitative entre les composés chimiques et les effets hostiles pour les récepteurs.

Indice de danger : c'est la somme de plusieurs quotients de danger pour des substances ou des voies d'exposition multiples. Cet indice est calculé séparément pour des expositions chroniques, subchroniques ou courtes.

Indice de risque : expression du potentiel d'effets hostiles sur la communauté biologique dérivée des récepteurs. Par exemple, le rapport entre les concentrations d'exposition et les valeurs de toxicité pour chaque espèce.

Informateurs (ou fabricants de représentations) : influencent le processus en donnant des explications sur ce qui s'est passé (par exemple journalistes, chercheurs universitaires).

Intervenant : c'est une personne qui cherche à influencer le décideur dans une des phases du processus, en raison de la nature de ses valeurs et donc en fonction de son système de préférences.

ISO/TC 190/SC 7 : Soil Quality, Soil and Site Assessment

Itinéraire de l'exposition : ce sont les moyens de contact entre un organisme et un composé chimique toxique (i.e. manger pour l'ingestion, respirer pour l'inhalation ou le toucher pour le contact cutané).

LOAEL : plus petite concentration ou dose pour laquelle des effets hostiles ont été observés lors d'essais expérimentaux.

Macroinvertébré : organisme invertébré visible à l'œil nu. Se réfère souvent à des animaux tels que les insectes, les vers et les escargots.

Mécanisme compensatoire : c'est un processus biologique qui compense ou contrecarre les effets hostiles (i.e. augmentation de la survie des jeunes poissons en raison de la baisse de la compétitivité par diminution des œufs éclos).

Médiateur : intervient en vue d'aider les décideurs (ou les négociateurs) à rechercher une action-compromis.

Modèle : schéma qui, pour un champ de questions donné, est pris comme représentation d'une classe de phénomènes plus ou moins habilement dégagés de leur contexte, par un observateur, pour servir de base à l'investigation et/ou à la communication.

Modèle conceptuel : c'est une description simplifiée des principales relations fonctionnelles ou structurelles dans un écosystème, incluant des hypothèses de travail, de l'impact des produits chimiques sur des populations ou des communautés.

Négociateur : mandaté par un décideur en vue de faire valoir la position de celui-ci dans une négociation et de rechercher une action-compromis.

Niveau d'alimentation chronique : exposition exprimée en masse de substance mise en contact par unité de poids du corps sur une période d'exposition à long terme, souvent en mg/kg/j.

Niveau d'alimentation subchronique : exposition exprimée en masse de substance contactée par unité de poids du corps sur une période d'exposition, inférieure à la durée de la vie, souvent exprimée en mg/kg/j sur 1 à 10 ans.

Niveau de criblage : processus ou critère qui sépare les sites ne posant pas de risque apparent de ceux pour lesquels une analyse complémentaire est nécessaire.

NOAEL : la concentration ou la dose la plus élevée à laquelle aucun effet hostile significatif n'a été observé dans des essais expérimentaux.

Non cancérigène : capable de causer des effets chroniques ou sub-chroniques autres que le cancer dans un organisme.

Non-discordance : la condition de non-discordance permet de refuser une hypothèse de surclassement, obtenue après application de la condition de concordance, lorsqu'il existe une opposition trop forte sur un critère au moins.

Objectifs de réhabilitation : ensemble d'objectifs de rémédiation composé de concentrations d'un produit chimique spécifiques au milieu, qui sont sans danger pour l'homme et l'environnement.

Organisme : une plante ou un animal seul.

Paramètres d'exposition : valeurs utilisées pour estimer l'exposition lors d'une évaluation des risques, telles que le nombre de jour par semaine qu'une exposition est effective ou la quantité de milieu contaminé qu'une personne peut accidentellement ingérer par jour,...

Photodégradation : décomposition d'une substance chimique par rayonnement (généralement de la lumière naturelle).

Pollution : se réfère aux concentrations des substances dangereuses au-dessus des niveaux de fond normalement attendus dans ces sols, conduisant à des dommages des fonctions du sol. Le terme de contamination est généralement utilisé comme synonyme.

Population : groupe d'individus d'une même espèce interagissant dans un habitat donné.

Principe du pollueur/payeur : principe selon lequel le pollueur est responsable de la remise en état ou de la dépollution d'un site, quelle que soit la dégradation environnementale que leurs actions aient pu causer.

Probabilité : la possibilité d'apparition d'un événement exprimée par un rapport, une fréquence ou un pourcentage.

Quotient de danger : c'est le rapport du niveau d'exposition à une substance seule durant une période donnée et de la dose de référence de cette substance dérivée par rapport à une période d'exposition similaire.

Récepteur : organisme, population ou communauté qui est, peut être ou a été affecté par une exposition à un contaminant.

Réhabilitation : gestion d'un contaminant sur un site dans le but de prévenir, de minimiser ou d'atténuer les dommages pour la santé humaine ou l'environnement. La réhabilitation est un terme plus large que la dépollution dans le fait que les options de réhabilitation peuvent inclure des actions physiques (évacuation, destruction ou confinement) aussi bien que des contrôles administratifs (zonage ou ordres). Aux Etats-Unis, la définition de la réhabilitation est différente selon le pays. Mais d'une manière générale, elle correspond à toutes les mesures prises pour réduire le risque pour la santé humaine et l'environnement.

Relation binaire : relation qui porte sur des couples.

Relation de dominance : une action ai, domine une action a_k, si et seulement si $g_l(ai) \geq g_l(a_k)$ pour tout l appartenant à l'ensemble des critères {1, 2, ..., m}, l'inégalité étant stricte pour un l au moins, où $g_l(ai)$ est l'évaluation de l'action a_i selon le critère l.

Relation de surclassement : c'est une relation binaire définie par l'ensemble A des actions dont la signification est la suivante : une action ai surclasse une action a_k s'il est possible d'affirmer, avec des arguments convaincants, que pour le décideur ai est au moins aussi bonne (ou pas pire) que a_k.

Relation dose/réponse : la relation entre la dose d'un contaminant administrée ou reçue et l'incidence des effets hostiles sur la population exposée. Les valeurs de toxicité sont dérivées des relations quantitatives dose/réponse et sont utilisées dans la caractérisation du risque pour estimer la probabilité d'effets hostiles pour l'homme pour différents niveaux d'exposition.

Réseau d'alimentation : ensemble de chaînes alimentaires interconnectées qui décrit les voies de passage des flux d'énergie et de matière dans la nature.

Scénario d'exposition : c'est un modèle conceptuel de la manière dont l'exposition a lieu, incluant des combinaisons spécifiques des milieux, des voies et des récepteurs de l'exposition ainsi que les activités des organismes pouvant mener à une exposition.

Seuil : concentration (ou dose) d'un produit chimique à laquelle des effets physiques ou biologiques commencent à apparaître.

Seuil de discrimination : le seuil de discrimination $s(\lambda)$ est une fonction, définie pour toute valeur de $\lambda \in [0,1]$, qui vérifie : si $\delta_{ik} = \lambda$ et $\delta_{em} = \lambda - \eta$, avec $\eta > s(\lambda)$, alors le surclassement de a_k par a_i est strictement plus crédible que le surclassement de a_m par a_e.

Site orphelin : site pollué pour lequel aucun responsable n'a pu être identifiée ou où le responsable se trouve incapable ou ne veut pas lancer les travaux de dépollution.

Sol : le sol peut être défini du point de vue :

- des scientifiques du sol qui le définissent comme un objet tridimensionnel occupant la partie superficielle de la croûte terrestre and possédant des propriétés différentes de la roche sous-jacente ou du matériau d'origine, suite à des interactions entre le climat, le matériau d'origine, les organismes vivants et l'homme et le relief, sur une grande période. Ainsi définis, beaucoup de sol consistent en des couches naturelles reflétant le processus de formation du sol,
- des scientifiques de l'environnement et les géologues qui étendent normalement ce concept pour inclure toute la croûte terrestre supérieure altérée, renfermant tous les constituants liquides, minéraux et organiques. Cette définition intègre la définition de la terre.

Solution de réhabilitation : combinaison de technologies utilisées en série ou en parallèle pour isoler le milieu pollué ou pour modifier les concentrations des polluants dans le but d'atteindre les objectifs spécifiques au projet. Une solution de réhabilitation peut employer une seule ou plusieurs technologies.

Spéciation : se réfère aux formes variées que peut prendre un métal.

Standard : limites numérique ou exposés narratifs adoptés à partir de critères ou d'objectifs sous une forme légale exécutable, telle qu'une réglementation, un statut, un contrat ou tout autre document légal.

Stresseur : agent chimique, physique ou biologique qui peut induire une réponse hostile à des organismes ou à d'autres composantes de l'écosystème.

Système d'animaux sentinelles : dispositif destiné à collecter, systématiquement et régulièrement, des données sur des animaux exposés à la pollution environnementale ; ces données sont ensuite analysées pour identifier les dangers potentiels pour la santé de l'Homme et de l'environnement.

Terrestre : vivant ou se développant sur terre.

Test de toxicité : test dans lequel les organismes sont exposés à des composés chimiques dans un milieu test afin de déterminer les effets de l'exposition.

Toxicité : propriété d'une substance chimique définie comme la capacité à provoquer des effets nocifs.

Traitement biologique : technologie de traitement utilisant les bactéries pour consommer les déchets organiques.

Transport et devenir : description de la manière dont un composé chimique est transporté dans l'environnement. Cela peut inclure le transport à travers des parties physiques et biologiques de l'environnement.

Valeurs ordinales : seules les relations >, <, = sont possibles avec des valeurs ordinales.

Valeurs cardinales : les quatre opérations de l'arithmétique +, -, *, / sont possibles.

Voies d'exposition : voie que prend (ou peut prendre) un composé chimique de la source vers les organismes exposés. Les voies d'exposition incluent la source, le mécanisme de relargage et de transport, le point de contact et les types de contact (ingestion, inhalation).

Volatilisation : conversion d'une substance chimique d'un état liquide ou solide à un état gazeux ou de vapeur par application de chaleur, la diminution de la pression ou par combinaison de ces mécanismes.

Annexes

Annexes I : Les outils réglementaires et législatifs

Pays	Réglementation / Législation / Documents ayant trait à la pollution des sols ou des eaux souterraines	Commentaire
Allemagne	• Abfall-Klärschlamm-Verordnung (1992)	• Ordonnance sur l'épandage des boues de STEP
	• Federal Soil Conservation Act (1998)	• Harmonisation des politiques des différents Länder
Australie	• Dangerous Substances Act (1980)	• Redéveloppement des anciens sites industriels
	• Waste Management Act (1986)	
	• Public and Environmental Health Act (1987)	
	• Environment Protection Act (1993)	
	• Development Act (1993)	
Autriche	• Federal Contaminated Sites Act (1990)	• Gestion des sites pollués
	• Modell Baden-Württemberg	• Classement des sites contaminés par priorité d'action
Belgique	• Décret flamand "Soil Cleanup" (1995)	• Objection de dépollution jusqu'à des niveaux naturels
	• Waste Plan 1991 – 1995	• Classement des sites contaminés par priorité d'action
Canada	• National Contaminated Sites Remediation Program (1989)	• Programme national de gestion des sites contaminés
	• Interim Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites (1991)	• Référentiel AC, RC pour les sols et eaux souterraines avec scénario d'utilisation du site
	• National Classification System for Contaminated Sites (1992)	• Système de hiérarchisation des sites contaminés
	• Protocol for the derivation of ecological effects based and human health effects based soil quality criteria for contaminated sites (draft report CCME 1994)	
Danemark	• Contaminated Sites Act	
	• Danish Act on Waste Deposits (1990)	
	• Environmental Protection Act (1992)	
	• Value Loss Act (1993)	
	• Draft Contaminated Land Act (1994)	
	• OM Agreement	• Réhabilitation des stations service
	• Environmental Project Report n° 123, 1990 Danish-EPA	• Classement des sites contaminés par priorité d'action
Etats-Unis	• RCRA (Resource Conservation and Recovery Act) (1976)	• Loi sur les sites de stockage et de traitement des déchets dangereux
	• Multimedia Environmental Goals (1977)	- Référentiel pour le sol, l'eau et l'air
	• CERCLA (Comprehensive Environmental Response Comprehensive and Liability Act) (1980)	• Programme Superfund sur les sites abandonnés
	• Hazardous and Solid Waste Amendments (1984)	• Programme UST (Uderground Storage Tanks) sur les sites pollués par des réservoirs de stockage souterrains (295 000 aux USA)
	• SARA (Superfund Amendments and Reauthorization Act) 1986	• Modifications apportées au CERCLA et au HRS
	• Risk Assessment Guidance for Superfund (1989)	• Méthode d'évaluation des risques
	• Hazard Ranking System, Final Rule (1990)	• Méthode de hiérarchisation des sites contaminés
	• Guidance for performing Preliminary Assessments under CERCLA (1991)	• Méthode de préhiérarchisation des sites contaminés
	• Soil Screening Guidance : User's Guide (1996)	• Référentiel pour les sols
Finlande	• Waste Management Act (1981)	
	• Waste Act (1994)	
	• Survey of possible contaminated soil sites	• Classement des sites contaminés par priorité d'action

Pays	Réglementation / Législation / Documents ayant trait à la pollution des sols ou des eaux souterraines	Commentaire
France	• Loi du 29 décembre 1892	• Prise en compte des dommages causés à la propriété privée par l'exécution de travaux publics
	• Loi du 19 décembre 1917 (modifiée en 1961 pour l'étendre aux pollutions atmosphériques)	• Etablissements dangereux, incommodes ou insalubres
	• Loi du 15 juillet 1975	• Elimination des déchets et récupération des matériaux
	• Loi du 19 juillet 1976 (et son décret d'application du 21 septembre 1977)	• Installations classées pour la protection de l'environnement ICPE et remise en état obligatoire en cas d'arrêt d'activité (objectif de suppression des dangers)
	• Circulaire du 4 janvier 1985	• Elimination des dépôts sauvages de déchets par exécution d'office aux frais du responsable
	• Circulaire du 7 août 1985	• Cessation d'activités et remise en état des lieux
	• Circulaire du 9 janvier 1989	• Résorption des dépôts de déchets toxiques ou dangereux dans les sites orphelins
	• Arrêté du 10 juillet 1990	• Interdiction de tout rejet dans les eaux souterraines de produits issus des installations classées
	• Loi du 3 janvier 1992	• Gestion de la ressource en eau
	• Loi du 13 juillet 1992 (modifiant les lois du 15 juillet 1975 et du 19 juillet 1976)	• Elimination des déchets (revente de terrains industriels). Obligation d'information par écrit de l'acheteur des dangers résultant de l'exploitation du site.
	• Loi du 16 décembre 1992	• Responsabilité pénale des entreprises coupables de contamination du milieu naturel
	• Circulaire du 28 janvier 1993	• Réhabilitation des sites industriels pollués / recensement
	• Décret du 1er Mars 1993	• Rejets des installations classées
	• Circulaire du 3 décembre 1993	• Principes de base de la politique de réhabilitation des sites et sols pollués
	• Circulaire du 9 février 1994	• Recensement des informations disponibles sur les sites et sols pollués actuellement connus
	• Décret du 9 juin 1994 (modifiant le décret du 21 septembre 1977)	• Obligation de remise en état après cessation d'activités
	• Loi du 2 février 1995 (décret du 18 septembre 1995)	• Taxe sur le traitement et le stockage des déchets, principe du pollueur payeur
	• Décembre 1995	• Guide de gestion des sites (potentiellement) pollués, version 0
	• Décret du 5 janvier 1996	• Obligation de constituer des garanties financières. La remise en état est exclue de la responsabilité civile pour les installations Seveso
	• Circulaire du 3 Avril 1996	• Diagnostic de 2000 sites industriels en activité
	• Circulaire du 18 Avril 1996	• Les bases de la politique française en matière de sites et sols pollués
	• Décret du 10 mai 1996 (modifiant le décret du 29 mars 1993 relatif au FMGD)	• Affectation de la taxe sur les DIS pour la réhabilitation des sites pollués orphelins
	• Circulaire du 7 juin 1996	• Procédure administrative et juridique applicable en matière de réhabilitation de sites pollués
	• Circulaire du 12 février 1997	• Eléments méthodologiques pour l'appréciation du risque vis-à-vis des alimentations en eau potable pour les sites retenus d'après la circulaire du 3 Avril 1996
	• Mai 1997	• Guide de gestion des sites (potentiellement) pollué, version 1
	• Circulaire du 16 mai 1997	• Procédure administrative applicable aux sites pollués par des substances radioactives
	• Circulaire du 1er septembre 1997	• Mise en œuvre des mesures prévues dans la loi du 19 juillet 1976 envers le propriétaire du terrain, de l'immeuble ou des installations industrielles
	• Arrêté du 9 septembre 1997	• Décharges existantes et nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés
	• Circulaire du 10 novembre 1997	• Recensement et remise en état des décharges brutes dans les plans départementaux
	• Circulaire du 31 mars 1998	• Réalisation effective d'un diagnostic sur les 896 sites pollués recensés, mise en place de mesures d'urgence si nécessaire
Grande-Bretagne	• Town and Country Planning Acts (1971)	
	• Control of Pollution Act (1974)	
	• Inter Departmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land (1980)	• Référentiel pour le sol
	• Inter Departmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land (1987)	• Référentiel TV, AV pour le sol modifié
	• White Paper on the Environment (1990) : Britain's Environmental Strategy	• Principe de précaution lié aux sols pollués
	• Environmental Protection Act (1990)	
	• Water Resources Act (1991)	
	• Sustainable Development Report (1994)	
	• Draft Environmental Bill	
	• Environment Act (1995)	

Pays	Réglementation / Législation / Documents ayant trait à la pollution des sols ou des eaux souterraines	Commentaire
Hongrie	• Site ranking of former soviet military bases	• Classement des sites contaminés par priorité d'action
	• Soil standards for agricultural lands	
Italie	• Loi 441/87 (art. 5) et son décret d'application du 16 mai 1989	• Etablissement des lignes directrices et des critères d'identification des sites (potentiellement) pollués
	• Loi 319/76 et son décret d'application n° 133/92	• Référentiel de concentrations maximales acceptables dans les eaux.
	• Décret DPR 236/88 (Décret du Président de la République) selon la directive CEE n° 80/778 et DPR 515/82	• Valeurs seuils et maximales dans les eaux potables
	• Décret DPR 915/82 et décret du comité interministériel	• Lignes directrices pour le stockage des déchets, protégeant l'environnement et la santé humaine
	• Décret n° 132/92 (d'après la directive CEE 80/687)	• Protection des eaux souterraines contre tout déversement direct ou indirect de substances dangereuses.
Japon	• Law on Prevention of Soil Pollution in relation to Agricultural Land (1970)	
	• Environmental Quality Standards for Soil (1991)	• Référentiel pour les sols agricoles
	• Recommendations of the Central Council for the Environment (1994)	• Proposition de nouvelles valeurs pour le référentiel
Norvège	• Land Act (1955)	
	• Pollution Control Act (1981)	
	• Guide to the surveying of special waste in tips and polluted soil (1989)	• Classement des sites contaminés par priorité d'action
Pays-Bas	• Soil Cleanup Interim Act (1983)	
	• Soil Cleanup Guideline (1983)	• Référentiel A, B, C pour les sols et eaux souterraines
	• Soil Protection Act (1987)	• Concept de multifonctionnalité du site
	• Soil Protection Guidelines (1987)	• Référentiel A, B, C modifié
	• Soil Cleanup : ten years planning scenario with specific reference to industrial sites (1990)	
	• Contaminated land policies in some industrialized countries (1993)	• Inventaire des référentiels utilisés dans les pays industrialisés
	• Circulaire Interventiewaarden bodensanering (1994)	• Référentiel S, T, I
	• Soil Protection Act (1994)	
	• Draft Regulation on Cleanup of Contaminated Sediments	
Québec	• Loi sur la qualité de l'environnement	• Principe du pollueur-payeur
	• Rehabilitation Soil Policy (1988)	• Réferentiel A, B, C pour le sol et les eaux souterraineé
Russie	• Environmental Law (1991)	
	• Beschastnov. Handbook on MDK of chemical compounds (1986)	
Suisse	• Federal Environmental Protection Act (1983)	
	• Ordonnance du 9 juin 1986 sur les polluants du sol (Osol)	• Valeurs d'orientation sur les sols pour certains métaux lourds
		• Valeurs d'orientation pour certains métaux lourds et organiques
	• Valeurs d'orientation (1992)	
Union Européenne	• Directive 75/442/CEE du 15 juillet 1975	• Gestion des déchets
	• Directive 78/319/CEE du 20 mars 1978 sur les déchets toxiques et dangereux	• Conseils sur la collecte, le recyclage et le traitement des substances dangereuses
	• Directive 80/86/CEE du 7 décembre 1979 sur la protection de l'eau souterraine	• Protection contre une pollution causée par certaines substances dangereuses
	• Directive 82/501/CEE du 24 juin 1982 (Directive Seveso)	• Prévention des accidents industriels majeurs et organisation des secours
	• Directive 85/337/CEE du 27 juin 1985 sur l'impact des activités de grande envergure	• L'amende pour l'exploitation d'une installation sans autorisation administrative requise, qui était de 600 à 300 F en 1977, passe à 2500 à 500 000 F et entre 2 mois et 1 an d'emprisonnement
	• Directive 86/278CEE du 12 juin 1986	• Protection de l'environnement et en particulier du sol pour l'épandage des boues
	• Directive 90/313/CEE du 7 juin 1990	• Introduit les garanties d'accès à l'information détenue par les autorités mais n'oblige pas à générer l'information.
	• Directive 91/689/CEE du 12 décembre 1991	• Impose de prendre les mesures nécessaires afin que dans chaque localité, les sites sur lesquels ont été déchargés des produits toxiques ou dangereux soient identifiés ou répertoriés.
	• Règlement européen 259/93 du 1er février 1993 sur le contrôle des flux de déchets à l'intérieur et à l'extérieur de la Communauté Européenne	• Réduction des mouvements à l'intérieur de la Communauté et bannissement des exportations hors Communauté Européenne en 2000
	• Directive (proposition) sur la responsabilité civile des producteurs de déchets	• Principe du pollueur payeur.
	• Directive IPPC (1996)	• Procédures fixant pour les grandes installations industrielles les plafonds d'émissions autorisés en fonction des meilleures techniques disponibles (MTD).

Annexe II : Les méthodes d'évaluation des sites contaminés

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et Inconvénient(s)
Alberta	Référentiel (1991)	Sol	Homme	Ingestion (sol)	[ ] Tier 1 criteria 1 scénario d'exposition (agriculture)		Etabli à partir d'une synthèse des référentiels internationaux
Allemagne Fédérale	Référentiel (1992) 13 substances	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (eau, sol, aliments) Inhalation (air) Contact cutané (sol)	[ ] Trigger values [ ] Action values [ ] Background values DJA 10^{-5} (Cancer) Standards de qualité de l'eau souterraine	Définir les seuils de surveillance et d'action selon l'utilisation du site	6 catégories d'utilisation du site. Chaque Land peut adopter ses propres normes
	Analyse de risques (UMS) (1997)		Homme (6 groupes d'âge)	Ingestion (eau, sol, aliments) Inhalation (air, poussières) Contact cutané (eau, sol)	TRD (Total Resorbed Dose) = NOAEL et SF = 10^{-5} 11 scénarios d'utilisation	Evaluation en 3 niveaux (danger aigus, latents et potentiels)	Tient compte de la dose absorbée et non appliquée Développé à partir des méthodes CSOIL et RAGS
Australie	Notation (1992)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème	5 scénarios d'utilisation (et donc d'exposition)	Potentiel de toxicité (chaîne alimentaire)	Classer les sites suspects par ordre de priorité d'urgence pour une étude plus détaillée Note sur 50 (10 paramètres)	Base scientifique faible L'utilisation future du site est très importante Addition des sous-notes Possibilité de prendre en compte les conditions spécifiques au site
	Référentiel	Sol	Homme		[ ] Investigation levels [ ] Background levels		
Autriche	Référentiel	Air Eluat	Homme		[ ] Action values [ ] Screening values		
Baden-Württemberg	Notation (1988)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme	Ingestion (sol, eau) Inhalation (air) Contact cutané (sol)	Effets potentiels sur la ressource considérée	Comparer les sites entre eux ou à des conditions standards Note sans limite supérieure	4 notes pour les 4 milieux Pas d'indication précises des facteurs à prendre Méthode très subjective
	Référentiel	Sol	Homme		[ ] Background values [ ] Assessment values		

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et Inconvénient(s)
Bavière	Notation (1991)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme		Toxicité potentielle et observée	Classer selon les degrés de priorités (I à IV)	Deux niveaux d'enquête Approche plus qualitative Utilisation de matrices Méthode souple, subjective
	Référentiel (1991) : Eickman et Kloke 15 substances	Sol	Homme		☐ SVI (Soil Value) : Mulifonctionalité ☐ SVII : Concentration tolérable ☐ SVIII : Seuil de dépollution 8 scénarios d'utilisation du site		
Belgique – Flandres	Référentiel	Eau souterraine Sol	Homme		☐ Remediation values ☐ Background values		
Berlin	Référentiel (1990) 30 substances	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (eau, sol, aliments) Inhalation (air) Contact cutané (sol)	☐ Action values ☐ Reutilisation values selon 4 types d'utilisation du sol et 3 types d'aquifères	Définir les seuils de surveillance et d'action	4 Niveaux de concentration pour le seuil de surveillance pour le sol et 3 pour l'eau
Californie	Analyse de risques (1985)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau) Inhalation (air) Contact cutané (sol)	☐ Maximum Exposure Level (MEL) ☐ Applied Action Level (AAL)	Déterminer l'acceptabilité du risque lié à un site pollué	
	Référentiel (1990)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (gaz, poussières) Contact cutané (sol, eau)		Guider les opérations de décontamination, de surveillance ou d'expertise des sites	Evaluation simplifiée des risques
	Référentiel (1997)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau) Contact cutané (sol)	☐ Primary and secondary Maximum Contaminant Level (MCL)		1 seul scénario (résidentiel)

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et Inconvénient(s)
Canada	Référentiel créé en 1987 modifié en 1991 70 substances	Eau souterraine Eau de surface Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (poussières) Contact cutané (sol)	☐ A : Assessment values ☐ C : Remediation values (en fonction de l'utilisation du site)	Définir les seuils de surveillance et de dépollution	Ecosystème et homme sont considérés à égalité
	Notation (1992) (NCS)	Eau souterraine Eau de surface Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau) Inhalation (air) Contact cutané (sol)	Effets nocifs observés ou potentiels	Evaluer comparativement les sites orphelins Classement préliminaire des sites et des priorités en 5 catégories Note sur 100	Addition des différentes sous-notes Méthode souple, rapide Possibilité de prendre en compte les conditions spécifiques au site
	Analyse de risques (PERE) (1997)						
Colombie Britannique	Référentiel (1990) 120 substances	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (sol, eau)	☐ Reference values ☐ Action values	Déterminer les sites les plus dangereux et nécessitant une étude plus détaillée	Etabli à partir du référentiel québecquois
Danemark	Référentiel	Eau souterraine Sol	Homme		☐ Quality criteria ☐ Background values		
Espagne – Pays Basque	Référentiel	Sol	Homme		☐ A ☐ B ☐ C assessment values		
Etats-Unis	Analyse de risques (RAGS) (1989)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme	Ingestion (sol, poussières, eau, aliments,...) Inhalation (air, eau, poussières) Contact cutané (sol, eau)	RfD (dose de référence) CSF (risque de cancer) 10^{-4} à 10^{-6}		Addition des expositions par les différentes voies Utilisation de modèles de devenir des concentrations
	Notation (HRS) créé en 1982 modifié en 1986	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (air)	Potentiel de toxicité		Addition/multiplication des sous-notes 4 notes pour le 4 milieux Complexe, long et coûteux
	Notation (PAS) (1991)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (air)	Potentiel de toxicité		HRS simplifié, rapide
	Référentiel (SSL) (1994)	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (air, poussières) Contact cutané (sol)	Utilisation des RfD et SF (10^{-6})		1 seul scénario (résidentiel)

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et Inconvénient(s)
Finlande	Référentiel	Eau souterraine Sol	Homme		☐ Target values ☐ Limit values ☐ Background values		
France	Notation (ESR) (1996)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol Incendie/ explosion	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau) Inhalation (air) Contact cutané (sol) Explosivité	Classe 1 : Investigations supplémentaires Classe 2 : Surveillance Classe 3 : Banalisation	Attribution d'une note et classement dans une des trois classes 3 utilisations possibles de l'eau (AEP/Autres que AEP/AEP potentielle)	Addition/multiplication des sous-notes
	Référentiel (1989)	Sol Eau souterraine Eau de surface	Homme	Ingestion (sol, eau)	☐ Valeur de Constat d'Impact ☐ Valeur de Définition de la source	Critères d'aide à la décision pour l'évaluation simplifiée des risques	
	Analyse de risques (EDR) (1998)	Eau souterraine	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (air, poussières) Contact cutané (sol, eau)	Deux niveaux d'évaluation (semi-générique et spécifique)	3 scénarios de base (résidence, commerce, loisirs) mais possibilité d'ajouter des scénarios (des voies) d'exposition	La méthode proposée est plutôt un cadre général plutôt qu'une procédure stricte
Grèce	Référentiel	Eau de surface	Homme		☐ Water guideline values		
Hambourg	Référentiel	Eau souterraine Sol	Homme		☐ Remediation values		
Italie	Référentiel		Homme		☐ Acceptable levels ☐ Remediation levels		
Massachusetts	Notation (NRS)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème		Potentiel de toxicité (toxicité, nombre de substances)	Déterminer les sites les plus dangereux et nécessitant une étude plus détaillée Note sur 1320	Addition des sous-notes Possibilité de prendre en compte les conditions spécifiques au site
New-Jersey	Référentiel (1990)	Sol	Homme	Ingestion (sol)	☐ Interim Soil Action Level (ISAL)	Mettre en évidence la nécessité d'études plus détaillées	Pas de méthode standardisée pour leur mise au point
	Notation (RPS) (1996)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme Ecosystème			Déterminer les sites les plus dangereux et nécessitant une étude plus détaillée	
Norvège	Référentiel	Sol	Homme		☐ Threshold values		
Ontario	Référentiel (1989) 20 substances	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (sol)	☐ Clean up criteria pour deux scénarios d'exposition (résidentiel, agricole)		Peu de substances répertoriées et uniquement les minéraux

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et inconvénient(s)
Pays-Bas	Référentiel créé en 1983 modifié en 1987, 1989 et 1994 87 substances	Eau souterraine Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, eau sédiments) Inhalation (poussières) Contact cutané (sol)	[ ] S : 100% espèces protégées, 10^{-6} (Cancer) [ ] T : 95% espèces protégées, 10^{-4} (Cancer), DJA (= 100*S) [ ] I : 50% espèces protégées, 10^{-4} (Cancer), DJA, Bruit de fond	Définir les seuils de banalisation, de surveillance et de dépollution dans l'eau souterraine et le sol Prévenir la contamination Hiérarchiser les sites, les priorités Multifonctionnaliser le site	Base scientifique faible Référentiel trop rigide (/spécificités du site) Référentiel trop sévère Référentiel utilisé dans les administrations françaises
	Analyse de risques (CSOIL)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme	Ingestion (sol, eau, aliments) Inhalation (air intérieur, poussières) Contact cutané (sol)		Détermination des niveaux de concentrations du référentiel sur une base toxicologiques	Permet d'obtenir un référentiel plus précis et plus acceptable
Portugal	Référentiel		Homme		[ ] Remediation values		
Québec	Référentiel (1988) 100 substances	Eau souterraine Sol	Homme	Ingestion (sol, eau)	[ ] A : Banalisation [ ] B : Surveillance [ ] C : Action	Définir 3 seuils de surveillance et de dépollution dans l'eau souterraine et le sol	Référentiel très utilisé dans les industries de dépollution et établi à partir du référentiel hollandais
	Analyse de risques (1996)	Eau souterraine Eau de surface Air Sol	Homme	Ingestion (eau, sol) Inhalation (air) Contact cutané (sol, air)	Utilisation des relations dose/réponse et simulation Monté-Carlo	Etablir quantitativement et qualitativement le risque lié à un site contaminé	Utilisation de modèles de devenir des concentrations 2 niveaux d'analyse (préliminaire, détaillée)
Rhénanie Nord Westphalie	Référentiel	Sol			[ ] Limit values		

Pays	Méthode(s) utilisée(s)	Milieu(x) pris en compte	Cible(s) prise(s) en compte	Voie(s) d'exposition retenue(s)	Aspect(s) toxicologique(s) et seuil(s) utilisé(s)	But final	Avantage(s) et Inconvénient(s)
Royaume-Uni	Référentiel créé en 1980 modifié en 1987 20 substances	Sol	Homme Ecosystème	Ingestion (sol, aliments, poussières) Inhalation (air) Contact cutané (sol, poussières) Explosivité	[] Threshold Value (TV) [] Action Value (AV) Effets indésirables sur la santé, phytotoxicité	Définir les seuils de surveillance et d'action selon l'utilisation du site	8 catégories d'utilisation du site Prend en compte la protection des bâtiments et le risque d'explosion
	Analyse de risques (CLEA)	Air Sol	Homme	Ingestion (sol, aliments, poussières) Inhalation (air, vapeurs) Contact cutané (sol, poussières)		Calcul d'exposition pour l'homme	Analyse d'incertitude (Monte-Carlo)
	Evaluation des impacts	Eau souterraine Eau de surface	Ecosystème			Compléter l'analyse de risques	Matrice 3x5 : (Eau souterraine, rivière, lac) et (peu soluble, soluble, non persistant, miscible, volatil)
Russie	Référentiel	Sol	Homme Ecosystème		3 niveaux de concentrations dans les sols (naturelle, acceptable MDK, permise PDK)		
Saxe	Référentiel	Sol	Homme		[] Assessment values [] Clean up values		
Suède	Référentiel	Sol	Homme		[] Generic soil guideline values		
Suisse	Référentiel	Eau souterraine Sol Air	Homme		[] Trigger values [] Clean up values [] Guideline values		

Annexe III : Les systèmes d'aide à la décision

Les systèmes d'aide à la décision

Le terme "systèmes d'aide à la décision" désigne, suivant le contexte, des notions très diverses. On peut distinguer deux grandes familles de modèles d'aide à la décision [Munier, 1997] :

- les modèles de sélection : ils permettent de sélectionner la solution optimale, et ainsi de maximiser une fonction d'utilité, parmi un ensemble de solutions supposées équivalentes et connues du décideur. Parmi ceux-ci on peut séparer :
  - les modèles du décideur en avenir certain : issus essentiellement de la recherche opérationnelle et du calcul économique, ils s'appliquent généralement au calcul financier et à la gestion de production,
  - les modèles du décideur face à la nature : ils traitent essentiellement des problèmes d'incertitude et de l'attitude des décideurs face à un avenir incertain, en se basant sur des modèles probabilistes,
  - les modèles du décideur et les autres : ils permettent d'optimiser une fonction d'utilité, de prendre en compte le caractère probabiliste des comportements des acteurs impliqués dans la prise de décision,
- les modèles de décision organisationnelle : ils permettent de mieux représenter la complexité du processus de décision en intégrant au maximum la réalité des organisations. Parmi ceux-ci on trouve :
  - les modèles critiques : à caractère plutôt descriptif, ils mettent en évidence la différence entre le processus réel de décision et le processus optimal [Simon, 1980], en raison notamment de l'absence effective de phase d'intelligence et de la prépondérance de la phase de conception sur la phase de sélection,,
  - les modèles STI (Systèmes de Traitement de l'Information) : ils distinguent les décisions programmables, qui n'impliquent qu'un choix entre des solutions préétablies, et les décisions non programmables, qui nécessitent une recherche préalable de l'ensemble des solutions possibles en fonction d'un contexte éventuellement complexe,
  - les modèles multicritères : ils constituent un intermédiaire entre le modèle du décideur en avenir certain et le modèle STI, puisqu'ils permettent de prendre en compte une variété de critères représentatifs d'un contexte, et d'établir ainsi l'ensemble des solutions possibles parmi un ensemble de solutions envisageables puis de choisir la solution optimale en fonction d'une approche représentative de la variété des décideurs,

Parmi tous les modèles de décision les plus connus, le modèle STI (Systèmes de traitement de l'information) fait une place importante au processus cognitif qui permet la description d'un problème, l'identification de son contexte et de ses solutions. L'information y joue un grand rôle. Il présente en particulier l'intérêt de considérer que le décideur ne connaît pas, *a priori*, les solutions au problème qu'il se pose. Dans le domaine de l'évaluation du niveau de pollution d'un site et de la détermination des objectifs de réhabilitation, c'est naturellement vers ce type de modèle que nous allons nous tourner et plus particulièrement vers les outils qui en sont issus : les SIAD (Systèmes Interactifs d'Aide à la Décision) parmi lesquels on trouve aussi bien des systèmes d'information que des systèmes experts.

Systèmes Interactifs d'Aide à la Décision (SIAD)

Du modèle STI de la décision proposé par Simon [Simon, 1980] est née une nouvelle génération d'outils informatiques que l'on nomme communément les SIAD. La diversité de ces outils et des points de vue de leurs auteurs rend délicate toute tentative de définition précise de ce que sont les SIAD. On

peut admettre qu'il s'agit de "systèmes destinés à améliorer la prise de décision dans le but de résoudre des problèmes". D'après Lévine et Pomérol [Lévine *et al.*, 1989], les SIAD reproduisent, à différents niveaux, le raisonnement humain afin de résoudre des problèmes dans un contexte de rationalité limité. La plupart des SIAD utilisent des données, des modèles de représentation et une stratégie de recherche de solutions [Janssen, 1992] qui s'inspire de la manière dont un être humain utiliserait ces données et ces modèles d'une façon plus ou moins explicite pour aboutir à une solution satisfaisante. Ainsi les principaux modules composant un SIAD sont :

- une interface de dialogue qui assure les fonctions de représentation et de manipulation des représentations et permet le contrôle de l'utilisateur,
- une base de données qui assure la fonction de mémoire,
- une base de modèles qui assure les fonctions de traitement.

Suivant la nature du système, ces modules peuvent prendre différentes formes :

- une base de données peut ainsi constituer un système d'information classique,
- une base de faits pour un système expert,
- une base de cas,
- une base de modèles peut contenir des modèles mathématiques ou bien des règles de production, ou être, en fait, représentée par la structure même d'un système d'information et les traitements associés.

Structure des SIAD

Bien que ceci ne constitue pas une règle absolue, il est courant de séparer dans un SIAD les connaissances (données et modèles) relatives au domaine concerné par l'outil, et les outils informatiques qui assurent leur gestion. Dans un système expert, on parlera ainsi de base de connaissance et de moteur d'inférence.
Ainsi un SIAD construit à partir d'un SGBD (Système de Gestion de Bases de Données) contient un ensemble de données structurées en tables, des éléments de gestion sous la forme de requêtes et de macros, et des éléments d'interface sous forme de formulaires ou de masques de saisie.
Tous ces éléments sont implantés sur le moteur de la base de données qui permet de les manipuler. La connaissance relative au domaine faisant l'objet d'un SIAD est contenue à la fois dans les données, dans leur structure et dans les éléments de gestion (requêtes, masques de saisie). De ce fait, la dichotomie entre connaissances et éléments de gestion de la connaissance n'est pas totalement assurée.

Le développement d'un SIAD passe donc nécessairement par une première phase de collecte des informations puis d'organisation en différents niveaux de connaissances. Dans le domaine de l'intelligence artificielle, on parle souvent de génie cognitif ou d'ingénierie des connaissances. D'autres approches plus classiques font référence au génie logiciel sans identifier particulièrement cette étape d'acquisition des connaissances, même si celle-ci fait nécessairement partie du processus de spécification d'un outil informatique.

Il existe de nombreuses méthodes d'acquisition des connaissances, que nous ne détaillerons pas ici. Elles permettent en général d'aboutir à un modèle de données représentant la connaissance statique[1] et un modèle de traitement de ces données représentant la connaissance dynamique[2].

[1] La connaissance statique recouvre l'ensemble des objets et notions qui constituent le domaine ainsi que leurs instanciations.
[2] La connaissance dynamique est l'ensemble des stratégies qui permettent de résoudre un problème à partir des éléments de connaissance statique.

Les supports de réalisation d'un SIAD

Un support peut être plus ou moins adapté à un objectif ou à un type de données. Les critères qui entrent en ligne de compte sont variés. On peut citer la facilité de mise à jour des données, la facilité de développement, l'importance relative des connaissances statiques et dynamiques, le caractère évolutif de la connaissance statique, le nombre de concepts maniés par l'outil.
Parmi ces supports on peut distinguer :

- les tableurs : ce sont généralement les plus couramment utilisés pour le développement de SIAD. Ils permettent une implantation rapide de modèles simples de simulation, une représentation graphique des résultats et ne nécessitent pas de connaissances informatiques de haut niveau. Toutefois, il est difficile d'implanter des éléments de raisonnement sur un tableur, l'interprétation des résultats devant donc être effectuée par l'utilisateur. Ils sont aussi mal adaptés à des problèmes faisant intervenir des concepts et des données de natures différentes,
- les bases de données : elles permettent d'archiver les données structurées en tables qui peuvent alors être reliées entre elles par des relations qui rendent compte des relations existant entre les données. A l'aide de requêtes, il est possible d'extraire des données suivant des critères ou d'effectuer des calculs. En enchaînant les requêtes, on peut effectuer des opérations complexes ou reproduire ainsi un semblant de raisonnement interactif. L'introduction de données dans une base nécessite un degré élevé de modélisation et donc une réflexion préalable importante sur la finalité de la base,
- les systèmes à base de connaissances : Les systèmes à base de connaissances permettent de distinguer totalement la connaissance et les éléments de gestion de cette connaissance. Le formalisme le plus connu de ces systèmes est le système à base de règles,
- les langages de programmation procéduraux : lorsque la connaissance est bien formalisée et bien structurée, le recours à la programmation classique (implantation de modèles mathématiques) permet de simuler des situations réelles. Les résultats des simulations servent alors de base au choix de la solution,

Annexe IV : L'aide multicritère à la décision

L'aide à la décision

L'aide à la décision contribue à construire, à asseoir et à faire partager des convictions ; elle ne relève donc que d'une façon très partielle de la recherche de la vérité. Il existe deux démarches possibles pour élaborer un modèle d'aide à la décision [Roy *et al.*, 1993] :

- la démarche descriptive : le modèle d'aide à la décision est élaboré en faisant l'hypothèse qu'il existe dans l'esprit des intervenants, pour qui s'exerce l'aide, un système de préférences qu'il s'agit d'appréhender de la manière la plus fidèle possible, sans le perturber. C'est cette description d'un système de préférences, souvent réalisée au moyen d'une représentation numérique, qui conduit alors à l'établissement d'une recommandation. Ce système de préférence peut n'exister qu'à l'état latent. On suppose néanmoins dans cette démarche que, par l'application d'un certain nombre de principes de rationalité véhiculés par le modèle, la description du système de valeurs des intervenants permet d'inférer sans ambiguïté la façon dont deux actions quelconques se comparent en termes de préférence,
- la démarche constructiviste : on considère que les préférences des intervenants sont souvent conflictuelles, peu structurées, appelées à évoluer au sein du processus de décision et influencées du fait même de la mise en œuvre du modèle. Le modèle d'aide à la décision est alors élaboré en cherchant à tirer partie de ce qui semble être la partie stable de la perception du problème qu'ont les acteurs. Sur cette base, le modèle vise à leur fournir des concepts, des modes de représentation et de raisonnement leur permettant d'enrichir leur perception. C'est à la suite de ce travail qu'est conçue la recommandation. Cette démarche ne vise pas à toujours élaborer un système de préférences au sein duquel on puisse comparer deux actions sans ambiguïtés. Les modèles qui en découlent tolèrent les hésitations et les incomparabilités.

Bernard Roy [Roy, 1985] définit l'aide à la décision comme "l'activité de celui qui, prenant appui sur des modèles clairement explicités mais non nécessairement complètement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponse aux questions que se pose un intervenant dans un processus de décision, éléments concourant à éclairer la décision et normalement à prescrire, ou simplement à favoriser, un comportement de nature à accroître la cohérence entre l'évolution du processus d'une part, les objectifs et le système de valeurs au service desquels cet intervenant se trouve placé d'autre part".

Les méthodes multicritère

Avant l'apparition de l'analyse multicritère, les problèmes de décision se ramenaient le plus souvent à l'optimisation d'une fonction économique [Vincke, 1989]. Cette méthode avait le mérite de déboucher sur des problèmes mathématiques bien posés mais qui n'étaient pas toujours représentatifs de la réalité car :

- la comparaison de plusieurs actions possibles se fait rarement suivant un seul critère,
- les préférences sur un critère sont, dans bien des cas, difficilement modélisables par une fonction.

Lorsqu'il y a plusieurs objectifs, il est impossible de les atteindre tous à la fois.
Un problème multicritère a comme inconvénient qu'il n'est pas mathématiquement bien posé. Il peut être traité selon deux états d'esprit différents [Maystre *et al.*, 1994] :

- introduire des hypothèses restrictives telles que le problème puisse être résolu par une méthode classique : la contrepartie est un décalage par rapport à la réalité,
- utiliser une méthode d'analyse multicritère qui se base sur des modèles bâtis en partie sur des hypothèses mathématiques nécessairement restrictives et en partie sur des informations recueillies auprès du décideur.

Toute méthode d'analyse multicritère a comme principale caractéristique qu'elle formalise ou modélise la préparation de la décision. Elle présente deux avantages décisifs :

- elle améliore la transparence du processus de décision,
- elle définit, précise et met en évidence la responsabilité du décideur.

Le paradigme multicritère peut se définir [Roy, 1988] comme un nouveau schéma de pensée pour comprendre ou agir sur un système en considérant que :

- plusieurs critères sont à l'œuvre pour conduire le système ou guider son évolution,
- ces critères sont, au moins localement, conflictuels,
- ils tendent à faire se succéder des compromis ou invitent à procéder à un arbitrage,
- ces compromis ou arbitrages ont pour objet de conférer aux critères des valeurs compatibles avec une certaine forme d'équilibre et, s'il y a succession, cela tient au caractère transitoire de l'équilibre atteint.

Les méthodes ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la REalité)

Les méthodes ELECTRE ont été développées par Bernard ROY et ses collaborateurs. Elles ne manquent pas d'atouts, notamment en introduisant, en plus du concept de concordance qui traduit le respect de la majorité, le concept de non-discordance qui permet de tenir compte de la forte opposition d'une minorité. L'analogie est alors frappante avec les conflits environnementaux les plus caractéristiques au niveau local où, le plus souvent, des opposants réagissent violemment à un projet du pouvoir majoritaire. Les méthodes ELECTRE remplissent alors leur rôle de :

- réducteur de complexité, en permettant une analyse perspicace qui focalise une minorité de variantes intéressantes,
- réducteur de conflits, en fournissant une base de dialogue acceptable par tous les acteurs.

L'intérêt du paradigme multicritère pour les applications environnementales grandit rapidement au niveau international. Toutefois, il faut bien constater que les applications pratiques, hors du contexte académique, sont encore rares. Pourtant, de plus en plus de bureaux d'ingénieurs et autres professionnels demandent des informations et des conseils sur l'application de ces méthodes. Mais ces tentatives du secteur privé n'aboutissent que rarement car les mandants, - le plus souvent des organismes publics ou semi-publics - sont réticents à sortir des sentiers battus des outils d'aide à la décision traditionnels (profils de variantes ou "courbes de fièvre", somme pondérée, plus rarement analyse coût-bénéfice) malgré les carences évidentes et maintenant connues de ces derniers.

Eléments taxinomiques

Niveaux du processus d'aide à la décision

Le processus d'aide à la décision peut être conçu selon les quatre niveaux suivants [Roy *et al.*, 1993] :

- niveau I : objet de la décision et esprit de la recommandation,
- niveau II : analyse des conséquences et élaboration des critères,

- niveau III : modélisation des préférences globales et approches opérationnelles pour l'agrégation des performances,
- niveau IV : procédures d'investigation et élaboration de la recommandation.

Problématique

La problématique est la façon dont le problème de décision est posé. Les quatre problématiques de référence sont décrites dans le tableau 82.

Tableau 82 : Les différentes méthodes ELECTRE

Problématique	Objectif	Résultat	Procédure	ELECTRE
α	Choix d'un sous-ensemble contenant les actions "les meilleures" ou ,à défaut, "satisfaisantes"	Choix	Sélection	I et IS[1,6]
β	Tri par affectation des actions à des catégories prédéfinies	Tri	Affectation	TRI[7,8]
γ	Rangement de classes d'équivalence, composées d'action, ces classes étant ordonnées de façon complète ou partielle	Rangement	Classement	II, III et IV[1,2,3,4,5]
δ	Description, dans un langage approprié, des actions et de leurs conséquences	Description	Cognition	

[1] [Roy, 1968]
[2] [Roy *et al.*, 1971]
[3] [Roy *et al.*, 1973
[4] [Roy, 1978]]
[5] [Roy *et al.*, 1982]
[6] [Roy *et al.*, 1985]
[7] [Roy *et al.*, 1991]
[8] [Yu, 1992]

Démarche intellectuelle

Définition des actions

Dans un premier temps l'homme d'étude (ou analyste) va définir l'ensemble des actions potentielles que le décideur peut envisager. Cet ensemble est désigné par $A = (a_1, a_2, ..., a_i, ..., a_n)$ où a_i sont les actions potentielles.

Critères d'évaluation

Dans un deuxième temps, l'homme d'étude va analyser, en étroite collaboration avec le décideur, les conséquences que telle ou telle décision (réalisation de telle ou telle action potentielle) pourrait avoir. Le spectre des conséquences, qui peuvent être fort diverses, est modélisé, donc simplifié, au moyen d'un ensemble de plusieurs dimensions. Cette modélisation est difficile à réaliser : l'ensemble des dimensions doit à la fois représenter au mieux les conséquences et être suffisamment opérationnel pour permettre le choix des critères. Cette modélisation doit être comprise et acceptée par l'ensemble des acteurs.

Il ne suffit pas de définir un ensemble de critères, il faut bâtir une famille de critères qui puisse être comprise et acceptée par tous les intervenants du processus de décision : pour exprimer ceci, le terme de *famille cohérente de critères* est utilisé.
Elle est désignée par la lettre F, qui représente en même temps l'ensemble des indices des critères :
$F = \{1, 2, ..., j, ..., m\}$

Une famille cohérente de critères est une famille conforme aux trois exigences suivantes :

- exigence d'exhaustivité : il ne faut pas qu'il y ait trop peu de critères (il ne faut pas "oublier" des critères) ; si $g_j(a_i) = g_j(a_k)$ pour tout j appartenant à F, alors l'affirmation " a_i est indifférente de a_k " doit être émise ; dans le cas contraire, cela veut dire que certains éléments d'appréciation n'ont pas été pris en compte dans la famille de critères,
- exigence de cohérence : cohérence entre les préférences locales de chaque critère et les préférences globales ; si l'évaluation de a_i est égale à celle de a_k sur tous les critères sauf un et qu'elle est meilleure sur ce seul critère, alors l'affirmation "a_i est préférée à a_k " peut être émise ; ceci se traduit par la formule

$$g_j(a_i) = g_j(a_k) \text{ pour tout } j \neq l \text{ et } g_l(a_i) > g_l(a_k) \Rightarrow g_j(a_i) \; S \; g_j(a_k) \qquad (55)$$

- exigence de non-redondance : il ne faut pas qu'il y ait des critères qui se dupliquent, donc plus nombreux que nécessaire ; il faut que leur nombre soit tel que dans le cas de la suppression d'un des critères, la famille ne satisfait plus à une au moins des deux exigences précédentes.

Evaluation des actions

A l'étape suivante, chaque action est jugée selon chaque critère. Ce jugement, appelé évaluation, est symbolisé par $g_j(a_i)$ (évaluation de l'action a_i selon le critère j). L'ensemble des évaluations peut être représenté par un tableau à double entrées, appelé matrice des évaluations (ou tableau des performances), dans laquelle chaque ligne représente une action et chaque colonne un critère.

Procédure d'agrégation

Une fois que la matrice des évaluations est remplie, l'homme d'étude est prêt à appliquer l'approche opérationnelle d'agrégation des critères propres à chaque méthode. Comme il a déjà été mentionné, les méthodes ELECTRE consistent à construire et à exploiter une relation de surclassement.

En général ce surclassement fait l'objet d'une hypothèse que l'étude doit chercher à confirmer (ou infirmer). La relation de surclassement est plus riche que la relation de dominance. Pour arriver à la construction de cette relation de surclassement, les méthodes ELECTRE, à l'exception notable d'ELECTRE IV, se servent :

- d'une hypothèse de surclassement,
- d'une notion de concordance et d'une notion de non-discordance.

L'idée de base des méthodes ELECTRE est que, lorsqu'une action a_i est au moins aussi bonne qu'une autre action a_k selon la plupart des critères et qu'en plus il n'existe pas de critère selon lequel a_i est beaucoup plus mauvaise que a_k, alors a_i surclasse a_k. Il s'agit d'un principe de majorité tempéré par un principe de respect d'une forte minorité éventuelle des différents points de vue.

Pour que la notion de concordance devienne opérationnelle, il faut associer un coefficient d'importance ou poids P_j à chaque critère : ainsi est exprimée l'importance relative accordée à chaque critère. La fixation des poids est appelée pondération des critères : elle se fait habituellement de manière volontariste par un décideur unique. Mais il faut insister sur l'intérêt d'offrir la possibilité de fixer les poids à chaque acteur d'une négociation pour accroître les chances de réussite de celle-ci. Tout le travail effectué par l'homme d'étude jusqu'à ce point concernait la construction de la relation de surclassement ; à l'étape suivante il va falloir exploiter cette relation.

Procédure d'exploitation

Il devra appliquer une procédure d'exploitation, pour interpréter les résultats en vue de la résolution du problème de décision. Cette procédure dépend du type de résultat recherché, caractéristique d'une problématique.

Analyse de sensibilité et de robustesse

Enfin l'homme d'étude devra examiner, par des analyses de sensibilité, la stabilité des résultats obtenus vis-à-vis de la variation des différents paramètres utilisés. Ces analyses de sensibilité servent de base à l'analyse de robustesse.

La méthode ELECTRE III

Introduction

La méthode ELECTRE III relève de la problématique γ (procédure de classement) : son but est de classer les actions potentielles, depuis les meilleures jusqu'aux moins bonnes. Comme dans les deux premières méthodes ELECTRE (I et II), ELECTRE III possède une hypothèse de surclassement assortie par les notions de concordance et de discordance. Mais, évolution remarquable, le flou est maintenant introduit dans la relation de surclassement : il n'est plus nécessaire de classer les couples d'actions en une des trois catégories (surclassement fort, surclassement faible, pas de surclassement du tout), car toutes les positions intermédiaires entre les extrêmes (surclassement tout à fait certain, surclassement certainement inexistant) sont possibles. En d'autres termes, la réflexion ne porte pas sur l'acceptation ou le rejet en bloc de l'hypothèse de surclassement, mais sur la crédibilité à accorder à cette hypothèse. Ceci est traduit par le degré de crédibilité de l'hypothèse de surclassement qui varie de 0 à 1.
Une autre innovation importante d'ELECTRE III consiste à introduire, pour chacun des critères, deux seuils dits d'indifférence et de préférence stricte ; ces seuils ont été définis de manière à tenir compte directement de l'incertitude qui entache plus ou moins les valeurs de la matrice des évaluations. L'introduction des seuils permet l'apparition d'une nouvelle notion, celle de préférence faible. Ainsi, le nombre de situations possibles au terme d'une comparaison de deux actions a_i, a_k selon un critère donné passe de 3 (indifférence, a_i préférée à a_k, a_k préférée à a_i) à 5. Un troisième seuil, le seuil de *veto*, est utilisé dans la concrétisation de la notion de discordance.
L'algorithme de classement qui permet l'élaboration des deux préordres antagonistes (concordance et discordance) est fondé sur le niveau de signification du degré de crédibilité. Ce niveau exprime à partir de quelle valeur la différence entre deux degrés de crédibilité devient significative. La procédure de classement rappelle celle de la distillation : il est question de distillation descendante et de distillation ascendante. Le résultat est un préordre partiel, c'est-à-dire que les *ex-aequo* sont permis et que l'incomparabilité est tolérée.

Développement de la méthode

Le cheminement d'ELECTRE III est représenté dans ses grandes lignes par l'organigramme de la figure 73.

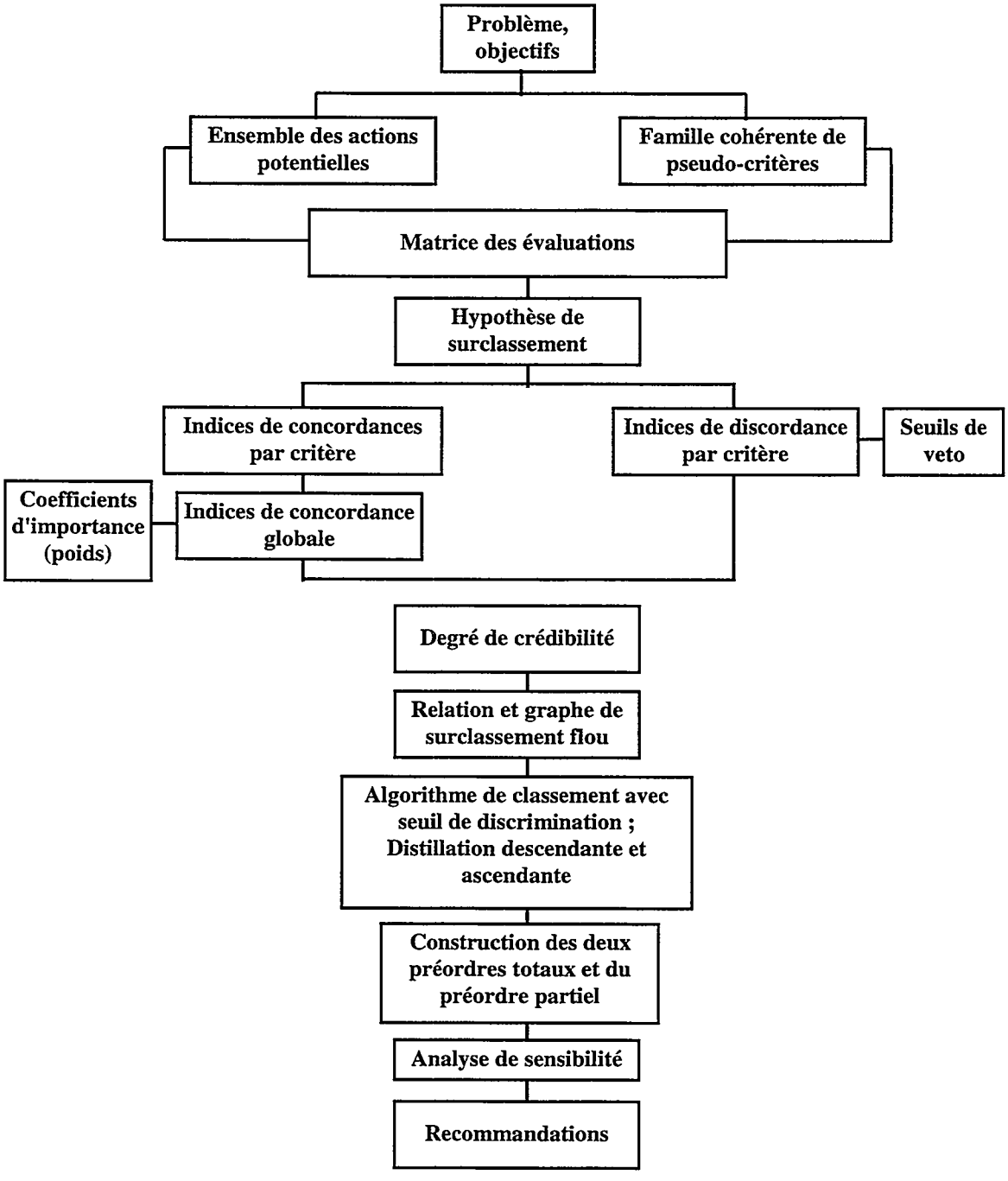


Figure 73 : Algorithme d'ELECTRE III

Pseudo-critères

L'introduction du flou se fait directement dans la définition des critères. La conception classique du critère appelé vrai-critère, utilisée dans ELECTRE I et II, est très rigide : a_i et a_k sont indifférentes sur

un critère si et seulement si leur évaluation est égale, sinon soit a_i est préférée à a_k, soit a_k est préférée à a_j.
De manière sans doute plus réaliste, le pseudo-critère étend l'indifférence à une zone dans laquelle la préférence entre a_i et a_k est petite et entre la zone d'indifférence et la zone de préférence stricte, il définit une zone de préférence faible, qui marque une hésitation entre l'indifférence et la préférence stricte. Concrètement, pour définir les relations d'indifférences I, de préférence faible Q et de préférence forte P, il faut fixer de manière volontariste un seuil d'indifférence q_j et un seuil de préférence p_j. Le seuil q peut être interprété comme la marge maximale d'erreur liée aux calculs effectués.
Un pseudo-critère est donc une fonction g dont le pouvoir discriminant est caractérisé par deux seuils q(g) et p(g) de la façon suivante :

$\forall\, a_i, a_k \in A$:

$$a_i \, I \, a_k \Leftrightarrow -q\big(g(a_i)\big) \le g(a_i) - g(a_k) \le q\big(g(a_k)\big) \tag{56}$$

$$a_i \, Q \, a_k \Leftrightarrow q\big(g(a_k)\big) < g(a_i) - g(a_k) \le p\big(g(a_k)\big) \tag{57}$$

$$a_i \, P \, a_k \Leftrightarrow p\big(g(a_k)\big) < g(a_i) - g(a_k) \tag{58}$$

$$\frac{q\big(g(a_k)\big) - q\big(g(a_i)\big)}{g(a_k) - g(a_i)} \ge -1 \tag{59}$$

$$\frac{p\big(g(a_k)\big) - p\big(g(a_i)\big)}{g(a_k) - g(a_i)} \ge -1 \tag{60}$$

Pour le même critère, on a alors : $q_j \le p_j$

Les seuils p et q peuvent être définis comme :

- une constante,
- une fonction de l'action considérée, par exemple :

$$p\big(g(a_i)\big) = \alpha + \beta * g(a_i) \tag{61}$$

Quand ce seuil est une fonction de l'évaluation de l'action la moins préférée du couple d'actions, il est nommé "seuil direct" : quand il est une fonction de l'évaluation de l'action la plus préférée du couple d'actions, il est nommé "seuil inverse".
Un vrai critère est un pseudo-critère où q(g) = p(g) = 0.
Ces seuils ne sont pas des grandeurs expérimentales dont il faut rechercher la valeur exacte ; ce sont, au contraire, des grandeurs d'opportunité qu'il est commode, voire nécessaire, d'introduire pour refléter ce qu'il y a d'approximatif ou d'arbitraire dans les données. Le choix du seuil recèle par conséquent une part inévitable d'arbitraire.

Indices de concordance

Il n'est plus possible avec ELECTRE III de parler de "condition de concordance" et de "condition de discordance", puisqu'aucun seuil à ne pas dépasser (comme dans ELECTRE I et II) n'est fixé. Au contraire avec l'introduction du concept du flou, il sera possible de se limiter aux seuls indices.

En matière d'indices, ELECTRE III utilise deux indices pour la concordance :

- l'indice de concordance par critère,
- l'indice de concordance globale.

Indice de concordance par critère

Cet indicateur affirme dans quelle mesure l'action a_i est au moins aussi bonne que l'action a_k pour le critère j.
Il est noté $c_j(a_i, a_k)$ et défini (Figure 74) comme suit :

$$c_j(a_i,a_k) = 0 \Leftrightarrow p_j < g_j(a_k) - g_j(a_i) \tag{62}$$

$$0 < c_j(a_i,a_k) < 1 \Leftrightarrow q_j < g_j(a_k) - g_j(a_i) < p_j \quad \text{(interpolation linéaire)} \tag{63}$$

$$c_j(a_i,a_k) = 1 \Leftrightarrow g_j(a_k) - g_j(a_i) \leq q_j \tag{64}$$

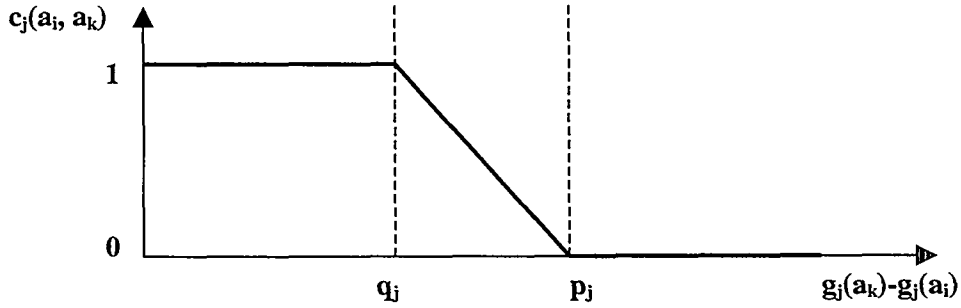


Figure 74 : Détermination de l'indice de concordance pour le couple (a_i, a_k) et le critère j

L'interpolation linéaire dans la zone (q_j, p_j), s'effectue de la manière suivante :

$$c_j(a_i,a_k) = \frac{g_j(a_i) + p_j - g_j(a_k)}{p_j - q_j} \tag{65}$$

Indice de concordance globale

Cet indicateur affirme dans quelle mesure il y a concordance avec l'hypothèse "l'action a_i surclasse l'action a_k ".
Il est défini par la formule suivante :

$$C_{ik} = \frac{\sum_{j=1}^{m} P_j * c_j(a_i,a_k)}{\sum_{j=1}^{m} P_j} \tag{66}$$

Indice de discordance

Comme pour ELECTRE I et II, la relation de concordance définie ci-dessus doit être affaiblie par une notion de discordance. Le moyen d'exprimer cette discordance est ici le seuil de *veto*. Le seuil de *veto* pour le critère j, noté v_j, est, par définition, la valeur de la différence $g_j(a_k) - g_j(a_i)$ à partir de laquelle il apparaît prudent de refuser toute crédibilité au surclassement de l'action a_k par l'action a_i, même si tous les autres critères sont en concordance avec ce surclassement.
Ce seuil est donné purement volontariste. Il marque la limite au-delà de laquelle il est estimé que l'opposition du critère j à l'hypothèse de surclassement est jugée suffisamment "violente" pour motiver le rejet de cette hypothèse (sans que cela influence la crédibilité de l'hypothèse inverse).

L'ordre pour la fixation d'un seuil est alors : $q_j \leq p_j \leq v_j$ (67)

Par rapport à l'hypothèse de surclassement, il est possible d'apprécier l'intensité de la discordance (Figure 75) du critère à l'aide d'un indice de discordance $d_j(a_i,a_k)$, tel que :

$$d_j(a_i,a_k) = 1 \Leftrightarrow v_j < g_j(a_k) - g_j(a_i) \quad (68)$$

$$0 < d_j(a_i,a_k) < 1 \Leftrightarrow p_j < g_j(a_k) - g_j(a_i) < v_j \quad \text{(interpolation linéaire)} \quad (69)$$

$$d_j(a_i,a_k) = 0 \Leftrightarrow g_j(a_k) - g_j(a_i) \leq p_j \quad (70)$$

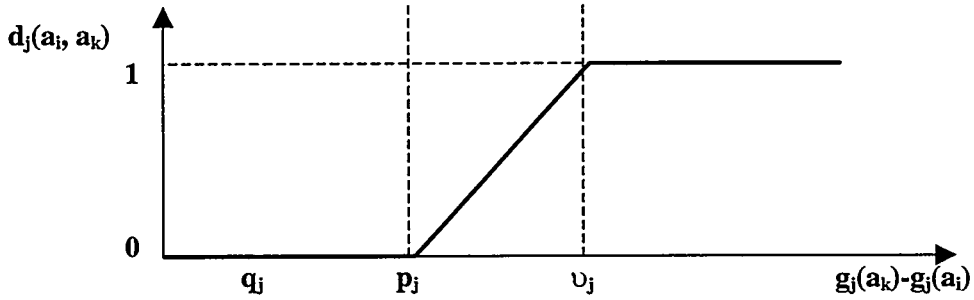


Figure 75 : Détermination de l'indice de discordance pour le couple (a_i, a_k) et le critère j

L'interpolation linéaire dans la zone (p_j, υ_j), s'effectue de la manière suivante :

$$d_j(a_i,a_k) = \frac{g_j(a_k) - p_j - g_j(a_i)}{v_j - p_j} \quad (71)$$

Remarque :
Les définitions les mieux formulées mathématiquement de $c_j(a_i,a_k)$ et $d_j(a_i,a_k)$ sont :

$$c_j(a_i,a_k) = \text{Min}\left\{1, \text{Max}\left(0, \frac{g_j(a_i) - g_j(a_k) + p_j}{p_j - q_j}\right)\right\} \quad (72)$$

$$d_j(a_i,a_k) = \text{Min}\left\{1, \text{Max}\left(0, \frac{g_j(a_k) - g_j(a_i) - p_j}{v_j - p_j}\right)\right\} \quad (73)$$

Relation de surclassement floue

Dans ELECTRE III, il y a toujours une relation de surclassement qui est établie entre deux actions potentielles ; mais cette relation est "floue" car il existe des couples où elle paraît indiscutable et des couples où elle paraît très peu convaincante. Cette plausibilité variant d'un couple à l'autre est exprimée par un indice associé à chaque surclassement, le degré de crédibilité de surclassement :

$$\delta_{ik} = C_{ik} * \prod_{j \in \overline{F}} \frac{1 - d_j(a_i, a_k)}{1 - C_{ik}} \tag{74}$$

où C_{ik} est l'indice de concordance globale défini auparavant et $\overline{F}$ le sous-ensemble de la famille F qui a comme éléments les critères pour lesquels l'indice de discordance est supérieur à l'indice de concordance globale :

$$\overline{F} = \left\{ j / j \in F, d_j(a_i, a_k) > C_{ik} \right\} \quad \text{et} \quad F \supset \overline{F} \tag{75}$$

Le degré de crédibilité δ_{ik} n'est autre que l'indice de concordance C_{ik} affaibli par les indices de discordance $d_j(a_i,a_k)$, mais contribue à cet affaiblissement si et seulement si il est supérieur à C_{ik}. En effet, l'indice de concordance est un bon reflet de la crédibilité du surclassement et aussi longtemps que les indices de discordance ont des valeurs faibles par rapport à celle de l'indice de concordance, ce dernier continue à représenter correctement cette crédibilité.

Remarque :
S'il existe au moins un critère j tel que $d_j(a_i,a_k) = 1$, alors le degré de crédibilité sera nul, quelle que soit l'importance relative de ce critère :

$$\exists!\, j \in F : d_j(a_i, a_k) = 1 \Leftrightarrow \delta_{ik} = 0 \tag{76}$$

Lorsque l'indice de concordance globale est égal à l'unité, alors ceci implique que tous les indices de discordance sont nuls et que le degré de crédibilité est aussi égal à l'unité :

$$C_{ik} = 1 \Leftrightarrow \begin{cases} \delta_{ik} = 1 \\ d_j(a_i, a_k) = 0, \ \forall j \in F \end{cases} \tag{77}$$

Exploitation de la relation de surclassement floue

Le but de cet algorithme est, en se fondant sur la relation de surclassement floue, d'arriver à un classement des actions. Mais comment distinguer les relations de surclassement qui doivent être prises en compte à chaque étape du classement ?
Il existe un moyen qui permet de sélectionner ces relations : le seuil de discrimination, noté $s(\lambda)$. Ainsi avant d'aborder l'algorithme de classement proprement dit, il faut introduire cette notion.

Seuil de discrimination

Le degré de crédibilité sert à apprécier la plus ou moins grande crédibilité du surclassement. Mais compte tenu de la part d'arbitraire (interpolation linéaire notamment) que recèle la formule définissant ce degré, la signification des valeurs du degré de crédibilité ne peut pas être absolue.
Autrement dit, il n'est pas possible d'admettre que dès l'instant où $\delta_{ik} > \delta_{em}$, le surclassement de a_k par a_i est strictement plus crédible que le surclassement de a_m par a_e.
Pour pouvoir distinguer si tel surclassement est plus crédible que tel autre, il serait opportun d'introduire un seuil, le seuil de discrimination.

Remarque :
Le seuil de discrimination peut être une constante. Mais afin de ne pas appauvrir inutilement l'information apportée par la relation floue, il sera souvent justifié de choisir une fonction décroissante avec λ.

Principe de l'algorithme

Comme pour ELECTRE II, l'objectif visé ici, dans une première étape, est de construire deux préordres différents. Ces deux préordres seront complets, c'est-à-dire que toute action a_i apparaîtra comme strictement préférée aux actions moins bien classées qu'elle, tandis que les actions mieux classées seront strictement préférées à a_i. Les définitions suivantes se trouvent à la base de l'algorithme de classement de la méthode :

- puissance d'une action a_i, notée $p(a_i)$: nombre des actions auxquelles elle est strictement préférée,
- faiblesse d'une action a_i, notée $f(a_i)$: nombre des actions qui lui sont strictement préférées,
- qualification d'une action a_i, notée $q(a_i)$: $q(a_i) = p(a_i) - f(a_i)$

La quantité $q(a_i)$ apparaît donc comme un indicateur dont la valeur est caractéristique de la position de a_i dans le préordre.
ELECTRE III est fondée sur une généralisation de cette notion de qualification. Cette généralisation permet d'adapter le concept de base aux besoins de la relation de surclassement floue. Pour déterminer le nombre des actions strictement préférées à a_i, il faut faire intervenir un seuil λ tel que seuls les surclassements dont la crédibilité est supérieure à ce seuil ont lieu d'intervenir dans le dénombrement. Ceci conduit à définir un concept de λ-qualification.
Le processus itératif consistant à rechercher un sous-ensemble d'actions de plus en plus réduit, ayant une qualification maximale pour des paliers de plus en plus bas, est appelé distillation descendante. En réalité, il s'agit d'une chaîne de distillations descendantes.
Lorsque la progression se fait dans l'autre sens, en prenant appui sur les actions de λ-qualification minimale, une distillation ascendante est définie.

Description de l'algorithme

Soit λ_0 la valeur maximale qu'atteint le degré de crédibilité :

$$\lambda_0 = \max\left(\delta_{ik}\right) \tag{78}$$

L'algorithme (Figure 76) procède en abaissant progressivement un seuil λ depuis λ_0 jusqu'à la valeur 0, en passant par des paliers successifs ; la détermination de ces derniers repose sur le concept de niveau de séparation.
Soit λ_1 un niveau de séparation défini comme :

$$\lambda_1 = \lambda_0 - s(\lambda_0) \tag{79}$$

Ne seront retenus de la relation de surclassement floue que les arcs (a_i, a_k) pour lesquels :

$$\delta_{ik} > \lambda_1 \tag{80}$$

Ensuite une relation de surclassement triviale S^{λ_1} est établie, définie par :

$$a_i S^{\lambda 1} a_k \Leftrightarrow \begin{cases} \delta_{ik} > \lambda_1 \quad \text{et} \\ \delta_{ik} > \delta_{ki} + s(\delta_{ik}) \end{cases} \tag{81}$$

Autrement dit l'assertion "l'action a_i surclasse l'action a_k", ne sera prise en compte que si elle est significativement plus crédible que l'assertion "l'action a_k surclasse l'action a_i".
Pour toute action a_i et à partir de la relation de surclassement floue, les quantités suivantes, correspondant à un nombre d'actions, sont calculées :

- la λ_1-puissance :

$$p_A^{\lambda_1}(a_i) = \left| \left\{ a_k \in A \;\middle|\; a_i S_A^{\lambda_1} a_k \right\} \right| \tag{82}$$

- la λ_1-faiblesse :

$$f_A^{\lambda_1}(a_i) = \left| \left\{ a_k \in A \;\middle|\; a_k S_A^{\lambda_1} a_i \right\} \right| \tag{83}$$

- la λ_1-qualification de l'action a_i par rapport à l'ensemble A :

$$q_A^{\lambda_1}(a_i) = p_A^{\lambda_1}(a_i) - f_A^{\lambda_1}(a_i) \tag{84}$$

En ce qui concerne la distillation ascendante, le même algorithme est utilisé, sauf que cette fois les actions retenues sont celles à qualification minimale. Ceci signifie qu'au lieu de :

$$\bar{q} = \max q^{\lambda l+1}(a_i) \qquad a_i \in D_l \tag{85}$$

il faudra poser :

$$\underline{q} = \min q^{\lambda l+1}(a_i) \qquad a_i \in D_l \tag{86}$$

et au lieu de :

$$D_{l+1} = \left\{ a_i \in D_l \;\middle|\; q^{\lambda l+1}(a_i) = \bar{q} \right\} \tag{87}$$

il faudra poser :

$$D_{l+1} = \left\{ a_i \in D_l \,\middle|\, q^{\lambda l+1}(a_i) = \underline{q} \right\} \tag{88}$$

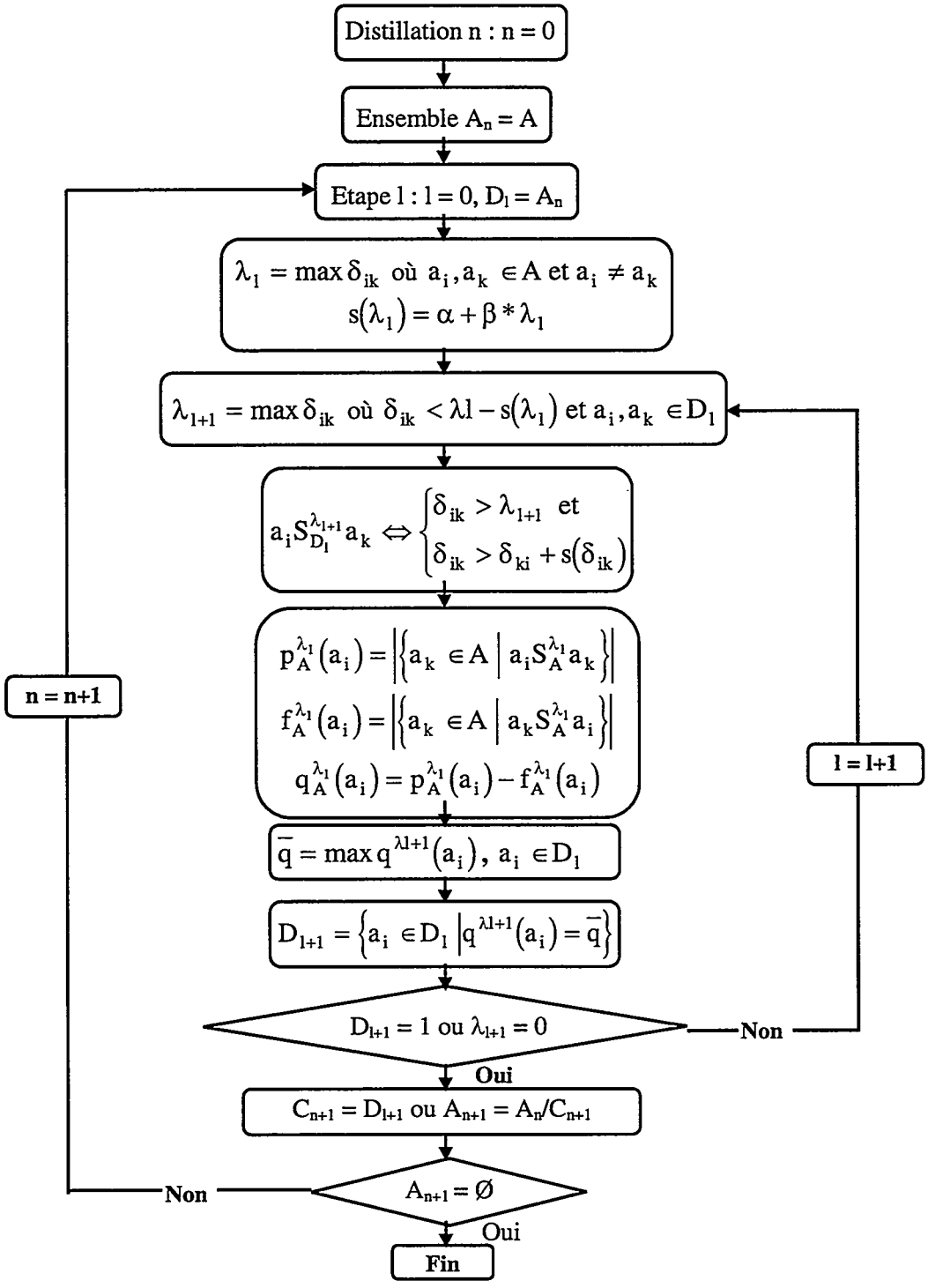


Figure 76 : Classement par la méthode ELECTRE III – distillation descendante

Analyse de robustesse

L'analyse de robustesse cherche à élaborer des recommandations aussi synthétiques que possible, acceptables pour une vaste gamme de valeurs des paramètres. C'est en effectuant une telle analyse qu'il est possible de vaincre les réticences, aussi bien du décideur que de l'homme d'étude, quant aux valeurs initiales des paramètres.
Si en faisant varier les paramètres autour de leur valeur initiale, les résultats ne sont pas modifiés de manière importante, la recommandation est dite robuste.
Les paramètres d'ELECTRE III susceptibles de faire l'objet d'une telle analyse sont les suivants :

- poids des critères (P_j),
- seuils d'indifférence (q_j),
- seuils de préférence (p_j),
- seuils de veto (v_j).

Annexe V : Fiches des techniques de réhabilitation

Adsorption sur charbons actifs en phase liquide
Air sparging
Air stripping
Apport en oxygène par air sparging
Apport en oxygène par peroxyde d'hydrogène
Apport en nitrates
Atténuation naturelle
Barrières de ciment
Biodégradation in-situ
Bioréacteurs (eaux)
Bioréacteurs (sols)
Biotertre
Bioventing
Champignons filamenteux
Compostage
Confinement
Décontamination par gaz chaud
Déhalogénation (décomposition catalysée par une base BCD)
Déhalogénation (glycolate G)
Désorption thermique basse température
Désorption thermique haute température
Echange d'ions
Excavation, stockage et mise en décharge
Explosion ou combustion à ciel ouvert
Extraction double phase
Extraction solvant
Extraction sous-vide (ESV) ex-situ
Extraction sous-vide (ESV) in-situ
Extraction sous-vide augmenté thermiquement
Extraction sous-vide des vapeurs
Fracturation hydraulique (hydrofracturation)
Fracturation pneumatique
Incinération
Lagunage
Landfarming
Lavage des sols
Lessivage / stripping à l'eau chaude ou à la vapeur
Lessivage des sols
Migration électrocinétique (extraction électrique)
Murs (barrières) de traitement passif
Oxydo/réduction chimique
Oxydation UV
Phytorémédiation
Pompage / traitement
Pompage / écrémage
Précipitation
Processus co-métabolique
Puits directionnels
Pyrolyse

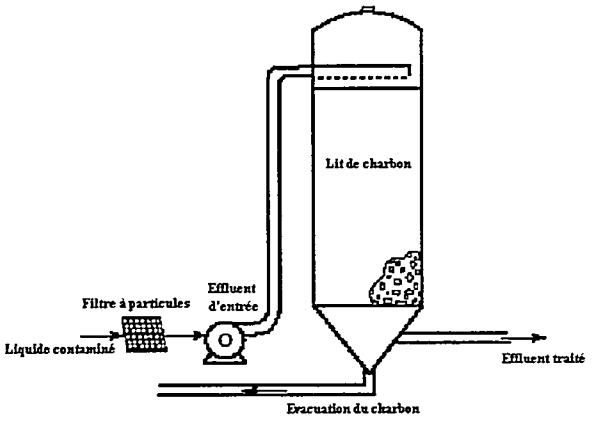
Solidification / stabilisation ex-situ
Solidification / stabilisation in-situ
Traitement acoustique
Venting
Vitrification ex-situ
Vitrification in-situ

Adsorption sur charbons actifs en phase liquide

Principe

L'eau souterraine est pompée à travers une série de cuves contenant du charbon actif dans lequel les contaminants dissous sont adsorbés. Cette adsorbabilité augmente avec la taille et l'aromacité des molécules. Lorsque la concentration en contaminant dépasse un certain niveau, le charbon peut être régénéré en place, enlevé et régénéré dans une unité hors-site ou enlevé et détruit. Le charbon actif utilisé pour les explosifs et les eaux contaminées par des métaux ne peut probablement pas être régénéré et devrait donc être évacué et stocké avec précaution. Secondairement, le charbon actif constitue un support pour les bactéries spécifiques de la dégradation du polluant adsorbé.

L'utilisation de charbons actifs a une longue histoire dans le domaine du traitement des déchets dangereux industriels et municipaux. Les deux configurations types de systèmes d'adsorption par charbons actifs sont celle à lit fixe (cf. figure) et celle à lit mobile ou pulsé. La première configuration est la plus répandue pour l'adsorption des liquides. Les matières en suspension s'accumulent dans la colonne entraînant une augmentation de la perte de charge. Lorsque cette perte de charge devient trop élevée, les particules doivent être évacuées, par exemple par lavage à contre-courant. Cela implique alors une période d'arrêt de l'adsorption, une perte du matériau adsorbant lors du lavage ainsi qu'une perturbation de la zone de transfert de masse dans la colonne. Pour limiter ces problèmes, il peut alors être intéressant d'envisager un système de prétraitement en amont de la colonne d'adsorption.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV et aux explosifs, avec une efficacité limitée pour les pesticides, les COV halogénés et les carburants. Elle est efficace pour éliminer des polluants à des concentrations inférieures à 10 mg/l pour n'importe quel débit. Pour des concentrations plus élevées, le débit ne peut excéder 2 à 4 l/mn. Cette technique est généralement utilisée en aval d'une autre technique de dépollution afin d'atteindre les seuils de dépollution acceptables. Les systèmes d'adsorption sur charbons actifs peuvent être installés très rapidement et les rendements d'élimination sont élevés. Le seul inconvénient de cette technique réside dans le devenir du matériau adsorbant usagé.

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la présence de multiples contaminants peut influer sur l'efficacité du système (problème d'adaptation des isothermes d'adsorption de chaque produit à des mélanges). Des études préalables de faisabilité sont alors nécessaires,
- les métaux peuvent colmater le système,
- le coût peut être très élevé si cette technique est employée comme traitement primaire avec des concentrations et des quantités élevées en contaminants,
- la nature et la taille des pores du charbon actif, ainsi que la température de travail, influent sur les performances du système. L'expertise d'un fournisseur est nécessaire au choix du matériau et des conditions de travail,
- le charbon utilisé pour l'élimination d'explosifs ne peut être régénéré et doit être évacué avec précaution,
- les molécules solubles dans l'eau ou de très petites tailles ne sont pas bien adsorbées.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- le temps de contact nécessaire entre le matériau adsorbant et le polluant,
- le débit à traiter,
- la configuration du système.

Coût / performance

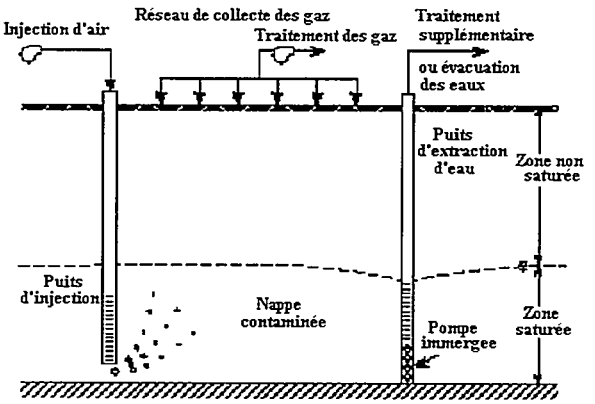
L'adsorption sur charbons actifs est une vieille technique utilisée pour éliminer les composés organiques, les explosifs et certains inorganiques d'effluents liquides ou gazeux. Pour un débit d'effluent de 0,4 million de $l.j^{-1}$, le coût estimé est de l'ordre de 0,32 à 1,7 $\$.m^{-3}$ (5 $F.m^{-3}$ pour un débit moyen de 30 $m^3.h^{-1}$)).

Air sparging

Principe

C'est une technique *in-situ* (on parle parfois aussi d'air-stripping *in-situ*) dans laquelle de l'air ou de la vapeur est injecté sous pression dans l'aquifère contaminé. Les bulles se déplacent verticalement et latéralement à travers le sol, transférant les contaminants volatils dans la phase gazeuse par augmentation du contact entre l'eau et le sol, favorisant la désorption des polluants. Un système d'extraction des vapeurs ESV est généralement couplé afin de récupérer les gaz produits à la surface.

L'air-sparging permet en outre le développement d'une population microbienne aérobie, c'est le biosparging. Dans ce cas là, la pression d'air injectée, plus faible que pour l'air-sparging, évite le rejet des contaminants volatils en surface, ne nécessitant donc pas de traitement des effluents gazeux et permet de n'utiliser que des dispositifs de ventilation de petite taille.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV, COSV et aux carburants (BTEX).

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la profondeur des contaminants et la géologie (perméabilité) spécifique au site,
- les puits d'injection d'air doivent être construits en fonction des conditions spécifiques au site,
- le risque de dispersion des polluants latéralement dans l'aquifère. Un système de récupération d'eau sera alors nécessaire,
- la perméabilité de l'aquifère doit être supérieure à 10^{-6} m/s et de préférence homogène (sans strates horizontales),
- les hydrocarbures très solubles tels que les hydrocarbures oxygénés (cétones, alcools,...) ne peuvent être traités par ce procédé,
- des émanations de vapeur toxiques peuvent s'effectue et il y a un risque d'explosion lors du démarrage,
- le contrôle du processus est difficile,
- le flux d'air dans la zone saturée peut ne pas être uniforme (présence de chemins préférentiels).

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité gazeuse de la vadose,
- le débit d'eau souterraine,
- la perméabilité de l'aquifère,
- la présence de couches de faible perméabilité,
- la présence de DNAPL,
- la profondeur de la contamination,
- la solubilité et la volatilité des contaminants,

Coût / performance

Le coût estimé pour l'application d'une telle technique est de l'ordre de 200 à 700 F.tonne^{-1} pour une période de 3 à 15 mois selon la profondeur de la nappe, soit 371 000 à 865 000 \$.ha^{-1} de surface de pollution traitée. Le coût moyen de dépollution d'une nappe est de l'ordre de 900 kF pour une période de 3 à 15 mois. L'efficacité dépend du contact entre l'air injecté, la matrice contaminée et l'eau du sol.

Air stripping

Principe

Les composés organiques volatils sont transférés de l'eau souterraine vers l'air en augmentant la surface d'échange entre l'eau et l'air. Les méthodes d'aération incluent les tours de garnissage, l'aération diffuse, l'aération par plateaux et l'aération par pulvérisation.

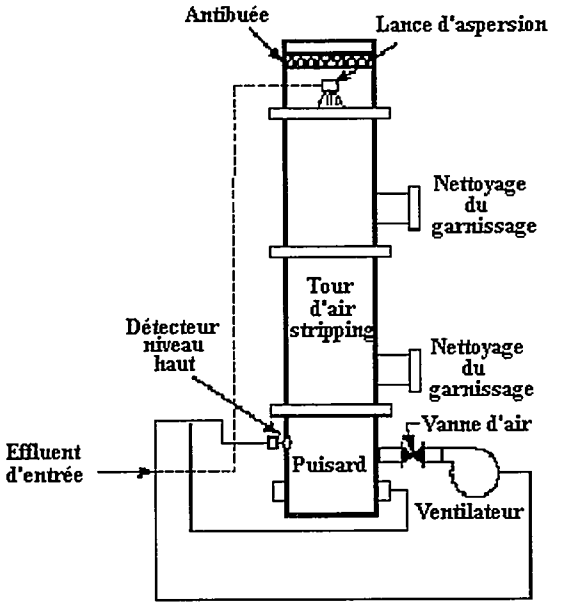
Une tour de garnissage type comprend :

- une lance de pulvérisation au sommet de la tour pour distribuer l'eau contaminée sur le garnissage de la tour,
- un ventilateur pour forcer l'air à remonter à contre-courant de l'eau,
- un réceptacle à la base de la tour pour collecter l'eau décontaminée.

D'autres équipements auxiliaires possibles comprennent :

- un chauffage de l'air pour améliorer les rendements d'échange,
- un système de vidange du réceptacle,
- des composants à l'épreuve des explosions,
- un système de contrôle et de traitement des émissions d'air (unités de charbons actifs), d'oxydation catalytique ou thermique.

Les cellules d'aération séparent les composés volatils en faisant buller de l'air dans la cellule traversée par le flux d'eau. Les déflecteurs ou les cellules en série permettent d'obtenir le temps de résidence nécessaire au processus de stripping. Les cellules d'aération sont beaucoup plus compactes (2 m de haut) alors que les tours de garnissage (5 à 12 m) peuvent poser des problèmes au niveau de la place. L'air stripping peut être utilisé en continu ou en batch par alimentation en intermittence, ce qui permet une homogénéisation préalable de l'effluent.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et COSV. Elle est totalement inefficace pour les inorganiques. Les composés dont la constante de Henry dépasse 0,01 atm.m^3/mol sont considérés comme traitables par cette technique (BTEX, COV).

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la possibilité de colmatage biologique ou inorganique (fer en concentration supérieure à 5 ppm ou dureté supérieure à 800 ppm) de l'équipement, nécessitant un prétraitement ou un nettoyage périodique,
- les hydrocarbures très solubles tels que les hydrocarbures oxygénés (cétones, alcools,...) ne peuvent être traités par ce procédé,
- la quantité et le type de garniture des tours,
- l'installation du système de stripping est assez encombrante et bruyante,
- les composés de faible volatilité à température ambiante peuvent nécessiter un préchauffage de l'eau souterraine.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- le débit d'eau à traiter,
- les températures de l'eau et de l'air,
- le type d'alimentation en eau polluée (continue, alternée),
- le système d'alimentation et de vidange (gravité ou pompes) des tours,
- les restrictions sur la taille de la tour,
- la nature et la concentration des polluants de l'effluent d'entrée,
- la teneur en minéraux,
- le pH,
- les normes de concentrations des polluants dans l'effluent de sortie,
- les restrictions au niveau des rejets dans l'atmosphère.

Coût / performance

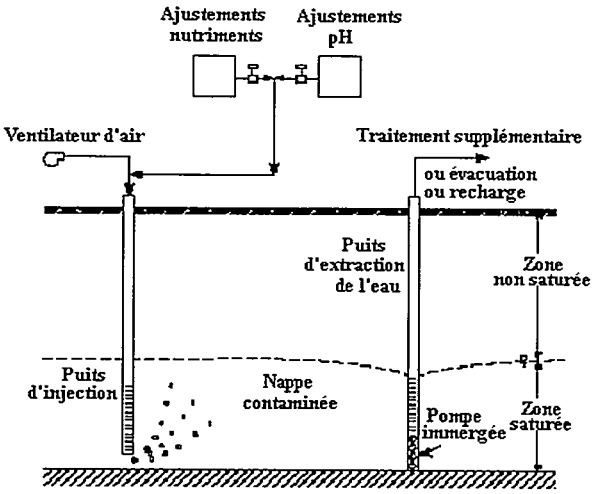
Le coût est de l'ordre de 0,2 à 0,7 \$.m^{-3} d'eau traitée (5 à 10 F.m^{-3} pour un débit moyen de 50 m^3.h^{-1}). Une efficacité d'élimination de 99% est atteinte pour des tours de 4,6 à 6 m. L'efficacité peut être augmentée en utilisant une seconde tour en série, en préchauffant l'effluent d'entrée, en augmentant le rapport air/eau ou en chauffant l'air. Le principal problème rencontré avec les tours à garnissage est le colmatage causé par l'oxydation des minéraux tels que le fer et le magnésium, par précipitation du calcium.

Le coût de ce procédé provient principalement de la consommation d'électricité nécessaire à alimenter les différentes pompes.

Apport en oxygène par air sparging

Principe

De l'air est injecté sous pression sous le niveau de la nappe pour augmenter la concentration en oxygène dans l'eau souterraine et donc le taux de biodégradation des composés organiques par les micro-organismes indigènes. L'air sparging permet en outre un mélange dans la zone saturée facilitant le contact entre l'eau et le sol. La facilité d'emploi et le faible coût d'installation des petits puits d'injection d'air rendent cette technique très intéressante. L'apport en oxygène par air sparging est typiquement utilisé parallèlement à l'extraction sous vide ou au bioventing pour augmenter le taux d'élimination des composés étudiés.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et COSV non halogénés et aux carburants, avec une efficacité limitée pour les pesticides.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la fracturation du panache de pollution par cette technique a mené certaines agences à interdire l'utilisation d'air sparging lorsque des composés libres sont présents. Cette technique pourrait être couplée à un système de récupération des produits libres,
- la présence d'une couche d'argile au-dessus de la zone d'injection peut réduire l'efficacité de la technique ou même entraîner latéralement les polluants ce qui nécessite un système de collecte des eaux souterraines ou d'extraction sous vide,
- des gaz peuvent remonter à la surface et se dissiper dans l'atmosphère,
- les gaz peuvent aussi s'accumuler dans des zones de faible pression.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité de l'aquifère,
- l'hydrologie du site,
- la teneur en oxygène dissous,
- le pH,
- la profondeur, la nature, la concentration et la biodégradabilité des polluants.

Coût / performance

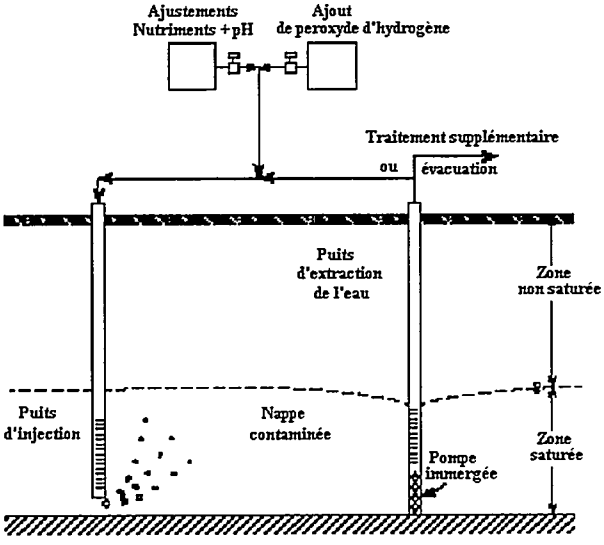
La technique est basée sur le même principe que le bioventing, exception faite que l'injection d'air s'effectue dans la zone saturée.

Le coût estimé de la technique est de l'ordre de 10 à 20 $\$.m^{-3}$ d'eau traitée ou 85 000 $/site dépollué.

Apport en oxygène par peroxyde d'hydrogène

Principe

Une solution diluée de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 circule à travers la zone saturée polluée pour augmenter la concentration en oxygène et donc la biodégradation des composés organiques par les micro-organismes indigènes.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV, COSV et aux carburants, avec une efficacité limitée pour les pesticides.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les concentrations en peroxyde d'hydrogène dépassant la fourchette 100-200 ppm dans l'eau souterraine inhibent l'activité des micro-organismes,
- l'écoulement souterrain doit être contrôlé de manière à ce que les contaminants ne s'échappent pas de la zone de biodégradation,
- l'hétérogénéité du sol peut limiter l'accès de la solution de peroxyde et donc créer des zones de faible décontamination,
- certains enzymes ou des teneurs élevées en fer peuvent réduire rapidement les concentrations en peroxyde et donc la zone d'influence de la solution,
- le peroxyde d'hydrogène peut être rapidement consommé autour du puits d'injection, limitant ainsi l'efficacité de la biodégradation mais pouvant aussi entraîner un colmatage du puits par développement excessif de micro-organismes,
- un système de traitement en surface, tel que l'air stripping ou l'adsorption sur charbons actifs, peut être requis pour traiter l'eau souterraine extraite avant toute réinjection.

Données nécessaires

Les données à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- les conditions rédox,
- la présence de traces d'éléments nutritifs,
- le pH,
- la température,
- la perméabilité des matériaux souterrains,
- la biodégradabilité des polluants.

Coût / performance

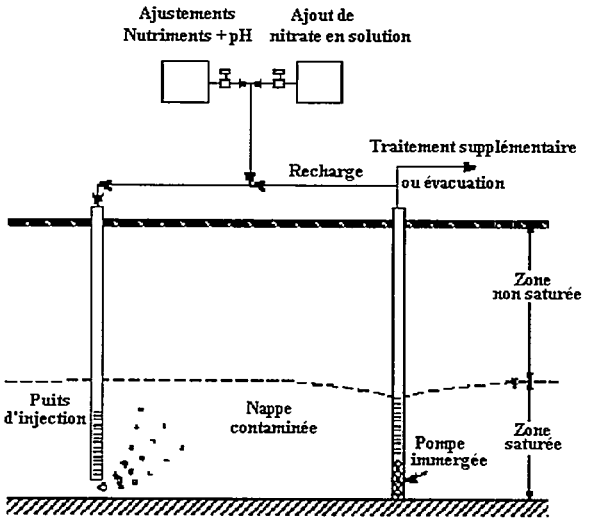
2 premières études pilotes ont montré une faible efficacité du peroxyde d'hydrogène pour stimuler la biodégradation en raison d'un faible transfert de l'oxygène dû à des réactions géochimiques. D'autres études sont en cours.

Le coût de cette technique est de l'ordre de 10 à 20 $\$.m^{-3}$ d'eau traitée.

Apport en nitrates

Principe

Le nitrate solubilisé circule à travers la zone saturée contaminée afin de fournir les accepteurs d'électrons nécessaires à l'activité biologique anaérobie et augmente le taux de dégradation des composés organiques par les micro-organismes indigènes. Certains composés se dégradant mieux en milieu aérobie (le benzène) et d'autres en milieu anaérobie (toluène, éthylbenzène et xylènes), il peut être intéressant d'injecter de l'eau contenant à la fois de l'oxygène et des nitrates.



Applicabilité

Les contaminants visés par ce procédé sont les COV, les COSV et les carburants. Les pesticides peuvent toutefois être aussi dégradés dans une moindre mesure.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : Stade pilote

Limitations

Les facteurs limitant l'emploi ou l'efficacité de ce procédé sont :

- la technique est encore à l'étude pilote,
- la technique n'a été testée positivement que sur un petit nombre de contaminants,
- l'hétérogénéité du site peut limiter l'accès de la solution azotée aux zones contaminées,
- la norme en nitrates dans l'eau est de 10 mg/l, l'apport en nitrates devra donc tenir compte de cette limite,
- plusieurs états d'Amérique du Nord interdisent l'injection de nitrates dans l'eau souterraine en raison des normes de potabilité de l'eau.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité de l'aquifère,
- l'hydrologie du site,
- la teneur en oxygène dissous,
- le pH,
- la profondeur, la nature, la concentration et la biodégradabilité des polluants.

Coût / performance

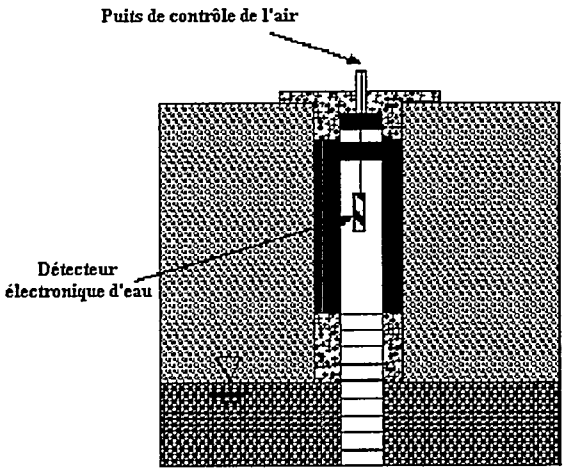
Le coût d'utilisation de cette technique est de l'ordre de 40 à 60 $\$.l^{-1}$ de polluant éliminé de l'aquifère. Un site pollué, par du combustible pour avion, à des concentrations de 2000 $mg.l^{-1}$ de BTEX et traité par cette technique a vu ses teneurs en BTEX passer à moins de 10 $mg.l^{-1}$, ce qui donne un abattement de 99,5 %.

Atténuation naturelle

Principe

Le procédé repose sur les processus naturels souterrains (dilution, volatilisation, dispersion, biodégradation, adsorption et réactions chimiques avec les composés) pour réduire les concentrations en contaminants à des niveaux acceptables. L'atténuation naturelle n'est pas une technique en soi et fait d'ailleurs l'objet d'un débat d'expert sur son application aux sites pollués. Sa considération nécessite une modélisation et une évaluation des taux et des voies de dégradation du contaminant.

L'objectif premier de la modélisation est de démontrer que les processus de dégradation naturels permettent de réduire les concentrations en polluants afin que l'exposition potentielle devienne acceptable. L'option "atténuation naturelle" ne doit pas être confondue avec l'option "aucune action", ce qui est trop souvent le cas. Elle est utilisée, dans certains cas, lorsqu'aucun traitement n'est techniquement envisageable ou lorsque ce traitement ne réduit pas significativement le temps de dépollution du site.



Applicabilité

Les contaminants visés par ce procédé sont principalement les COV et COSV non halogénés et les carburants. Les COV et COSV halogénés et les pesticides sont moins réceptifs à cette technique.

Milieu traité : Sol et eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs limitant l'emploi ou l'efficacité de ce procédé sont :

- la nécessité de collecter des données pour la modélisation,
- la variabilité des résultats selon le prestataire de la modélisation,
- la non prise en compte des produits intermédiaires de la dégradation qui peuvent alors se révéler plus mobiles et plus dangereux que le composé initial,
- ne peut être appliqué que s'il n'y a aucun impact ou aucune cible potentielle,
- les contaminants peuvent migrer avant d'avoir été dégradés,
- le site doit être clôturé et ne pourra être réutilisé que lorsque les niveaux de concentrations seront devenus acceptables,
- la source de pollution, s'il y en a une, doit être éliminée,
- certains composés inorganiques peuvent être immobilisés mais ils ne seront pas dégradés.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la distribution dans l'espace des contaminants sous toutes leurs formes (libre, dissous, résiduel,...) afin de déterminer le panache de pollution,
- les données sur la géochimie du sol et de la nappe,
- les caractéristiques physico-chimiques des contaminants,
- le potentiel de biodégradation des contaminants,
- les relations entre la lithologie et la stratigraphie du site,
- la distribution granulométrique (sable/silt/argile),
- le gradient hydraulique,
- les voies d'écoulement préférentiel,
- l'interaction entre l'eau de surface et la nappe,
- la localisation des récepteurs potentiels, de la nappe, des puits et des points de décharge dans l'eau de surface.

Coût / performance

Ce procédé a été sélectionné pour la rémédiation de 45 sites de l'US Air Force.

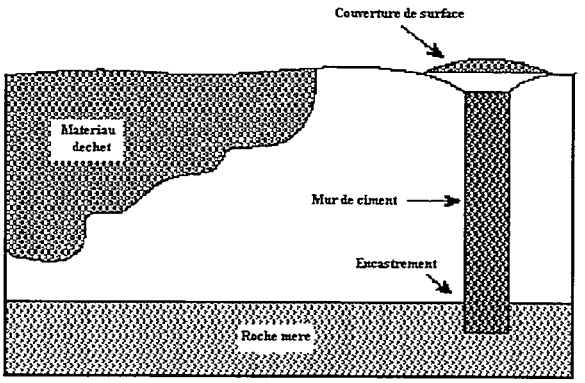
Le coût de ce procédé doit comprendre :

- le coût de la modélisation,
- le coût des échantillonnages et des analyses,
- le coût de la main d'œuvre spécialisée pour faire tourner la modélisation,
- le coût de surveillance du site pour valider la modélisation.

Barrières de ciment

Principe

Les murs de ciment sont utilisés pour confiner l'eau souterraine contaminée, dévier l'eau contaminée des captages d'alimentation en eau potable, détourner le flux d'eau non contaminée et/ou fournir une barrière pour le système de traitement de l'eau souterraine. Ces murs se composent d'une tranchée verticale remplie de ciment. Le ciment soutient la tranchée et évite tout effondrement tout en agissant comme un filtre pour réduire l'écoulement d'eau. Les murs sont souvent utilisés lorsque la quantité de polluants est trop importante pour un traitement et que des polluants solubles et mobiles représentent une menace imminente pour l'alimentation en eau potable. Cette technique est souvent utilisée conjointement à une couverture de surface. La plupart des murs sont composés d'un mélange de sol, de bentonite et d'eau, et possèdent alors une très faible perméabilité et une résistance chimique à faible coût. Les murs sont généralement placés à moins de 15 m de profondeur pour une épaisseur de l'ordre de 0,6 à 1,2 m. On distingue les murs enchâssés dans une couche de faible perméabilité (argile, roche mère) et ceux pendus jusque dans l'aquifère pour contenir les contaminants de faible densité flottant à la surface de l'eau souterraine.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tout type de pollution.
Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*
Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la technologie ne fait que contenir la pollution dans une zone déterminée,
- la garniture sol/bentonite ne peut supporter l'attaque par des acides ou des bases fortes, les solutions salines, et certains composés organiques. Certains mélanges de ciments peuvent être développés dans le but de résister à des composés spécifiques,
- le mur peut se dégrader ou se détériorer avec le temps.

Données nécessaires

Les données à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité maximale autorisée,
- l'estimation du gradient hydraulique,
- la résistance du mur nécessaire,
- la disponibilité et nature de la bentonite à utiliser,
- les limites de la pollution,
- la compatibilité des déchets et des polluants avec les matériaux du mur,
- les caractéristiques du substrat dans lequel le mur doit être encastré,
- les caractéristiques du matériau de remplissage,
- les caractéristiques du site.

Coût / performance

La technique a prouvé en plusieurs décennies sa grande efficacité (> 95 %) de rétention de l'eau non contaminée. Cependant dans le cas d'une eau contaminée, certains contaminants peuvent dégrader les composants du mur et réduire l'efficacité du mur à long terme.

Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 540 à 750 $\$.m^{-2}$. Toutefois ce coût peut varier de manière importante en fonction de :

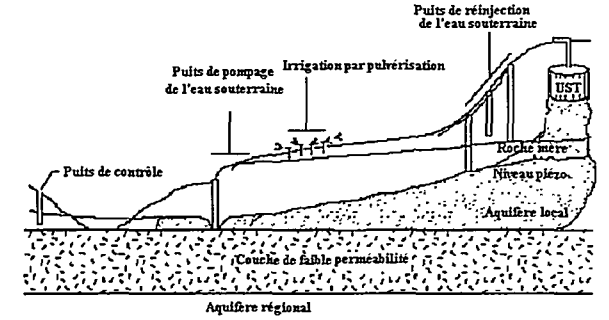
- la nature, l'activité et la distribution des contaminants,
- la profondeur, la longueur et la largeur du mur,
- les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques,
- les exigences pour la protection du mur et la maintenance,
- le type de ciment et de garniture utilisés,
- les exigences spécifiques au site mises en évidence lors du diagnostic du site (présence de débris enterrés,...).

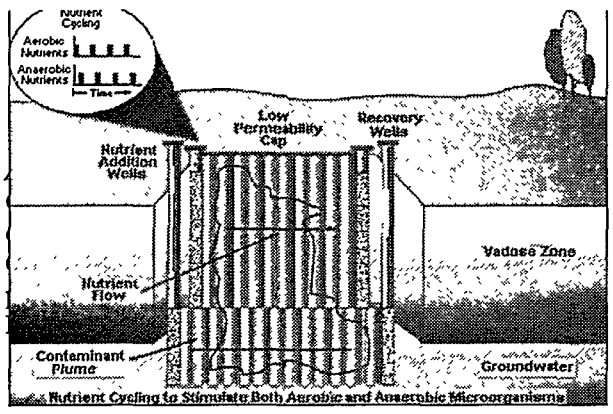
Biodégradation in-situ

Principe

La biodégradation est un processus dans lequel les micro-organismes indigènes ou exogènes (champignons, bactéries, levures et autres organismes unicellulaires) dégradent (métabolisent) les contaminants organiques du sol ou de l'eau comme substrat carboné. En présence suffisante d'oxygène (conditions aérobies), les micro-organismes convertissent totalement les composés organiques en CO_2, H_2O et biomasse ($C_5H_7N_2O$). En l'absence d'oxygène (conditions anaérobies) les composés sont dégradés en biomasse $C_5H_7N_2O$, en méthane CH_4, en quantité limitée de CO_2 et en quantités traces d'hydrogène gazeux H_2. Dans certains cas, les polluants initiaux peuvent donner des composés intermédiaires plus dangereux. Par exemple, le trichloroéthylène se décompose en chlorure de vinyle persistent et beaucoup plus dangereux. Pour éviter tout problème d'atteinte pour l'homme, la plupart des techniques biologiques se déroulent *in-situ.*

La biodégradation *in-situ* implique généralement la percolation ou l'injection d'eau souterraine ou d'eau non contaminée mélangée à des nutriments (N/P) et saturée en oxygène. Parfois des micro-organismes acclimatés (bioaugmentation) et/ou une autre source d'oxygène telle que le peroxyde d'hydrogène sont ajoutés. Une galerie d'infiltration ou une irrigation par pulvérisation est généralement utilisée pour les sols contaminés à faible profondeur, et des puits d'injection pour ceux contaminés en profondeur. La biodégradation in-situ de la nappe contaminée (toit de la nappe et frange capillaire) s'appelle plus généralement la biolixiviation.





la solubilité de certains composés organiques. Cependant la solution de lessivage peut altérer les caractéristiques physico-chimiques du sol. Mais cette technique offre la possibilité de récupérer les métaux et peut mobiliser une grande variété de contaminants organiques et inorganiques des particules les plus grosses du sol.

Milieu traité : Sol et eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours d'élaboration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les couches de sols de faible perméabilité sont difficiles à traiter, une conductivité hydraulique minimale (10^{-4} cm/s) et une teneur en argiles inférieure à 12% sont requises,
- une température entre 15 et 45 °C est requise,
- une humidité de 40 à 80 %, un pH entre 4,5 et 8,5 sont requis,
- la présence de micro-organismes adaptés à la dégradation de la pollution,
- une porosité à l'air d'au moins 10 % est nécessaire pour une bonne aération,
- la stratification du sol doit être minimales,
- les surfactants peuvent adhérer au sol et réduire la porosité efficace du sol,
- la présence de fortes concentrations en métaux lourds peut être toxique pour les micro-organismes,
- les réactions des fluides de lessivage avec le sol peuvent réduire la mobilité des contaminants.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la faisabilité du lessivage des sols,
- la perméabilité (et conductivité) du sol,
- la structure et la texture du sol,
- la porosité du sol,
- l'humidité,
- le carbone organique total,
- la capacité d'échange cationique,
- le pH,
- la capacité tampon,
- la concentration, la solubilité, le coefficient de partage, la solubilité et le potentiel de réduction des contaminants.

Coût / performance

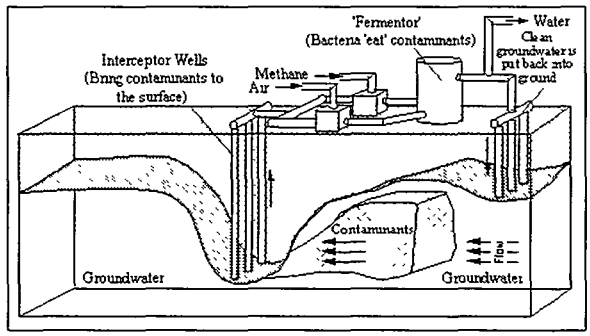
Le coût de ce procédé est de l'ordre de 100 à 1000 F/tonne. Le pH optimal de dégradation se situe entre 5,5 et 8,5. Le coût de traitement d'une nappe est de l'ordre de 800 kF. pour une durée de 3 à 18 mois.

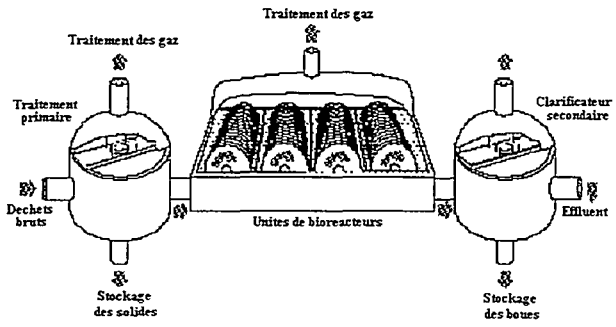
Bioréacteurs (eaux)

Principe

Les bioréacteurs dégradent les contaminants de l'eau par des micro-organismes grâce à des systèmes biologiques attachés ou suspendus. Dans les systèmes suspendus, tels que les boues activées, les lits fluidisés ou les réacteurs en batch séquentiels, l'eau souterraine contaminée circule dans un bassin d'aération où la population microbienne dégrade en milieu aérobie la matière organique en CO_2, H_2O et en biomasse. Dans les systèmes attachés, les bioréacteurs à film fixé et à flux vertical, les réacteurs biologiques rotatifs et les filtres percolateurs, les micro-organismes sont fixés sur un support inerte pour dégrader en milieu aérobie les contaminants de l'eau.

Une méthode prometteuse est d'utiliser des supports actifs tels que le charbon actif qui adsorbe le polluant et le relargue progressivement aux micro-organismes pour la dégradation. La population microbienne provient soit du milieu pollué, soit d'un inoculum d'organismes spécifiques aux polluants. D'autres applications incluent les écosystèmes "zones humides" et les réacteurs en colonnes.





Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV, COSV, BTEX, explosifs, carburants et à tout matériau biodégradable, avec une efficacité limitée pour certains pesticides

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Stade pilote

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les résidus du traitement nécessitent un traitement supplémentaire ou une élimination,
- les très fortes concentrations en polluants peuvent être toxiques pour les micro-organismes,
- un contrôle de la pollution de l'air est nécessaire si une volatilisation s'effectue lors du processus,
- de faibles températures ambiantes réduisent significativement la biodégradation, prolongeant le temps de traitement ou augmentant les coûts pour un préchauffage,
- des micro-organismes parasites peuvent coloniser les bioréacteurs, réduisant ainsi l'efficacité de ceux-ci.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration de chaque polluant,
- la texture et la classification du sol,
- le pH,
- la présence de composés toxiques pour les micro-organismes,
- la biodégradabilité des polluants,
- le débit d'écoulement,
- la température,
- les teneurs en nutriments.

Coût / performance

Le coût de ce procédé est de l'ordre de 6 F/m3 pour un débit moyen de 10 m3/h. Cette technique est très bien connue depuis des décennies dans le domaine du traitement des eaux usées, mais son application est relativement récente dans celui des sols pollués. L'équipement et le matériel sont rapidement disponibles. Comme toute technologie de "pump and treat", le temps de dépollution dépend des conditions souterraines et du taux de désorption des contaminants, mais cette technique reste tout de même plus rapide que la biorémédiation *in-situ*.

Un temps de latence est nécessaire aux micro-organismes pour s'adapter à la pollution, même si elles ont été préalablement sélectionnées pour leur spécificité.

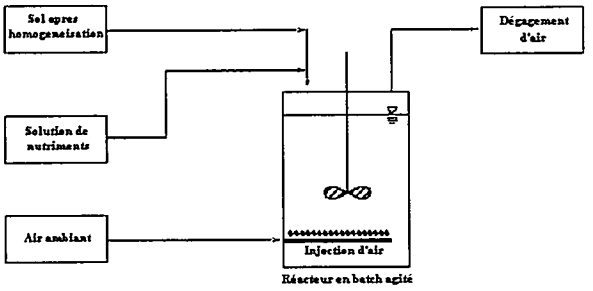
Le coût dépend grandement des contaminants et de leur concentration dans l'effluent initial. Généralement le traitement biologique a été validé comme plus économique que l'adsorption sur charbons actifs. Le coût d'installation d'une unité simple, avec une protection de surface et une surface de 9 300 à 13 900 m² est de l'ordre de 80 000 à 85 000 $.

Bioréacteurs (sols)

Principe

Cette technique consiste à traiter le sol excavé dans un bioréacteur et est aussi appelée Bioslurry. Le sol est d'abord excavé et séparé des matériaux les plus grossiers (cailloux, roches) puis dilué avec de l'eau, avec un facteur de dilution (approximativement 50%) dépendant de la concentration des contaminants, du taux de biodégradation et de la nature du sol. Certains procédés peuvent prélaver le sol afin de concentrer les contaminants dans la partie la plus fine et évacuer la partie sableuse propre. Il suffit alors de traiter cette partie fine ainsi que les eaux de lavage. Généralement la boue contient entre 10 et 40 % de solides en poids.

Le sol est maintenu en suspension dans le réacteur et mélangé avec des nutriments et de l'oxygène. Si nécessaire un acide ou une base peut être ajouté pour contrôler le pH. Des micro-organismes peuvent aussi être ajoutés si une population autochtone adéquate au traitement n'est pas présente. Lorsque la biodégradation est achevée, les boues sont séchées par différents procédés possibles (clarificateurs, filtres presse, filtres en dépression, lits de sable, centrifugeuses)



Applicabilité

Cette technique a été appliquée avec succès sur des sols, des boues ou de l'eau contaminés par des explosifs, des hydrocarbures, des produits de la pétrochimie (BTEX), des solvants (COV, COSV), des pesticides, des conservateurs du bois (PCP, HAP) et autres composés organiques, et avec peu d'efficacité sur les inorganiques (CN). Cette technique sera préférée à une technique biologique *in-situ* pour des sols hétérogènes, de faible perméabilité, où il est difficile de contrôler l'infiltration de polluants en profondeur, et lorsque le temps de traitement est limité.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'excavation nécessaire des contaminants,
- le criblage des matériaux avant l'entrée dans le bioréacteur peut être difficile et coûteux,
- le séchage des fines du sol après le traitement biologique peut être cher,
- la perméabilité du sol doit être supérieure à 10^{-6} m/s pour permettre une bonne mise en contact et une bonne circulation des additifs,
- le niveau de dépollution requis peut être difficile à atteindre,
- le contrôle des émissions de vapeurs est nécessaire dans le cas de produits volatils,
- la température doit être entre 20 et 37°C (une diminution de 10°C divise l'activité biologique par 2),
- les eaux usées non recyclées doivent être évacuées de manière appropriée.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- les caractéristiques des contaminants, du sol, et du site,
- le potentiel de biodégradation des contaminants,
- la solubilité, la volatilité et la capacité de sorption des contaminants,
- la réactivité (hydrolyse, oxydation, polymérisation) des contaminants.

Coût / performance

Le coût de la technique est de l'ordre de 300 à 600 F/tonne. Le temps de séjour dans les bioréacteurs dépend de la nature des contaminants, de leur concentration et de l'abattement requis. Il est généralement de l'ordre de 5 jours pour les sols contaminés par des PCP, 13 jours pour des pesticides, et 60 jours pour des boues de raffinerie.

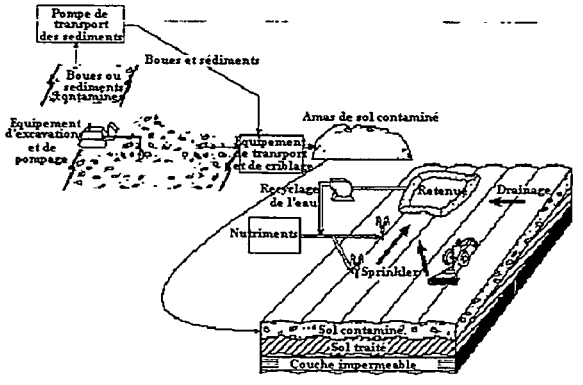
Une étude a permis d'obtenir un abattement de 99,5 % pour le TNT et 100 % pour le RDX. La durée de traitement n'excède pas 6 à 9 mois.

Le coût de cette technique est de l'ordre de 130 à 200 $/m3, et 160 à 210 $/m3 si un traitement des gaz est nécessaire en cas de présence de composés volatils.

Biotertre

Principe

Le traitement biologique contrôlé en phase solide ou biotertre est une technique dans laquelle les sols excavés sont mélangés avec des amendements et placés dans une zone de traitement qui inclue un système de collecte des lixiviats, et un système d'aération. Ce procédé comprend aussi une aire de traitement préparée, des cellules de biotraitements, et des amas de sols. L'humidité, la chaleur, les nutriments, l'oxygène, et le pH peuvent être contrôlés afin d'améliorer la biodégradation par certains micro-organismes utilisant les polluants comme substrat carboné. Si nécessaire, la zone de traitement peut être couverte ou confinée par un liner imperméable pour minimiser tout risque de lessivage vers une zone non contaminée. Certaines techniques de biorémédiation peuvent inclure une application continue par pulvérisation d'une solution de nutriments dans le sol. Le drainage peut être traité dans un bioréacteur avant recyclage. Les tas de sols et les cellules de biotraitement ont généralement un système de distribution d'air enterré sous le sol pour transférer de l'air soit par dépression ou par surpression. Les tas de sols peuvent alors être de plus de 6 m de haut. Les tas de sol peuvent être recouverts d'un plastique pour contrôler le ruissellement, l'évaporation et la volatilisation et pour favoriser le chauffage solaire. En cas de présence de COV, l'air doit faire l'objet d'un traitement avant relargage dans l'atmosphère.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV non halogénés, aux HAP et aux carburants (BTEX). Les COV et COSV halogénés et les pesticides peuvent aussi être traités, mais de manière moins efficace et seulement sur quelques contaminants de chacun des groupes.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'espace nécessaire,
- l'excavation des sols,
- des tests de faisabilité devraient être conduits pour déterminer la biodégradabilité des contaminants, l'oxygénation appropriée et le débit d'alimentation en nutriments,
- les procédés en phase solide ont une efficacité discutable sur les composés halogénés et aucune sur les produits de transformation des explosifs,
- à taille égale, cette technique nécessite plus de temps (6 mois à 2 ans) que le traitement en phase boues.

Données nécessaires

Les étapes précédant l'application de cette technique sont :

- la caractérisation du site,
- la caractérisation et l'échantillonnage du sol,
- la caractérisation des contaminants,
- les études de faisabilité en laboratoire et sur site,
- les démonstrations pilote et sur site.

Ce qui permettra alors:

- d'identifier et de quantifier les polluants,
- de déterminer les besoins en amendements organiques et inorganiques,
- d'identifier la présence de composés organiques qui peuvent être volatilisés durant le compostage,
- d'identifier les mesures de sécurité,
- de déterminer les besoins pour l'excavation, l'installation, et le transport des sols contaminés,
- de déterminer la disponibilité et la localisation d'utilitaires (eau, électricité),
- les mélanges d'amendements permettant la meilleure activité biologique,
- les sous produits de dégradation potentiellement toxiques,
- le taux de dégradation.

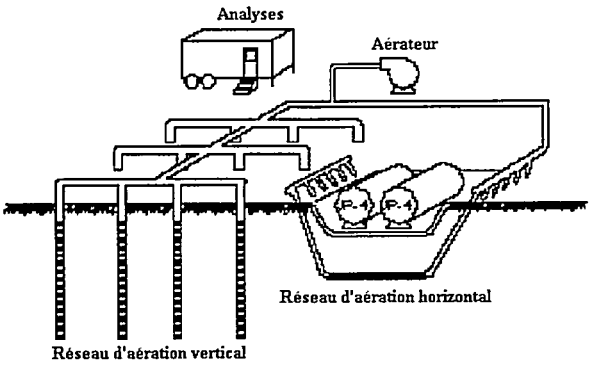
Coût / performance

Le coût dépend du contaminant, de la procédure à utiliser, du besoin de pré-traitement ou de post-traitement et d'équipement de contrôle des émissions d'air. C'est une technique relativement simple, nécessitant peu de personnel et de maintenance. Les coûts sont généralement de l'ordre de 130 à 260 $\$.m^{-3}$ (450 à 1300 $F.tonne^{-1}$ selon le type de polluant) avec préparation du sol et bâche étanche sous la zone de traitement.

Bioventing

Principe

Le bioventing est une nouvelle technologie prometteuse qui stimule la biodégradation naturelle *in-situ* des hydrocarbures pétroliers dans le sol, en fournissant de l'oxygène et de l'azote (provenant de l'air) aux micro-organismes existant dans le sol. Aucun apport de nutriments n'est donc nécessaire (le phosphore étant généralement en quantité suffisante dans le sol). C'est la transposition du biosparging à la zone non saturée. Au contraire de l'extraction sous vide, le bioventing utilise un débit d'air faible pour fournir juste assez d'oxygène pour maintenir l'activité microbienne sans entraîner la volatilisation et la dispersion des contaminants. Des dispositifs de ventilation de petite taille sont suffisants. L'oxygène est généralement fourni par injection directe d'air dans la contamination résiduelle du sol. Simultanément à la dégradation des carburants résiduels adsorbés, les composés volatils sont biodégradés lors du passage des vapeurs à travers la zone biologiquement active du sol.



Applicabilité

Cette technique a été utilisée avec succès sur les sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers (BTEX), les solvants (COV), certains pesticides, les produits de conservation du bois (HAP) et d'autres composés organiques. Elle ne nécessite pas le traitement des effluents gazeux.

Incapable de dégrader les composés inorganiques, la biorémédiation peut toutefois modifier la valence de ces composés permettant ainsi leur adsorption, leur assimilation, et leur concentration par les micro et macro-organismes. Ces techniques, encore au stade expérimental, semblent prometteuses pour stabiliser ou éliminer les composés inorganiques du sol.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- une étude pilote est nécessaire pour déterminer la perméabilité à l'air du sol (supérieure à 10^{-7} m.s^{-1}),
- la biodisponibilité des contaminants,
- les lentilles de sol saturées, les sols de faible perméabilité et un niveau piézométrique peu profond peuvent réduire l'efficacité du bioventing,
- des vapeurs peuvent s'accumuler dans des poches à l'intérieur de la zone d'influence des puits d'injection. Ce problème peut être résolu en extrayant l'air de ces poches,
- les sols ayant une faible humidité peuvent limiter la biodégradation et l'efficacité du bioventing qui tend à sécher les sols,
- un contrôle des gaz émis à la surface du sol peut être nécessaire,
- la biodégradation aérobie de plusieurs composés chlorés n'est pas possible à moins qu'il y ait présence de co-métabolites ou d'un cycle anaérobie,
- de faibles températures ralentissent la rémédiation.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité à l'air du sol,
- le taux de respiration *in-situ*,
- la taille des particules du sol,
- l'humidité du sol,
- la profondeur de la nappe,
- le pH (optimal entre 6 et 8),
- les nutriments du sol (azote, phosphore),
- la température.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 100 à 200 F/tonne pour une durée de 4 à 12 mois. Le bioventing est généralement utilisé en complément de l'extraction sous vide. Comme toute technique biologique, le temps nécessaire à la rémédiation dépend fortement des conditions spécifiques au site et des propriétés chimiques des polluants.

Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 10 à 70 \$.m^{-3}. Les facteurs pesant le plus sur le coût de la technique sont :

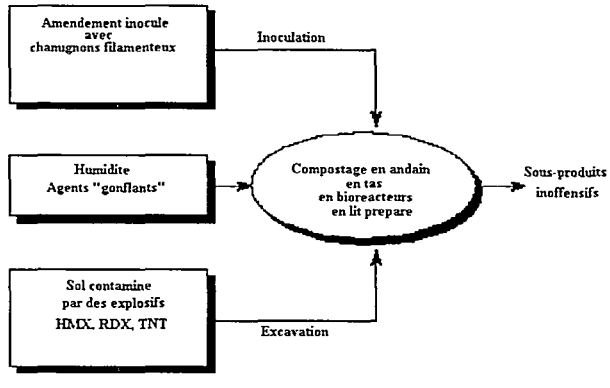
- la nature et la concentration de chaque contaminant,
- la perméabilité du sol,
- l'espacement et le nombre de puits,
- le débit de pompage,
- le traitement des gaz émis.

Champignons filamenteux

Principe

Grâce à ses enzymes dégradant la lignine et putréfiant le bois, les champignons filamenteux ont été recensés comme dégradant une grande variété de polluants organiques. Deux configurations de traitement ont été testées ; *in-situ* et en bioréacteur. Un système aérobie avec de l'air humidifié sur des copeaux de bois est utilisé dans les bioréacteurs. La température n'est pas contrôlée. La température optimale pour la biodégradation par les champignons dégradant la lignine est de l'ordre de 30 à 38 °C. La chaleur dégagée lors de la biodégradation permet de maintenir la température du système proche de l'optimum. Bien que la dégradation de TNT par des champignons filamenteux ait été reportée en utilisant des cultures pures, des nombreux facteurs rendent difficile l'utilisation de cette technique à grande échelle. Ces facteurs comprennent la compétition avec les souches indigènes, l'inhibition due à la toxicité, la sorption des produits chimiques et l'incapacité d'atteindre les seuils de dépollution acceptables. Cette technique est plus efficace dans un environnement limité en azote.

Dans les bancs d'études sur un mélange de champignons et de bactéries, la plus grande part de la dégradation du TNT est attribuable aux populations bactériennes indigènes. De fortes concentrations en TNT et PCP dans le sol peuvent inhiber la croissance des champignons. Une étude suggérait qu'une espèce particulière de champignons filamenteux était incapable de se développer dans des sols contaminés au-delà de 20 ppm de TNT. En outre, d'autres études indiquent que la plus grande partie de la réduction en TNT provient de l'adsorption de celui-ci sur les champignons et les amendements, plutôt que de la destruction elle-même.



Applicabilité

Cette technique a la capacité de dégrader et de minéraliser la plupart des polluants organiques, dont les principaux explosifs (TNT, RDX et HMX), et d'autres composés récalcitrants tels que le DDT, les HAP, les PCB et le PCP 2-4.

Milieu traité : Sol *in-situ* ou *ex-situ*

Etat de la recherche : Stade pilote

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les fortes concentrations en TNT dans le sol, les sédiments ou les boues,
- une dégradation insuffisante des contaminants pour atteindre les seuils de dépollution,
- la compétition avec les populations indigènes, l'inhibition par toxicité et la sorption chimique.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la concentration en explosifs dans les sols, les sédiments et les boues,
- les niveaux d'explosifs finaux nécessitent un traitement supplémentaire,
- les autres contaminants présents,
- la caractérisation des propriétés des sols.

Coût / performance

Cette technologie est connue depuis environ 20 ans avec très peu d'applications commerciales. Une étude pilote de faisabilité fut conduite en utilisant des champignons filamenteux sur une contamination par des TNT à 1 844 ppm. La concentration finale fut de 1 267 ppm en 30 jours et de 1 087 ppm en 120 jours. L'abattement global fut de 41 % mais la concentration finale reste largement supérieure à celle fixée comme limite de dépollution à atteindre (30 ppm).

Certains facteurs sont connus pour favoriser l'optimisation du procédé :

- des conditions déficitaires en nutriments permettent la sécrétion des enzymes,
- la concentration optimale en azote est d'environ 2 à 4 mM,
- le taux de minéralisation est de 2 à 3 fois supérieur dans une atmosphère saturée en oxygène (100 %) que dans les conditions atmosphériques normales,
- une concentration en oxygène inférieure à 5 % conduit à une action enzymatique nulle,
- le pH est optimal autour de 4,5,
- l'humidité optimale se situe entre 40 et 45 %.

Le coût de cette technique est de l'ordre de 98 $\$.m^{-3}$.

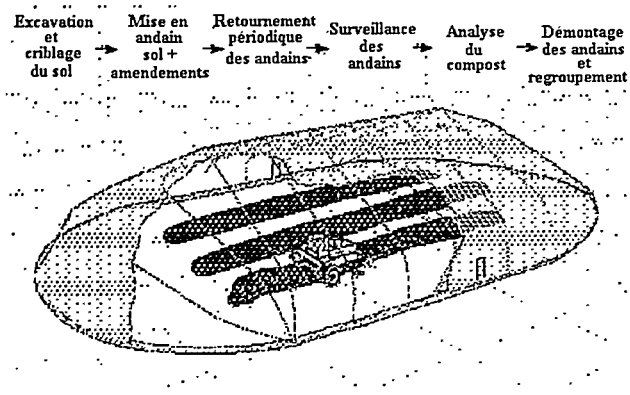
Compostage

Principe

Le compostage est un procédé biologique contrôlé par lequel les composés dangereux sont convertis par les micro-organismes en sous-produits inoffensifs ou stables, à des températures de l'ordre de 50 à 55 °C. Ces températures élevées résultant de la chaleur produite par les micro-organismes durant la dégradation de la partie organique des déchets permettent l'activité biologique toute l'année. Généralement cette dégradation est effectuée par les micro-organismes indigènes sur une aire étanche. Les sols sont excavés et combinés avec des matières permettant d'augmenter la porosité du mélange à traiter (copeaux de bois) et des amendements organiques (déchets animaux et végétaux). L'efficacité maximale est atteinte en maintenant l'humidité, le pH, l'oxygénation, la température et le ratio carbone/azote. Il existe trois configurations différentes utilisant le compostage :

- le compostage en tas statiques aérés (le compost est placé en tas et aéré par injection ou dépression d'air),
- le compostage en réacteur agité mécaniquement (le compost est placé dans un réacteur où il est mélangé et aéré),
- le compostage est placé en andain (le compost est placé en long tas connus sous le nom d'andains et mélangé périodiquement).

Le compostage en andains est potentiellement la technique la meilleure en terme de coût et d'efficacité. Si des COV ou des COSV sont présents dans le sol, un traitement des gaz émis est nécessaire.



Applicabilité

Cette technique est applicable aux sols et aux sédiments contaminés par des composés organiques (COSV, HAP, BTEX, pesticides). La recherche et développement et les études pilotes ont démontré que le compostage aérobie et thermophile est capable de réduire les concentrations en explosifs (TNT, RDX et HMX) et la toxicité associée à des niveaux acceptables.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- de l'espace est nécessaire pour le compostage,
- l'excavation et le criblage des sols contaminés est nécessaire et peut causer un relargage incontrôlé des COV,
- le compostage résulte en une augmentation du volume de déchets à cause de l'ajout d'amendements,
- les métaux lourds ne sont pas traités par cette méthode et peuvent être toxiques pour les micro-organismes.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la concentration en contaminant,
- les conditions d'excavation,
- la disponibilité et le coût des amendements,
- la place disponible pour le traitement,
- la nature du sol,
- les nutriments,
- la capacité de biodégradation,
- la capacité de retenir l'eau.

Coût / performance

Le coût de ce procédé est de l'ordre de 150 à 400 $F.tonne^{-1}$. Le compostage en andains a été démontré comme une technique efficace pour le traitement des sols contaminés par des explosifs. Durant une démonstration sur site, les réductions de TNT étaient de l'ordre de 99,7 % en 40 jours, la majorité étant éliminée dans les 20 premiers jours. L'efficacité maximale obtenue pour le RDX et le HMX est respectivement de 99,8 % et de 96,8 %.

Les coûts varient en fonction de la quantité de sol à traiter, la fraction de sol dans le compost, la disponibilité des amendements, la nature des contaminants, et le type de procédé employé. Le coût estimé pour un compostage en andain de sols contaminés par des explosifs est de l'ordre de 250 $\$.m^{-3}$ pour un volume de sol de 15 300 m^3. Les coûts estimés pour le compostage statique en tas et agité mécaniquement sont plus élevés. Le compostage peut être une alternative au traitement thermique dans la mesure où le niveau de dépollution peut être atteint.

Confinement

Principe

Le confinement se définit comme "toute technique ou combinaison de techniques dimensionnée pour maintenir dans un espace donné et pendant une durée donnée une pollution susceptible d'affecter le sol, les eaux et l'atmosphère environnant."

Le confinement consiste à enfermer physiquement du matériel contaminé par un dispositif de parois (horizontales, verticales, couverture de surface) étanches.

La perméabilité atteinte est inférieure à 10^{-11} m/s (bétons plastiques), de 10^{-9} à 10^{-10} m/s pour les coulis spéciaux et de 10^{-7} à 10^{-8} m/s pour les coulis classiques. Ces techniques permettent donc d'éviter à la fois une migration des polluants vers l'extérieur mais aussi une introduction d'eaux non polluées (eaux de pluie, infiltration souterraine,...) qui pourraient solubiliser et entraîner les polluants. Ce dispositif pourra être mis en place ex-situ (mise en décharge, alvéoles, encapsulation) ou *in-situ* (géomembrane, parois de bentonite, coulis de ciment,...).

Les structures (et les matériaux) de confinement peuvent être :

- de surface (argiles compactées, bitumes, géomembranes polymères PEHD, géocomposites bentonitiques),
- profonds (coulis bentonite/ciment, béton plastique, géomembrane polymère)

Pour éviter les risques de migration verticale des polluants, une paroi descendant jusqu'à une couche de sol étanche (argiles) ou tout au moins plus bas que le niveau atteint par la pollution est installée en aval. Des parois verticales sont généralement aménagées sur le pourtour de la zone à isoler. Ces parois étanches sont souvent constituées par un ensemble plus ou moins complexe de couches (géotextile, couche drainante en sable, géomembrane, argile). Des moyens de contrôle des lixiviats (piézomètres) et des effluents gazeux (drains) est nécessaire pour s'assurer de l'étanchéité du dispositif.

Une technique non utilisée en France consiste à figer le sol par congélation de l'eau interstitielle par circulation forcée dans des forages tubés de fluides frigorigènes tels que :

- azote liquide à -195°C,
- saumure froide à -50°C

L'espacement des tubes congélateurs vise à garantir une température maximum dans le sol de l'ordre de -10 °C. La durée d'établissement de la congélation dépend du fluide frigorigène utilisé (2-6 j pour l'azote liquide, 3-10 semaines avec la saumure). On obtient alors un blocage total de la pollution.

D'autres techniques sont aussi utilisées pour confiner la pollution de manière temporaire et sont :

- le confinement hydraulique : le procédé se base sur le fait que l'eau souterraine est le principal vecteur de la diffusion de la pollution (dissoute, en suspension ou en émulsion). Afin de limiter cette diffusion, le confinement hydraulique consiste à modifier la dynamique des eaux souterraines en créant un gradient hydraulique local favorable par l'intermédiaire de pompes situées soit à la périphérie (pompe d'injection), soit au centre (pompe d'extraction) de la pollution. Selon la nature de la pollution, les contaminants sont entraînés par les eaux puisées ou sont piégées dans la roche. Dans ce dernier cas, il est nécessaire de maintenir en permanence une dépression au niveau de la nappe, jusqu'à la mise en œuvre d'un traitement définitif,
- le confinement électro-cinétique : il consiste à réaliser une barrière d'étanchéité traditionnelle (argile compactée,...) dont l'efficacité est renforcée par l'imposition d'un gradient électrique de part et d'autre.

Applicabilité

Cette technique est applicable aux sols et aux sédiments contaminés par tout composé organique ou inorganique sauf les produits volatils ou trop corrosifs qui pourraient altérer l'intégrité du confinement. Elle est particulièrement adaptée aux mélanges de polluants.

Milieu traité : Sol *in-situ* ou *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- le coût de traitement dépend du volume de matériel contaminé,
- le maintien de l'étanchéité est difficile (soudure des membranes). Les parois doivent pouvoir résister à des contraintes physiques (passages d'engins de chantier), de gels et de dessication.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature du sol,
- l'hydrogéologie et la géologie du site,
- la nature des polluants présents.

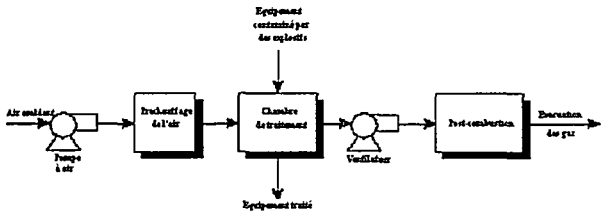
Coût / performance

Le coût de la technique est de l'ordre de 200 à 300 $F.m^{-2}$ pour une couverture (avec collecteurs de gaz), de 200 à 500 $F.m^{-2}$ pour une géomembrane, de 4000 à 6000 pour un confinement dans des centres spécialisés. Globalement il est de l'ordre de 1000 à 5000 $F.tonne^{-1}$ de matériau confiné pour une période inférieure à 3 mois.

Décontamination par gaz chaud

Principe

Le procédé consiste à augmenter la température du matériau contaminé à 260°C pendant une période donnée. Les gaz émis sont traités dans un système de post-combustion pour détruire les contaminants volatilisés. Le matériau nettoyé peut alors être réutilisé ou évacué comme tout matériau non dangereux. Cette méthode peut aussi être utilisée pour les structures enterrées contaminées par des explosifs.



Applicabilité

Cette technique est applicable à tout équipement nécessitant une décontamination avant réutilisation. Elle est aussi applicable aux armes explosives telles que les mines et les obus, après enlèvement des explosifs. Elle peut aussi être utilisée pour les bâtiments ou structures associés aux usines de munitions, aux arsenaux, aux dépôts impliqués dans la production, le chargement et le stockage de matériel de pyrotechnique, d'explosifs et de carburants pour propulseurs.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- le coût de cette méthode est plus élevé que la combustion à ciel ouvert,
- la conception de la chambre de traitement doit tenir compte d'une éventuelle explosion due à des mines ou obus improprement démilitarisés,
- la vitesse de décontamination des équipements ou des matériaux est plus lente que par la technique de combustion à ciel ouvert.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la natures des explosifs présents,
- le poids des explosifs.

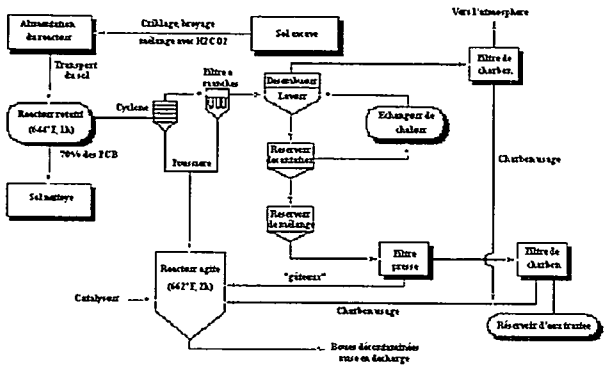
Coût / performance

Les produits décontaminés pendant 6 heures à une température minimale de 260°C peuvent être considérés comme des déchets sans danger pour le public. Le taux de destruction du TNT est de 99,99 %. Le coût de traitement dépend de la taille et de la géométrie de l'équipement ou du matériel à décontaminer, de la température et du temps de traitement.

Déhalogénation (décomposition catalysée par une base BCD)

Principe

La déhalogénation catalysée par une base (BCD) fut mise au point aux Etats-Unis dans le but de traiter les sols et sédiments contaminés par des composés organiques chlorés (PCB, dioxines, furanes). Le sol contaminé est criblé, puis passé dans un broyeur et un malaxeur et mélangé avec du bicarbonate de soude. Le mélange est chauffé au-delà de 330°C dans un réacteur rotatif pour décomposer et partiellement volatiliser les contaminants. Le procédé BCD ne produit que des biphényls et des oléfines à température d'ébullition faible, non solubles dans l'eau et moins toxiques, et du chlorure de sodium par rapport au procédé APEG (Polyéthylène Glycol Alcalin) qui produit des groupements chlorés et hydroxyles solubles et légèrement toxiques.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV halogénés et aux pesticides. Elle peut aussi être appliquée aux COV halogénés et est généralement plus coûteuse que d'autres techniques possibles.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- une teneur élevée en argile ou en eau augmente les coûts de traitement.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- les teneurs en eau, en métaux alcalins et en humus,
- la présence de multiples phases,
- les halides organiques totaux.

Coût / performance

Cette technique a été autorisé par le OTS (Office of Toxic Substances) américain pour traiter les PCB.

Le coût de traitement est de l'ordre de 245 S.tonne^{-1} (plus de 1000 F.tonne^{-1} en France) sans compter l'excavation, le replacement des terres, l'évacuation des résidus et les analyses.

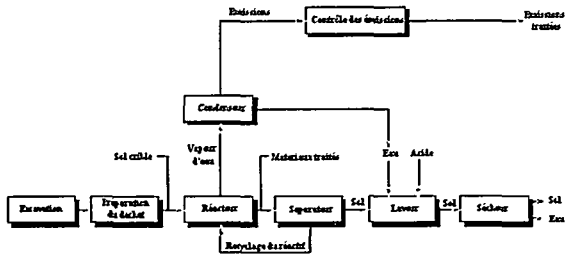
Déhalogénation (glycolate G)

Principe

La déhalogénation (G) est un technique dans laquelle un réactif (APEG Polyéthylène Glycol Alcalin) est utilisé pour déhalogéner les composés aromatiques halogénés dans un réacteur. L'APEG se compose d'un hydroxyde métallique alcalin (le A de APEG) et d'un polyéthylène glycol (PEG), une substance similaire à l'antigel. Le Polyéthylène Glycol de Potassium (KPEG) est le réactif APEG le plus commun. Le sol contaminé et le réactif sont mélangés et chauffés dans une cuve de traitement. Le polyéthylène glycol remplace les groupements halogénés et rend ainsi la molécule inoffensive ou moins toxique. Par exemple, la réaction entre les composés organiques chlorés et le KPEG a pour conséquence le remplacement d'une molécule de chlore ce qui résulte en une réduction de la toxicité. La déhalogénation peut être utilisée en combinaison avec d'autres technologies. Le traitement des eaux usées générées par le procédé peut être inclus dans une oxydation chimique, une biodégradation, une adsorption sur charbons actifs ou une précipitation.

Une variante de cette technique utilise le tétraéthylène glycol avec soit un hydroxyde de potassium soit un hydroxyde de sodium (ATEG) qui est plus efficace pour les composés aliphatiques halogénés.

Le réactif (APEG) déhalogène le polluant pour former un éther glycol et/ou un composé hydroxylé et un sel métallique alcalin qui sont des sous-produits solubles dans l'eau.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV halogénés et aux pesticides, avec une efficacité limitée pour les COV halogénés. La déhalogénation APEG est l'une des rares technologies autres que l'incinération à pouvoir traiter les PCB.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la technologie n'est pas efficace en terme de coût/bénéfice pour de grands volumes de déchets à traiter,
- les milieux à traiter contenant plus de 20 % d'eau nécessitent une grande quantité de réactifs,
- une faible teneur en matière organique est requise,
- les concentrations en organochlorés supérieures à 5 % nécessitent de grandes quantités de réactif.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- les teneurs en eau, en métaux alcalins et en humus,
- la présence de multiples phases,
- les halides organiques totaux.

Coût / performance

Cette technique a été utilisée pour traiter les sols contaminés par des PCB à des concentrations allant de 2 ppm à 45 000 ppm. Elle a aussi été approuvée par l'OTS (Office of Toxic Substances) américain pour le traitement des PCB.

Un système de traitement de ce type peut être fabriqué et installé en 6 à 12 mois.

Cette technique a traité avec succès les PCB, les PCDD et les PCDF à des seuils inférieurs à la limite de détection.

Le coût estimé est de l'ordre de 200 à 500 $.tonne^{-1} (plus de 1000 F/tonne en France).

Désorption thermique basse température

Principe

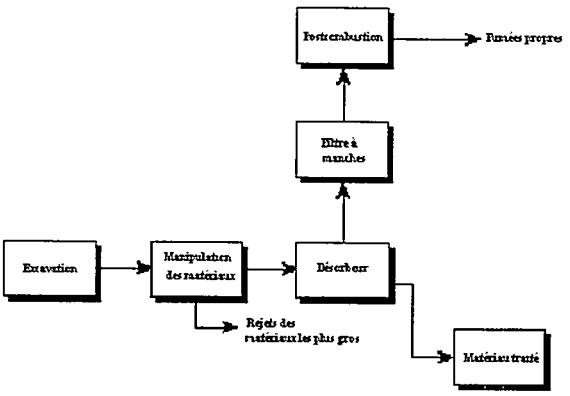
La désorption thermique basse température (DTBT) est un procédé de séparation non prévu pour détruire les composés organiques. Les déchets sont à une température de 90 à 320 °C pour volatiliser l'eau et les contaminants organiques. Un système de transport ou d'aspiration des gaz transfère l'eau volatilisée et les composés organiques vers un système de traitement des gaz. Les températures de traitement et les temps de résidence conçus dans ces systèmes volatiliseront les composés désirés mais sans les oxyder.

Le sol contaminé garde ses propriétés physiques et la possibilité d'accueillir une activité biologique.

Deux configurations de désorption thermique communes sont :

- le sécheur rotatif : ce sont des cylindres horizontaux (généralement inclinés) qui peuvent être soit en contact direct avec le feu soit en contact indirect,
- la vis thermique (ou vrille creuse) : elle transporte les déchets dans une cuve fermée. De l'huile chaude ou de la vapeur circulent à travers la cuve pour chauffer indirectement le déchet.

Tous les systèmes de désorption nécessitent un traitement des fumées pour éliminer les particules (laveur ou filtre) et les contaminants (par condensation puis adsorption sur charbon actif ou détruit dans une chambre de combustion secondaire ou dans un oxydeur catalytique). La plupart de ces unités sont transportables.



Applicabilité

Cette technique est adaptée aux COV halogénés et aux carburants, avec une efficacité limitée pour les COSV.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la taille des matériaux et les précautions de manipulation peuvent peser sur le coût ou l'applicabilité,
- les composés ayant une constante de Henry inférieure à 0,003 atm.m3/mol ne sont pas traités par cette technique,
- les sols contenant une teneur en matière organique trop élevée (tourbe, humus) ne peuvent être traités,
- un pH du sol inférieur à 5 ou supérieur à 11 peut entraîner une corrosion du matériel,
- le séchage peut être nécessaire pour atteindre un teneur en eau acceptable par le procédé (plage d'humidité de 10 à 70%),
- des matériaux abrasifs peuvent endommager l'unité de traitement,
- les métaux lourds peuvent produire un résidu solide nécessitant une stabilisation.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration des contaminants,
- l'humidité et la classification du sol,
- la texture du sol,
- la teneur en mercure,
- le pH,
- la présence de composés très ou peu volatils.

Coût/performance

Les rendements de dépollution après post-combustion dépassent les 95 %.

Le débit d'alimentation est de l'ordre de 15 à 20 tonnes.h^{-1} pour les sols sableux et moins de 6 tonnes.h^{-1} pour les sols argileux. Les sols et sédiments ayant plus de 20 à 25 % d'humidité peuvent nécessiter l'installation d'un sécheur dans le système d'alimentation pour réduire le coût d'énergie pour chauffer le sol.

Le coût de traitement des sols contaminés par des hydrocarbures va de 40 à 110 \$.$tonne^{-1}$. En France, il est de 250 à 1350 F.$tonne^{-1}$.

Le coût pour des sols argileux peut être de 200 \$.$tonne^{-1}$.

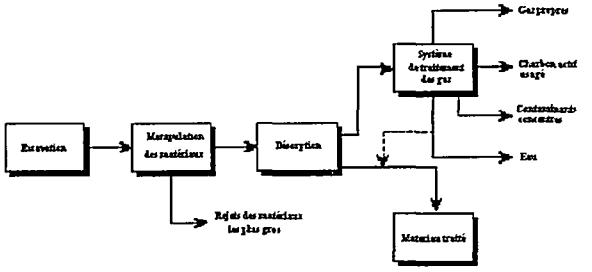
Le coût de transport et d'installation de l'unité est de 3 à 5 \$.$tonne^{-1}$, et celui d'excavation et de remise en place de 5 à 10 \$.$tonne^{-1}$.

Désorption thermique haute température

Principe

La désorption thermique haute température (DTHT) chauffe les déchets à une température de 320 à 560 °C pour volatiliser l'eau et les composés organiques. Les gaz produits sont transportés ou aspirés vers le système de traitement. Les procédés DTHT sont des procédés de séparation physique et n'ont pas pour objectif de détruire les contaminants. Les températures du milieu et le temps de séjour permettent de volatiliser les contaminants désirés mais pas de les oxyder.

La DTHT est généralement utilisée en combinaison avec l'incinération, la solidification/stabilisation ou la déchloration en fonction des conditions spécifiques au site.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV, HAP, PCB et les pesticides, avec toutefois une efficacité variable sur l'ensemble des composés organiques. Les COV et les carburants peuvent aussi être traités, mais le traitement sera moins efficace en terme de coût/bénéfice. La présence de chlore peut affecter la volatilisation de métaux tels que le plomb.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les particules dont la taille dépasse 5 cm peuvent peser sur l'efficacité ou le coût,
- un pH du sol inférieur à 5 ou supérieur à 11 peut entraîner une corrosion du matériel,
- le séchage du sol peut être nécessaire pour diminuer la quantité d'énergie nécessaire pour chauffer le sol,
- les matériaux très abrasifs peuvent endommager l'unité de traitement,
- de fortes teneurs en argiles, en silts, et en humus augmentent le temps de réaction en raison des liaisons avec les contaminants.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et concentration des contaminants,
- l'humidité du sol,
- le point d'ébullition de chaque composé à éliminer,
- des tests de faisabilité pour déterminer l'efficacité de la désorption à différentes températures et à des temps de séjour différents.

Coût / performance

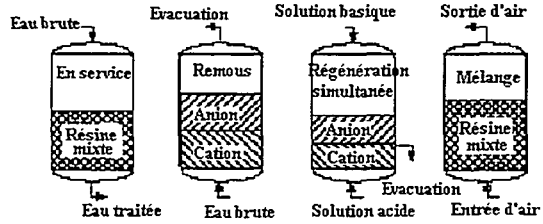
Le temps nécessaire à la dépollution d'un volume standard de 20 000 tonnes est de 4 mois.

Le coût estimé de cette méthode est de 100 à 300 $.tonne^{-1}. En France, il est de 250 à 1350 F.tonne^{-1}.

Echange d'ions

Principe

L'échange d'ions élimine les ions en solution dans la phase aqueuse par échange de cations et d'anions entre les contaminants et le milieu d'échange. Les matériaux d'échange d'ions consistent en des résines de matériaux organiques synthétiques contenant des groupes fonctionnels ioniques auxquels sont attachés des ions échangeables. Ces résines peuvent aussi être en matériaux inorganiques ou en polymères naturels. Une fois saturées en ions des polluants, ces résines peuvent être régénérées pour réutilisation.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux métaux et aux radionucléides dissous dans des solutions aqueuses, mais aussi aux nitrates, à l'ammonium et aux silicates.

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'huile et la graisse peuvent obstruer la résine,
- une teneur en MES supérieure à 10 ppm peut perturber l'efficacité de la résine,
- le pH de l'effluent d'entrée peut affecter la sélectivité de la résine d'échange,
- les oxydants de l'eau souterraine peuvent endommager la résine,
- l'eau utilisée lors de la régénération de la résine doit faire l'objet d'un traitement supplémentaire et d'une évacuation.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la présence d'huiles et de graisses,
- les matières en suspension,
- les métaux,
- les oxydants,
- les ions inorganiques de l'eau souterraine,
- le pH de l'eau souterraine.

Coût / performance

Le Department of Energy a développé de petites unités compactes ou modulaires mobiles pour les eaux contaminées par des produits radioactifs.

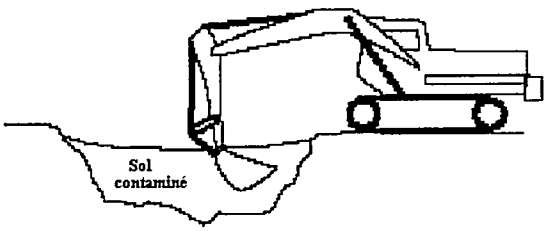
Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 0,08 à 0,21 $\$.m^{-3}$ d'eau traitée. Les paramètres clés influant sur le coût sont :

- la nécessité éventuelle d'un prétraitement,
- les normes d'évacuation des déchets,
- l'utilisation de la résine,
- le régénérateur utilisé et son efficacité.

Excavation, stockage et mise en décharge

Principe

Le matériau contaminé est excavé puis transporté dans un centre de traitement ou d'enfouissement technique (CET de classe 1, 2 ou 3 selon la nature du matériau contaminé) hors-site agréé. Généralement un prétraitement du matériau est nécessaire afin de respecter les normes d'acceptation des déchets dans les centres. C'est une technique radicale, rapide et applicable à tous types de polluants.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tout type de polluants sauf les plus volatils susceptibles de s'évaporer lors de la manipulation des matériaux contaminés.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la possibilité de relargage durant les opérations de manipulation du matériau,
- la distance entre le site et le centre d'accueil pèse sur le coût de la technique,
- la profondeur et la nature du matériau contaminé doivent être prise en compte,
- la nature et la quantité de polluants,
- la traversée de zones urbaines peut entraîner un mécontentement des populations locales,

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- le type et la concentration de chaque contaminant,
- les caractéristiques du sol,
- les normes d'acceptation des déchets dans les centres.

Coût / performance

Le coût de mise en centre agréé est de l'ordre de 50 à 1500 F.tonne^{-1}, jusqu'à plusieurs milliers de francs pour certains polluants (PCB). sans compter les frais de caractérisation du matériau et de prétraitement éventuel. La durée de ce procédé est généralement inférieure à 3 mois.

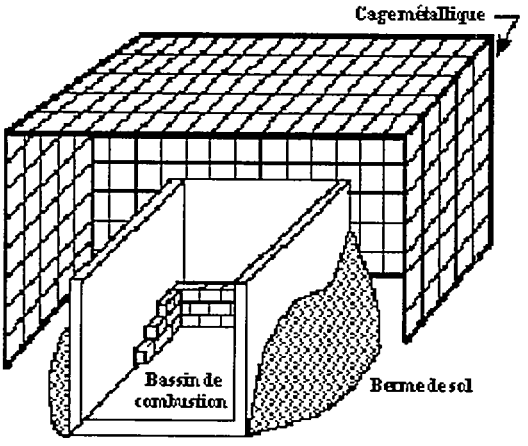
Explosion ou combustion à ciel ouvert

Principe

L'explosion (EO) ou la combustion (CO) à ciel ouvert sont conduites pour détruire les munitions ou explosifs hors-service, instables ou inutilisables. Durant les opérations CO, les explosifs et munitions sont détruits par une combustion auto-alimentée, qui est allumée par une source externe (flamme, chaleur ou onde de choc produit par une détonation). Dans les opérations EO, les explosifs et les munitions sont détruits par explosion d'une charge déposée.

Ce procédé peut détruire une grande variété d'explosifs, de matériel de pyrotechnie et de carburants.

L'EO et le CO peuvent être déclenchés soit par un système électrique soit par un système d'ignition. En général, les systèmes électriques sont préférés car ils permettent un meilleur contrôle sur le timing de l'initiation.



Applicabilité

Cette technique est adaptée aux munitions ou explosifs hors-service, instables ou inutilisables.

Milieu traité : Explosifs et munitions *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- La distance minimale nécessaire pour la sécurité implique un espace suffisamment important,
- les émissions issues des opérations EO et CO sont difficiles à capturer pour leur traitement, et peuvent donc être interdites dans certaines zones,
- les opérations de EO et CO nécessitent d'être localisées de manière à ce que les étincelles, les flammes, les fumées, les gaz toxiques soient tenus éloignés de toute habitation. Ces opérations ne devront jamais être effectuées durant une tempête de sable, de neige ou électrique (qui peut provoquer une explosion prématurée à cause de l'électricité statique).

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- un plan de localisation des opérations de EO et CO montrant les activités des zones adjacentes ainsi que la zone de sécurité,
- les précautions d'émissions sur la zone d'opération.

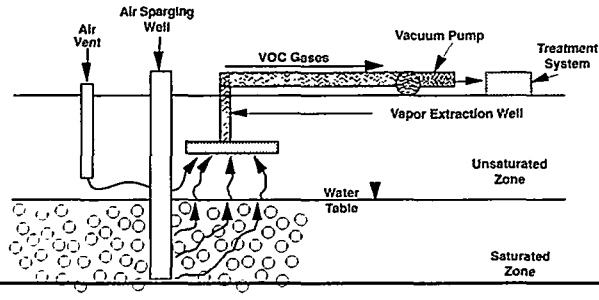
Coût/performance

Pas d'informations.

Extraction double phase

Principe

Un énorme système de dépression est appliqué pour éliminer simultanément le liquide et le gaz des formations de faible perméabilité. Les puits d'extraction doivent être munis d'une section protégée au niveau de la zone de sol et d'eau contaminés. Lors du fonctionnement du système, les gaz du sol ainsi que l'eau sont entraînés dans les puits d'extraction puis séparés et traités. Ce procédé permet de traiter des milieux peu favorables (imperméables et non homogènes) à l'utilisation classique du stripping, du venting ou de l'extraction sous-vide. L'extraction double phase est souvent combinée à la biorémédiation, l'air sparging ou le bioventing quand les contaminants à éliminer incluent des composés à longues chaînes carbonées. La combinaison de ces techniques permet de réduire le temps de traitement du site.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et aux carburants. Elle est plus efficace que l'extraction sous vide lorsque le sol est composé d'argiles ou de sables fins.

Milieu traité : Eau souterraine et sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la géologie du site,
- les caractéristiques et la distribution des polluants,
- la nécessité d'un traitement en surface de l'eau et des gaz récupérés.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la géologie du sol,
- la perméabilité du sous-sol,
- la nature et la profondeur des polluants.

Coût / performance

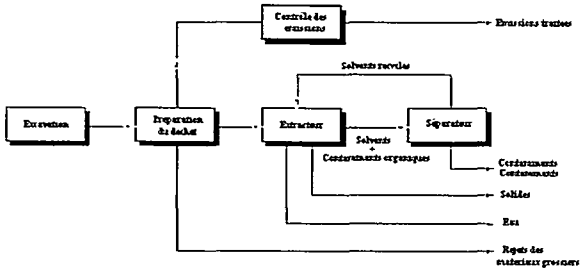
Le coût estimé est de l'ordre de 85 000 à 500 000 $ par site.

Extraction par solvant

Principe

L'extraction par solvant (ou lavage des sols par solvant organique) ne détruit pas les déchets mais est un moyen de séparer les contaminants dangereux du sol, des boues et des sédiments, réduisant ainsi le volume de déchets dangereux à traiter par la suite. La technologie utilise un composé organique comme solvant et diffère du lavage des sols qui utilise de l'eau avec ou sans additifs améliorant le lavage.

L'extraction par solvant est généralement utilisée en combinaison avec d'autres technologies, telles que la solidification/stabilisation, l'incinération ou le lavage des sols en fonction des conditions spécifiques au site. Dans certains cas, elle peut être utilisée seule. Les métaux organiquement liés peuvent être extraits en même temps que les composés organiques désirés, nécessitant alors des précautions de manipulation des résidus. Des traces de solvants pouvant rester dans la matrice du sol traité, il est nécessaire de tenir compte de la toxicité du solvant. Le sol traité peut retourner sur le site après avoir rempli les critères d'acceptabilité.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux composés organiques tels que les PCB, HAP, les COV, CSOV, les solvants halogénés et les déchets pétroliers. Cette technologie n'est pas applicable aux inorganiques (acides, bases, sels, métaux lourds).

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les métaux organiquement liés sont extraits en même temps que les composés organiques mais cela nécessite alors une manipulation spéciale des déchets,
- la présence de détergents et d'émulsifiants peut réduire l'efficacité de l'extraction,
- la toxicité du solvant utilisé,
- l'extraction solvant est la moins efficace sur les molécules lourdes et très hydrophiles,
- les particules inférieures à 0,25 inch et un pH inférieur à 10 peuvent interférer dans le processus,
- certains types de sols et de teneurs en eau peuvent réduire l'efficacité de la technique.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la granulométrie,
- le pH,
- le coefficient de partage,
- la capacité d'échange cationique (CEC),
- la teneur en matière organique,
- l'humidité,
- la lixiviabilité,
- la présence de métaux, de composés volatils, d'argiles et de mélanges complexes de déchets.

Coût / performance

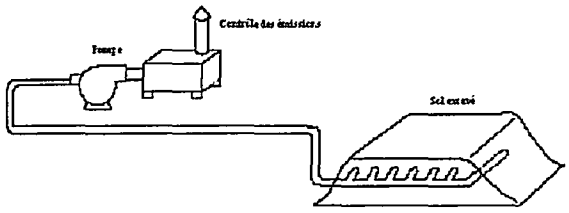
Le coût estimé de la technologie est de l'ordre de 100 à 400 $/tonne. En France, il est de 200 à 3000 F/tonne (3000 F/tonne pour les PCB). L'efficacité de la technique varie entre 95 et 99 %.

Extraction sous-vide (ESV) ex-situ

Principe

Le sol est excavé puis placé sur un réseau de tuyaux dans lesquels une dépression est appliquée pour faciliter la volatilisation des contaminants. Le procédé inclue aussi un système de collecte des gaz émis. Les avantages sur la même technique *in-situ* sont :

- l'excavation forme un plus grand nombre de passages dans le sol,
- un aquifère peu profond ne limite plus le procédé,
- la collecte des lixiviats est possible,
- le traitement est plus uniforme et mieux contrôlé.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les polluants ayant une pression de vapeur inférieure à 1 mm Hg ne peuvent être traités par cette technique,
- des émissions de gaz peuvent avoir lieu lors de l'excavation et la manipulation des matériaux, pouvant nécessiter un traitement,
- une teneur élevée en humus et un sol compacté peuvent inhiber la volatilisation,
- si un traitement des gaz émis lors de l'extraction sous vide est nécessaire, un traitement des liquides résiduels et du charbon actif utilisé sera aussi nécessaire, augmentant le coût du projet,
- l'espace nécessaire.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la concentration des contaminants,
- la nature du sol,
- les propriétés du sol (texture, humidité, granulométrie, perméabilité, porosité et COT),
- la présence d'huiles et de graisses,
- le débit d'air et la dépression à appliquer.

Coût / performance

L'avantage de l'*ex-situ* sur l'*in-situ* est l'aération et la création de passages dans le sol lors de l'excavation et de la manipulation du matériau. Cependant, en raison du caractère volatil des contaminants, un équipement de protection est nécessaire durant ces opérations en fonction de la nature des contaminants présents.

La durée de dépollution dépend des propriétés spécifiques au sol et aux contaminants. Pour un volume de 20 000 tonnes, la dépollution peut prendre de 12 à 36 mois. Ces systèmes peuvent être laissés sans surveillance pendant de longues périodes.

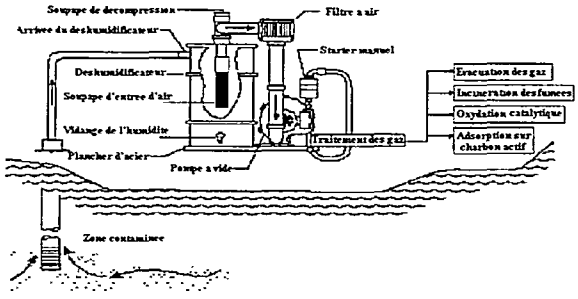
Le coût global de l'extraction sous vide *ex-situ* est de 100 $.tonne^{-1} incluant le coût d'excavation mais pas celui de traitement des gaz et de collecte de l'eau souterraine.

Extraction sous-vide (ESV) in-situ

Principe

L'extraction sous-vide est une technologie de rémédiation *in-situ* de la zone non saturée (vadose) dans laquelle l'application d'une dépression induit un flux contrôlé d'air et élimine les contaminants volatils et semi-volatils du sol. Le gaz récupéré doit faire l'objet d'un traitement complémentaire (oxydation, filtration, adsorption) pour récupérer ou détruire les contaminants en fonction des normes de rejets locales ou nationales.

Les puits d'extraction verticaux sont généralement pratiqués à au moins 1,5 m de profondeur et à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 91 m. Les puits d'extraction horizontaux (installés dans des tranchées ou des forages horizontaux) peuvent être utilisés en fonction de la géométrie de la zone contaminée et d'autres facteurs spécifiques au site. Des pompes de mise en dépression de l'eau souterraine peuvent être utilisées pour réduire l'aspiration due à la dépression du procédé ou pour augmenter la profondeur de la vadose. L'injection d'air permet de faciliter l'extraction de la contamination en profondeur, de la contamination dans les sols de faible perméabilité et de la contamination de la zone saturée (cf. fiche Air sparging).



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et à certains carburants. D'une manière générale, elle est applicable à tout composé dont la constante de Henry est supérieure à 0,01 atm.m^3/mol (à 10 °C) ou dont la pression de vapeur dépasse 0,5 à 1 mmHg. D'autres facteurs tels que l'humidité du sol, la teneur en matière organique et la perméabilité du sol influent sur l'efficacité de cette technique.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les sols imperméables (minimum 10^{-7} m/s) ou dont l'humidité dépasse les 50 % nécessitent des dépressions plus importantes (ce qui augmente le coût) et/ou empêchent l'extraction,
- une conductivité hydraulique minimale de 10^{-8} cm/s est nécessaire,
- la profondeur de la nappe doit être au moins de 6 m,
- la localisation des puits d'extraction peut être très hétérogène sur le site, en fonction de la variabilité de la perméabilité ou des horizons, afin d'éviter une répartition inégale des flux d'air dans le sol,
- les sols ayant une forte teneur en matière organique ou très sec ont une forte capacité de sorption des COV, ce qui réduira l'efficacité de la dépollution,
- les émissions d'air peuvent nécessiter un traitement pour éliminer tout risque pour l'homme et l'environnement,
- en cas de traitement des fumées, les liquides résiduels ou le charbon actif utilisé nécessitent un traitement ou une évacuation,
- l'extraction sous vide n'est pas efficace dans la zone saturée, cependant en abaissant le niveau de la nappe, il est possible d'augmenter la surface traitée par le procédé (particulièrement dans le cas de LNAPL).

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la profondeur et l'extension de la pollution,
- la profondeur du niveau piézométrique,
- la nature et les caractéristiques du sol (structure, texture, perméabilité, humidité, conductivité hydraulique).

Coût / performance

. Le coût de cette technique varie alors de 10 à 50 $.m^{-3} (50 à 500 F.tonne^{-1}) de sol traité. Le coût estimé dépend de la taille du site, de la nature et de la quantité de contaminants et du contexte hydrogéologique. Il est de l'ordre de 100 à 500 F.tonne^{-1} avec un rendement de 99 % sur 4 à 8 mois. Une étude pilote est nécessaire afin de valider la technique sur le site étudié et pour fournir des informations nécessaires à son installation. Durant la dépollution, le système peut être utilisé de manière intermittente, c'est-à-dire stoppé lorsque la courbe d'extraction de polluant devient asymptotique, ce qui permet d'optimiser la technique et réduire les coûts de fonctionnement. Suite à cette technique, un autre procédé peut être envisagé (biorémédiation) si les objectifs de dépollution n'ont pas été atteints par l'extraction sous vide. Ces facteurs peuvent jouer sur le nombre de puits, la capacité d'extraction et le niveau de dépression nécessaires et sur le temps de dépollution du site. Le traitement des gaz émis pèse significativement sur le coût de la technique. De l'eau est fréquemment extraite par ce processus et peut aussi nécessiter un traitement, pesant aussi sur le coût. Les tests pilotes coûtent de l'ordre de 10 000 à 100 000 $.

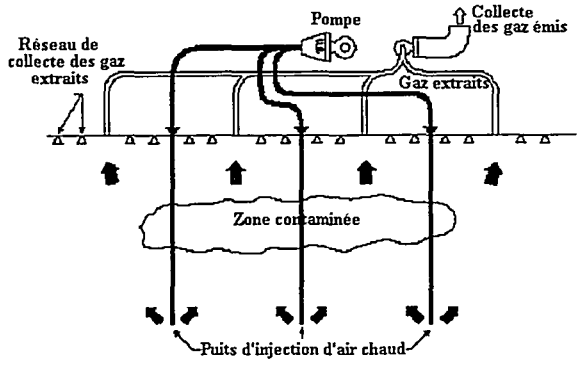
Extraction sous-vide augmentée thermiquement

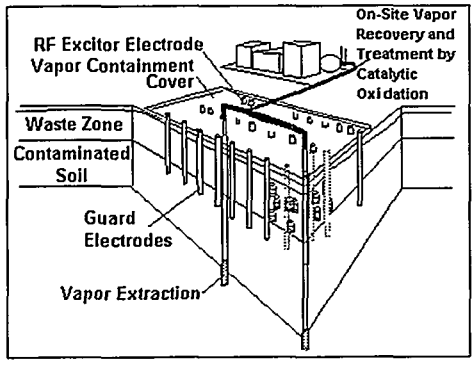
Principe

L'extraction sous vide augmentée thermiquement utilise :

- l'injection d'air chaud : par l'intermédiaire de puits, permet de chauffer la zone contaminée et de désorber les contaminants en augmentant leur évaporation et leur diffusion.,
- l'injection de vapeur : par l'intermédiaire de puits, permet de vaporiser et d'augmenter la mobilité des contaminants,
- un chauffage électrique : utilise un courant électrique pour chauffer les sols les moins perméables (argiles) afin de vaporiser l'eau et les contaminants dans ces régions relativement conductrices. Le chauffage sèche le sol qui se fracture alors augmentant la perméabilité du sol et vaporise les contaminants,
- un chauffage par fréquence radio : augmente la mobilité des contaminants par excitation des molécules polaires (H_2O) grâce à l'application d'ondes radio, ce qui induit une chaleur (jusqu'à plus de 100 °C) qui est transmise dans le sol grâce à la conductivité thermique de ce dernier. Le principe est celui du four micro-ondes. Cette excitation permet de volatiliser une plus grande variété de polluants et d'augmenter leur mobilité,

pour augmenter la mobilité des composés semi-volatils et faciliter leur extraction. Autrement le procédé d'extraction est identique à l'extraction sous vide.





Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et COSV, avec une efficacité limitée pour les carburants et pesticides en fonction de la température atteinte. Après l'application de ce procédé, les conditions souterraines sont parfaites pour la biodégradation des contaminants résiduels.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les polluants ayant une pression de vapeur inférieure à 1 mm Hg ne peuvent être traités par cette technique,
- les débris et objets volumineux enterrés peuvent rendre l'opération plus difficile,
- l'efficacité d'extraction de certains composés dépend de la température atteinte par le procédé choisi,
- la structure du sol peut être modifiée selon le procédé utilisé,
- les sols imperméables ou dont l'humidité est élevée ont une perméabilité à l'air limitée, entravant le processus d'extraction et nécessitant plus d'énergie pour augmenter la dépression ou la température,
- les sols dont la teneur en matière organique est élevée ont une forte capacité d'adsorption de COV, ce qui résulte en une réduction des taux d'élimination,
- les émissions de gaz peuvent nécessiter un contrôle afin d'éviter tout risque pour l'homme et l'environnement. Un traitement de l'air ainsi qu'un permis peuvent augmenter le coût du projet,
- les liquides résiduels et le charbon actif utilisés peuvent nécessiter un traitement supplémentaire,
- l'extraction sous vide augmentée thermiquement n'est pas efficace dans la zone saturée, cependant l'abaissement de la nappe peut augmenter la zone de traitement.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la profondeur et l'extension de la nappe,
- la concentration en contaminants,
- la profondeur du niveau piézométrique,
- la nature et les propriétés (structure, texture, perméabilité et humidité) du sol.

Coût / performance

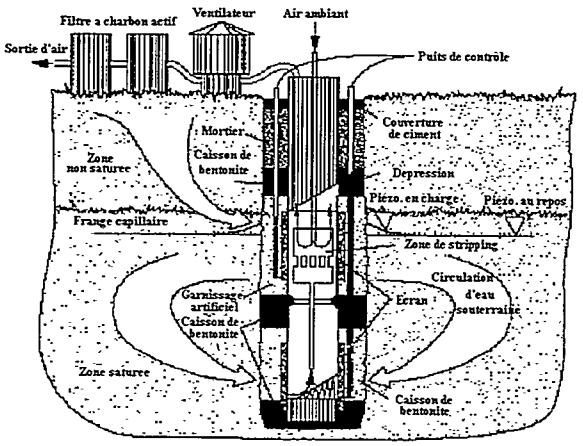
Les techniques d'extraction sous vide augmentée thermiquement sont notablement différentes et doivent faire l'objet d'études plus détaillées pour obtenir plus d'informations sur chacune d'entre elles. Le fait que cette technique soit *in-situ* et que le procédé de traitement agisse par mise en dépression permet de diminuer le risque de relargage de polluants dans l'environnement.

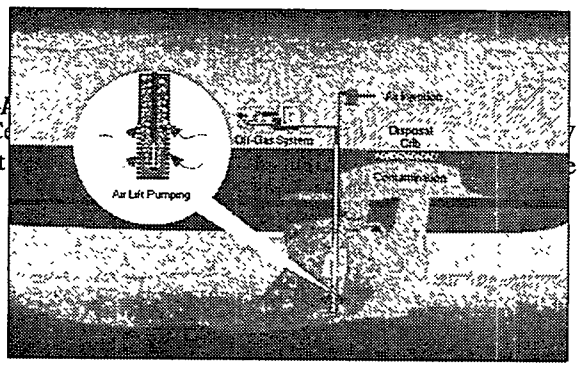
Une masse polluée de 20 000 tonnes nécessite environ une période de traitement de 9 mois.

Extraction sous vide des vapeurs

Principe

L'extraction sous vide (ou stripping à l'air dans des puits) consiste à injecter de l'air dans un puits, faisant monter l'eau contaminée dans le puits et créant ainsi un débit et une circulation d'eau dans le puits. Les COV de l'eau du puits sont extraits en phase vapeur par les bulles créées par le système et sont récupérées en surface par un système d'extraction. Ainsi, les concentrations en polluants sont réduites graduellement.





modification de la technologie pourrait permettre le traitement des COV et COSV non halogénés, des pesticides et des inorganiques.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- le colmatage du système par oxydation des constituants de l'eau,
- la perméabilité de l'aquifère doit être supérieure à 2 10^{-4} m/s,
- les teneurs en hydrocarbures doivent être inférieures à 0,1 $g.kg^{-1}$,
- les aquifères peu profonds peuvent limiter l'efficacité du procédé.

Données nécessaires

Les données nécessaires avant tout travail de dépollution sont celles caractéristiques à tout ouvrage concernant l'eau souterraine.

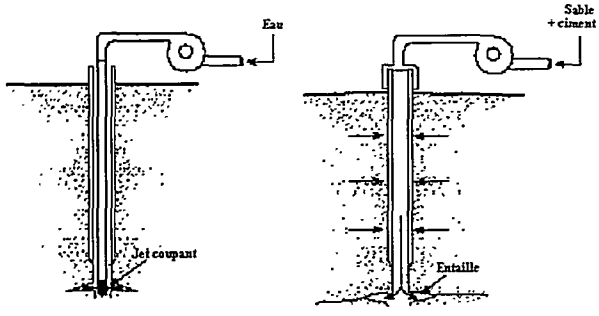
Coût / performance

Une variante de ce procédé appelée UVB (Unterdruck-Verdampfer Brunner) a déjà été utilisé à de nombreuses reprises en Allemagne et a été récemment introduite aux Etats-Unis où ce procédé est encore au stade pilote. Le coût moyen de traitement d'une nappe par ce procédé est de l'ordre de 900 kF.

Fracturation hydraulique (Hydrofracturation)

Principe

La fracturation a pour but d'augmenter l'efficacité d'autres techniques *in-situ* dans des conditions de sols difficiles au départ. De l'eau pressurisée est injectée dans le sol afin d'augmenter la perméabilité des matériaux consolidés ou des matériaux non consolidés relativement peu perméables. Les fissures créées sont remplies de matériau poreux permettant une biorémédiation ou d'augmenter l'efficacité d'extraction. Les fractures permettent en outre une meilleure répartition de solutions de traitement et accélèrent l'extraction des produits mobilisés. Les applications types sont liées à l'extraction sous vide, la biorémédiation *in-situ* ou les systèmes "pump and treat". Le procédé de fracturation consiste à injecter de l'eau dans un trou scellé jusqu'à ce que la pression le fasse éclater et qu'une fracture apparaisse. Un mélange de sable grossier et de gel est injecté au fur et à mesure de l'évolution de la fracture. Après pompage, les grains de sable maintiennent la fracture ouverture pendant qu'un additif enzymatique détruit le fluide visqueux. Le reste du fluide est pompé, découvrant un passage disponible pour le transfert dans les deux sens (ajout de nutriments ou extraction) de vapeurs ou de liquides.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tout type de pollution.
Milieu traité : Eau souterraine et sol *in-situ*
Etat de la recherche : Stade pilote

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la technologie ne doit pas être appliquée dans une roche susceptible d'activité sismique,
- la recherche de structures enterrées, de réseaux ou de produits libres pris au piège,
- le risque de créer des voies de migration non désirées pour la pollution (DNAPL),
- des poches de faible perméabilité peuvent persister même après usage de cette technique.

Données nécessaires

Les données nécessaires avant tout travail de dépollution sont celles caractéristiques à tout ouvrage concernant l'eau souterraine.

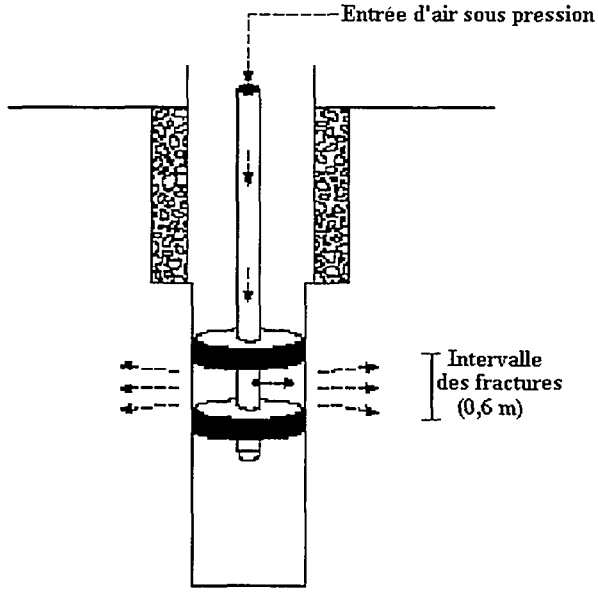
Coût / performance

Le coût estimé par fracturation est de l'ordre de 1000 à 1500 $ à un rythme de 4 à 6 fractures par jour. Ce coût est faible comparé aux bénéfices d'une rémédiation accélérée, ou d'une réduction du nombre de puits nécessaires pour compléter la rémédiation. Ce coût dépend de l'accessibilité du site, du degré de consolidation du sol, du degré de saturation du sol et de la localisation géographique de la pollution.

Fracturation pneumatique

Principe

La fracturation pneumatique est une technologie permettant d'augmenter l'efficacité d'autres technologies *in-situ* dans des conditions de sol difficiles. Cette technique injecte de l'air pressurisé sous la surface du sol pour développer des failles dans les zones de faible perméabilité ou dans des sédiments consolidés. Ces nouvelles voies augmentent l'efficacité de plusieurs techniques *in-situ* et accélèrent l'extraction en augmentant la surface de contact entre les contaminants adsorbés sur les particules du sol et le milieu extracteur. Dans ce procédé, des puits de fracturation sont forés dans la vadose. Un système de remblayage créé des intervalles d'air d'environ 0,6 m de hauteur afin que de petits coups d'air comprimé (20 s à moins de 10 300 mmHg) y soient injectés pour fracturer le sol. Ce processus est répété pour chaque intervalle. La fracturation s'étend en agrandissant les fractures existantes et créé de nouvelles fractures latérales. Lorsque la fracturation est terminée, une extraction de vapeurs est appliquée par dépression de tous les (ou une partie) puits forés, tandis que d'autres puits sont couverts ou utilisés pour l'échappement de l'air ou pour l'injection forcée d'air.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à toute pollution. Elle est principalement appliquée aux silts, argiles, schistes et à la roche.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la technique ne peut être utilisée dans les zones de forte activité sismique,
- les fractures peuvent se reboucher dans les sols non argileux,
- une investigation de toutes les structures enterrées, des réseaux ou de poches de produits libres est nécessaire,
- la possibilité de provoquer une extension supplémentaire de la pollution.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la profondeur et l'extension de la pollution,
- la concentration des contaminants,
- la nature et les propriétés du sol (structure, teneur en matière organique, texture, perméabilité, capacité de rétention d'eau, humidité).

Coût / performance

Cette technique fut appliquée aux Etats-Unis sur un site de démonstration en combinaison avec un système d'injection puis d'extraction de gaz chaud. Elle a permis d'augmenter par trois le rayon d'influence de l'extraction et par 25 le débit massique de polluant récupéré.

Le coût estimé de la technique est de l'ordre de 8 à 12 $/tonne pour un rythme de 15 à 25 fractures (de 4 à 6 m de rayon d'influence et de 15 à 30 m de profondeur) par jour.

Incinération

Principe

De fortes températures, 870°C à 1500°C, sont utilisées pour volatiliser et brûler (en présence d'oxygène) les composés organiques halogénés et autres réfractaires dans les déchets.

Ce processus se déroule généralement dans 2 chambres :

- dans la première chambre, les composés organiques sont désorbés et volatilisés (T = 300 - 500°C),
- dans la deuxième chambre, les contaminants en phase gazeuse sont totalement dégradés en molécules simples, généralement CO_2 et H_2O (T = 1200 - 1500°C durant quelques secondes),.

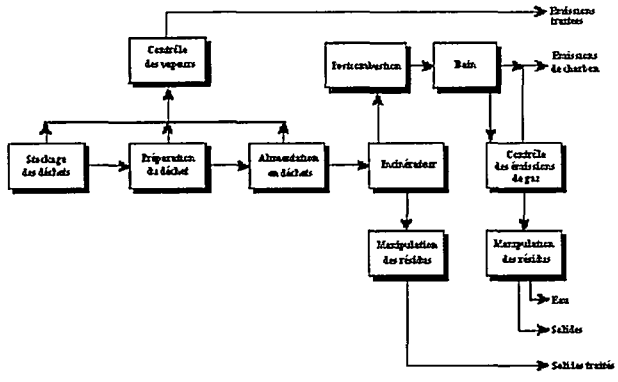
On distingue différentes variantes au niveau du système d'incinération (incinérateurs à fours rotatifs, à lits fluidisés, suroxygénés, à infra-rouge, réacteur électrique).

L'efficacité d'élimination par destruction pour les incinérateurs bien utilisés dépasse les 99,99 % exigés pour les déchets dangereux et peut aller jusqu'aux 99,9999 % exigés pour les PCB et les dioxines.

Les fumées d'incinération exigent un traitement pour éliminer les particules, neutraliser et éliminer les gaz acides (HCl, NOx, SOx).

Des filtres à manches, des épurateurs venturi, des précipitateurs électrostatiques éliminent les particules, les laveurs et les sécheurs éliminent les gaz acides.

L'incinération, principalement hors-site, est sujette à de nombreuses réglementations.



Applicabilité

Cette technique est utilisée pour dépolluer les sols contaminés par des explosifs et des déchets dangereux, particulièrement les hydrocarbures chlorés, les PCB et les dioxines.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- le nombre d'incinérateurs autorisés à brûler les PCB et les dioxines est limité,
- un pH du sol inférieur à 5 ou supérieur à 11 peut entraîner une corrosion du matériel,
- des spécifications de taille et de manipulation des matériaux peuvent agir sur l'applicabilité ou le coût des sites contaminés,
- le chlore et le soufre éventuellement présents dans le flux gazeux doivent être éliminés avant leur rejet dans l'atmosphère,
- les métaux lourds peuvent produire un déchet nécessitant une stabilisation,
- les métaux lourds volatils, incluant le plomb, le cadmium, le mercure et l'arsenic éliminés par volatilisation et entraînés dans les fumées, nécessitent un système de traitement des gaz,
- la technique n'est pas applicable dans le cas de sols trop riches en matières organiques,
- les métaux peuvent réagir avec d'autres éléments, tels que le chlore et le soufre, formant des composés plus volatils et toxiques que ceux d'origine. Ces composés sont des produits intermédiaires à courte durée de vie qui peuvent être détruits dans un bain caustique,
- le sodium et le potassium forment des déchets, dont le point de fusion est faible, qui peuvent attaquer la paroi interne et former un agglomérat collant qui colmate les conduites de gaz.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration des contaminants,
- l'humidité du sol,
- la classification du sol,
- la température du sol,
- le chauffage nécessaire du sol.

Coût / performance

Pour un incinérateur hors-site, le risque potentiel lors du transport des déchets dans les zones habitées doit être considéré. Le coût de traitement hors-site est de l'ordre de 200 à 1000 $.tonne^{-1}, et jusqu'à 1650 à 6600 $.tonne^{-1} pour les PCB et les dioxines. En France, le coût est de l'ordre de 1800 à 3000 F.tonne^{-1} et jusqu'à 7000 F.tonne^{-1}. La durée de traitement est généralement inférieure à 3 mois

Lagunage

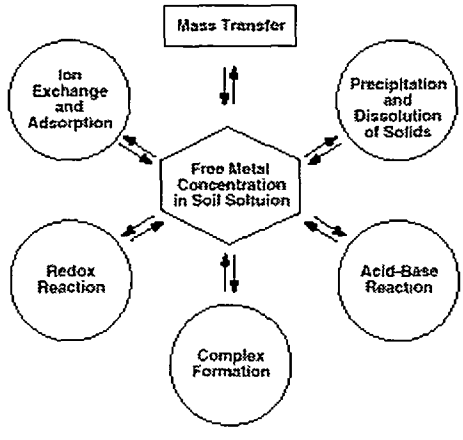
Principe

Cette technique, qui a pour but de traiter les eaux usées ou chargées en hydrocarbures mais aussi les eaux de drainage de dépôts miniers, consiste à installer sur le passage des effluents des zones marécageuses dans lesquelles vont s'implanter une population de végétaux supérieurs (macrophytes), d'algues et de bactéries. Une succession de processus aérobies et anaérobies ont lieu dans la lagune et vont contribuer à la décontamination progressive de l'effluent.

Pour les métaux lourds, le processus principal intervenant dans leur réduction dans l'effluent est leur précipitation sous forme de sulfures par des bactéries sulfu-réductrices. En milieu anaérobie, ces bactéries réduisent les sulfates (SO_3^{2-}) en sulfures (H_2S). Ces derniers forment, avec les métaux, un complexe qui précipite. Le complexe, par sa stabilité, conduit à l'immobilisation des métaux lourds au fond de la lagune. Parallèlement à l'immobilisation des métaux, les bactéries sulfo-réductrices, en catalysant la transformation des sulfates (acides forts) en sulfures (acides faibles), diminuent l'acidité du milieu. Ces conditions permettent l'installation d'autres processus tels que la précipitation des métaux sous forme d'oxydes, d'hydroxydes ou de carbonates (pour cette dernière réaction, l'apport de carbonates dans le milieu est parfois nécessaire).

A l'inverse des polluants métalliques, la biodégradation des polluants organiques a principalement lieu en milieu aérobie. Les végétaux ont un rôle essentiel dans le fonctionnement de la lagune. La photosynthèse qui consomme de l'acide carbonique et libère dans l'eau de l'oxygène dissous et des ions hydroxyles joue un rôle essentiel dans le maintien du pH et de l'oxygénation du milieu. La matière organique libérée par les végétaux est également nécessaire au fonctionnement de la lagune.

De plus, une part importante de la charge particulaire est immobilisée au niveau de l'amas racinaire et alguaire. La difficulté de la technique consiste à maintenir en équilibre un milieu aussi complexe.



Le bioventing utilise les puits de ventilation comme apport en oxygène pour stimuler la biodégradation aérobie par la population microbienne naturelle.

Le slurping est une technologie utilisée dans la dépollution de la zone non saturée qui combine une extraction de la phase gazeuse du sol par dépression (ESV) à la technique du venting. Une variante de cette technique couplant le bioventing et le procédé ESV est appelée bioslurping.

Applicabilité

Cette technique est adaptée à tous les polluants organiques non volatils (HAP) et aux inorganiques (métaux).

Milieu traité : Eau ex-situ

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique :

- l'espace nécessaire pour construire les bassins étagés,
- le contrôle des conditions du milieu est difficile,
- la présence de sulfures métalliques pose problème,
- les variations de niveaux de la lagune, surtout au niveau des entrées d'eau et de boues,
- le devenir des boues et des plantes lors de l'entretien régulier (curage, faucardage,...) des lagunes,

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration des contaminants,
- le volume d'effluent à traiter,
- les espèces végétales et la superficie du lagunage nécessaire pour atteindre une réduction suffisante des teneurs.

Coût / performance

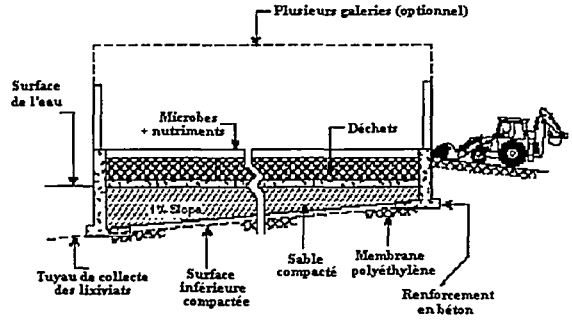
C'est une technique peu coûteuse en fonctionnement et en entretien (curage décennal). Les paramètres influant sur le coût du traitement sont la nature et la concentrations des polluants et le volume d'effluent à traiter.

Landfarming

Principe

Le landfarming est une technologie de biorémédiation aérobie dans laquelle les sols, sédiments ou boues contaminés sont placés à la surface du sol sur quelques dizaines de centimètres et retournés ou labourés périodiquement pour aérer les déchets. Ce procédé repose en fait sur les principes appliqués en agriculture, dans le biorecyclage des composés naturels. Bien qu'au départ cette technique ait été *in-situ*, de plus en plus, les systèmes de landfarming comprennent des liners et d'autres méthodes de contrôle des lixiviats, ce qui nécessite alors une excavation des sols contaminés. Les conditions du sol contrôlées pour optimiser le taux de dégradation des polluants sont :

- l'humidité du sol (par irrigation ou aspersion),
- la teneur en oxygène (par aération ou labourage),
- les nutriments N/P/K/S, principalement azote et phosphore (par fertilisation),
- le pH (légèrement augmenté par ajout de chaux),
- l'aération du sol (par mélange avec des agents structurants).



Applicabilité

Cette technique a été testée efficacement sur les hydrocarbures pétroliers (BTEX, HAP, COV, COSV), les pesticides, les explosifs et les cyanures. Elle est généralement appliquée aux composés les plus lourds car les plus légers sont mieux traités par des techniques utilisant leur volatilité (extraction sous-vide, bioventing). Plus la molécule a un poids moléculaire élevé, un nombre de cycles aromatiques élevé, d'atomes de chlore et d'azote et plus la dégradation sera lente.

Milieu traité : Sol *in-situ* ou *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'espace nécessaire,
- l'excavation et la manipulation des matériaux augmentent le coût,
- la biodégradation de certains polluants peut aboutir à la libération de produits intermédiaires plus toxiques que les produits initiaux,
- les conditions optimales de dégradation biologique sont difficilement contrôlables, ce qui augmente le temps de traitement particulièrement pour les composés récalcitrants,
- l'élimination des COV est davantage causée par la volatilisation que par la biodégradation,
- les contaminants inorganiques ne sont pas biodégradés,
- les contaminants volatils doivent faire l'objet d'un prétraitement afin d'éviter leur relargage dans l'atmosphère,
- les particules peuvent générer de la poussière,
- les ions métalliques peuvent être toxiques pour les microbes et être lessivés.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration de chaque contaminant,
- la profondeur et la distribution des contaminants,
- la présence de contaminants toxiques,
- la présence de COV,
- la présence de composés inorganiques,
- la topographie et la couverture végétale du site,
- le climat (température, précipitations, vent),
- la disponibilité de l'eau,
- les caractéristiques du sol (texture, nature, humidité, teneur en matière organique, capacité d'échange cationique, capacité de rétention d'eau, teneurs en nutriments, pH, température, perméabilité, micro-organismes présents).

Coût / performance

L'efficacité de la technique dépend :

- de la nature et de la concentration de chaque contaminant,
- de la nature du sol,
- de la température et de l'humidité,
- de la fréquence et du taux d'application de terres contaminées sur la zone de traitement,
- de l'aération et de la volatilisation.

Le coût des tests en laboratoire est de 25 000 à 50 000 $, des tests pilote ou grandeur nature de 100 000 à 500 000 $.

Le coût du landfarming *in-situ* est de 30 à 70 $.m^{-3} et *ex-situ* de 135 à 270 $.m^{-3}. En France, il est de l'ordre de 150 à 400 F.tonne^{-1}, mais est progressivement abandonné au profit des biotertres nécessitant moins d'espace et permettant un meilleur contrôle des conditions du milieu.

Lavage des sols

Principe

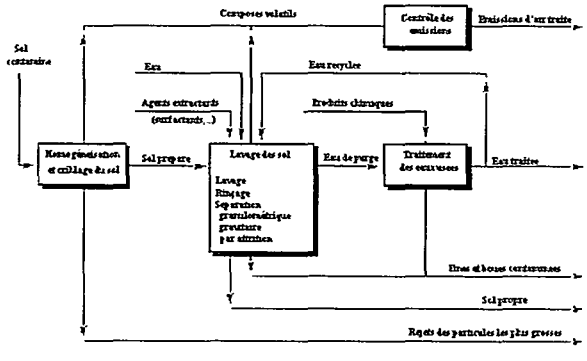
Le lavage des sols utilise l'eau pour laver les sols *ex-situ* et éliminer les contaminants d'une des 3 manières suivantes :

- en les dissolvant ou en les mettant en suspension dans la solution de lavage (eau, tensio-actifs, solvant ou eau acide) grâce à l'injection de bulles d'air qui piègent les polluants et les remontent à la surface pour former une écume qui sera ensuite traitée par des méthodes de traitement des eaux usées conventionnelles,
- en les concentrant dans un plus petit volume de sol par séparation granulométrique, par séparation gravitaire et par attrition lors du lavage,
- en injectant dans une chambree tubulaire de l'eau à haute pression (350 bars) pour faire éclater l'agglomérat et séparer ainsi les substances toxiques adhérant à leur surface sans besoin de produits chimiques. Le matériau est ensuite classé et trié avant d'être rincé intensément à l'eau fraîche afin d'éliminer au maximum l'eau de traitement résiduelle. L'eau et l'air de process sont récupérés et traités de manière adéquate.

L'idée de réduire la contamination du sol par séparation granulométrique des particules vient de la découverte de ce que la plupart des composés organiques et inorganiques ont tendance à se lier physiquement ou chimiquement aux particules organiques, aux argiles ou aux silts du sol.

Les particules de silt et d'argile, à leur tour, sont attachées au sable et au gravier par des phénomènes physiques (compaction et adhésion). Le procédé de lavage sépare les fines particules de silt et d'argile des grosses particules de sable et de gravier, et concentre la pollution dans un plus petit volume de sol qui peut alors être traité ou évacué.

La plus grosse fraction, propre, peut retourner sur le site pour être utilisée.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV, aux HAP, aux carburants (BTEX), aux métaux et aux inorganiques. Elle peut aussi être utilisée sur certains COV et pesticides. La technologie offre la possibilité de récupérer un grand nombre de métaux et de nettoyer une grande variété de composés organiques et inorganiques des particules les plus grosses du sol.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la séparation des fines particules (silts et argiles) de sol du fluide de lavage peut nécessiter l'utilisation d'un polymère ; une teneur en argile inférieure à 15 % est recommandée,
- les mélanges complexes (des métaux avec des composés organiques) peuvent compliquer la formulation du fluide de lavage,
- la teneur élevée en humus dans le sol peut nécessiter un prétraitement,
- l'effluent liquide (boueux) nécessite un traitement qui peut être complexe en raison de la présence d'un mélange de polluants (organiques, inorganiques).

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la distribution granulométrique du sol (la gamme optimale est de 0,24 mm à 2 mm),
- la nature du sol,
- la forme physique du sol,
- les conditions de manipulation du sol,
- l'humidité du sol,
- la nature et la concentration des contaminants,
- la texture, la teneur en matière organique, la capacité d'échange cationique, le pH et la capacité tampon.

Coût / performance

Le coût moyen de cette technique est de 120 à 200 $.tonne^{-1} en fonction de la quantité à traiter et de la concentration initiale. En France, il est de 200 à 600 F.tonne^{-1}. L'efficacité de la technique atteint 95 - 99 %.

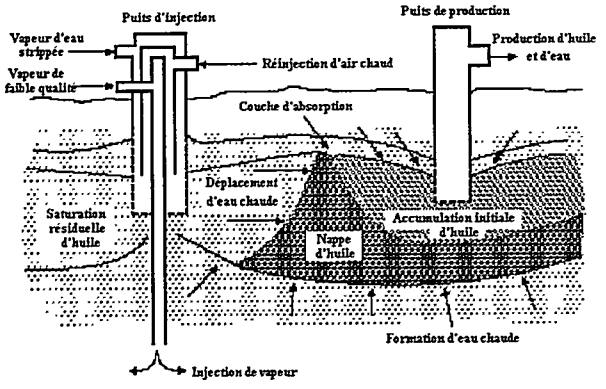
Le lavage des sols est généralement utilisé en combinaison avec les technologies suivantes : la biorémédiation, l'incinération et la solidification/stabilisation. Le coût du procédé est de l'ordre de 150 à 600 F.tonne^{-1}.

En fonction du procédé utilisé, l'agent de lavage et les fines doivent être traités. Le temps de dépollution d'un volume standard de 20 000 tonnes est de moins de 3 mois.

Lessivage/stripping à l'eau chaude ou à la vapeur

Principe

La vapeur est envoyée dans l'aquifère *via* des puits d'injection pour vaporiser les produits volatils et semi-volatils et dans certains cas peut servir à déplacer, sous certaines conditions, la nappe. Les produits volatilisés remontent dans la zone insaturée d'où ils sont récupérés par un système d'extraction puis traités. C'est une technologie émergente encore au stade pilote. Un traitement biologique peut compléter cette technique afin de satisfaire aux exigences de décontamination. Ce procédé permet d'enlever de grandes quantités de déchets huileux accumulés et de retarder la migration verticale et latérale des produits organiques. Il s'applique aux zones de contamination profondes ou non et existe sous forme d'unités mobiles rapidement opérationnelles.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV et aux carburants. Les COV peuvent aussi être traités par cette technique mais le traitement est plus onéreux. Ce procédé peut s'appliquer aux usines à gaz, aux sites de traitement de bois, aux raffineries de pétrole et tout site contenant des liquides organiques denses ou légers (brai de houille, solutions de pentachlorophénol, créosotes, sous-produits du pétrole).

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : Stade pilote

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la nature du sol,
- les sols ayant une forte teneur en limon et en argile (instables avec l'humidité, peu perméables) peuvent réduire l'efficacité du procédé,
- la technique ne permet d'éliminer qu'environ 85 % de la pollution volatile,
- la profondeur de traitement est limitée à 10 m,
- la géologie et l'hydrogéologie du site.

Données nécessaires

Les données nécessaires avant tout travail de dépollution sont celles caractéristiques à tout ouvrage concernant l'eau souterraine.

Coût / performance

Quatre systèmes utilisent cette technique :

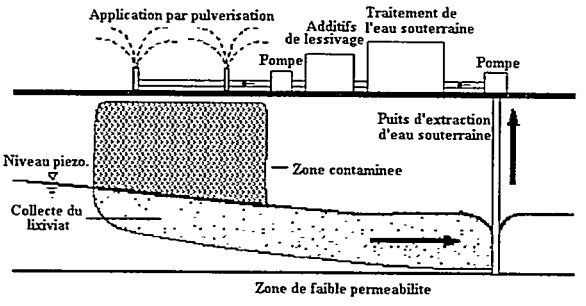
- le Contained Recovery of Oily Waste (CROW),
- le Steam Injection and Vacuum Extraction (SIVE),
- l'*In-situ* Steam-Enhanced Extraction (ISEE),
- le Steam-Enhanced Recovery Process (SERP).

Lessivage des sols

Principe

Le lessivage des sols *in-situ* (ou lavage *in-situ*) est l'extraction des contaminants du sol avec de l'eau ou d'autres solutions aqueuses adéquates. Le lessivage est accompli par passage du fluide d'extraction à travers les sols en place en utilisant un procédé d'injection ou d'infiltration. Les fluides extraits doivent être récupérés dans la zone saturée et si possible recyclés.

L'eau récupérée et les fluides de lessivages avec les contaminants désorbés peuvent nécessiter un traitement pour atteindre les normes de rejets appropriées avant recyclage (en priorité) ou relargage dans les réseaux d'eaux usées ou les cours d'eau récepteurs. La séparation des surfactants du fluide de lessivage récupéré, pour une réutilisation, est un facteur majeur du coût du procédé. Le traitement des fluides récupérés résulte en la production de boues et de solides résiduels, tels que le charbon actif et la résine échangeuse d'ions utilisés, qui doivent alors être traités avant évacuation. Les émissions de contaminants volatils des fluides de lessivage devraient être collectés et traités de manière appropriée pour atteindre des normes acceptables. Les additifs résiduels du lessivage peuvent présenter un danger et doivent être évalués.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux inorganiques et aux radionucléides. Elle peut aussi être appliquée aux COV, COSV, HAP, PCB, carburants et pesticides mais est moins compétitive en terme de coût/bénéfice que d'autres techniques. L'ajout d'additifs permet d'augmenter la solubilité des produits, cependant la solution de lessivage peut altérer les propriétés physico-chimique du sol. La technologie permet de récupérer les métaux et de mobiliser une grande variété de contaminants organiques et inorganiques des sols grossiers.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : En cours d'élaboration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les sols de faible perméabilité (inférieure à 10^{-7} m/s) ou porosité sont difficiles à traiter,
- les surfactants peuvent adhérer au sol et réduire la porosité efficace,
- les réactions des fluides de lessivage avec le sol peuvent réduire la mobilité des contaminants,
- la concentration résiduelle est toujours supérieure aux standards, une autre technique complémentaire est donc nécessaire,
- cette technique génère beaucoup de déchets liquides,
- le potentiel de lavage du contaminant au-delà de la zone de capture et l'introduction de surfactants dans le sol peuvent préoccuper les autorités. La technologie devrait être utilisée seulement là où les contaminants lessivés et le liquide de lessivage peuvent être confinés et récupérés.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité du sol,
- la structure du sol,
- la texture du sol,
- la porosité du sol,
- l'humidité,
- le carbone organique total,
- la capacité d'échange cationique,
- le pH,
- la capacité tampon,
- la concentration des contaminants,
- la solubilité, le coefficient de partage, les produits de solubilité, le potentiel de réduction, les constantes de stabilité.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 200 à 1000 F.tonne^{-1} pour une période de 3 à 18 mois. Des études de faisabilité en laboratoire et sur site doivent être effectuées avant de choisir cette technique. Une unité mobile de lessivage des sols a été construite aux Etats-Unis pour les déversements et les sites non contrôlés de déchets.

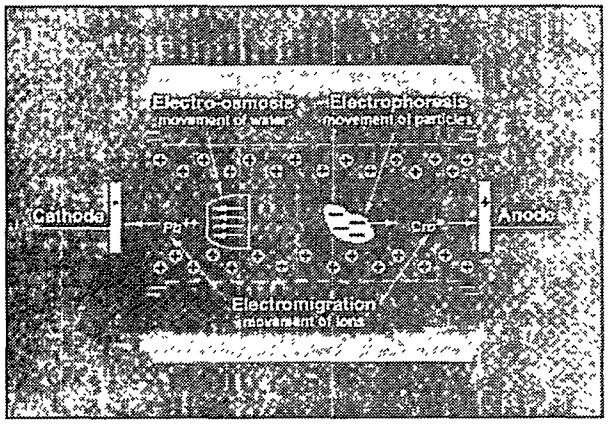
Migration électrocinétique (extraction électrique)

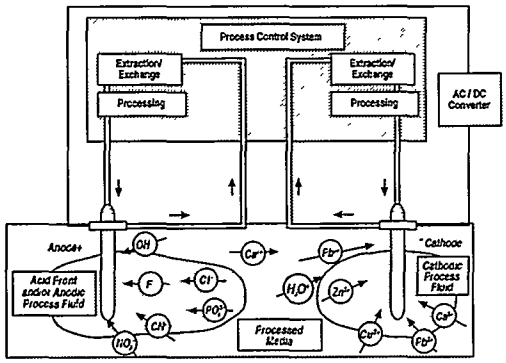
Principe

C'est un processus qui sépare et extrait les métaux lourds, les radionucléides et les contaminants organiques de la zone saturée et non saturée du sol (argiles à sables fins), des boues et des sédiments. Un courant direct de faible intensité est appliquée par l'intermédiaire de paires d'électrodes qui ont été plantées dans le sol de part et d'autre de la zone contaminée. Le courant électrique induit une électroosmose et une migration des ions qui entraîne le transfert des contaminants en phase aqueuse dans le sol d'une électrode à l'autre. Les contaminants se désorbent de la surface du sol et sont transportés vers leurs électrodes de préférence en fonction de leur charge. Les contaminants sont alors soit extraits grâce à un système de récupération ou se déposent sur l'électrode. Des surfactants ou des agents complexants peuvent être utilisés pour augmenter la solubilité et favoriser le mouvement des contaminants. Des réactifs peuvent aussi être introduits dans les électrodes pour augmenter le taux d'élimination des contaminants.

Ce procédé peut être appliqué de 2 manières :

- par maillage du sol par des électrodes qui plongent dans des puits permettant d'injecter les réactifs désirés et de récupérer les polluants en solution,
- par accumulation par des électrodes directement insérés dans le sol. Les polluants s'accumulent alors dans la région cathodique ou anodique selon leur charge.





Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux polluants ioniques sous forme dissoute et aux contaminants organiques polaires (phénols, chlorés, toluènes,...). Une étude a mis en évidence le rôle accélérateur de l'utilisation de cette technique couplée avec le bioventing, en libérant des ions hydroxyles qui oxydent les contaminants organiques (BTEX).

Milieu traité : Sol et eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours d'élaboration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la nature du sol (argile, sable,...) peut réduire fortement l'efficacité de la technique,
- la pollution doit être concentrée, l'extraction électrique ne s'adresse pas à une pollution diffuse,
- la perméabilité du sol peut limiter le passage du courant,
- l'hétérogénéité du sol peut limiter le rayon d'action de la technique,
- la profondeur et l'extension des contaminants,
- la teneur en matière organique et en humus peut réduire la désorption des composés du sol,
- une teneur en eau élevée est recommandée,
- le traitement complémentaire des polluants peut augmenter fortement le coût de cette technique.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la géologie et l'hydrogéologie du sol,
- la nature et la concentration des contaminants,
- la nature du sol,
- le pH,
- la teneur en matière organique,
- l'intensité du courant à appliquer,
- le nombre d'électrodes à mettre en place,
- la teneur en eau du sol,
- le devenir des contaminants récupérés (incinération, mise en décharge,...).

Coût / performance

Le coût de ce traitement *in-situ* est de l'ordre de 65 $\$.m^{-3}$ (400 à 1200 $F.tonne^{-1}$) pour une période de 2 à 5 mois avec des rendements d'élimination pouvant aller jusqu'à 100 % pour les métaux lourds et 44 à 70 % pour les HAP.

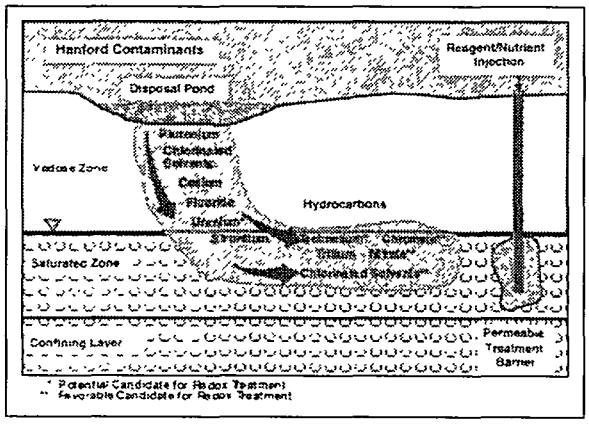
Murs (barrières) de traitement passif

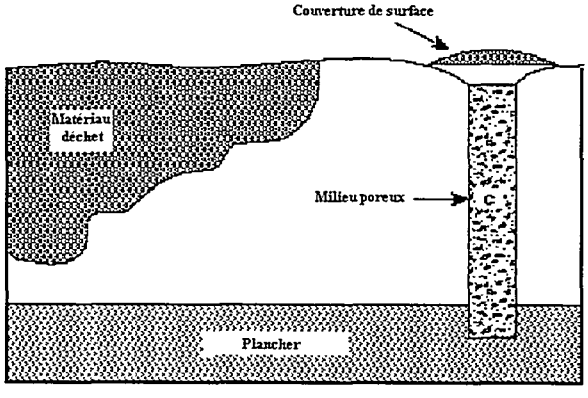
Principe

Un mur perméable réactif est installé en travers du flux d'un panache de pollution, permettant à l'eau de passer mais interdisant le passage aux polluants par emploi d'agents tels que les chélateurs (ligands sélectionnés selon leur spécificité à un métal donné), des sorbants, des micro-organismes ou autres.

Dans le cas de micro-organismes, la technologie utilise le principe des lits bactériens fixés de 2 manières différentes. Dans le premier cas, il s'agit de favoriser le développement de niches écologiques dans la matrice rocheuse (éventuellement fracturée pour augmenter la surface de contact). Dans le deuxième cas, on introduit dans une tranchée coupant perpendiculairement le sens d'écoulement de la nappe, un support externe tel que du charbon actif, du sable, de la pouzzolane ou de la tourbe. L'introduction des micro-organismes sur un support permet évite leur dispersion. Par extension, cette technique de filtration est utilisée pour la décontamination d'effluents gazeux.

Les polluants sont alors soit dégradés, soit retenus et concentrés dans le matériau obstacle. Ce mur permet soit le confinement total de contaminants à l'état de traces, soit de réduire le volume des contaminants les plus toxiques pour un traitement ultérieur.





Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COV et COSV et aux inorganiques, avec une efficacité limitée pour les carburants.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de démonstration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- dans le cas d'une tranchée de traitement biologique, la profondeur maximale de traitement est de 5 m,
- la capacité réactive des murs de traitement diminuant avec le temps peut nécessiter le changement du milieu réactif,
- le pH doit être contrôlé car une augmentation du pH peut inhiber la réaction et réduire l'efficacité du mur,
- la profondeur et la largeur du mur,
- une activité biologique peut limiter la perméabilité du mur.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- le gradient hydraulique,
- les caractéristiques des contaminants (profondeur, extension, nature et concentration),
- l'hydrologie de l'eau souterraine,
- la qualité de l'eau,
- le débit et la direction de l'écoulement,
- la perméabilité du sol,
- le pouvoir tampon du sol.

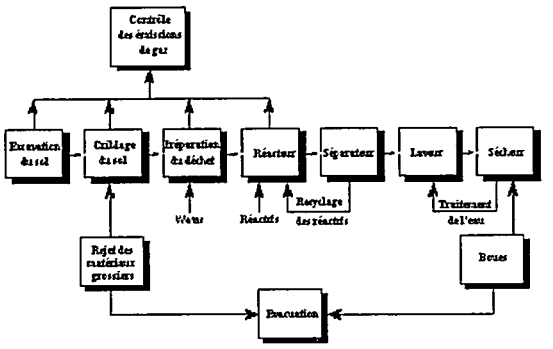
Coût / performance

Pas d'informations là-dessus.

Oxydo/réduction chimique

Principe

Les réactions d'oxydo/réduction (rédox) convertissent chimiquement les contaminants dangereux en composés inoffensifs, ou du moins, moins dangereux, plus stables, moins mobiles et/ou inertes. Ces réactions mettent en jeu le transfert d'électrons d'un composé à un autre, plus précisément un des réactifs est oxydé (perte d'électrons) et un autre est réduit (gain d'électrons). Les agents oxydants généralement utilisés pour le traitement des composés dangereux sont l'ozone, le peroxyde d'hydrogène, les hypochlorites, le chlore et le dioxyde de chlore. Le traitement par oxydation, provoquant une augmentation de la concentration en O_2 dans le milieu, favorise l'action de la population microbienne. Cette technologie est très utilisée dans le traitement des eaux usées ou potables et des eaux cyanurées, et des améliorations par rapport au procédé de base sont utilisées dans le traitement des sols contaminés.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux composés inorganiques, avec une efficacité limitée pour les COV et COSV non halogénés, les carburants et les pesticides.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- une oxydation incomplète ou la formation de composés intermédiaires peut avoir lieu en fonction des contaminants traités et des oxydants utilisés,
- les composés intermédiaires produits peuvent se révéler plus toxiques que ceux de départ,
- le procédé n'est pas très efficace en terme de coût/bénéfice pour les fortes concentrations en polluants à cause de la grande quantité d'oxydants nécessaire,
- la présence de composés organiques oxydables peut interférer dans le processus,
- un pH inférieur à 2 peut interférer,
- les huiles et graisses du milieu doivent être éliminées au maximum pour optimiser le procédé de dépollution.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- les teneurs en eau, en métaux alcalins et en humus dans le sol,
- la présence de multiples phases,
- les halogénures organiques totaux.

Coût / performance

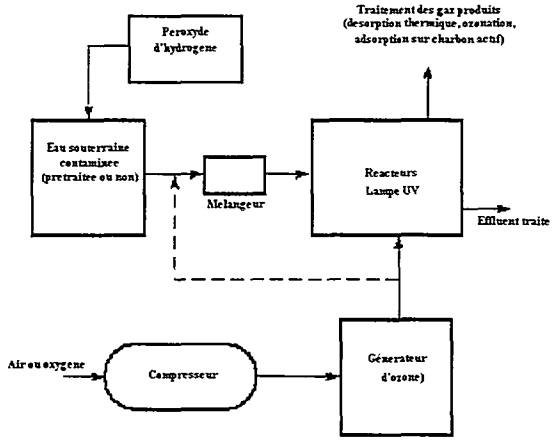
Cette technique est bien connue dans la désinfection des eaux urbaines et potables et dans le traitement des eaux riches en cyanures et en chrome.

Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 190 à 660 $\$.m^{-3}$. En France, il est de l'ordre de 60 à 600 $F.tonne^{-1}$.

Oxydation UV

Principe

L'oxydation UV est une technique destructive qui oxyde les composés organiques et les explosifs des effluents liquides par addition d'oxydants forts et irradiation à la lumière ultraviolette. Les réactions d'oxydation sont obtenues grâce à la combinaison de lumière UV et d'ozone (O_3) et/ou de peroxyde d'hydrogène. Si la minéralisation est complète, les produits finaux de l'oxydation sont du CO_2, de l'eau H_2O et des sels. Aucun traitement supplémentaire n'est nécessaire puisque le polluant est détruit. On distingue aussi l'oxydation chimique qui permet de décomposer les hydrocarbures trop concentrés ou trop toxiques pour le micro-organismes (par de l'air, de l'ozone ou du peroxyde d'hydrogène).



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tout composé organique réactif au radical hydroxyle (PCB, cyanures, HAP).

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'effluent à traiter doit permettre une bonne transmission des UV. Une forte turbidité peut être un facteur critique pour les systèmes UV/O_3 ou UV/H_2O_2,
- la présence de radicaux libres peut réduire l'efficacité du système. Un dosage excessif d'additifs chimiques peut être à l'origine de ces radicaux,
- l'effluent à traiter doit être relativement peu chargé en métaux lourds (< 10 mg/l) et en huiles et graisses insolubles afin de ne pas colmater les tubes de quartz,
- lorsque le système UV/O_3 est utilisé sur les composé organiques volatils, les contaminants ont tendance à être volatilisés plutôt que détruits. Ils doivent donc être éliminés des gaz produits par adsorption sur charbons actifs ou oxydation catalytique,
- le coût peut être plus élevé que pour d'autres techniques en raison de l'énergie dépensée,
- un prétraitement de l'effluent d'entrée peut permettre de minimiser la maintenance et le suivi du réacteur UV et des tubes de quartz,
- la manipulation et le stockage d'oxydants demandent des mesures de sécurité spéciales.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- le temps de contact ou de rétention dans le réacteur,
- le dosage d'oxydants,
- le pH,
- la température,
- l'intensité de la lampe UV.

Coût / performance

Le coût estimé de ce procédé est d'environ 0,03 à 3 $\$.m^{-3}$ d'eau traité.

Les facteurs influant sur le coût sont :

- la nature et la concentration des contaminants,
- le degré de destruction à obtenir,
- le débit d'eau à traiter,
- les spécifications de prétraitement ou de post-traitement.

Phytorémédiation

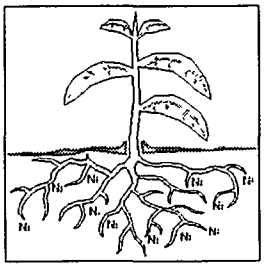
Principe

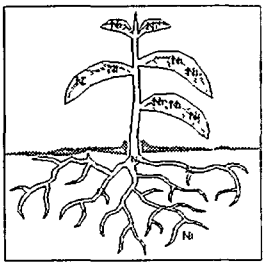
La phytorémédiation est l'utilisation de plantes et d'arbres adaptés pour nettoyer le sol et l'eau. La culture et, dans certains cas, la récolte de plantes sur un site contaminé, comme méthode de rémédiation est une technique satisfaisante, passive, conduite par l'énergie solaire qui peut être effectuée en parallèle ou à la place d'autres méthodes mécaniques. Les plantes peuvent décomposer, dégrader les contaminants organiques et stabiliser les contaminants métalliques en jouant le rôle de filtres ou de pièges.

Sur les sites contaminés par des métaux lourds, les plantes sont utilisées soit pour stabiliser, soit pour éliminer les métaux par deux mécanismes :

- la **phytoextraction** (ou phytoaccumulation) : c'est l'assimilation des contaminants métalliques par les racines dans les tiges et les feuilles. Certaines plantes absorbent de très grandes quantités de métaux en comparaison d'autres plantes. Les plantes cultivées sont récoltées périodiquement et soit incinérées, soit mis en compostage pour recycler les métaux. Cette procédure peut être répétée autant de fois qu'il est nécessaire pour atteindre les limites acceptables dans le sol. Les plantes incinérées doivent être mises en décharge, mais elles ne représentent alors que 10 % du volume de sol qu'il aurait fallu excaver pour un autre traitement,

- la **rhizofiltration** : c'est une technique similaire à la phytoextraction, mais les plantes utilisées sont cultivées dans des serres, leurs racines baignant dans l'eau contaminée. Au fur et à mesure que les racines sont saturées en métaux, elles sont récoltées et évacuées.





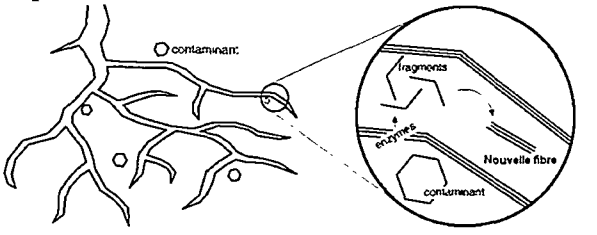
Les sites pollués par des composés organiques peuvent être traités de différentes manières :

- la **phytodégradation** (ou phytotransformation) : les plantes possèdent des enzymes qui permettent à des réactions chimiques d'avoir lieu et de dégrader les composés organiques en molécules plus simples utilisées pour leur croissance,

- la **phytostimulation**: c'est une biodégradation accélérée dans la rhizosphère : elle a lieu dans la zone du sol entourant les racines grâce aux exudats et enzymes libérés dans la rhizosphère et est plus lente que la phytodégradation. Certains micro-organismes peuvent digérer les contaminants organiques. De plus les substances naturelles relarguées par les plantes (sucres, alcools et acides), fournissent une source supplémentaire qui accélère l'activité des micro-organismes,

- le pompage des composés organiques : les arbres jouent le rôle de pompes organiques grâce à leurs racines qui pompent directement dans la nappe contaminée. Le soutirage réduit aussi la tendance du polluant à migrer en profondeur et vers les captages,

- la phytovolatilisation : elle a lieu lorsque les arbres et autres plantes soutirent de l'eau et les contaminants organiques présents dedans. Certains contaminants peuvent alors passer dans les feuilles et s'évaporer dans l'atmosphère. Par exemple, les peupliers volatilisent 90 % du TCE absorbé.



Applicabilité

Cette technique est adaptée aux métaux, aux pesticides, aux solvants, aux explosifs, au pétrole, aux HAP et aux lixiviats de décharge. Elle est généralement utilisée en combinaison d'autres technologies, comme traitement de finition, en éliminant les contaminants résiduels.

Milieu traité : Sol et eau *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les concentrations en contaminants ne doivent pas être trop élevées pour éviter toute toxicité pour les plantes,

- la contamination ne doit pas être profonde, sinon un pompage peut être effectué pour irriguer les plantes à la surface,

- les risques de bioconcentration dans la chaîne alimentaire par consommation des feuilles,

- la décontamination est très lente et peut se dérouler sur plusieurs années,

- les risques en cas d'incendie ou en automne.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration des contaminants,

- la profondeur de la contamination,

- la présence d'une nappe.

Coût/performance

Pas d'informations disponibles mais c'est une technique peu onéreuse.

Pompage / traitement

Principe

Cette technologie s'applique au traitement des nappes et eaux de surface contaminées par divers polluants. L'eau est directement pompée puis traitée à l'extérieur du milieu. C'est en quelque sorte l'équivalent de l'excavation pour une pollution des sols. L'eau pompée doit alors être traitée, plusieurs techniques utilisées en série ou bien simultanément peuvent être mises en oeuvre :

- adsorption sur charbon actif,
- coalescence sur résine oléophile,
- filtrations,
- traitements physico-chimiques,
- traitements biologiques (biofiltres, écrans biologiques,...)

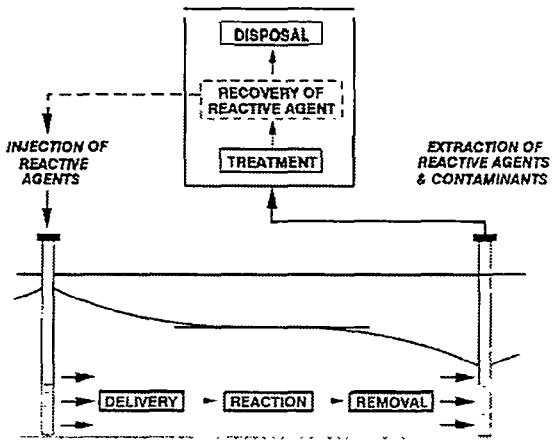
Cette technique, comme dans le cas du confinement, peut également permettre de maintenir la pollution dans une zone précise pendant un certain temps (barrière ou confinement hydraulique). Afin d'accélérer la récupération des polluants, on peut réinjecter une partie de l'eau pompée par des puits situés en périphérie du panache de pollution ce qui accentue le gradient hydraulique.

Les barrières hydrauliques sont utilisées en même temps que la technique de pompage/écrémage. Lors d'une pollution de la nappe phréatique, il s'agit de stopper le mouvement des contaminants vers l'aval. Un puits de pompage est alors installé au niveau de la zone polluée pour créer un cône de dépression qui permet de maintenir la pollution sur place.

Dans certains cas, le pompage peut être couplé à une injection de réactifs permettant d'augmenter le rendement de récupération des produits en solution dans l'eau.

Applicabilité

Cette technique est adaptée à tous les polluants solubles ou solubilisables (métaux, cyanures, explosifs, pesticides, COSV, PCB, COV, carburants).



Milieu traité : Eau *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique :

- le pompage n'est qu'un transfert de pollution, un traitement des eaux est nécessaire,
- le pompage de la nappe polluée peut entraîner une contamination de zones jusque là non polluée,
- des pompes anti-déflagration doivent être utilisées dans les zones à risque d'explosion,
- les polluants immiscibles ou plus lourds ne peuvent être traités par cette technique,
- l'excavation et la manipulation de l'eau contaminée risquent de provoquer un relargage dans l'environnement,
- le pompage ne s'adresse qu'aux aquifères poreux homogènes. La transmissivité ne doit pas être trop petite ou trop grande : une vitesse d'écoulement entre 0,01 et 100 m/j paraît correcte,
- le volume d'eau contaminée,
- la profondeur et l'extension de la zone polluée.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la géologie et l'hydrogéologie du milieu,
- la porosité, la perméabilité du sol et de l'aquifère,
- la nature et la concentration en polluants.

Coût / performance

Le coût de pompage seul est de l'ordre de 100 à 500 F.tonne^{-1}. Cette technique est facile à installer et efficace à condition de bien maîtriser les caractéristiques de l'aquifère et de la nappe. En moyenne, le coût de traitement d'une nappe est de 500 kF et la durée de 3 à 18 mois.

Pompage / écrémage

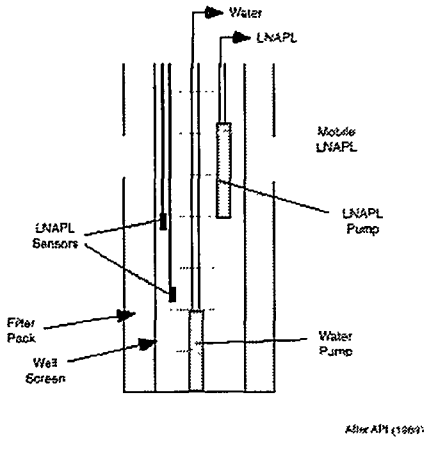
Principe

Cette technique s'adresse aux phases contaminantes liquides organiques qui surnagent à la surface de la nappe phréatique lorsqu'une couche de plus de 20 cm d'épaisseur flotte au-dessus du niveau piézométrique. Elle est également applicable aux eaux de surface, on utilise alors des rouleaux et tambours oléophiles pour récupérer les hydrocarbures ou autres substances organiques à la surface de l'eau.

Lorsque qu'une phase organique surnage à la surface d'une nappe (de quelques dizaines de centimètres à quelques mètres d'épaisseur), il est possible de la pomper directement par l'intermédiaire de forages. Quand son épaisseur devient trop faible, on réalise un "double-pompage". Il s'agit de pomper l'eau de la nappe, ce qui induit un cône de rabattement de la surface de la nappe. Ceci provoque un appel de la phase organique surnageante qui s'accumule dans le cône de dépression où elle est alors extraite à l'aide d'une seconde pompe placée au-dessus de la première (écrémage). Le pompage de l'eau est effectué en continu (maintien du cône de dépression), l'écrémage de la phase organique se fait par cycles.

Le pompage de l'eau de la nappe crée un confinement hydraulique par inversion du gradient hydraulique évitant la migration des polluants vers l'extérieur. Ce procédé est particulièrement adapté au traitement de pollutions accidentelles. Il peut permettre de récupérer rapidement des produits organiques très peu dégradés et quasiment réutilisables. Il est généralement couplé à une autre technique permettant de traiter la pollution résiduelle.

Une fois récupéré, il peut être soit stocké, soit recyclé dans des procédés ne nécessitant pas des produits de grande pureté, soit purifié avant réutilisation.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tous les polluants organiques, non solubles, de densité plus faible que l'eau (BTEX, COV, COSV, carburants).

Milieu traité : Eau *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique :

- le pompage n'est qu'un transfert de pollution, un traitement des eaux est nécessaire,
- l'excavation et la manipulation de l'eau contaminée risquent de provoquer un relargage dans l'environnement,
- des pompes anti-déflagration doivent être utilisées dans les zones à risque d'explosion,
- l'origine de la pollution (ponctuelle ou chronique),
- l'écrémage ne permet qu'une récupération partielle du polluant, 60% seulement du produit parvenu à la nappe est généralement récupéré d'où l'intérêt d'injecter des tensio-actifs lors de la réinjection de l'eau pompée, augmentant ainsi à la fois le gradient hydraulique mais aussi le taux de récupération de polluants et évite ainsi l'apparition d'une nouvelle pollution par remontée de la nappe,
- le volume d'eau contaminée,
- la porosité (perméabilité) de la zone saturée,
- la profondeur (extension) de la pollution.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la géologie (stratigraphie) et l'hydrogéologie du milieu,
- la porosité, la perméabilité du sol et de l'aquifère,
- les propriétés physico-chimiques des produits (viscosité, densité, composition, solubilité),
- les propriétés du sol (forces capillaires, porosité effective, humidité, teneur en matière organique, conductivité hydraulique, texture),
- la nature du déversement (date de pollution, durée, volume, débit),
- le régime hydrogéologique (profondeur de l'aquifère, sens d'écoulement et gradient),
- le taux de recharge du produit,
- la nature et la concentration en polluants.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 100 à 500 F.tonne^{-1}. Le coût de dépollution d'une nappe est de l'ordre de 300 kF. Le coût dépend de la technologie utilisée :

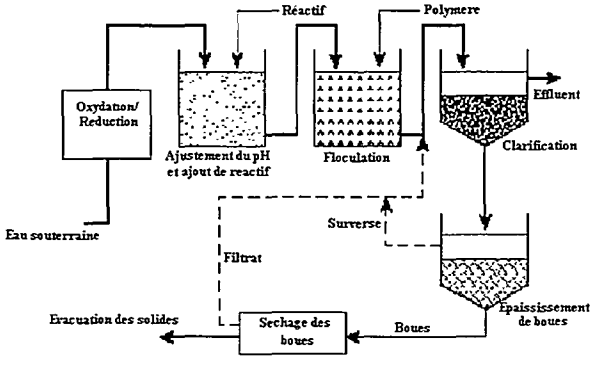
- 6500 \$.mois^{-1} pour un système d'extraction monophasique (écopage manuel),
- 1200 à 2000 \$.mois^{-1} pour un système d'extraction monophasique (écrémage),
- 2500 à 4000 \$.mois^{-1} pour un système de pompage double phase (séparation polluant/eau).

Malgré la variabilité du coût, ce dernier reste encore inférieur à d'autres techniques.

Précipitation

Principe

La précipitation des métaux a longtemps été la principale technique employée, avec succès, pour le traitement des effluents liquides riches en métaux. En conséquence, cette technique est considérée pour la rémédiation des eaux souterraines contenant des métaux lourds, incluant leurs isotopes radioactifs. Son application est souvent envisagée en prétraitement lorsque la présence de métaux peut interférer sur l'application du vrai traitement (oxydation chimique, air stripping). Le principe de cette technique est de convertir les sels métalliques solubles dans l'eau en sels métalliques insolubles (hydroxydes, sulfures ou carbonates) qui vont alors précipiter. Ce précipité est ensuite éliminé de l'effluent par des méthodes physiques telles que la clarification ou la filtration. Ce procédé utilise généralement un ajustement de pH, un ajout de précipitant et une floculation.



Applicabilité

Cette technique est principalement appliquée aux métaux.

Milieu traité : Eau souterraine *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'adsorption des métaux lourds dans le sol qui limitera le traitement à la seule partie dissoute et pompée avec l'eau souterraine,
- la présence de multiples espèces métalliques peut entraîner des difficultés de traitement en raison de la nature amphotère des différents composés (l'optimisation du traitement d'un métal peut empêcher l'élimination d'un autre),
- les normes de rejet devenant de plus en plus strictes, un traitement complémentaire est souvent nécessaire,
- les boues d'hydroxydes métalliques doivent faire l'objet de tests de lixiviation avant la mise en décharge,
- l'ajout de réactif doit être bien contrôlé afin de respecter les concentrations acceptables dans l'effluent de sortie,
- l'efficacité du système repose dans la technique de séparation utilisée (clarification, floculation, et/ou filtration),
- le procédé peut générer des boues toxiques nécessitant un stockage spécifique,
- le procédé peut être coûteux, en fonction des réactifs utilisés, des contrôles nécessaires et de la surveillance de l'opération,
- des sels dissous sont ajoutés lors de l'ajustement du pH,
- le polymère doit être ajouté en proportion adéquate pour permettre une bonne décantation des solides,
- l'eau traitée nécessite généralement un ajustement de pH.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et le dosage de réactif,
- le pH optimum,
- le temps de rétention,
- le débit de traitement,
- la température,
- les spécifications dues aux mélanges,
- le choix du floculant,
- les MES,
- la vitesse de filtration ou de décantation du précipité,
- le volume et les caractéristiques des boues.

Toutes ces données peuvent être fournies grâce à des tests de traitabilité en laboratoire.

Coût / performance

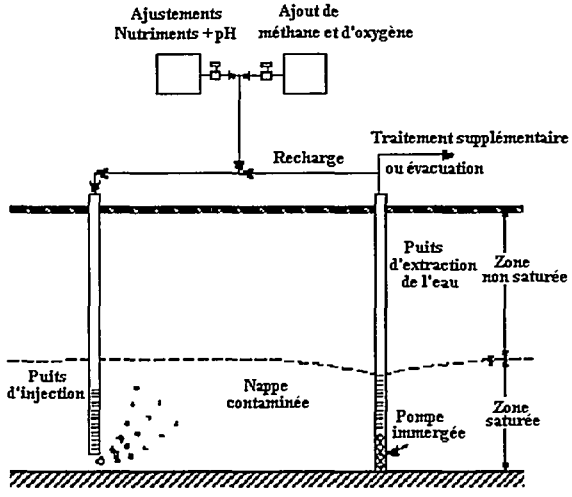
Le coût de fonctionnement (sans évacuation des boues) estimé de cette technique est de l'ordre de 0,08 à 0,18 $\$.m^{-3}$ d'eau traitée contenant jusqu'à 100 $mg.l^{-1}$ de métaux. Le coût d'investissement d'une unité de traitement de 75 et 250 $l.mn^{-1}$ est respectivement de 85 000 et 115 000 $.

Le coût d'une étude de traitabilité en laboratoire est de 5000 à 20 000 $.

Processus co-métabolique

Principe

C'est l'une des formes de transformation secondaire du substrat pour laquelle des enzymes, produits pour l'oxydation d'un substrat donné, sont capables de dégrader ce substrat secondaire de manière opportuniste, même si les substrats secondaires n'apportent pas l'énergie suffisante au maintien de la population microbienne. Une application émergeante est l'injection d'eau contenant du méthane et de l'oxygène dissous dans l'eau souterraine pour stimuler la dégradation biologique méthanotrophique. Cette classe de micro-organismes peut dégrader des solvants chlorés, tels que le chlorure de vinyle et le trichloroéthylène, par co-métabolisme.



Applicabilité

Les contaminants visés par cette technique sont les COV et COSV. Le procédé peut aussi être efficace pour traiter les carburants et les pesticides. Comme tout traitement biologique, l'efficacité dépend fortement de la biodégradabilité des produits rencontrés.

Milieu traité : Eau souterraine *in-situ*

Etat de la recherche : En cours de développement

Limitations

Les facteurs limitant l'emploi ou l'efficacité de ce procédé sont :

- la technique est en cours de développement,
- l'hétérogénéité du sol peut rendre difficile le passage de la solution et donc réduire la biodégradation,
- les précautions de sécurité nécessaires à la manipulation de méthane (éloignement de toute source d'ignition dans la zone de traitement).

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité de l'aquifère,
- l'hydrologie du site,
- la teneur en oxygène dissous,
- le pH,
- la profondeur de la pollution,
- le type et la concentration de chaque polluant,
- la biodégradabilité des polluants.

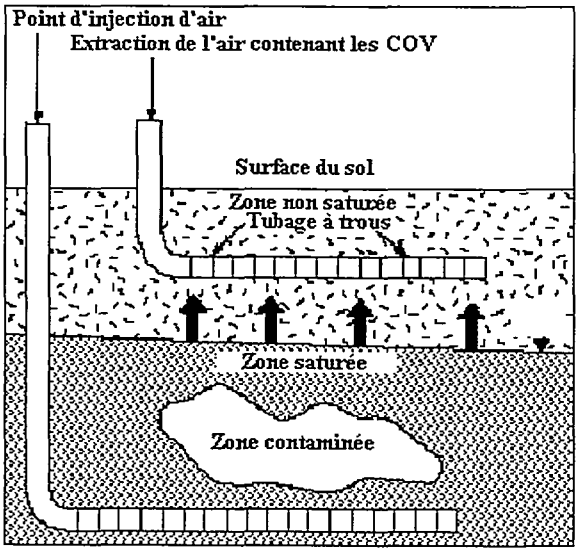
Coût / performance

La seule étude pilote menée jusqu'à maintenant dans un sol contaminé par des TCE et PCE à raison de 10 ppm dans le sol et 1 ppm dans l'eau souterraine, a montré que lorsque la densité d'organismes méthanotrophes était multiplié par 10^5, les concentrations finales étaient inférieures à 2 ppb.

Puits directionnels

Principe

Des puits sont forés soit horizontalement, soit selon un angle donné afin d'atteindre les contaminants non accessibles par des puits verticaux. Les puits directionnels sont uniquement utilisés en complément d'une autre technique de dépollution *in-situ*, telle que la biodégradation, le bioventing, l'extraction sous vide, le lessivage des sols et l'air sparging.



Applicabilité

Cette technique est applicable à tout type de pollution. Elle est particulièrement adaptée lorsque des structures existantes empêchent l'installation de puits verticaux.

Milieu traité : Eau souterraine et sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- l'installation du système de traitement peut endommager les puits,
- les puits peuvent s'effondrer,
- un équipement spécial est nécessaire,
- les puits sont difficiles à positionner avec précision,
- l'installation de puits horizontaux coûte cher,
- actuellement la technologie est limitée à la profondeur de 15 m.

Données nécessaires

Les données nécessaires avant tout travail de dépollution sont celles caractéristiques à tout ouvrage concernant l'eau souterraine.

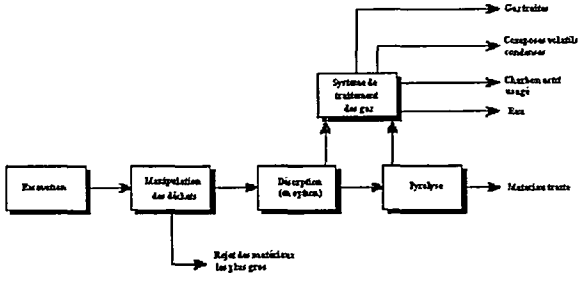
Coût / performance

Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 60 à 250 $\$.m^{-1}$ foré (jusqu'à 330 $/m pour un forage par ultrasons).

Pyrolyse

Principe

C'est la décomposition chimique des composés organiques induite par la chaleur en l'absence d'oxygène. En pratique, il est impossible d'obtenir une atmosphère totalement exempte d'oxygène ; les systèmes pyrolitiques actuels opèrent avec une concentration en oxygène inférieure à la quantité stœchiométrique. En raison de la présence d'un peu d'oxygène, une oxydation nominale s'effectue. Si des contaminants volatils ou semi-volatils sont présents, la désorption thermique aura aussi lieu. La pyrolyse transforme le matériau contaminé en composés gazeux, en petite quantité d'eau et en un solide résiduel (le coke) contenant le charbon fixé et des cendres. La pyrolyse produit des gaz combustibles de monoxyde de carbone, d'hydrogène, de méthane et d'autres hydrocarbures. Si les gaz sont refroidis, les liquides condensés produisent un résidu huileux ou goudronneux et de l'eau contaminée. La pyrolyse est généralement effectuée sous pression atmosphérique et à une température supérieure à 430 °C (450 à 600°C). Les gaz de combustion peuvent être traités dans une chambre secondaire de combustion, et partiellement condensés. Un équipement d'élimination des particules (filtres ou laveurs) est aussi nécessaire.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux COSV et aux pesticides. Les systèmes de pyrolyse peuvent être appliqués à tout composé organique "craquant" ou suivant une décomposition en présence de chaleur. Le volume de gaz à traiter est plus faible par rapport à l'incinération. Ce processus est particulièrement adapté aux sols riches en matière organique. Les contaminants pour lesquels des tests positifs ont été effectués sont les HAP, PCB, COV, COSV, BTEX et les dioxines et d'autres composés organiques. Par contre cette technique est inefficace pour les composés inorganiques.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : En cours d'élaboration

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la taille spécifique pour l'alimentation de l'unité et les précautions de manipulation peuvent peser sur l'applicabilité ou le coût,
- la technologie nécessite le séchage du sol pour atteindre une faible concentration en eau (< 1%),
- une alimentation abrasive peut endommager l'unité de traitement,
- de fortes teneurs en eau augmentent le coût de traitement,
- le matériau traité contenant des métaux lourds peut nécessiter une stabilisation.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration en contaminants,
- la teneur en eau dans le sol,
- la classification granulométrique du sol,
- la température de fusion du sol.

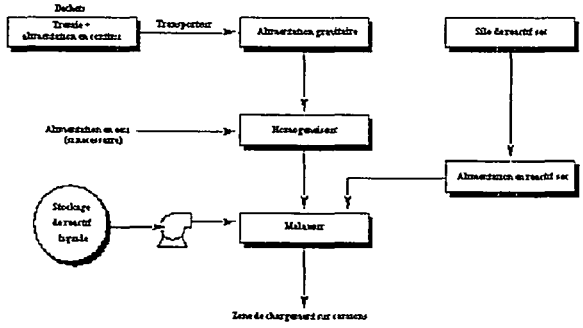
Coût/performance

Le coût moyen de dépollution par cette technique est de l'ordre de 300 $.tonne^{-1} pour un volume de 20 000 tonnes.

Solidification/stabilisation ex-situ

Principe

Comme dans la technique *in-situ*, les contaminants sont physiquement liés ou enfermés dans une masse stabilisée (solidification) où des réactions chimiques sont induites entre l'agent stabilisant et les contaminants pour réduire leur mobilité (stabilisation). La technique *ex-situ* nécessite ensuite une évacuation des matériaux obtenus. Une machine peut traiter jusqu'à 100 t/h.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux inorganiques et radionucléides, avec une efficacité limitée pour les COSV et les pesticides. Cependant, des systèmes sont en cours d'élaboration avec une efficacité plus grande pour les composés organiques.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les conditions environnementales peuvent affecter à long terme l'immobilisation des contaminants,
- une concentration en huiles et graisses supérieure à 10 % peut interférer,
- les particules les plus fines peuvent interférer dans le processus,
- certains procédés résultent en une augmentation significative du volume de déchets (jusqu'à deux fois plus),
- certains procédés sont incompatibles avec certains déchets (composés organiques < 1%). Des tests de faisabilité sont donc nécessaires,
- les COV ne sont pas immobilisés,
- l'efficacité à long terme n'a pas été démontrée pour toutes les combinaisons contaminants/procédés.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la granulométrie du sol,
- l'humidité du sol,
- les concentrations en métaux,
- la teneur en sulfate,
- la teneur en matière organique,
- la perméabilité, le densité, la compressibilité, la lixiviabilité du sol,
- une analyse microstructurelle,
- la durabilité chimique et physique du sol.

Coût / performance

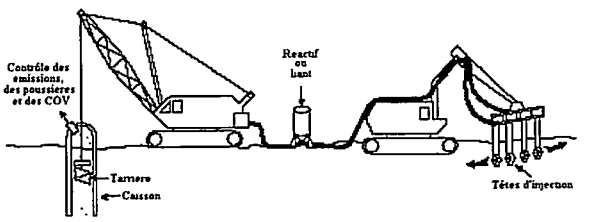
Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 110 $.tonne^{-1}. En France, il est de l'ordre de 150 à 500 F.tonne^{-1} pour une période de 3 mois. En fonction des contaminants initiaux et des réactions chimiques qui ont eu lieu, le matériau obtenu peut être assimilé à une substance dangereuse pour les manipulations. La rémédiation d'un volume de 20 000 tonnes peut prendre moins d'un mois en fonction de la taille de l'installation et de la nature et des propriétés du sol.

Solidification/stabilisation in-situ

Principe

Cette technique réduit la mobilité (inertage) des substances dangereuses dans l'environnement par des moyens physiques (solidification par des liants hydrauliques) et chimiques (stabilisation du polluant en une forme moins soluble et toxique) dans les boues et sols sablo-graveleux avec des réactifs (pouzzolaniques, ciments, polymères,...). Au contraire des autres techniques de rémédiation, la stabilisation/solidification cherche à piéger ou à immobiliser les contaminants dans leur milieu (sol, sable et/ou matériaux de construction), au lieu de les éliminer par traitement physique, chimique ou biologique. La solidification/stabilisation *in-situ* utilise des systèmes tarières/caissons et des systèmes d'injection pour appliquer les agents de solidification/stabilisation dans le sol *in-situ*. Une machine peut traiter jusqu'à 10 m3/h.

Les techniques de solidification/stabilisation peuvent être utilisées seules ou combinées à d'autres méthodes de traitement ou d'évacuation afin d'obtenir un produit ou un matériau réutilisable ou pouvant être évacué.



Applicabilité

Cette technique est particulièrement adaptée aux inorganiques, avec une efficacité limitée pour les COSV, HAP et les pesticides, et quasi-nulle pour les COV. Cependant des systèmes sont en cours d'élaboration pour pouvoir mieux traiter les composés organiques.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- la profondeur des contaminants peut limiter l'application de certains procédés de stabilisation/solidification,
- une concentration en huiles et graisses supérieure à 10 % peut interférer,
- les particules les plus fines peuvent interférer dans le processus,
- l'homogénéité du mélange est difficile à contrôler,
- la présence de composés volatils nécessite le contrôle des émanations gazeuses,
- l'usage futur du site peut altérer les matériaux et affecter la capacité d'immobilisation des contaminants,
- certains procédés peuvent entraîner une augmentation du volume de déchets (deux fois plus),
- certains déchets (composés organiques < 1%). sont incompatibles avec certaines variantes du procédé. Des tests de faisabilité sont donc requis,
- la distribution du réactif et le mélange effectif sont plus difficiles que pour les applications *ex-situ*,
- comme toute technique *in-situ*, un échantillonnage représentatif est plus difficile que dans les traitements *ex-situ*.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la taille des particules du sol,
- l'humidité du sol,
- la concentrations en métaux,
- la teneur en sulfate,
- la teneur en matière organique, la densité,
- la perméabilité et la compressibilité,
- la lixiviabilité, le pH,
- une analyse microstructurelle.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 500 à 1000 F.tonne^{-1} pour une période 3 mois. La plupart des réactifs et des additifs est très répandue et relativement peu chère.

Les techniques de solidification/stabilisation ont démontré leur capacité à réduire la mobilité des produits contaminés de plus de 95 %. Les effets à long terme du climat (gel, pluies acides, érosion), de l'infiltration des eaux souterraines et des perturbations physiques dues à un usage incontrôlé du site peuvent significativement affecter l'intégrité de la masse stabilisée et la mobilité des contaminants par des processus non prévisibles par des tests de laboratoire.

Le coût de la stabilisation par ciment varie énormément en fonction des matériaux et des réactifs utilisés, de leur disponibilité, de la taille du projet et de la nature chimique des polluants. Les techniques *in-situ* de mélange du sol avec tarières sont de l'ordre de 50 à 80 \$.m^{-3} pour les applications à faible profondeur (à un rythme de 40 à 80 tonnes par heure), et jusqu'à 190 à 330 \$.m^{-3} pour les applications en profondeur (à un rythme de 20 à 50 tonnes par heure).

Au-delà du problème de compatibilité des déchets, le choix de la technique de solidification/stabilisation est régi par l'accessibilité des réactifs nécessaires au procédé, en raison de la grande quantité de produits nécessaires sur le site. Les coûts de transport peuvent alors rendre la technique économiquement non compétitive si la source d'approvisionnement en réactifs est éloignée du site à traiter.

Traitement acoustique

Principe

Ce procédé innovant qui n'existe encore qu'au stade expérimental n'est pas un procédé de traitement en tant que tel mais est utilisé en complément de la technologie du "flushing" (lavage *in-situ*). Cette technique est basée sur le principe que les forces créées par des ondes acoustiques peuvent faciliter la mobilisation de polluants organiques non volatils. En effet, lors de pollutions de sols par des composés organiques non volatils tels que des résidus d'huile minérale, on constate que les polluants sont présents dans le sol sous forme quasi pure. Dans ce cas, des gouttelettes de polluants sont retenues dans la zone saturée par les forces de capillarité.

Afin de vaincre ces forces, une force additionnelle est nécessaire. Des ondes acoustiques peuvent fournir cette force en faisant "vibrer" les gouttes de polluant. Une onde sonore peut provoquer dans de l'eau en alternance une dépression et une surpression et ainsi faire "vibrer" les gouttes. A la fréquence de résonance, la goutte éclate en gouttelettes plus petites qui pourront être éliminés par la technique du "soil flushing".

Applicabilité

Des essais expérimentaux menés sur des colonnes de sable pollué par du diesel ont montré que l'utilisation d'ondes acoustiques améliorait l'efficacité du flushing. Cette technique permet d'améliorer la technique du "soil flushing" est de pouvoir ainsi traiter des sols contaminés par des polluants organiques non-volatils.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Stade laboratoire

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

Coût / performance

Pas d'informations

Venting

Principe

Il consiste à injecter de l'air sous pression par l'intermédiaire de forages dans la zone non saturée du sol afin d'entraîner les contaminants volatils. L'air doit être injecté avec une pression suffisamment forte pour permettre la volatilisation des contaminants. Le venting est généralement utilisé en combinaison avec un système d'extraction de la phase gazeuse du sol pour éviter de rejeter les contaminants gazeux à la surface du sol (ESV). Les effluents gazeux sont récupérés et traités à la surface du sol (filtres à charbon actif, biofiltres, incinération, oxydation catalytique).

Elle s'applique à des terres contaminées dont le volume dépasse 500 m3, ou dont l'étendue dépasse plusieurs centaines de m², car dans ces cas là, les coûts d'excavation ceux du venting.

Le bioventing utilise les puits de ventilation comme apport en oxygène pour stimuler la biodégradation aérobie par la population microbienne naturelle.

Le slurping est une technologie utilisée dans la dépollution de la zone non saturée qui combine une extraction de la phase gazeuse du sol par dépression (ESV) à la technique du venting. Une variante de cette technique couplant le bioventing et le procédé ESV est appelée bioslurping.

Applicabilité

Cette technique est adaptée à tous les polluants organiques volatils (BTEX, COV, COSV) avec de très bons rendements (> 99 %). Elle ne nécessite pas l'interruption des activités du site et peut être appliquée sous les bâtiments et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique :

- l'utilisation du venting sans système d'extraction de la phase gazeuse du sol peut entraîner la dispersion des contaminants loin du site,
- une température du sol faible diminue la pression de vapeur du contaminant,
- une faible perméabilité ou la présence de couches imperméables peuvent réduire l'efficacité de la technique,
- un système de collecte et de traitement des effluents gazeux est nécessaire,
- la formation de boues peut obstruer les puits et nécessiter le forage de nouveaux puits,
- seuls les contaminants les plus volatils sont traitables par cette technique.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la perméabilité du sol,
- la nature et la volatilité des polluants,
- la structure du sol.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 100 à 200 $F.tonne^{-1}$ sur 4 à 8 mois.

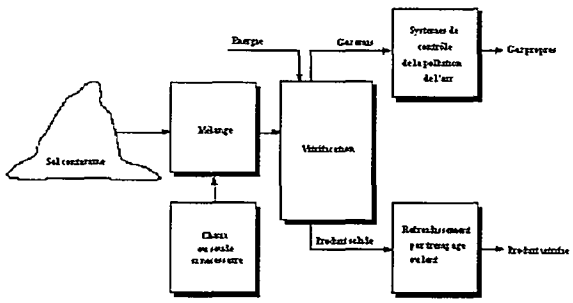
Vitrification ex-situ

Principe

La vitrification *ex-situ* permet d'encapsuler les contaminants inorganiques, et non de réduire leurs concentrations. Toutefois une destruction des contaminants organiques présents dans le matériau traité a lieu en raison des températures atteintes par le procédé.

La vitrification est efficace dans la réduction de la mobilité des déchets contaminés du matériau. La masse vitrifiée présente une grande résistance à la lixiviation. Les systèmes par lesquels la masse vitrifiée est refroidie par trempage produisent un matériau plus fracturé que les systèmes par lesquels la masse vitrifiée est refroidie à l'air. Les systèmes dans lesquels des agents de fluidification sont utilisés présentent aussi des propriétés différentes. La composition du sol à vitrifier peut aussi jouer sur les propriétés du matériau vitrifié.

La vitrification *ex-situ* est généralement utilisée seule, mais elle peut aussi être utilisée pour le traitement des solides résiduels d'autres technologies, tels que les déchets d'incinération.



Applicabilité

Cette technique est adaptée à tout type de polluants, mais les composés inorganiques sont généralement les produits visés. Les métaux, radionucléides,... sont encapsulés dans la masse vitrifiée, résistant à la lixiviation pour des périodes géologiques.

Milieu traité : Sol *ex-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les gaz organiques émis nécessitent un contrôle. Certains métaux lourds et contaminants volatils peuvent se volatiliser et nécessiter un système de traitement des gaz,
- une utilisation ou une évacuation du déchet vitrifié est requise.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- la nature et la concentration des contaminants,
- l'humidité et la classification du sol,
- la température de fusion du sol.

Coût/performance

Le coût estimé de cette technique est de l'ordre de 700 $/tonne

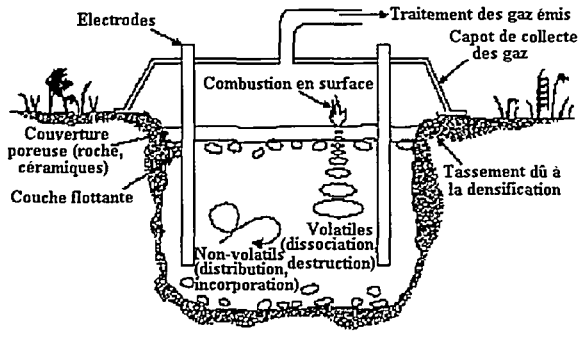
Vitrification in-situ

Principe

La vitrification *in-situ* utilise un courant électrique pour fondre le sol et les autres matériaux à très haute température (1600 à 2000 °C) et ainsi immobiliser la plupart des composés inorganiques et détruire les polluants organiques par pyrolyse. Les polluants organiques sont incorporés dans une masse cristalline et vitrifiée. La vapeur d'eau et les produits de combustion par pyrolyse des composés organiques sont récupérés par un capot de collecte et conduits vers un système de traitement des gaz qui élimine les particules et les autres polluants du gaz.

Les fortes températures sont atteintes grâce à un réseau rectangulaire de quatre électrodes de graphite. Pour initier le processus, une tige de matériau conducteur (graphite) est enfoncée dans le sol pour permettre le passage du courant (le sol sec n'est pas conducteur lorsque toute l'eau s'est évaporée) jusqu'au point de fusion du sol.

L'effet Joule du starter permet d'atteindre une température suffisante à la fusion du sol (la température dépend de la teneur en oxyde métallique alcalin) qui devient alors conducteur. Des améliorations faites au procédé permettent de mouvoir l'électrode et ainsi augmenter la profondeur de travail. Un capot mis en dépression est placé au-dessus de la zone de vitrification pour récupérer les polluants émis. Le produit vitrifié est chimiquement stable, résistant à la lixiviation, et similaire à de l'obsidienne ou du basalte. Le procédé détruit les composés organiques, les composés inorganiques et les radionucléides sont retenus dans le sol fondu.



Applicabilité

Cette technique peut détruire les composés organiques et immobiliser la plupart des inorganiques du sol, des boues ou de tout autre matériau en terre. Elle a été testée avec succès sur une large gamme de COV et de COSV, de HAP, de dioxines et des PCB et sur les principaux polluants inorganiques et radionucléides.

Milieu traité : Sol *in-situ*

Etat de la recherche : Terminé

Limitations

Les facteurs pouvant limiter l'emploi ou l'efficacité de cette technique sont :

- les blocs représentant plus de 20 % du poids total à traiter,
- le chauffage du sol peut entraîner une migration des polluants en profondeur vers des zones non contaminées et un incendie souterrain,
- les particules doivent être inférieures à 4 pouces,
- la conductivité hydraulique doit être inférieure à 10^{-5} cm/s,
- la teneur en eau doit être au maximum de 25 % en poids,
- les composés organiques combustibles dépassant 5 à 10 % du poids total,
- le matériau traité peut influer sur l'usage futur du site,
- cette technique entraîne une forte consommation d'énergie,
- le traitement de la pollution sous le niveau piézométrique peut nécessiter des moyens pour limiter la recharge.

Données nécessaires

Les données particulières à fournir avant d'envisager toute application de cette technique sont :

- l'humiditédu sol,
- la distribution granulométrique,
- la conductivité hydraulique,
- la teneur en alcalins (oxydes de potassium et de sodium) doit dépasser 1,4 % pour pouvoir former du verre.

Coût / performance

Le coût de cette technique est de l'ordre de 1200 à 2500 F/tonne pour une période de 3 mois. Plus de 170 tests à différentes échelles (de pilote jusqu'à grandeur réelle) ont été effectués sur une grande gamme de déchets dans les sols et les boues.

Le coût moyen d'un test de faisabilité est de l'ordre de 25 000 $ pour tous les polluants à l'exception des PCB et des dioxines où le coût est de l'ordre de 30 000 $. Le coût de mobilisation et de démobilisation de l'équipement est de 200 000 à 300 000 $.