

## **SOLENV - Evaluation environnementale des technologies de traitement de sols et des eaux souterraines pollués**

Evaluation des impacts sur les fonctions des sols

Novembre 2011

Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par le BRGM dans le cadre de la convention n°0872C0118

Coordination technique : Frédérique Cadière

Département : SFUSP - Direction : DVTD – ADEME (Angers)

## Remerciements :

Le BRGM remercie l'ensemble des membres du comité scientifiques de pilotage. Ce comité est composé des personnes suivantes :

- Mme Christel de la Hougue déléguée générale de l'Union Professionnelle des Entreprises de Dépollution de Sites (UPDS),
- Mme Catherine Massiani, Professeur, directeur du Laboratoire Chimie et Environnement de l'université de Provence (CNRS),
- M. Jean-Louis Crabos directeur adjoint de l'APESA,
- M. Jérôme Payet, Maître de conférences à l'Ecole Polytechnique de Lausanne (EPFL),

Date de notification : 10 juin 2009.

Date d'achèvement de l'opération : 25 novembre 2011

Référence rapport BRGM : Ménard Y., Vaxelaire S., Colombano S., Coftier A. (2011) – SOLENV – Évaluation environnementale des technologies de traitement de sols et eaux souterraines pollués, évaluation des impacts sur les fonctions des sols. BRGM/RP-60091-FR, 161 p., 19 figures, 14 tableaux, 3 ann.

### **L'ADEME en bref**

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, et du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en oeuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. L'agence met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public et les aide à financer des projets dans cinq domaines (la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit) et à progresser dans leurs démarches de développement durable.

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

## Synthèse

Ce rapport constitue un livrable du projet SOLENV portant sur l'évaluation de l'impact environnemental de la mise en œuvre de technologies de traitement des sites pollués. Ce projet de recherche est soutenu par l'ADEME et s'inscrit dans la thématique « Sites et sols pollués ». Il est financé depuis juin 2009 par l'ADEME et le BRGM pour une durée de 2 ans.

L'évaluation des services rendus à l'Homme par les écosystèmes et, en particulier, par les sols est une approche émergente pour laquelle il est nécessaire de mieux connaître les fonctions écologiques, c'est-à-dire les processus qui permettent le fonctionnement et le maintien de la qualité des écosystèmes et qui sont à l'origine de la « production » de services. Chacune de ces fonctions peut être caractérisée par un ou plusieurs processus physiques, chimiques ou biologiques. Ces processus peuvent eux-mêmes être décrits par un jeu d'indicateurs qui traduisent la qualité d'un sol en termes de structure et de fonctionnement biogéochimique. Cependant, alors que les approches pour mesurer la qualité de l'air ou des eaux sont bien établies, les protocoles d'évaluation de la qualité des sols sont encore quasiment inexistantes. Le concept de qualité des sols représente l'intégration d'un ensemble d'indicateurs (physiques, chimiques et biologiques) qui traduit le bon fonctionnement de cet écosystème. L'évaluation de cette qualité doit être mise en balance avec les usages multiples pouvant être prévus pour les sols et ne doit plus se limiter qu'à la seule productivité agricole. Une prise en compte plus large des effets environnementaux doit y être incluse. Une des difficultés majeures pour implémenter et assurer le suivi d'indices de qualité est liée aux coûts et à la difficulté de collecter des données en particulier lorsqu'un suivi doit être assuré dans le temps pour mesurer l'évolution de cette qualité au cours d'une opération de remédiation par exemple.

Dans ce rapport, nous proposons une méthodologie visant à évaluer l'impact d'une opération de remédiation sur les fonctions des sols par l'intermédiaire d'un suivi d'un ensemble d'indicateurs de qualité. Cette méthodologie peut être décomposée en plusieurs étapes successives :

- sélection des indicateurs (physiques, chimiques et biologiques) en fonction des usages ultérieurs ;
- définition du domaine de variabilité des indicateurs choisis et de la valeur moyenne de référence pour chacun des indicateurs sélectionnés à l'échelle du site à dépolluer. Cette définition peut s'appuyer sur des bases de données ou des mesures de terrain (échantillonnage et analyses) ;
- identification de fonctions de score pour chaque indicateur visant à transformer les domaines de variation dans la gamme de variation 0-10 quel que soit l'indicateur ;
- suivi de la dépollution par échantillonnage et analyses et calcul des scores obtenus pour chaque indicateur à partir des fonctions précédemment définies ;
- calcul des scores associés à chacun des indicateurs, intégrant la durée du traitement, et calcul du score global après une étape éventuelle de pondération.

Cette méthodologie se veut avant tout réaliste et pragmatique. Elle est basée sur des mesures de terrain qui permettent de prendre en compte les caractéristiques locales du site à l'étude ainsi que celle des techniques de remédiation (durée de traitement, performances, impacts collatéraux). Elle a pour objectif de sélectionner les technologies de traitement de sites pollués sur la base des impacts environnementaux qu'elles engendrent et, en particulier, sur la qualité des sols. L'impact sur la qualité des sols est, en effet, jusqu'ici curieusement négligé dans le plan de gestion, alors qu'elle constitue vraisemblablement un élément majeur du développement durable dans les politiques d'aménagement du territoire. Il semble cependant difficile d'intégrer ces impacts dans une étude réalisée a priori du fait de l'absence de bases de données suffisamment complètes permettant d'évaluer les effets d'une action de remédiation sur les indicateurs de qualité des sols. Ces impacts pourront être pris en compte a priori si un travail d'acquisition et de bancarisation des données vient à être mis en place. Ce travail requerrait un investissement limité car les paramètres à quantifier le sont déjà pour nombre d'entre eux.

## Overview

This report is a deliverable of the SOLENV project that deals with the environmental impact assessment of the implementation of remediation technologies. This research project is supported by the ADEME and falls under the research field of “contaminated land and remediation”. It is funded by ADEME and BRGM since June 2009 and runs for a duration of 2 years.

The evaluation of services brought by ecosystems to mankind and, in particular, by soils is an emerging approach for which it is necessary to better understand the ecological functions, i.e. processes that enable the operation and maintenance of the quality of ecosystems that are at the origin of the "production" of services. Each of these functions can be characterized by one or more physical, chemical or biological processes. These processes can themselves be described by a set of indicators that reflect the structure and the quality of soil. However, while approaches to measuring the quality of air and water are well established, the soil quality assessment protocols are still largely almost non-existent. The concept of quality of the soil represents the integration of a set of indicators that reflects the functioning of this ecosystem. The assessment of this quality must be balanced with numerous uses that can be planned for soils and should no longer be limited to agricultural productivity alone. A wider environmental consideration must be included. One of the major difficulties to implement and follow-up quality indicators is related to the costs and the difficulty of collecting data especially when monitoring shall be provided in time to assess the evolution of the quality of remediation during a treatment operation.

In this report, a methodology aiming at assessing the impact of a remediation operation on soils functions through the follow-up of a set of quality indicators is proposed. This methodology can be decomposed into several successive stages:

- selection of indicators (physical, chemical and biological) according to subsequent uses;
- definition of the variability range of selected indicators and of the average value for each of the selected indicators at the scale of the site to be cleaned. This definition can rely on databases or field measurements (sampling and analysis);
- identification of scoring functions for each indicator to transform the value of each indicator in an index within the 0-10 range;
- monitoring of the remediation by sampling and analysis and calculation of the score for each indicator from the previously defined scoring functions;
- calculation of impacts associated with each indicator, including the duration of the treatment, and calculation of the (if necessary weighed) overall impact.

This methodology is supposed to be realistic and pragmatic. It is based on field measurements that allow taking into account local features of the site under study and of the remediation techniques (treatment durations, performances, collateral impacts). It nevertheless opens the way to the integration of impacts of remediation

on soil quality, which has been since now neglected in polluted sites management in France, even if soil quality is probably a major stake of sustainable development in spatial planning on an over populated planet.

# Sommaire

<b>1. Introduction .....</b>	<b>11</b>
<b>2. Fonctionnement des sols et indicateurs de qualité.....</b>	<b>13</b>
2.1. QU'EST-CE QU'UN SOL ?.....	13
2.2. QUE SIGNIFIE LA « QUALITE » D'UN SOL ?.....	14
2.3. FONCTIONNEMENT DES SOLS ET INDICATEURS DE QUALITE.....	17
2.3.1. Fonctions des sols et qualité environnementale .....	18
2.3.2. Pratiques courantes d'évaluation de la qualité des sols.....	18
2.3.3. Indicateurs de qualité des sols .....	19
2.4. ESTIMATION PRELIMINAIRE DES EFFET DES PROCEDES DE DEPOLLUTION SUR LA STRUCTURE ET LE FONCTIONNEMENT DES SOLS .....	29
<b>3. Méthodologie de calcul des impacts sur les fonctions des sols .....</b>	<b>33</b>
3.1. TRANSFORMATION, OCCUPATION ET RELAXATION DES SOLS.....	33
3.2. CHOIX D'UN ETAT DE REFERENCE POUR L'EVALUATION DES IMPACTS DE TRANSFORMATION ET D'OCCUPATION.....	35
3.2.1. Etats de référence.....	35
3.2.2. Bases de données pour la définition de référentiels de qualité des sols et des eaux souterraines.....	39
3.3. CALCUL DES IMPACTS SUR LA STRUCTURE ET LE FONCTIONNEMENT DES SOLS .....	42
3.3.1. Opérations de remédiation et modification de la vitesse de relaxation....	42
3.3.2. Représentation des impacts en fonction de l'état de référence choisi.....	42
3.3.3. Méthodologie proposée pour le calcul des impacts .....	45
3.3.4. Fonctions de scores par indicateur de qualité des sols.....	47
3.3.5. Mise en œuvre pratique de l'évaluation des valeurs de référence .....	50
3.3.6. Schéma méthodologique général du calcul d'impact sur la qualité et la structure des sols .....	52
<b>4. Evaluation des impacts primaires : sanitaires et écologiques .....</b>	<b>55</b>
4.1. EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES .....	55
4.1.1. La démarche générale d'évaluation des risques sanitaires.....	55

4.1.2. Application au cas des sites et sols pollués : l'analyse des risques résiduels (ARR) .....	56
4.2. EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES .....	59
4.2.1. Méthode d'évaluation des risques écotoxicologiques .....	59
4.3. LIMITES DES METHODES D'EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES ET ECOLOGIQUES .....	67
4.4. METHODOLOGIE RETENUE POUR L'EVALUATION DES IMPACTS PRIMAIRES.....	68
4.4.1. Schéma méthodologique d'évaluation des impacts sanitaires .....	71
4.4.2. Schéma méthodologique d'évaluation des impacts écologiques .....	72
4.5. EVALUATION DES IMPACTS PRIMAIRES APPLIQUEE A UN CAS D'ETUDE.....	73
<b>5. Conclusion.....</b>	<b>77</b>
<b>6. Bibliographie .....</b>	<b>79</b>

## Liste des Figures

Figure 1 : Chaîne de cause à effet reliant les impacts directs sur les sols, aux fonctions du sol et finalement aux impacts finaux sur l'environnement, inspiré de Milà i Canals (2003).....	17
Figure 2 : Evolution de la qualité du sol avant, pendant et après utilisation d'un sol dans le cadre d'une activité anthropique dans l'intervalle de temps $t_1$ et $t_2$ .....	34
Figure 3 : Evolution de l'état d'un sol avant, pendant et après utilisation d'un sol dans le cadre d'une activité anthropique prenant place dans l'intervalle de temps $t_1 - t_2$ , mettant en évidence la façon dont l'impact de relaxation est reporté de la durée de l'activité .....	35
Figure 4 : Impacts permanents, impacts d'occupation et potentiel de relaxation d'un sol .....	36
Figure 5 : Relaxation aidée par une opération de remédiation .....	37
Figure 6 : Relaxation aidée et critères distinctifs entre technologies de traitement .....	37
Figure 7 : Etats de référence potentiels pour l'évaluation des impacts sur les fonctions des sols. a) état final après relaxation naturelle, b) état final après occupation et avant remédiation, c) état initial avant occupation. ....	38
Figure 8 : Représentation des impacts relatifs à la mise en place d'une opération de remédiation sur un Indicateur de Qualité des Sols (IQS) .....	43
Figure 9 : Représentation des impacts pour deux technologies de traitement (1 et 2) en fonction de deux états de référence (a) = état final après phase d'occupation / (b1) et (b2) = état initial avant phase d'occupation .....	44
Figure 10 : Représentation des impacts sur l'indicateur de qualité $i$ pour deux technologies de traitement .....	45

Figure 11 : Choix de l'horizon temporel pour le calcul d'impacts sur le fonctionnement et la structure des sols. (a) horizon temporel fixé à 100 ans, (b) horizon temporel = fin de la période de traitement la plus longue .....	46
Figure 12 : Fonctions de score « plus », « moins », « optimum » utilisées pour normaliser et décrire l'influence des différents indicateurs sur le fonctionnement des sols .....	48
Figure 13 : exemples de fonctions de scores spécifiques à une utilisation d'un sol en agriculture.....	50
Figure 14 : Définition des fonctions de score basée sur le nombre d'observation et les distributions observées pour chacun des indicateurs de qualité. Fonctions (a) = « plus », (b) = « moins » et (c) = « optimum » .....	52
Figure 15 : Schéma méthodologique du calcul d'impacts sur la qualité et la structure des sols .....	54
Figure 16 : Evaluation des risques sanitaires et gestion des risques (d'après NRC, 1983) .....	56
Figure 17 : Représentation schématique de l'évolution des impacts sanitaires ou écologiques résorbés par l'action d'une technique de traitement et comparée à l'atténuation naturelle. ....	70
Figure 18 : Schéma méthodologique du calcul des impacts primaires pour les risques sanitaires .....	71
Figure 19 : Schéma méthodologique du calcul de l'impact primaire relatif aux risques écologiques .....	72

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Liste des 39 indicateurs de qualité des sols inclus dans le test étendu de Cornell.....	21
Tableau 2 : Liste des 11 indicateurs inclus dans le « test de Cornell Standard » et processus de fonctionnement des sols associés.....	23
Tableau 3 : Liste des indicateurs retenus pour l'évaluation des impacts sur les fonctions de sols .....	24
Tableau 4 : Liste des indicateurs à retenir en fonction d'exemple d'usages et de fonctions du sol .....	26
Tableau 5 : Estimation des effets des procédés sur la structure et le fonctionnement des sols au travers d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques.....	31
Tableau 6 : Durées de relaxation (en années) nécessaires pour atteindre le potentiel maximum de production de biomasse d'un sol repéré par sa latitude et son altitude (d'après Dobben et al. 1998).....	39
Tableau 7 : Principales caractéristiques des bases de données relatives aux teneurs en éléments traces métalliques dans les sols.....	41
Tableau 8 : Recommandations génériques pour l'évaluation des risques sanitaires (ERS) dans le cadre de projets de réhabilitation de sites pollués en France (MEDD, 2007) .....	58

Tableau 9 : Principales caractéristiques des approches « substances » et « matrice ».....	60
Tableau 10 : Facteurs de sécurité retenus pour dériver des PNEC (d'après UE-ECB, 2003).....	65
Tableau 11 : Interprétation du résultats de la méthode du quotient.....	66
Tableau 12 : Résultats des calculs de risques sanitaires pour le site 4.....	74
Tableau 13 : Résultats du calcul des indices de risques sanitaires pour le site 4. ....	75

## Liste des annexes

Annexe 1 : Tests d'écotoxicité.....	86
Annexe 2 : Evaluation des risques sanitaires Site 2 : confinement – pollution des sols par des métaux/métalloïdes .....	93
Annexe 3 : Evaluation des risques sanitaires.....	137
Site 4 : récupération du plongeant et de la phase dissoute - pollution de la nappe par des COHV.....	137

## Glossaire

ARR : analyse des risques résiduels

ARS : analyse des risques sanitaires

BPR : barrière perméable réactive

COHV : composés organiques halogénés volatils

EC<sub>x</sub> : « exposure concentration » affectant x % d'une population

ED<sub>x</sub> : « effective dose » affectant x % d'une population

ERI : excès de risques individuel

ERS : évaluation des risques sanitaires

ETM : éléments traces métalliques

IFS : impact sur les fonctions du sol

IQS : indicateur de qualité des sols

ISCO : oxydation chimique in situ

LOEC : Lowest observed effect concentration : Concentration la plus faible ayant un effet décelable

LOEL : Lowest observed effect level : Dose la plus faible ayant un effet décelable

NOEC : No observed effect concentration : concentration la plus élevée sans effet décelable

NOEL : No observed effect level : dose la plus élevée sans effet décelable

PEC : predicted environmental concentration : Concentration dans l'environnement

PNEC : Predicted no effect concentration

QD : quotient de danger

RMQS : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols

VTR : valeurs toxicologiques de référence.

ZNS : zone non saturée

ZS : zone saturée



# 1. Introduction

Le projet SOLENV porte sur l'évaluation de l'impact environnemental de la mise en œuvre de technologies de traitement de sols et des eaux souterraines pollués. L'objectif du projet est d'élaborer une méthode de sélection de technologies de traitement des sites pollués sur la base des impacts environnementaux qu'elles engendrent. Ces impacts, considérés en fonction de caractéristiques spécifiques au site, englobent une appréciation des gains de restauration des fonctions du sol et les impacts directs de la mise en œuvre de la technologie. L'enjeu plus global du projet est donc de mettre en relation les notions « d'état du sol » et « d'impacts environnementaux » en apportant une réflexion autour des fonctions et services rendus par les sols.

Le programme technique du projet SOLENV est divisé en quatre phases. Les tâches 1) outils d'évaluation environnementale, 2) évaluation des impacts générés par les technologies de remédiation ont fait l'objet de deux rapports spécifiques et une dernière tâche 4) de synthèse. Ce troisième rapport, relatif à la tâche 3 du projet, fait la synthèse du travail réalisé par le BRGM sur l'étude du milieu sol et sur la caractérisation des impacts de la mise en œuvre de technologies de traitement sur les fonctions des sols. L'objectif est d'apprécier les bénéfices de l'utilisation des techniques de dépollution sur la restauration ou la dégradation des fonctions du sol que l'on cherche à préserver en fonction d'un usage ultérieur défini. Ce rapport se décompose en trois parties principales :

- la première est consacrée au fonctionnement des sols et à la proposition d'un ensemble d'indicateurs qui a vocation à être utilisé pour caractériser la qualité et la structure des sols, dont dépendent les fonctions écologiques et les services rendus ;
- la seconde partie propose une méthodologie de calcul des impacts sur les fonctions de sols liés à la mise en place d'actions de remédiation. Le choix d'un état de référence pour le calcul d'impact est proposé ainsi qu'une représentation graphique intégrant à la fois les vitesses propres aux différentes voies de remédiation possibles et la valeur finale atteignable pour chacun des indicateurs sélectionnés. Enfin, la mise en œuvre pratique de la méthodologie est explicitée.
- la troisième partie propose une méthodologie de calcul des impacts « primaires », soit une évaluation des effets suivant la mise en place d'actions de remédiation sur les impacts sanitaires et écologiques. La méthodologie proposée dans cette partie repose sur l'évaluation des risques sanitaires et l'évaluation des risques écologiques, avec pour principale différence que la finalité n'est pas d'évaluer un risque mais de comparer différentes options de remédiation.

De manière générale, les travaux de recherche qui portent sur l'évaluation de l'impact sur les fonctions écologiques de sols, parmi lesquels s'inscrit cette étude, offrent une consolidation des bases de l'évaluation des sols et plus largement des écosystèmes. La réflexion décrite ici, établie sur la base des connaissances actuelles, est exploratoire. Elle repose sur des concepts qui ne font pas encore consensus au sein de la communauté scientifique et qui sont susceptibles d'évoluer avec les avancées de la recherche.



## 2. Fonctionnement des sols et indicateurs de qualité

### 2.1. QU'EST-CE QU'UN SOL ?

Le mot « sol » est un mot banal que chacun utilise fréquemment, sans être nécessairement conscient que sa signification peut être très différente selon les préoccupations, les cultures, les connaissances ou les époques.

La manière la plus ancienne de percevoir le sol est de le considérer comme un « territoire », le support mécanique, le substrat sur lequel on marche, celui des bâtiments, des machines et engins. Cette notion est en relation avec la constante préoccupation des hommes de se procurer des aliments pour assurer leur nourriture et des fibres pour se protéger. Le sol « support des plantes » est une perception très ancienne qui remonte aux origines de l'agriculture et qui est étroitement liée à l'évolution des civilisations, à la conquête de territoires vierges et/ou fertiles.

Sans oblitérer ce sens de « territoire », on tente aujourd'hui de décrire le sol comme un « milieu » qui présente les caractéristiques suivantes :

- le sol est un milieu poreux dont la phase solide est constituée de minéraux et de composés organiques formant des assemblages plus ou moins complexes, plus ou moins volumineux, qui donnent au sol sa structure. Cette phase solide n'est pas continue et délimite un espace poral de géométrie complexe et de dimensions variées. Cette caractéristique explique la présence de phases fluides, liquide ou gazeuse, susceptibles de se déplacer et donc de donner lieu à des flux de matière. Elle explique aussi la présence d'être vivants végétaux et animaux qui y trouvent un espace pour croître et se développer. La coexistence de plusieurs phases est à l'origine d'interfaces dont les propriétés physico-chimiques déterminent en grande partie le fonctionnement des sols et leur évolution,
- les caractéristiques du sol varient dans l'espace et dans le temps. Le sol est un milieu dans les contours sont indéfinis et dont la composition et les caractéristiques présentent une double variabilité, spatiale et temporelle. La variabilité spatiale du sol se manifeste dans les trois dimensions de l'espace. Elle se traduit verticalement par la présence de couches plus ou moins épaisses, appelées horizons et latéralement par l'existence de sols de composition différentes. Le sol est le siège de nombreux phénomènes physiques, chimiques et biologiques, successifs ou simultanés qui déterminent ses caractéristiques, son évolution et son fonctionnement. Ces phénomènes ne sont généralement pas instantanés et se déroulent avec des vitesses variées et sont caractérisés par des cinétiques différentes. Les durées concernées varient de la seconde au millénaire ou plus selon les phénomènes,

- le sol est un système ouvert. Quelle que soit l'échelle où l'on se place, le sol est un volume qui, du point de vue thermodynamique, est ouvert. Cela signifie qu'il existe des échanges de matière et d'énergie entre ce volume et son environnement. La notion de production de services des sols découle directement de cette caractéristique,
- le sol est le siège de phénomènes irréversibles. Les phénomènes qui se déroulent dans le sol relèvent le plus souvent de la thermodynamique et suivent des processus irréversibles. Du point de vue méthodologique, cela signifie qu'un sol ayant évolué d'un état A à un état B ne peut jamais être ramené de l'état B à l'état A mais seulement s'en approcher. Cette irréversibilité donne aux réflexions de durabilité autour de l'utilisation des sols, toute leur importance.

## 2.2. QUE SIGNIFIE LA « QUALITE » D'UN SOL ?

La qualité d'un sol peut être définie comme étant la capacité d'un sol à fonctionner au sein d'un écosystème naturel ou géré par l'Homme, à assurer la productivité de la faune et de la flore, à maintenir et à améliorer la qualité de l'air et des eaux ainsi qu'à constituer un support pour les activités humaines (habitation, infrastructures) (Karlen *et al.*, 1997).

A l'échelle européenne, après les Directives sur l'eau et l'air, et au fil de longues négociations entre les états-membres, la protection des sols est peu à peu prise en compte dans les politiques publiques. Depuis les années 2000, les textes principaux qui cadrent ces politiques sont :

- la publication d'une Communication<sup>1</sup> de la Commission Européenne (COM/2002/179) le 16 avril 2002, intitulée « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols », qui identifie 8 principales menaces sur les sols européens : érosion, perte de matière organique, contamination, salinisation, compaction, perte de biodiversité, imperméabilisation, inondations et glissement de terrains,
- la publication d'une Communication de la Commission (COM/2006/231) le 22 Septembre 2006, intitulée « Stratégie thématique pour la protection des sols » qui réaffirme les enjeux et propose des objectifs et des moyens. Estimant que les politiques agricoles et environnementales alors existantes pouvaient certes contribuer à protéger les sols, mais qu'elles ne s'appliquaient que très diversement, et sur une très faible part des sols dégradés ou pollués, sans couvrir toutes les menaces pesant sur les sols, elle juge nécessaire une approche plus coercitive et propose une Directive Cadre sur les sols,
- la proposition du projet de directive-cadre sur la protection des sols (COM/2006/232), assortie des analyses des impacts économiques, sociaux et environnementaux des différentes options considérées pendant la préparation de

---

<sup>1</sup> Les Communications de la Commission sont adressées aux autres institutions Européennes: Conseil, Parlement, Comité des Régions et Conseil économique et social. Ces institutions émettent des avis. En cas de proposition de texte législatif (Directive), ce texte doit être approuvé par le Conseil, et le Parlement en général, avant de rentrer en application.

la Directive et des mesures finalement retenues (SEC/2006/1165 et SEC/2006/620),

- l'adoption en première lecture le 14 novembre 2007, par le Parlement du projet de « directive sol » préparé par la commission. Cette directive cadre n'est pas encore à ce jour définitivement adoptée.

Les sols remplissent de nombreuses fonctions indispensables aux écosystèmes et aux sociétés humaines. Depuis toujours, ces fonctions sont connues des agronomes qui les utilisent et les préservent, notamment celles qu'assurent les sols dans l'alimentation des plantes en eau et en nutriments. En revanche, les fonctions écologiques des sols ont souvent été négligées et sont peu prises en compte dans les politiques. Les travaux préparatoires à la stratégie thématique ont éclairé leur analyse.

Les sols sont une interface entre les principaux compartiments de l'environnement que sont la lithosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère. Ils sont à la confluence des milieux naturels, et sièges d'une extraordinaire biodiversité. Dans le même temps, les sols font l'objet de pressions croissantes qui entraînent des dégradations graves et le plus souvent irréversibles à l'échelle du temps humain. En outre, bien que ces dégradations puissent s'inscrire dans des processus lents d'évolution des sols et être peu visibles, elles sont bien réelles à l'échelle de la dynamique des écosystèmes.

Le sol, défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre, est un système dynamique dont l'observation reste complexe : de petites variations dans les caractéristiques du sol sur de courtes distances (de l'ordre du mètre) peuvent avoir des effets significatifs sur son fonctionnement, ce qui rend la compréhension difficile et l'extension d'échelle hasardeuse. Dès lors, les groupes de travail des travaux préparatoires, plutôt qu'essayer d'engager des réflexions sur le « fonctionnement » des sols, ont préféré aborder la question de la protection des sols par l'identification macroscopique des dégradations qu'ils subissent.

En première approche, la « qualité » d'un sol est son aptitude à remplir diverses « fonctions » :

- a) la fourniture d'un environnement physique et culturel pour l'homme et ses activités,
- b) la production de biomasse,
- c) la production de matières premières (bien que cette fonction s'adresse plus généralement au sous-sol),
- d) le stockage, la filtration et la transformation d'éléments nutritifs, de substances et d'eau,
- e) la fourniture d'un support au développement de la biodiversité (habitats, espèces, etc.),
- f) la constitution d'un réservoir de carbone qui constitue un élément essentiel du cycle du carbone,
- g) la conservation du patrimoine géologique et archéologique.

Les processus permettant sa formation et sa régénération sont extrêmement lents, ce qui en fait une ressource non renouvelable à l'échelle du temps humain. Les principaux

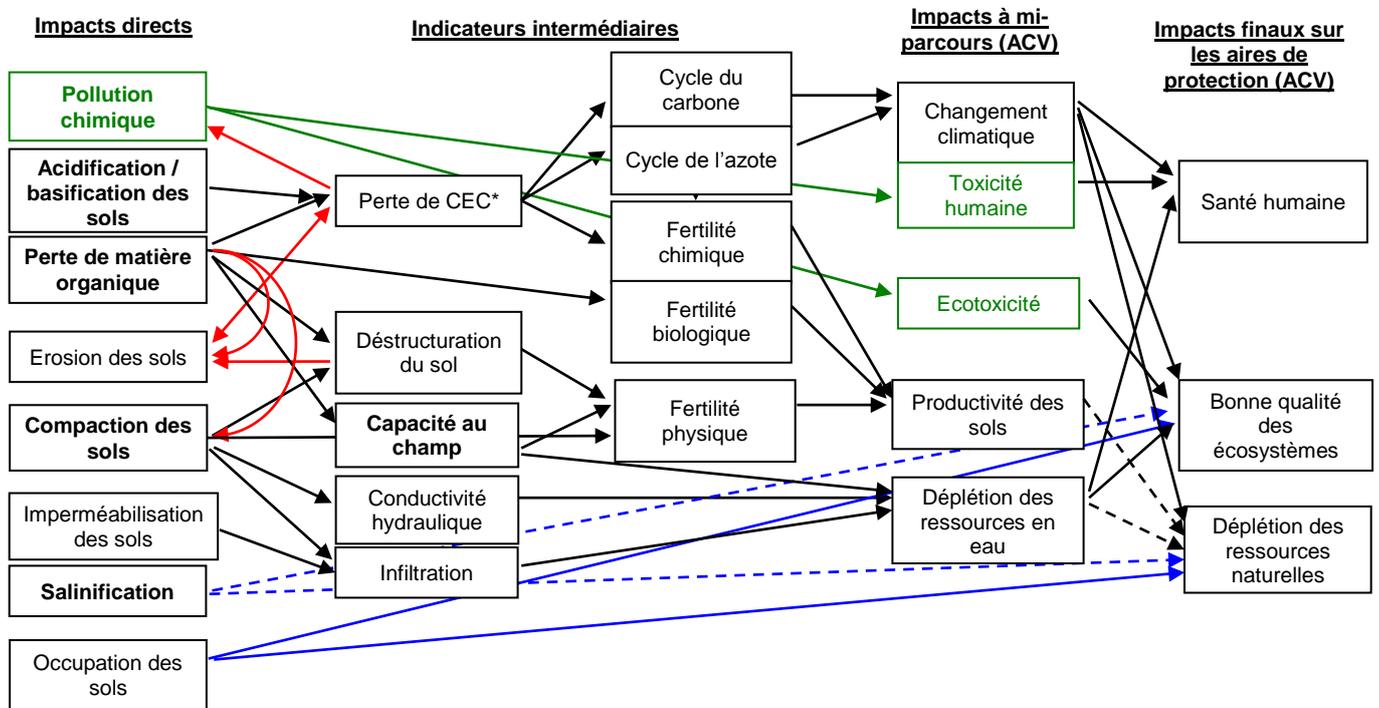
processus de dégradation auxquels sont exposés les sols dans l'UE sont l'érosion, la diminution des teneurs en matières organiques, la contamination, la salinisation, le tassement, l'appauvrissement de la biodiversité, l'imperméabilisation, ainsi que les inondations et les glissements de terrain. La dégradation des sols représente un grave problème en Europe. Elle est provoquée ou aggravée par des activités humaines telles que les pratiques agricoles et sylvicoles inadéquates, les activités industrielles, le tourisme, l'expansion urbaine et industrielle et l'aménagement du territoire. Ses conséquences sont, entre autres, la perte de la fertilité des sols, de carbone et de biodiversité, la diminution de la capacité de rétention de l'eau, la perturbation des cycles des gaz et des nutriments et la réduction de la dégradation des contaminants. La dégradation des sols influence ainsi directement la qualité de l'eau et de l'air, la biodiversité et le changement climatique. Elle peut également altérer la santé de la population et menacer la sécurité des denrées alimentaires et des aliments pour animaux. L'analyse d'impact, effectuée conformément aux orientations de la Commission et sur la base des données disponibles, montre que la dégradation des sols pourrait coûter jusqu'à 38 milliards d'euros par an. En 2006, la Commission (COM/2006/231) estimait que :

- 12 % des sols européens (115 millions ha) sont soumis à l'érosion hydrique,
- 4,5 % des sols européens (42 millions ha) subissent une érosion éolienne,
- 45 % des sols européens sont aujourd'hui pauvres ou appauvris en matières organiques, surtout dans les pays du sud, mais aussi dans des « régions de France, du Royaume-Uni et d'Allemagne »,
- environ 3,5 millions de sites sont « potentiellement contaminés » dans l'UE-27.

Face à ces constats, la Directive offre un cadre communautaire à la mise en place de politiques nationales d'inventaire et de précaution. Elle préconise d'ailleurs les paramètres à mesurer dans les inventaires des zones exposées aux menaces citées ci-dessus.

Cependant, l'évaluation des services rendus à l'homme par les écosystèmes est une approche émergente pour laquelle il est nécessaire de mieux connaître les fonctions écologiques, c'est-à-dire les processus qui permettent le fonctionnement et le maintien de ces écosystèmes, et qui sont à l'origine des services rendus. Cette évaluation émerge peu à peu comme un élément d'éclairage essentiel dans l'élaboration des politiques publiques car la biodiversité en dépend directement. Comme indiqué dans le Millenium Ecosystem Assessment (2005), cette évaluation peut être réalisée à travers celle des services rendus par les écosystèmes, c'est-à-dire les bénéfices retirés par l'homme, des processus physiques, chimiques et biologiques. Les fonctions écologiques assurent la capacité des écosystèmes à faire face à des perturbations et à se maintenir dans un état favorable à la production des services. Ces fonctions sont au cœur de la relation entre l'état des écosystèmes, dont les sols, et la production de services bénéficient directement ou indirectement la société (*i.e.* les flux). Il importe de caractériser ces fonctions de manière qualitative et quantitative et de définir les liens entre l'état, les fonctions et les services. Des pistes d'indicateurs de fonctions peuvent alors être proposées.

La qualité d'un sol est directement liée à ses propriétés dites inhérentes et ses propriétés dites dynamiques. Les propriétés inhérentes à un sol sont quasiment invariables dans le temps et sont le résultat de « facteurs » de formation qui ont pris place sur des centaines d'années : climat, topographie, biote. Des exemples de propriétés inhérentes aux sols sont : la texture, type d'argile, profondeur de l'assise rocheuse, perméabilité, etc. A l'opposé, les propriétés dites dynamiques sont affectées par l'usage ou les perturbations naturelles ponctuelles à l'échelle de temps d'une vie humaine (Carter, 2002; Karlen *et al.*, 1997; Mausbach et Seybold, 1998; Wienhold *et al.*, 2004). Ces propriétés dynamiques sont nombreuses. On y distingue par exemple, la teneur en matière organique, l'activité biologique, la stabilité des agrégats, la capacité de filtration ou encore la fertilité agronomique. Comme l'illustre la Figure 1, la mise en évidence des liens entre les usages et les propriétés, puis les fonctions des sols est une quête complexe qui fait l'objet de recherches.



\*CEC : capacité d'échange cationique.

Figure 1 : Chaîne de cause à effet reliant les impacts directs sur les sols, aux fonctions du sol et finalement aux impacts finaux sur l'environnement, inspiré de Milà i Canals (2003)

### 2.3. FONCTIONNEMENT DES SOLS ET INDICATEURS DE QUALITE

Les propriétés dynamiques de sols peuvent aider à déterminer la façon dont un sol remplit ses fonctions de service écologique ou ses fonctions essentielles aux personnes ou à l'environnement. Rappelons la liste, non exhaustive, des fonctions des sols :

- production de biomasse (production agricoles, sylviculture ...),
- régulation et partition de l'eau et des espèces dissoutes,
- filtration, effet tampon, dégradation, immobilisation, détoxification des matériaux organiques et inorganiques, incluant les déchets des industries et des agglomérations et retombées atmosphériques,
- stockage et recyclage de nutriments et du carbone au sein de la biosphère terrestre,
- fourniture d'une stabilité physique et d'un support de vie pour les plantes, les structures socioéconomiques ainsi qu'une protection pour les trésors archéologiques associés aux différents habitats de l'Homme.

### **2.3.1. Fonctions des sols et qualité environnementale**

La qualité des sols affecte globalement la qualité de l'environnement, à l'instar de la qualité de l'air ou des eaux, même si les standards pour décrire la qualité des sols sont pauvres. Des sols fonctionnant convenablement sont essentiels pour une croissance optimale des plantes, le cycle de nutriments, la filtration et l'effet tampon, le stockage et l'infiltration des eaux, chacune de ces fonctions influençant directement la qualité de l'environnement. Comme l'air et l'eau sont intégralement en interaction avec les sols, la qualité de sols influence également la qualité de l'environnement de façon indirecte. Par exemple, les envols de poussières issus de l'érosion vont avoir un impact sur la qualité de l'air et également affecter la qualité des eaux en retombant sur les surfaces d'eaux libres. La qualité des sols affecte également la qualité des eaux souterraines et superficielles. Des travaux mécaniques répétés sur des parcelles cultivées détruisent l'horizon superficiel des sols, empêchent l'accumulation de matière organique et les déstabilisent du point de vue structural. Un autre exemple concerne la régulation des flux d'eau météoriques. La qualité d'infiltration de l'eau peut être décrite comme la durée nécessaire pour que l'eau pénètre dans le sol de façon à être ensuite disponible pour la croissance des plantes. Une meilleure infiltration de l'eau s'accompagne d'une diminution du ruissellement, de l'érosion, du transport des sédiments et par voie de conséquence d'une amélioration de la qualité des eaux de surface. Une autre fonction primordiale des sols est la fonction support des lieux de vie (lieux d'habitation, infrastructure de communication).

### **2.3.2. Pratiques courantes d'évaluation de la qualité des sols**

Les politiques environnementales ont soutenu la création de nombreux indicateurs de qualité de sols visant à évaluer la vulnérabilité du milieu sol ou l'amélioration de sa qualité traduisant une gestion et une utilisation durables. Il existe un certain nombre de critères au travers desquels il est possible de sélectionner des indicateurs pour un contexte donné avec par exemple leur pertinence par rapport aux usages futurs envisagés, l'accessibilité des valeurs de ces indicateurs aux utilisateurs ou encore leur mesurabilité (Nambiar *et al.*, 2001). Dans un contexte donné et après sélection des

indicateurs appropriés, l'utilisateur peut fixer des seuils et des contraintes par rapport auxquels seront évaluées les performances relativement à un standard donné. Ce standard peut être fourni par une base de données pédologiques ou autre. Dans une synthèse reprenant les résultats de 11 cas d'études dans le domaine agricole et utilisant six types d'évaluation environnementale, Payraudeau et van der Werf (2005) ont montré que les indicateurs les plus pertinents sont ceux qui traduisent la qualité des sols vis-à-vis de la productivité agricole et de la qualité de l'environnement.

En dehors des tests régulièrement pratiqués dans l'agriculture, il n'existe pas de méthode d'évaluation globale de la qualité des sols qui puisse être adoptée par les gouvernements, les professionnels de l'environnement, les bureaux d'études ou les consultants (Schindelbeck *et al.*, 2008). Les tests pratiqués dans l'agriculture se concentrent quasi-exclusivement sur des indicateurs chimiques qui traduisent les capacités des sols à produire de la biomasse. Des tests supplémentaires, plus exhaustifs, sont nécessaires pour fournir une évaluation intégrant les trois domaines que sont la physique, la chimie et la biologie des sols. Ce type de test devrait intégrer des indicateurs traduisant les processus physiques et biologiques relatifs aux fonctions associées et fournirait des informations utiles à une gestion pragmatique des sols. Dans ce contexte, la qualité d'un sol est mieux évaluée au travers de propriétés qui sont sensibles aux changements d'utilisation des sols (Andrews et Carroll, 2001; Brejda *et al.*, 2000). Une autre approche est de s'intéresser principalement aux valeurs des indicateurs et d'identifier les contraintes futures (usages) pour aider à la sélection d'alternatives de gestion. L'interprétation des résultats des tests de qualité nécessitent ainsi un jugement d'expert et demandent à être replacés dans le contexte des usages futurs envisagés. Par exemple, les résultats d'un test de qualité de sol relatif aux contraintes de production d'une exploitation agricole demandent des interprétations et des approches de gestion différentes de celles d'une exploitation viticole ou d'un parc en zone urbaine (White, 2003).

### **2.3.3. Indicateurs de qualité des sols**

#### ***Catégories d'indicateurs***

L'évaluation de la qualité d'un sol est aujourd'hui réalisée au travers d'une mesure indirecte de ses propriétés dynamiques. Ces propriétés servent d'indicateurs des fonctions des sols car il est difficile de mesurer directement une fonction donnée et que les observations de ce fonctionnement sont le plus souvent qualitatives et peuvent être subjectives. Doran et Parkin (1996) suggèrent que des indicateurs devraient être corrélés avec les processus qui caractérisent le fonctionnement des écosystèmes. Ces indicateurs devraient :

- intégrer des propriétés physiques, chimiques et biologiques et les processus qui en dépendent,
- être relativement facile à mesurer et à utiliser par un large panel d'utilisateurs, qu'ils soient spécialistes ou non du domaine,

- traduire différentes modes de gestion et être sensibles aux différences de climat,
- figurer dans des bases de données d'ores et déjà opérationnelles.

Les indicateurs de qualité des sols sont classiquement répartis en 3 catégories (physique, chimique et biologique) qui dépendent de la façon dont ils influencent telle ou telle fonction. Cependant, ces catégories ne sont pas toujours clairement définies car une propriété donnée traduite par un indicateur peut avoir une influence sur plusieurs fonctions. C'est le cas, par exemple, de la teneur en ion sodium ( $\text{Na}^+$ ) qui peut être considérée comme un indicateur chimique de la salinité des eaux et de leur consommation par les plantes ou comme un indicateur physique traduisant un effet sur l'érosion des sols et la formation de croûte superficielle qui limite l'infiltration des eaux. Un autre exemple concerne la teneur en matière organique dont l'influence couvre les trois catégories d'indicateurs et qui en fait un indicateur générique très souvent utilisé dans la littérature (cf. Brandão *et al.*, 2010 et Milà i Canals *et al.*, 2007).

La matière organique affecte en outre d'autres indicateurs tels que la stabilité des agrégats (physique), la rétention et la disponibilité des nutriments (chimiques) et le cycle des nutriments au travers de réactions biologiques (biologique) et dont la teneur se trouve être elle-même un indicateur à privilégier pour déterminer la qualité d'un sol (cf. Figure 1). Historiquement cependant, les tests de laboratoires se sont focalisés sur les indicateurs de fertilité utilisés en agronomie et ont largement laissé de côté d'autres fonctions des sols traduites par d'autres indicateurs.

### Test de Cornell

Le test de Cornell (cf. Schindelbeck *et al.*, 2008) a initialement été développé pour répondre aux problèmes de dégradation des sols observés dans le nord-est des États-Unis résultant de phénomènes de compaction et d'encroûtement superficiel des sols, de diminution de la teneur en matière organique ainsi que de l'augmentation des pressions et des dommages sur la santé humaine et les écosystèmes (maladies, diminution de la biodiversité). Le protocole d'évaluation de la qualité des sols de Cornell inclut 39 indicateurs potentiels classés selon les 3 catégories précédemment citées (cf. tableau 1). Ces indicateurs sont tous basés sur des grandeurs facilement et rapidement mesurables et à moindre coût.

Tableau 1 : Liste des 39 indicateurs de qualité des sols inclus dans le test étendu de Cornell

Indicateurs					
Physiques		Biologiques		Chimiques	
1	Densité en vrac	17	Qualité d'enracinement	28	[P]
2	Macroporosité	18	Densité de la population de nématodes	29	[NO <sub>3</sub> -]
3	Mesoporosité	19	Densité de la population de nématodes parasitiques	30	[K]
4	Microporosité	20	Azote potentiellement minéralisable	31	[pH]
5	Capacité au champ	21	Vitesse de décomposition	32	[Mg]
6	Porosité résiduelle	22	Matière organique particulaire	33	[Ca]
7	Résistance à la pénétration à 10 kPa	23	Charbon actif	34	[Fe]
8	Conductivité hydraulique	24	Teneur en mauvaises herbes	35	[Al]
9	Granulométrie des agrégats sur sec (< 0.25 mm)	25	Cinétique de respiration microbienne	36	[Mn]
10	Granulométrie des agrégats sur sec (0.25 – 2 mm)	26	Glomaline	37	[Zn]
11	Granulométrie des agrégats sur sec (2 – 8 mm)	27	Teneur en matière organique	38	[Cu]
12	Stabilité des agrégats humides (0.25 – 2 mm)			39	Cations échangeables
13	Stabilité des agrégats humides (2 - 8 mm)				
14	Dureté de surface				
15	Dureté de la subsurface				
16	Infiltration				

Le contenu du test de Cornell étendu peut être réduit à 11 indicateurs qui constituent le test de Cornell dit « standard ». Le tableau 2 liste les indicateurs physiques, biologiques et chimiques sélectionnés pour ce test. Ces indicateurs issus de mesures directes sur site peuvent être considérés comme des indicateurs des processus critiques de fonctionnement des sols (l'aération, l'infiltration des eaux, la capacité de

rétenion de l'eau et des nutriments, la prévention de la toxicité, ...). Le test de Cornell standard évalue de cette façon la capacité d'un sol à fonctionner c'est-à-dire à permettre la production de biomasse, à stocker du carbone, à limiter la toxicité, à servir de support, pour les réactions biogéochimiques et supporter les lieux de vie pour l'Homme.

Tableau 2 : Liste des 11 indicateurs inclus dans le « test de Cornell Standard » et processus de fonctionnement des sols associés

Indicateurs	Fonctions des sols concernées
<b>Physique</b>	
Texture	<b>Toutes</b>
Stabilité des agrégats	<b>Infiltration, aération, enracinement</b>
Capacité au champ	<b>Rétention de l'eau</b>
Dureté de surface et de subsurface	<b>Enracinement, drainage</b>
<b>Biologique</b>	
Teneur en matière organique	<b>Stockage du carbone, rétention eau + nutriments</b>
Teneur en charbon actif	<b>Matériau organique support des réactions biologique</b>
Azote potentiellement minéralisable	<b>Productivité de la biomasse</b>
Santé racinaire	<b>Pressions exercées par les insectes</b>
<b>Chimique</b>	
pH	<b>Ecotoxicité, disponibilité des nutriments</b>
P, K extractibles	<b>Disponibilité du phosphore, du potassium, productivité de la biomasse</b>
Eléments traces	<b>Ecotoxicité, productivité de la biomasse</b>

Les analyses chimiques en éléments traces sont optionnelles et fournissent des informations complémentaires sur la toxicité humaine et l'écotoxicité. La texture du sol est une propriété intégratrice et fournit une base pour l'interprétation des résultats. L'évaluation de la santé racinaire est également une mesure biologique intégratrice des pressions exercées par les insectes (du sol et hors sol) (cf. Abawi et Wedmer, 2000). Les indicateurs sont mesurés sur la base d'un échantillon composite perturbé issu de prélèvements situés à cinq endroits distincts (deux prélèvements pour chaque emplacement) du site à évaluer. Le test inclut également des mesures géotechniques de résistance du sol. Bien que la densité en vrac soit un indicateur physique fréquemment évalué, elle n'est pas incluse dans le test de Cornell car elle est fortement variable (Moebius *et al.*, 2007) et est souvent corrélée à d'autres indicateurs physiques évalués dans le test. Sa détermination en ferait donc une mesure redondante.

## Liste des indicateurs retenus pour l'évaluation de la qualité d'un sol

Sur la base du test de Cornell Standard présenté précédemment nous avons retenu 9 indicateurs pour leur adéquation avec les objectifs de la dépollution (cf. tableau 3). Les indicateurs physiques sont conservés en intégralité.

Tableau 3 : Liste des indicateurs retenus pour l'évaluation des impacts sur les fonctions de sols

Catégories	Indicateurs
Physique	Stabilité des agrégats
	Compaction (texture)
	Dureté de surface
	Capacité au champ
Biologique	Teneur en matière organique
	Azote potentiellement minéralisable
Chimique	pH
	Phosphore et potassium extractibles
	Teneur en sels

Parmi les indicateurs biologiques, deux sont écartés : la teneur en carbone activé (en grande partie redondant avec la teneur en matière organique) et la santé racinaire qui s'éloigne de problématiques du traitement et qui est plus destiné à la gestion des problématiques du monde agricole. Enfin, les teneurs en éléments métalliques potentiellement toxiques sont écartées des indicateurs chimiques puisqu'elles sont prises en compte dans l'étude lors de l'évaluation des impacts primaires. Par contre, la teneur en sels y est ajoutée car la salinisation fait partie des 8 risques principaux qui pèsent sur les sols comme identifié par le groupe de travail de la commission européenne<sup>2</sup>.

Chacun de ces 9 indicateurs reflète le fonctionnement des sols de la façon suivante :

1. stabilité des agrégats : la stabilité des agrégats représente la qualité d'un sol à garder la cohérence de sa structure sous l'effet d'actions physiques / mécaniques dégradantes et pendant les événements climatiques les plus violents (pluies orageuses succédant à un épisode de sécheresse par exemple). Les sols qui présentent une mauvaise stabilité des agrégats ont

---

<sup>2</sup> JRC (2004) Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection.

tendance à former des encroutements de surface qui réduisent l'infiltration de l'eau et les échanges gazeux atmosphériques. La mesure de stabilité des agrégats consiste à quantifier la résistance des agrégats lorsqu'ils sont humidifiés et soumis aux impacts de gouttes d'eau (reproduisant l'effet de la pluie).

2. La compaction et la dureté de surface d'un sol influent directement sur sa capacité de filtration des eaux météoriques, sur ses capacités d'échanges gazeux au sein de la matrice sol et entre le sol et l'atmosphère ainsi que sur le développement de la biomasse du fait de la plus ou moins grande résistance à la pénétration racinaire. La compaction est mesurée au moyen d'un pénétromètre introduit sur la hauteur de sol à qualifier. Le résultat obtenu se présente sous la forme d'une courbe d'évolution la pression de pénétration en fonction de la profondeur de sol.
3. La dureté de surface influe sur la capacité d'infiltration des eaux.
4. La capacité au champ traduit le potentiel d'un sol à garder l'eau qu'il reçoit. Les sols sableux sont par exemple connus pour avoir une mauvaise capacité au champ du fait de leur composition et de leur structure. Ils ont l'inconvénient de s'assécher rapidement entre deux arrosages. L'addition d'amendements organiques (compost d'origine animale ou végétale) s'accompagne le plus souvent d'une augmentation de la capacité au champ. La capacité au champ est la quantité d'eau retenue, après 48 heures d'égouttement de l'eau libre vers la nappe phréatique, par un sol préalablement gorgé d'eau (par des pluies ou un arrosage intensif).
5. La matière organique influe aussi bien sur les propriétés physiques, chimiques que biologiques d'un sol. Elle contribue à la cohérence des agrégats constitutifs du sol, améliore la rétention de l'eau, apporte les nutriments et l'énergie au développement de la biomasse (flore et faune). Il est à noter, dans le cas spécifique des pratiques agraires, que l'apport de matière organique doit être organisé dans le temps et non pratiqué en une incorporation brutale qui pourrait nuire à la biomasse. La mesure de la teneur en matière organique est déterminée par perte au feu à 500°C.
6. La teneur en azote minéralisable fournit une indication de la capacité d'un sol à transformer (recycler) l'azote organique en azote assimilable par les plantes. La mesure de l'azote minéralisable est réalisée de la façon suivante : les échantillons de sol sont incubés pendant 7 jours et la quantité d'ions ammonium produits par l'activité microbienne est analysée. Ce résultat de mesure reflète la capacité du sol à minéraliser l'azote et le rendre disponible pour la flore.
7. Le pH d'un sol a une influence sur l'assimilation des nutriments et oligo-éléments par une plante,
8. Le phosphore et le potassium extractibles traduisent, à l'instar de l'azote potentiellement minéralisable, le potentiel d'un sol à fournir des éléments chimiques nécessaires à la croissance de la biomasse végétale.
9. Enfin, l'augmentation de la teneur en sel soluble (de potassium, sodium, magnésium et calcium) entraîne une toxicité pour les végétaux, une dégradation des sols et entrave l'assimilation de l'eau par les plantes du fait de l'augmentation de la pression osmotique de la cellule végétale vers le milieu extérieur. Cette accumulation de sels dans les sols profonds ou les sols de

surface a donc un impact direct sur la qualité des eaux de nappes et la fertilité de sols.

En fonction des contextes du site à dépolluer et des usages qu'on envisage de lui attribuer, une étape supplémentaire de sélection des indicateurs les plus pertinents issus de cette liste peut être judicieuse.

Par exemple, les paramètres physiques ont toute leur importance dans le cas d'un usage de sols destiné à la construction (ouvrage d'art, infrastructure routière, parking). C'est ici l'aspect mécanique lié à la texture des sols qui importe. Pour un usage des sols en zones végétalisées (espaces verts, zones résidentielles), ce sont les paramètres biologiques et chimiques qui auront une importance particulière. Le tableau 4 présente quelques exemples de choix d'indicateurs à retenir en fonction des usages futurs du sol. Cette approche reste empirique, un travail de recherche doit encore être mené dans ce domaine afin d'établir des liens robustes entre les indicateurs et les usages du sol. Il s'agit également de prendre en compte les services écosystémiques dans la démarche tel que cela est présenté dans la figure 1.

Tableau 4 : Liste des indicateurs à retenir en fonction d'exemples d'usages et de fonctions du sol

Catégories	Indicateurs	Usage résidentiel non bâti	Usage résidentiel bâti	Zone de parking	Permettre la recharge et préserver les ressources eaux souterraines	Atténuation du changement climatique
Physique	Stabilité des agrégats		X	X		
	Compaction	X	X	X	X	
	Dureté de surface	X	X	X	X	
	Capacité au champ	X	X	X	X	X
Biologique	Teneur en matière organique	X			X	X
	Azote potentiellement minéralisable	X			X	x
Chimique	pH	X			X	x
	Phosphore et potassium extractibles	X			X	x
	Teneur en sels	X			X	x

Les indicateurs retenus pour les différents usages présentés dans le tableau 4 permettent d'évaluer des fonctions du sol selon les usages :

- Pour un usage résidentiel « non bâti » nous avons retenu les indicateurs physiques car la fonction d'infiltration des eaux doit être prise en compte. Les indicateurs biologiques et chimiques sont eux retenus car le sol doit également être support de végétation.
- Pour un usage résidentiel « bâti » ou une zone de parking, seul sont retenus les indicateurs physiques en lien avec les contraintes géotechniques.
- Pour assurer la préservation de la ressource en eaux, les indicateurs retenus sont liés à la recharge des nappes (infiltration des eaux), à la qualité des eaux (chimie) et au pouvoir « tampon » du sol.
- Enfin, on peut également considérer le rôle du sol vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique, les indicateurs retenus sont alors liées aux capacités de séquestration (carbone organique), et de régulation du sol via la végétation par exemple.

A titre informatif, les prix des essais nécessaires à la quantification des indicateurs précédemment présentés sont les suivants :

*Tableau 4 : Estimation des prix unitaires d'acquisition des indicateurs retenus pour l'évaluation des impacts sur les fonctions de sols (source : données internes)*

Paramètres	Prix (€ Ht)	Remarques
<b>Physique</b>		
Essai à la plaque standard (EV1 et 2)	65	interprétation comprise (+ location d'un camion)
Essai plaque à masse tombante	50	Interprétation comprise
Essai de contrôle de compactage dynamique	100	par station
Essai de contrôle de compactage Pénétromètre panda	80	par poste
<b>Biologique</b>		
Teneur en matière organique	10	-
Azote potentiellement minéralisable	40	
<b>Chimique</b>		
pH	7	
Phosphore et potassium extractibles	15 et 12	
Teneur en sels		

Ainsi, une partie des paramètres nécessaires à l'acquisition des indicateurs retenus pour l'évaluation des impacts sur les fonctions du sol peut, et à peu de frais, être prise en compte dans les diagnostics de sols classiques.

## **2.4. ESTIMATION PRELIMINAIRE DES EFFET DES PROCEDES DE DEPOLLUTION SUR LA STRUCTURE ET LE FONCTIONNEMENT DES SOLS**

Les indicateurs sélectionnés dans le chapitre précédent (§ 2.3) sont destinés à caractériser la structure et le fonctionnement des sols (état initial) ainsi que leur évolution lors de la dépollution.

En l'absence de retour d'expérience sur l'évolution de ces paramètres au cours du traitement, la méthodologie développée dans ce rapport, ne peut avoir de caractères prédictifs quantifiables. Néanmoins, il est possible d'estimer qualitativement les évolutions prévisibles des-dits indicateurs pour chacune des techniques de dépollution considérées.

Le tableau 5 présente une évaluation qualitative des effets des procédés sur la structure et le fonctionnement des sols au travers d'indicateurs chimiques, biologiques et physiques. Il ne concerne donc que les sols de la zone vadose au droit des travaux envisagés par rapport aux écosystèmes, aux cycles biogéochimiques et aux usages futurs de sols.

Les sites pris en considération sont les suivants :

- Site 1 : pollution des sols et de la nappe par du FOD (Fioul Ordinaire Domestique) avec présence de surnageant,
- Site 2 : pollution des sols par des métaux et des métalloïdes,
- Site 3 : pollution des sols par du FOD. Pour ce site, les évaluations sont considérées sur les terres traitées après qu'elles aient été remises en place sur le site ;
- Site 4 : pollution des sols et de la nappe par des solvants chlorés.

Ces cas d'études sont représentatifs des sites pollués en France. D'après BASIAS, les pollutions organiques représentent 80 % des sites pollués ; les hydrocarbures pétroliers et les solvants chlorés représentent respectivement 39 % et 14 % de ces cas. Les pollutions par les métaux et les métalloïdes représentent 20 % des cas de pollution.

Il est à noter qu'un certain nombre de ces paramètres et indicateurs est d'ores et déjà pris en compte dans les caractérisations des sols lors des diagnostics classiques ou lors de l'acquisition de données nécessaires à des prédimensionnements de procédé de dépollution.

D'autres paramètres sont analysés de manière non systématique :

- Le pH, bien que systématiquement mesuré dans les eaux souterraines, est rarement considéré sur la matrice sol à l'exception de certains traitements biologiques (et physico-chimique).
- Les teneurs en eau (liées à la capacité au champ), les teneurs en N, P, K, le pH sont systématiquement mesurées lors des phases préalables, concomitantes et postérieures aux traitements biologiques afin d'en assurer leur design et leur efficacité.
- Par ailleurs, les teneurs en eau sont aussi systématiquement analysées préalablement au process d'extraction physique à froid. Certains paramètres sont aussi déterminés lors de la mise en œuvre de process spécifiques (K pour de l'ISCO avec le  $\text{KMnO}_4$ ).
- Enfin, la compaction des sols est mesurée lors d'éventuels problèmes géotechniques (remblaiement et traitement à proximité de bâtiments) ;

Lors des diagnostics des sols, la teneur en matière organique peut être mesurée afin de caractériser les phénomènes de transfert des polluants notamment le relargage dans les eaux souterraines et la volatilisation dans les gaz de sols (foc, Koc, et perméabilité à l'air). Les autres paramètres ne sont quasiment pas mesurés lors des études et chantiers de dépollution classiques.

Tableau 5 : Estimation des effets des procédés sur la structure et le fonctionnement des sols au travers d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques.

Indicateurs	Categories de SQI	Site 1			Site 2		Site 3			Site 4			
		Pompage / écrémage	Tranchée drainante	Extraction triple Phase	Encapsulation	recouvrement de surface	Bioterre	Compostage	Landfarming	Sparging / venting	Bio. Anéarobie	ISCO	BPR
Chimique	pH	0	0 ou + ou - (1)	0	- (3)	- (3)	0	0	0	0	0	0	0 ou + (1) ou - (1)
	P, K extractible	0	-	0	- (3)	- (3)	+	+	0	+	0	0	-
	Salinité	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
Biologique	Teneur en matière organique	0	-	0	- (3)	- (3)	0	+	0	+	0	-	-
	Azote potentiellement minéralisable	0	-	0	- (3)	- (3)	+	+	0	+	0	0	-
Physique	Stabilité des agrégats	0	-	0	- (4)	- (4)	+	+	+	0	0	-	-
	Compaction des sols	0	+	- (2)	- (5) ou +(6)	- (5) ou +(6)	+	+	+	- (2)	0	- (5) ou +(6)	+
	Dureté de surface	0	+	0	- (3)	- (3)	+	+	+	0	0	0	+
	(impermeabilisation de surface)	0	+	0	- (3)	- (3)	+	+	+	0	0	0	+
	Capacité au champ	0	+	0	- (3)	- (3)	+	+	+	0	0	-	+

+ : effet positif

0 : effet neutre

- : effet négatif

(1) : dépendement du milieu encaissant et du matériau d'apport.

(2) : dans certains cas en présence de sols limoneux

(3) : par rapport au besoin des écosystèmes

(4) : en absence de compaction

(5) : pour les plantes

(6) : pour les bâtiments

(7) : ajout d'agent structurant de type organique

(8) : décliné comme une technique générique appliquée à des sols et des eaux

Les effets bénéfiques des traitements sur les paramètres physiques et, en particulier, sur l'imperméabilisation de surface et la capacité au champ viennent des opérations d'excavation des sols qui conduisent à leur ameublissement. Cet ameublissement évite le ruissellement des eaux en surface par restauration de la capacité d'infiltration et améliore la capacité de rétention de l'eau de ces sols en réduisant leur compacité.



### 3. Méthodologie de calcul des impacts sur les fonctions des sols

Les activités humaines ont des besoins spatiaux pour l'extraction des ressources, l'exploitation forestière ou l'agriculture, les infrastructures routières, les logements, la production industrielle, les centres de stockage de déchets, etc. L'utilisation d'un sol pour une activité le rend le plus souvent indisponible pour d'autres activités mais conduit également potentiellement à une modification de sa qualité en terme de potentialité pour d'autres applications (Heijungs *et al.*, 1997 ; Lindeijer, 2000 ; Lindeijer *et al.*, 2002).

L'utilisation des sols et les modifications d'utilisation des sols sont considérées par la communauté internationale comme un élément significatif du changement global qui peut induire des changements climatiques, de la désertification et une perte de biodiversité et/ou de support de vie (pour la faune et flore).

Plusieurs méthodes ont été développées afin d'évaluer les impacts environnementaux liés à l'utilisation des sols et aux changements d'utilisation de ces sols. Ces méthodes et outils sont cependant confrontés aux difficultés de calculs des impacts. Parmi les problèmes rencontrés, la sélection et la définition d'indicateurs fiables et mesurables de la qualité de sols apparaît de façon récurrente. Les discussions sur l'évaluation des impacts de l'utilisation des sols dans la communauté scientifique des analyses de cycle de vie montrent que ce qui doit réellement être évalué par ces analyses ne fait pas encore l'objet d'un consensus (Milà i Canals *et al.*, 2006; Udo de Haes, 2006; Milà i Canals *et al.*, 2007).

#### 3.1. TRANSFORMATION, OCCUPATION ET RELAXATION DES SOLS

Les impacts liés à l'occupation de sols se réfèrent soit à la transformation soit à l'occupation des sols. La transformation des sols est un processus qui conduit au changement de la faune, de la flore et du sol depuis un état initial jusqu'à un état final dégradé. L'état dégradé (niveau B ou C sur la Figure 2) peut n'être que temporaire de façon qu'après avoir été utilisé pour des activités anthropiques (prenant fin à l'instant  $t_2$ ), le sol connaît une période de relaxation (naturelle ou aidée par une intervention humaine) l'amenant à une nouvelle qualité d'équilibre (niveau D) qui peut être inférieure, égale ou supérieure à la qualité initiale A. La transformation portant le sol de la qualité A à la qualité B est quasi-instantanée. La transformation portant le sol de la qualité B à la qualité C prend place dans le temps (dégradation graduelle de la qualité du fait de l'utilisation du sol ou de l'émission de polluant dans le temps qui vient perturber son fonctionnement) (cf. Weidema B.P. et Lindeijer E., 2001).

Les impacts d'occupation sont liés au temps d'utilisation des sols et sont illustrés sur la Figure 2 par l'aire de couleur verte qui s'étend de la base (BC) à un état de référence dégradé (D). Les états temporaires B et C sont représentés comme étant de qualités

inférieures à celle de l'état initial (A) mais on peut très bien imaginer des cas où ces qualités sont égales ou même supérieures à celle de l'état initial. Les impacts d'occupation s'expriment dans une unité : qualité x aire (affectée) x durée.

La différence entre les états A et D correspond aux impacts irréversibles (ou permanents) appelés impacts de transformation (unité : qualité x aire). Ces impacts de transformations peuvent être la conséquence d'une transformation instantanée des sols ou d'une transformation graduelle.

Une activité humaine qui s'étend sur une certaine durée en modifiant la qualité du sol mais qui n'affecte pas le niveau final de qualité n'a pas d'impact permanent de transformation mais uniquement un impact d'occupation qui peut être représenté comme l'aire additionnelle située sous le niveau de référence de qualité relatif à cette activité. Sur la Figure 2, l'activité qui prend place entre les instants  $t_1$  et  $t_2$  (i.e. elle n'inclut pas l'impact de transformation) génère un impact d'occupation repéré par l'aire de couleur verte à laquelle il faut retrancher l'aire hachurée, de relaxation des impacts de transformation attribuables aux activités antérieures. Le terme relaxation désigne l'évolution naturelle du système vers un état hypothétique qui serait atteint après une durée infinie.

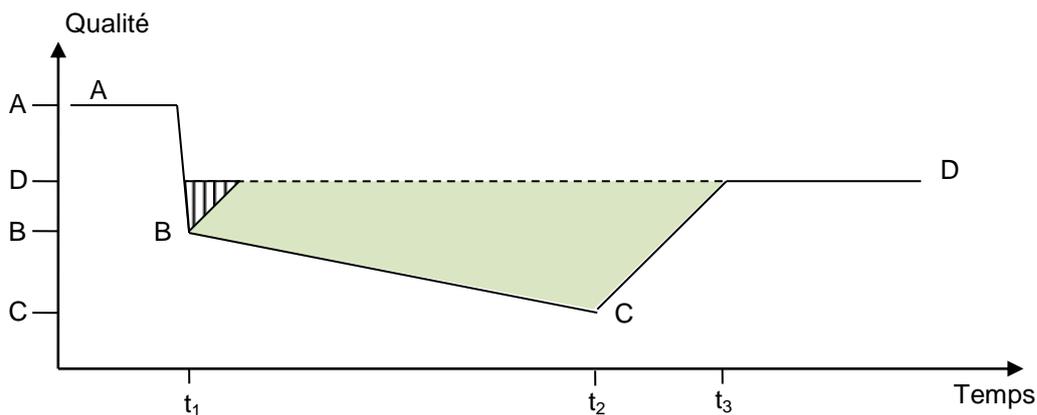


Figure 2 : Evolution de la qualité du sol avant, pendant et après utilisation d'un sol dans le cadre d'une activité anthropique dans l'intervalle de temps  $t_1$  et  $t_2$

Une activité humaine qui s'étend sur une certaine durée mais qui n'affecte ni la qualité courante (B) ni le niveau de qualité finale (D) ne génère pas d'impacts permanents ni d'impacts liés à la relaxation de qualité du sol. Ainsi, l'impact d'occupation qu'elle génère peut être évalué comme étant le produit  $(D-B) \cdot (t_2 - t_1)$  (cf. Figure 3). Ce calcul peut être vu comme un simple report de l'impact de relaxation lié à l'impact de transformation initial (à  $t_1$ ). En dépit de ce report, il est nécessaire de considérer que l'impact de relaxation lié à la dégradation initiale de qualité doit être attribué à cette transformation initiale (cas où l'on construit une école sur un site pollué).

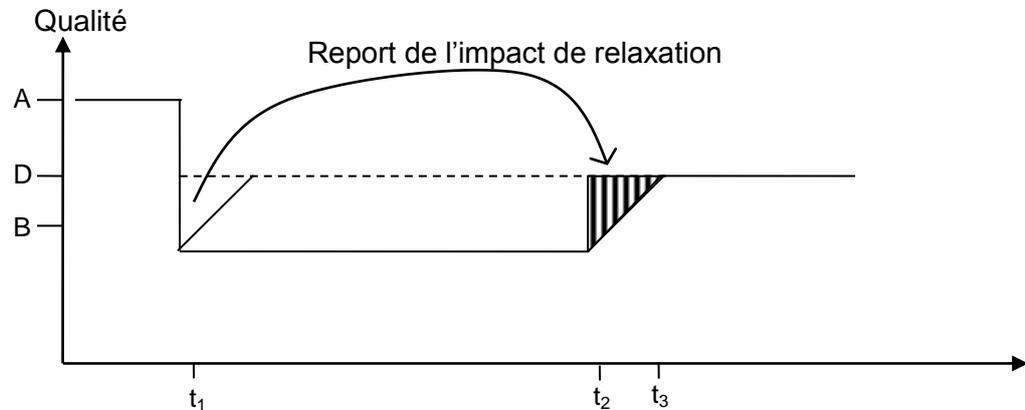


Figure 3 : Evolution de l'état d'un sol avant, pendant et après utilisation d'un sol dans le cadre d'une activité anthropique prenant place dans l'intervalle de temps  $t_1 - t_2$ , mettant en évidence la façon dont l'impact de relaxation est reporté de la durée de l'activité

### 3.2. CHOIX D'UN ETAT DE REFERENCE POUR L'EVALUATION DES IMPACTS DE TRANSFORMATION ET D'OCCUPATION

#### 3.2.1. Etats de référence

Les impacts d'occupation causés par une activité humaine sont mesurés par rapport à une référence et s'expriment comme la différence entre la qualité actuelle d'un sol et une qualité de référence à définir. Le choix de la qualité de référence n'est pas arbitraire mais est lié à la nécessaire distinction entre les impacts d'occupation et les impacts de transformation du sol. La référence doit être choisie de façon à éviter tout recouvrement des impacts d'occupation et des impacts de transformation (cf. Weidema B.P. et Lindeijer E., 2001).

Ceci peut être réalisé en définissant comme référence l'état final (potentiel de relaxation, état D sur la Figure 3). Ainsi, les impacts permanents (ou impacts de transformation, cf. Figure 4) sont définis comme étant la différence entre l'état initial (A) et l'état final (D). Il est également possible comme le suggèrent Blonk *et al.* (1996) que l'état initial du sol avant toute intervention humaine soit utilisé comme référence pour l'évaluation des impacts. Ceci implique que tous les impacts permanents, depuis le début de l'utilisation du sol pour les activités humaines, soient alloués sur toute la durée de ces activités et que, par ailleurs, le potentiel de relaxation naturel ne soit pas pris en compte.

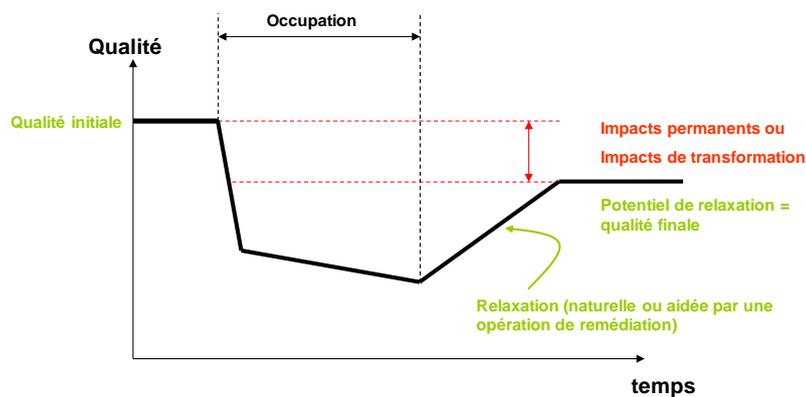


Figure 4 : Impacts permanents, impacts d'occupation et potentiel de relaxation d'un sol

On peut conclure de ces discussions que :

- si l'état de référence est choisi à un niveau supérieur au potentiel de relaxation, les impacts évalués incluent une partie des impacts permanents et ne sont donc pas représentatifs des seuls impacts d'occupation ;
- si l'état de référence est choisi à un niveau inférieur au potentiel de relaxation, les impacts évalués excluent une partie des impacts d'occupation.

Pour ce qui concerne l'évaluation des impacts liés à la mise en œuvre de différentes technologies de traitement, la méthodologie proposée s'inspire de l'évaluation des impacts d'occupation. Les activités anthropiques amènent la qualité d'un sol (décrite par un ensemble d'indicateurs) d'un niveau initial à un niveau dégradé à partir duquel nous supposons qu'une technologie est mise en place de façon à rendre compatible les usages futurs du sol avec les teneurs en polluants qu'il renferme. Pour ce faire, différentes options de traitement peuvent être mises en place. Chacune des options de traitement a potentiellement un impact différent sur les différents indicateurs choisis pour décrire la qualité du sol (cf. Figure 5). Pour un indicateur de qualité donné (par exemple le pH), certaines technologies de traitement vont avoir un impact négatif (acidification) d'autres au contraire vont transformer les sols et porter la valeur de cet indicateur à des niveaux bénéfiques (pH compris entre 6,5 et 7,5) pour les fonctions qu'ils doivent assurer.

L'état de référence peut être choisi de façon à pouvoir comparer différentes technologies de traitement dont l'impact sur le fonctionnement des sols pourra être évalué sur la base :

- du nombre d'indicateurs de qualité impactés,
- de la vitesse de l'étape relaxation aidée (durée du traitement),
- du niveau final pour chaque indicateur impacté dont résulte la qualité finale du sol (cf. Figure 6). Il faut d'ailleurs noter qu'à l'issue du traitement, la qualité du sol peut poursuivre son évolution (amélioration ou dégradation) sous l'influence

de facteurs naturels. Pour simplifier la représentation, nous considérerons dans la suite du document que la qualité finale du sol est définie par le niveau atteint à l'issue du traitement et qu'elle n'évolue plus ensuite.

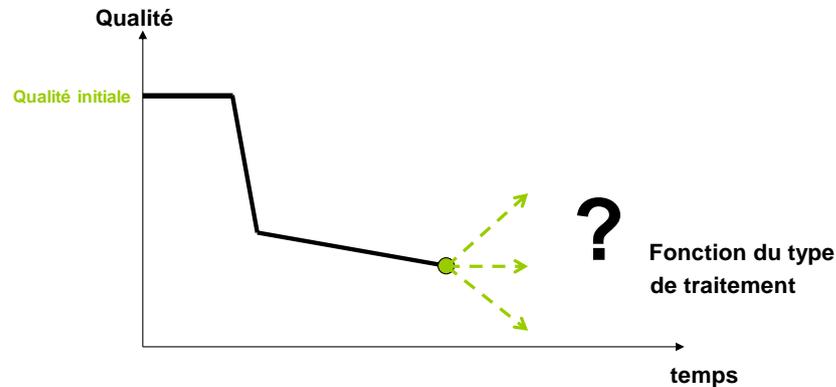


Figure 5 : Relaxation aidée par une opération de remédiation

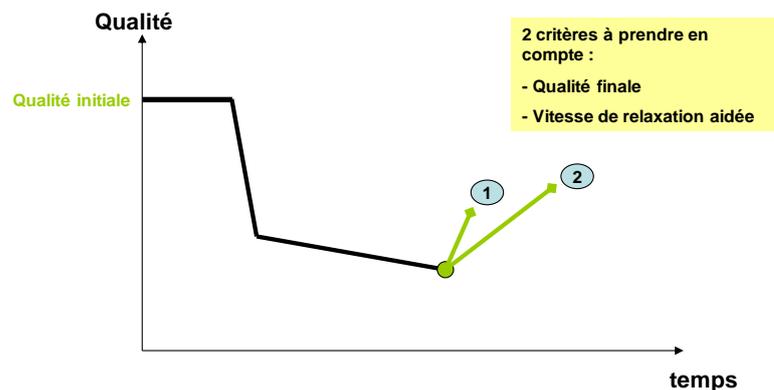


Figure 6 : Relaxation aidée et critères distinctifs entre technologies de traitement

Trois états de référence peuvent être utilisés pour comparer les technologies de traitement sur la base de leurs impacts sur le fonctionnement et la structure de sols. Ces trois niveaux sont représentés sur la Figure 7. Il s'agit de l'état (qualité) :

- à l'issue de la période de relaxation naturelle (schéma (a)).
- qui suit l'étape d'occupation (schéma (b)), au moment de la mise en place d'une opération de remédiation,
- qui précède l'étape d'occupation (qualité initiale, schéma (c)).

L'état final hypothétique atteint à l'issue de la période de relaxation naturelle peut être défini grâce aux valeurs de climax écologique (cf. Weidema B.P. et Lindeijer E., 2001). Il correspond à l'état final théorique stable d'une succession écologique. Lorsque cet état est atteint, l'énergie et les ressources ne servent qu'à maintenir cet état. Le climax écologique dépend de la région étudiée (longitude, latitude, altitude) et peut, par

exemple, exprimer pour une région donnée la productivité nette des ressources exprimée en grammes de carbone produits par m<sup>2</sup> et par an. Une tentative d'évaluation de la durée de relaxation pour atteindre un niveau de récupération stable des écosystèmes est proposée par Dobben et al. (1998). Ces durées (cf. tableau 6) supposent qu'aucune perturbation ne vient entraver le processus de récupération des écosystèmes. Dans la réalité, les durées fournies dans le tableau 6 doivent être multipliées par un facteur 6 pour tenir compte des perturbations qui interviennent inévitablement durant le processus de récupération.

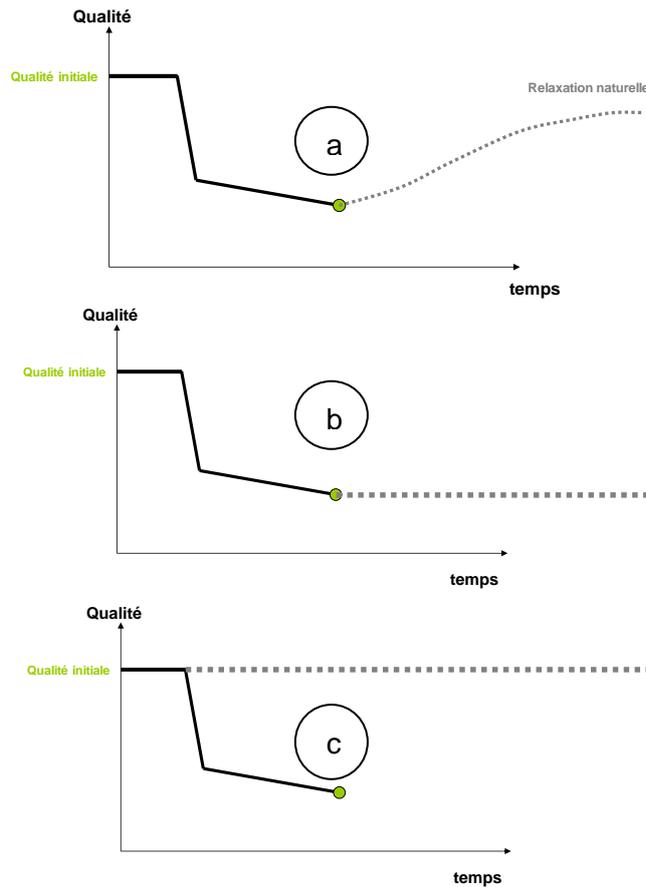


Figure 7 : Etats de référence potentiels pour l'évaluation des impacts sur les fonctions des sols. a) état final après relaxation naturelle, b) état final après occupation et avant remédiation, c) état initial avant occupation.

L'état qui résulte de la période d'occupation (schéma b) peut être caractérisé par une série de mesures réalisées directement sur le site pollué. Ces mesures porteraient sur les mêmes indicateurs de qualité que ceux utilisés pour évaluer l'influence des techniques de traitement sur les sols.

Enfin, la qualité initiale peut également être définie comme point de référence pour l'évaluation des impacts sur le fonctionnement des sols. Cette qualité initiale qui précède toute phase d'occupation peut être définie au moyen des différentes bases de

données de qualité des sols. Une revue bibliographique sur ce point particulier est proposée au paragraphe 3.2.2.

*Tableau 6 : Durées de relaxation (en années) nécessaires pour atteindre le potentiel maximum de production de biomasse d'un sol repéré par sa latitude et son altitude (d'après Dobben et al. 1998)*

Altitude (m) \ Latitude (°)	0-1000	1000-3000	>3000
80	150	200	220
60	90	110	120
40	70	90	100
30	150	175	185
20	60	70	90
0	50	70	100

Dans la pratique et avec l'objectif principal de comparer différentes techniques de traitement sur la base de leurs impacts sur le fonctionnement et la structure des sols, il apparaît que chacun des états de référence peut potentiellement être utilisé en fonction des caractéristiques du site à dépolluer et de la disponibilité des données nécessaires à la caractérisation de la qualité du site. Malheureusement, les données relatives aux indicateurs sélectionnés dans cette étude pour caractériser les sols sont le plus souvent absentes des bases de données. Il convient donc de procéder, lorsque cela est possible, à une étape de caractérisation en préalable à celle de dépollution. Cette étape préalable peut, dépendamment du site à traiter, soit aboutir à la caractérisation de l'état pollué (référence (b) sur la Figure 7) en effectuant une série de mesures directement sur site, soit aboutir à la caractérisation de l'état initial du site avant occupation (référence (c) sur la Figure 7). Cette dernière caractérisation doit alors être réalisée à proximité du site pollué dans une zone où le contexte hydrogéochimique est équivalent à la zone polluée mais qui n'est pas concernée par la pollution. La caractérisation de la qualité initiale comme état de référence est bien adaptée au mégasite. Pour des sites pollués peu étendus situés en zone urbaine ou suburbaine, la caractérisation de l'état pollué post-occupation comme état de référence est mieux adaptée et le plus souvent la seule qui soit accessible.

### **3.2.2. Bases de données pour la définition de référentiels de qualité des sols et des eaux souterraines**

Il n'existe pas de référentiel unique de caractérisation de la qualité des sols. Par contre, différents projets ou programmes de recherches ont été menés ces vingt dernières années, et peuvent fournir des éléments nécessaires à l'établissement d'un tel référentiel. Les principaux projets ou programmes de recherches menés dans le domaine de la caractérisation de la qualité des sols sont les suivants :

- programme INRA – ASPITET : ce programme de recherche intitulé « apports d'une stratification pédologique pour l'interprétation des Teneurs en Eléments

Traces » avait pour objectif principal d'acquérir des références sur les concentrations en éléments traces dans les sols. Ce travail a pris en compte différents types de sols et les matériaux géologiques parentaux. L'ensemble des horizons constituant les sols ont été analysés, et pas seulement la couche de surface ;

- référentiel pédo-géochimique en région Nord-Pas de Calais (RPG-NPC) : ce référentiel, réalisé par l'INRA associé à l'Institut Supérieur d'Agronomie de Lille, s'appuie sur la réalisation et la description de 267 fosses pédologiques, ainsi que sur l'analyse de 768 échantillons. Il fournit les caractéristiques physico-chimiques et les teneurs en éléments traces (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) des principaux types de sol de la région. Il s'agit d'un outil de gestion qui permet i) de déterminer les « valeurs normales agricoles » des horizons de surface des terres agricoles et ii) de juger du niveau de contamination d'un prélèvement ;
- collecte INRA/ADEME (ANADEME<sup>3</sup>) : il s'agit d'une valorisation des très nombreuses analyses de « métaux lourds » réalisées à l'occasion des plans d'épandage de boues de stations d'épuration. En dépit de l'hétérogénéité des résultats collectés (multiplicité des laboratoires et des méthodes analytiques, protocoles et méthodologie d'échantillonnage variables), le traitement des 11 000 analyses permet de se faire une bonne idée de la qualité générale des sols agricoles et d'identifier des anomalies naturelles, ainsi que des zones de contaminations diffuses ou de pollutions localisées ;
- réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS<sup>4</sup>) : ce réseau est organisé selon une maille carrée de 16 km de côté, déterminant 2000 points (au centre de la maille) qui sont échantillonnés tous les 7 ans, depuis 2002. La première campagne de prélèvements s'est achevée fin 2008. Il doit permettre d'avoir une vision globale de la qualité des sols au niveau national, et d'identifier/caractériser leurs évolutions. Sur la base de la maille du RMQS, l'INRA et l'IFEN ont élaboré des indicateurs environnementaux et mis au point la base de données d'indicateurs de la qualité des sols. Les indicateurs obtenus sont cartographiés sur l'ensemble du territoire français. Les cartes sont regroupées au sein d'une application interactive : programme INDIQUASOL.

Les principales caractéristiques des bases de données relatives aux teneurs en ETM dans les sols sont regroupées dans le tableau 7.

---

<sup>3</sup> ANADEME : <http://etm.orleans.inra.fr/webetmso.htm>

<sup>4</sup> RMQS : <http://www.gissol.fr/programme/rmqs/rmqs.php>

Tableau 7 : Principales caractéristiques des bases de données relatives aux teneurs en éléments traces métalliques dans les sols

	ASPITET	ANADEME	RPG-NPC	RMQS
Nombre de sites	1200	11 161	267	2200
localisation	Moitié nord de la France	France entière	Nord + Pas de Calais	France entière
Milieu concerné	Agriculture et forêt	agriculture	Agriculture et forêt	agriculture
Critères de sélection des sites	Raisons diverses	Plans d'épandage de boues d'épuration	Régions naturelles, types de sol, matériaux parentaux	Mailles d'une grille 16 x16 km
ETM analysés	As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl, Zn,	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, PB, Se, Zn,	As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, In, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, V, Zn	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Tl, Zn
Eléments majeurs analysés	Fe, Mn	aucun	Al, Fe, Mn	Al, Ca, FE, K, Mg, Mn, Ca
Méthodes d'échantillonnage	Par horizons	Horizon labouré	Par horizons	Horizon labouré + horizon semi-profond (30-50 cm)

En complément de ces bases de données spécifiques sur les sols, il existe une base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères (BAPPET), élaborée par l'ADEME / Inéris / ISA /CNAM, qui contient également des informations sur la pollution du sol où ces plantes potagères sont cultivées. Les paramètres suivants du sol sont pris en compte : pH, teneur en matière organique, texture (teneurs en argile, en sable, en limon), type de sol, mode d'extraction des ETM (extraction totale, semi-totale, partielle), éléments traces métalliques (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl, Zn). L'intérêt de cette base de données est qu'elle est alimentée par trois sources documentaires :

- des articles scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture,
- des rapports expérimentaux d'organismes de recherches et de chambres d'agriculture,
- des diagnostics environnementaux liés notamment aux sites industriels en activité ou non

Cette diversité d'origine des informations permet de diversifier les contextes (industriels, urbains ou ruraux) et les sources de pollution (industrielle, agricole, urbaine, artificielle ou naturelle) pris en compte, et d'appréhender les transferts entre sols et plantes. Cette base de données a été initiée en 2007. La phase documentaire a bénéficié des contributions d'organismes publics de recherche, mais ensuite elle doit être enrichie par des données provenant de diagnostics environnementaux réalisés sur des sites industriels par des bureaux d'études.

Dans le cadre de l'inventaire minier du territoire national, le BRGM a effectué de nombreuses campagnes de prospection géochimique entre les années 1975 et 1991. Ces campagnes de prospection ont concerné les vieux socles hercyniens et alpins,

ainsi que leurs marges sédimentaires, soit plus de 20% du territoire national. Le but de ce travail était de déceler des minéralisations dans l'environnement des sites d'échantillonnage. La procédure suivante a été utilisée :

- densité d'échantillonnage de l'ordre de 2 à 3 par km<sup>2</sup>,
- quantité de matériel brut : 1 à 3 kg de la partie fine superficielle,
- taille granulométrique analysée : 0-125 µm (argiles, limons et silts fins).

Le FOREGS (Forum of the European Geological Surveys, remplacé depuis 2005 par l'EuroGeoSurveys) a réalisé un programme de cartographie de références géochimiques à l'échelle européenne (Geochemical Baseline Mapping Programme). Les résultats de ce programme sont actuellement disponibles depuis le site du GTK (Geological Survey de Finlande) sous le nom d'Atlas Géochimique de l'Europe. Les informations contenues ne sont pas présentées sous la forme d'une base de données mais sous la forme de cartes de concentration d'une large gamme d'éléments chimiques et d'indicateurs physico-chimiques.

Enfin, plusieurs villes ont ou sont en train de réaliser leur propre fond anthropique urbain (Grand Lyon, Strasbourg).

### **3.3. CALCUL DES IMPACTS SUR LA STRUCTURE ET LE FONCTIONNEMENT DES SOLS**

#### **3.3.1. Opérations de remédiation et modification de la vitesse de relaxation**

La vitesse de relaxation (représentée par la pente de la courbe lors de l'étape de relaxation, cf. Figure 6) peut être affectée par une intervention humaine précédant l'étape de relaxation naturelle. Une activité humaine qui modifierait cette vitesse de relaxation se verrait attribuer les conséquences associées à ce changement au travers des impacts d'occupation comme représenté sur la Figure 8.

La vitesse de relaxation peut également être affectée positivement par une intervention humaine pendant la phase de relaxation elle-même (action de remédiation, fertilisation), alors cette évolution de la vitesse de relaxation doit être intégrée au calcul d'impact.

#### **3.3.2. Représentation des impacts en fonction de l'état de référence choisi**

La méthodologie de calcul d'impacts sur la structure et le fonctionnement des sols repose sur la mesure de l'évolution d'un certain nombre d'indicateurs chimiques,

physiques et biologiques de qualité des sols (notés  $IQS_i^5$ ) et de l'intégration dans le temps de cette évolution, comparée à une valeur de référence propre à chacun de ces indicateurs. Une représentation des impacts (évités/négatifs et positifs) de la mise en place d'une technologie de traitement sur un IQS est donnée sur la Figure 8. Comme mentionné dans ce document, chaque IQS est supposé tendre vers une valeur finale à l'issue du traitement et rester constant ensuite. Lorsque la relaxation naturelle (étape hypothétique non connue au moment de la mise en place du traitement) est prise comme état de référence, les impacts évités (aire hachurée de couleur bleue) mesurent l'écart positif entre une valeur d'IQS résultant du traitement et la valeur de référence (relaxation naturelle). Lorsque la valeur IQS relative au traitement est en-dessous de celle que prendrait l'IQS au cours de l'étape de relaxation naturelle, l'impact est considéré comme étant positif. Ceci signifie que le résultat du traitement influe négativement (le traitement est impactant) sur la qualité du sol par rapport à l'évolution naturelle qu'on pourrait attendre si aucune action n'était entreprise.

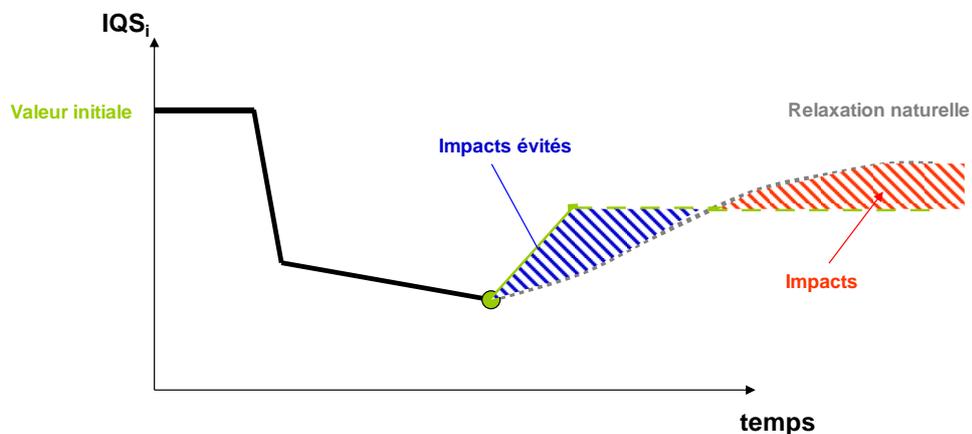


Figure 8 : Représentation des impacts relatifs à la mise en place d'une opération de remédiation sur un Indicateur de Qualité des Sols (IQS)

On peut observer sur la Figure 8 que l'état de référence défini par l'évolution naturelle du sol est une valeur dynamique. Pour s'affranchir de l'évolution de l'état de référence, il est possible de n'utiliser que l'état final atteint par le système : il s'agit du climax écologique déjà mentionné dans ce document. Cependant, les climax écologiques ne sont pas décrits suivant les IQS sélectionnés pour décrire la qualité des sols. Ils peuvent par contre être utilisés pour évaluer les impacts de transformation, non abordés dans cette étude.

Le calcul d'impacts et la comparaison des technologies peuvent donc s'appuyer sur deux états de référence distincts comme le montre la Figure 9. Le calcul d'impact peut être décliné de la même façon quel que soit l'état de référence choisi. Tous deux sont consistants du point de vue de la prise en compte des vitesses de relaxation (durées de traitement propres à chacune des techniques). Cependant, la prise en compte de

<sup>5</sup>  $IQS_i$  : Indicateur de Qualité des Sols n°  $i$  pour  $1 < i < 9$ , cf. tableau 3

l'état initial comme valeur de référence apporte une information supplémentaire par rapport à l'état final post-occupation en ce sens qu'il permet d'avoir une donnée absolue sur la capacité d'une technologie donnée à restaurer la qualité d'un sol à un niveau proche de la qualité initiale précédant la phase d'occupation. L'état de référence défini par la qualité post-phase d'occupation ne permet qu'une comparaison des techniques entre elles. Il répond néanmoins ainsi aux objectifs de cette étude.

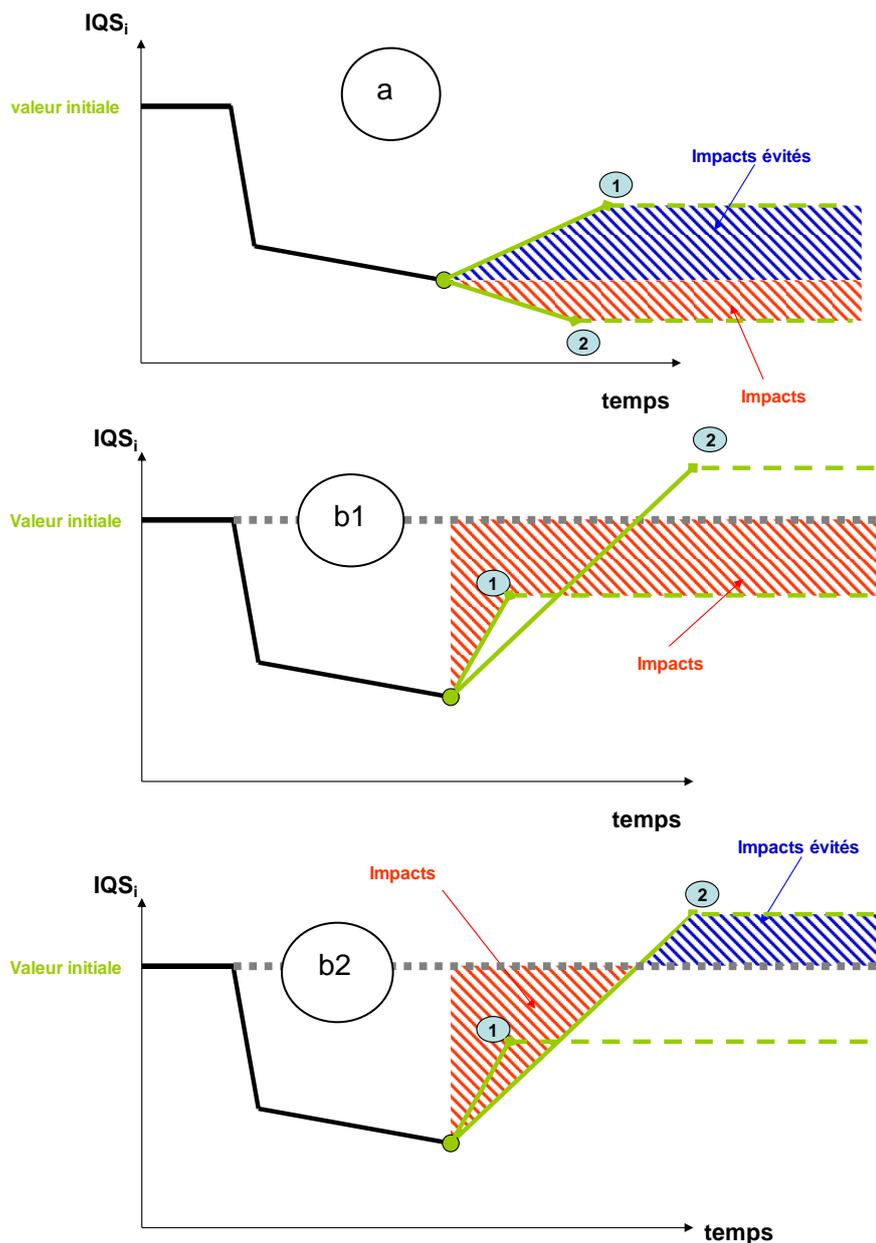


Figure 9 : Représentation des impacts pour deux technologies de traitement (1 et 2) en fonction de deux états de référence (a) = état final après phase d'occupation / (b1) et (b2) = état initial avant phase d'occupation

### 3.3.3. Méthodologie proposée pour le calcul des impacts

Comme indiqué dans le paragraphe 3.2.2, que l'on choisisse comme état de référence l'état dégradé post-période d'occupation ou l'état initial précédant la phase d'occupation (de dégradation de la qualité du sol), la procédure de calcul qui suit peut être déclinée de la même façon. La représentation 2D (IQS, temps) des impacts fournie sur la Figure 9 est insuffisante puisqu'elle n'intègre pas le volume de sol pollué à traiter. La prise en compte de ce volume peut se traduire par l'ajout d'un troisième axe sur ces schémas.

L'indice  $i$  sera réservé au  $i^{\text{ème}}$  Indice de Qualité des Sols (IQS $_i$ ). Dans le cas de pollutions emboîtées, il n'est pas rare de devoir décliner plusieurs technologies de traitement afin de traiter plusieurs volumes de sols. L'indice  $j$  se réfère à la  $j^{\text{ème}}$  technologie dont la mise en place permet de traiter un volume de sol noté  $V_j$ . L'évolution de chaque IQS $_{ij}$  (cf. Figure 10) dépend donc de la technologie employée ( $j$ ) sur le volume de sol  $V_j$ . IQS $_i^{\text{ini}}$  représente la valeur initiale de l'indicateur de qualité  $i$  (indépendamment du type de technologie mise en place). IQS $_i^{\text{int}}$  représente la valeur de l'indicateur  $i$  après la phase d'occupation. Enfin IQS $_{ij}^{\text{fin}}$  représente la valeur de l'indicateur  $i$  résultant du traitement  $j$ .

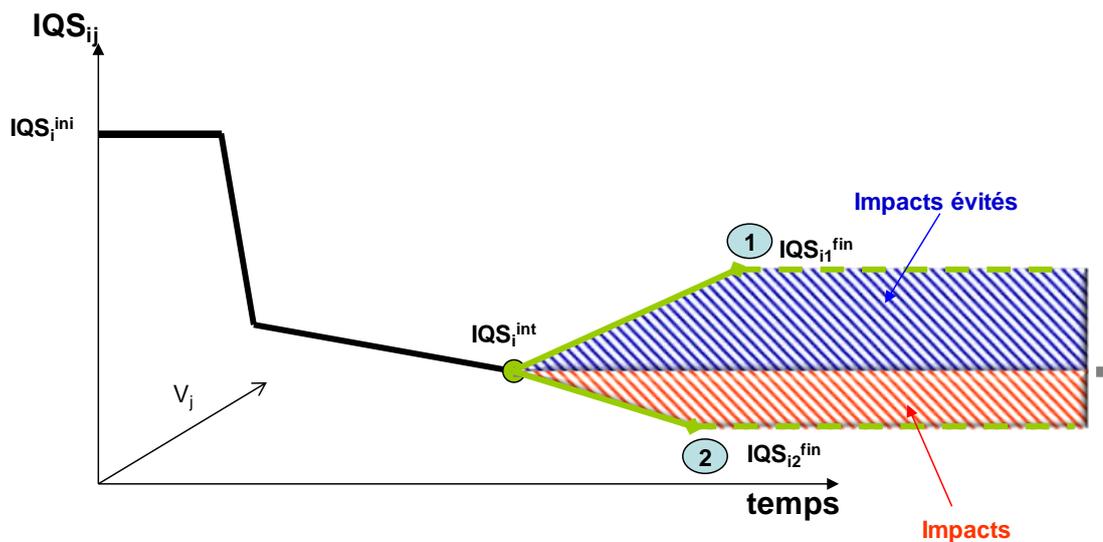


Figure 10 : Représentation des impacts sur l'indicateur de qualité  $i$  pour deux technologies de traitement

La prise en compte du facteur temps et la définition de l'horizon temporel pour le calcul des impacts est également de première importance. En ACV, l'horizon temporel pour l'évaluation des impacts des émissions de gaz à effet de serre est, par convention, fixé à 100 ans car c'est l'horizon auquel il semble raisonnable d'établir les équivalences de pouvoir radiatif entre les différents gaz. Une autre convention peut être adoptée, sachant qu'elle produit des effets qui peuvent pénaliser ou minimiser un type d'émission (le méthane par exemple) et avoir des répercussions importantes sur les industries émettrices.

Pour conserver une homogénéité d'approche, il est possible de choisir un horizon temporel pour le calcul des impacts sur le fonctionnement des sols correspondant à la période de relaxation relative au climax écologique, par exemple. Dans le domaine particulier du traitement des sols pour lequel la promotion immobilière est très souvent un driveur important pour la remédiation d'un site pollué, en particulier en zone urbaine et suburbaine, il peut être nécessaire de réduire fortement cet horizon temporel et de le contraindre à la durée maximum souhaitée pour le redéveloppement immobilier du site. Il est à noter que lorsque l'horizon temporel est fixé à 100 ans et plus, c'est essentiellement la valeur finale de l'indicateur de qualité (qualité finale atteinte après dépollution) qui fixe l'impact, que cet impact soit négatif ou positif. En effet, les durées des traitements sont bien inférieures à cet horizon temporel. Pour un horizon temporel de quelques années, l'impact est essentiellement relié à la durée du traitement (vitesse de relaxation aidée) et au niveau de qualité finale, comme illustré sur la Figure 11.

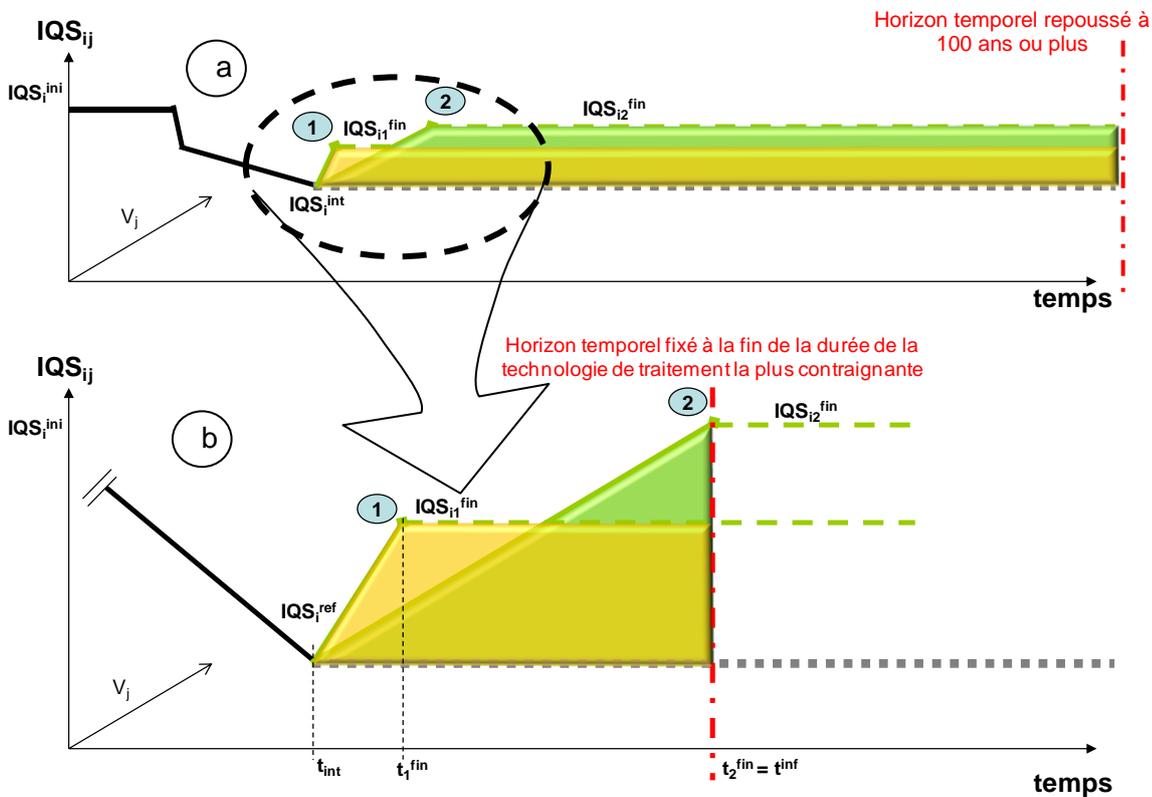


Figure 11 : Choix de l'horizon temporel pour le calcul d'impacts sur le fonctionnement et la structure des sols. (a) horizon temporel fixé à 100 ans, (b) horizon temporel = fin de la période de traitement la plus longue

Le calcul d'impacts consiste à intégrer sur la durée considérée, l'évolution normée de chaque IQS selon :

$$I_{ij} = V_j \left( \frac{IQS_{ij}^{fin} - IQS_i^{ref}}{IQS_i^{ref}} \right) \left( t^{inf} - \frac{t_j^{fin} + t^{int}}{2} \right)$$

Où  $I_{ij}$  représente l'impact exprimé en  $m^3 \cdot an$  relatif à l'indicateur  $IQS_i$  et la technologie  $j$  mise en place sur le volume de sols pollués  $V_j$ ,  $t^{inf}$  représente l'horizon temporel (au moins égal à la durée de traitement la plus longue),  $t^{fin}_j$  représente l'instant de fin de remédiation pour la technologie  $j$  et  $t^{int}$  représente l'instant de la mise en fonctionnement de la solution de remédiation (peut être pris égal à 0, définissant ainsi la référence temporelle du traitement). L'impact  $I_{ij}$  relatif à la teneur en matière organique est calculé en mesurant cette teneur entre deux instants séparés, par exemple, par une durée d'un an.

L'impact pondéré sur les fonctions des sols IFS est ensuite calculé selon :

$$IFS = \frac{1}{LM} \sum_{i=1}^L \sum_{j=1}^M \beta_{ij} I_{ij}$$

Où  $L$  représente le nombre total d'indicateurs de qualité des sols pris en compte et  $M$  le nombre de technologies mises en place sur un site pollué et  $\beta_{ij}$  le poids de chaque impact  $I_{ij}$ .

### 3.3.4. Fonctions de scores par indicateur de qualité des sols

La méthodologie proposée pour le calcul des impacts doit d'une part s'affranchir des valeurs intrinsèques des indicateurs (valeur de pH, teneur en azote, dureté de surface ...) et, d'autre part, prendre en compte le fait que l'optimum pour chaque indicateur n'est pas forcément atteint lorsque la valeur de ce dernier atteint elle-même un maximum. Par exemple, la valeur optimale de pH se situe entre 6,5 et 7,5 et un pH proche de 13-14 résultant d'une opération de traitement serait fortement préjudiciable au fonctionnement du sol.

Les fonctions de scores (Glover *et al.*, 2000) permettent de convertir les valeurs de chacun des indicateurs en autant de cotes normées (comprises entre 0 et 100). Ces fonctions sont issues de l'équation de base (Wymore, 1993) :

$$Score = \frac{100}{1 + \left(\frac{B-L}{x-L}\right)^{2S(B+x-2L)}}$$

Où  $B$  représente la valeur de l'indicateur pour laquelle le score est égal à 50,  $L$  représente la valeur seuil inférieure,  $S$  est la tangente à la courbe pour un score de 50 et  $x$  représente les valeurs de l'indicateur de qualité considéré. A partir de cette équation et en fonction des indicateurs de qualité des sols, trois types de fonctions scores sont utilisés (cf. Figure 12) :

- une première fonction de score qui traduit le fait que plus la valeur d'un indicateur est élevée, plus son influence sur le fonctionnement et la structure des sols est bénéfique. Nous appellerons cette courbe, la courbe « plus ». Parmi les indicateurs de qualité retenus dans cette étude pour caractériser l'impact que la qualité des sols, la stabilité des agrégats, la capacité au champ,

la teneur en matière organique, l'azote minéralisable, le potassium extractible peuvent être décrit au moyen de cette fonction.

- une deuxième fonction qui traduit l'opposé de la courbe « plus » i.e. qu'une valeur proche de zéro de l'indicateur influence positivement le fonctionnement et la structure des sols est bénéfique. Nous appellerons cette courbe la courbe « moins ». La compaction, la dureté de surface et la teneur en sels sont décrits par cette fonction.
- Enfin, une troisième courbe que nous appellerons « optimum » et qui traduit un effet bénéfique d'un indicateur pour un intervalle fermé de valeurs. Cette fonction sera notée « optimum ». Entrent dans cette catégorie, le pH et le phosphore extractible.

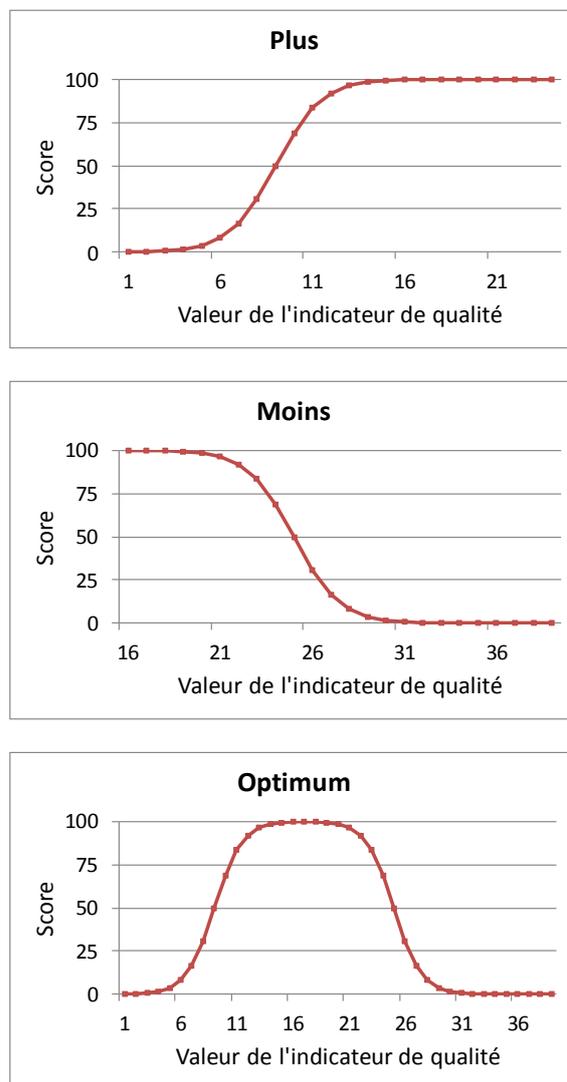
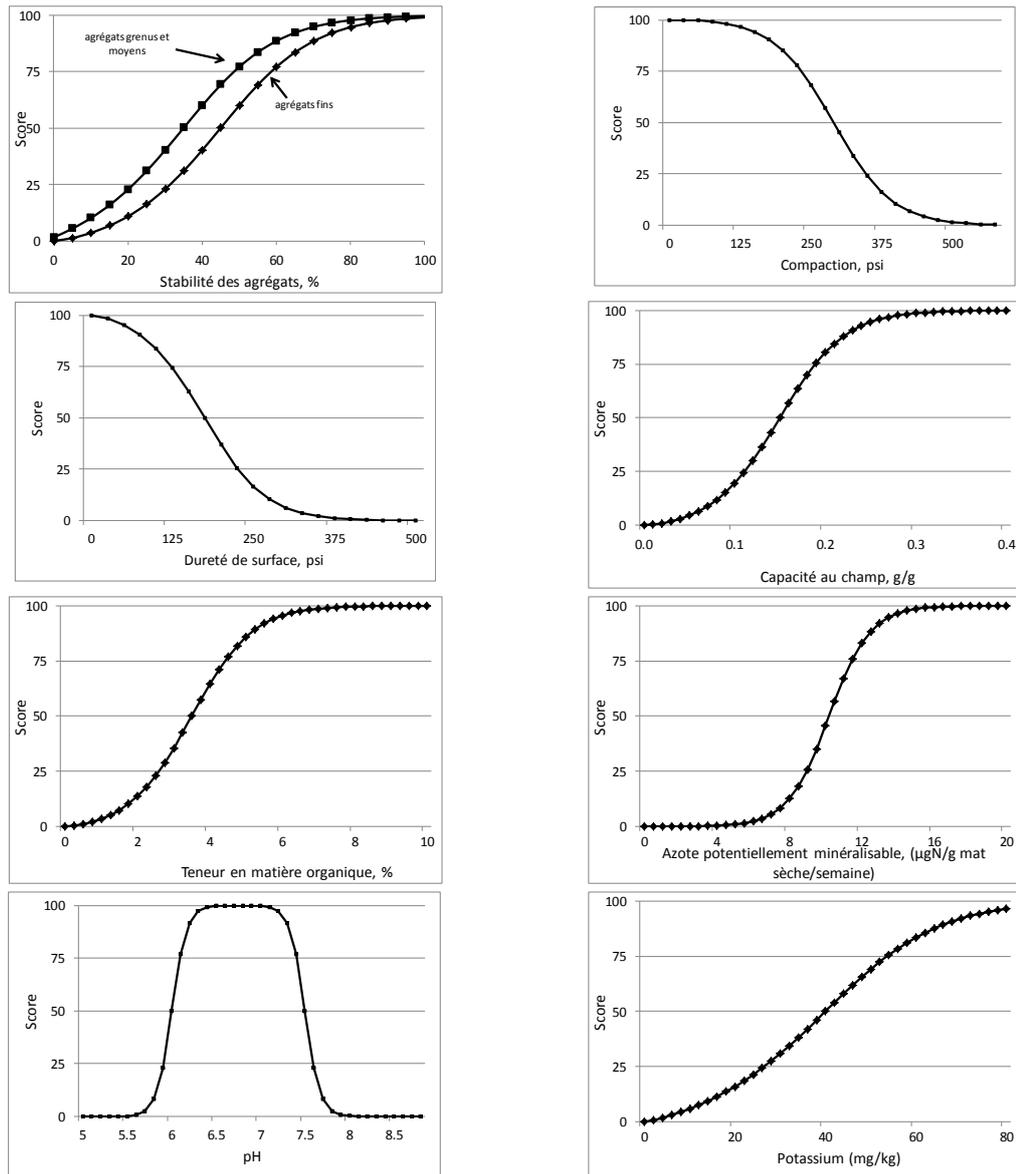


Figure 12 : Fonctions de score « plus », « moins », « optimum » utilisées pour normaliser et décrire l'influence des différents indicateurs sur le fonctionnement des sols.

Il est ainsi possible de produire pour chaque indicateur sélectionné une courbe représentant, en fonction de la valeur de l'indicateur, l'évolution d'un critère de qualité du fonctionnement et de la structure des sols. Des exemples de fonctions de score sont présentés sur la Figure 13. Ces fonctions sont issues du test standard de Cornell et sont utilisables essentiellement à des fins de production agricole. En outre, le profil de chacune de ces fonctions ne vaut que pour la couche superficielle des sols agricoles ( $\approx 20$  cm).



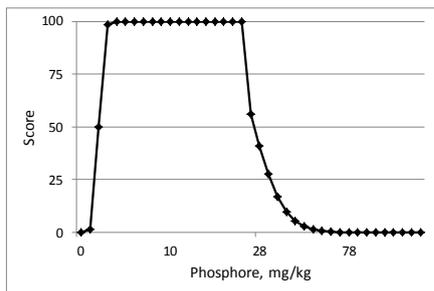


Figure 13 : exemples de fonctions de scores spécifiques à une utilisation d'un sol en agriculture

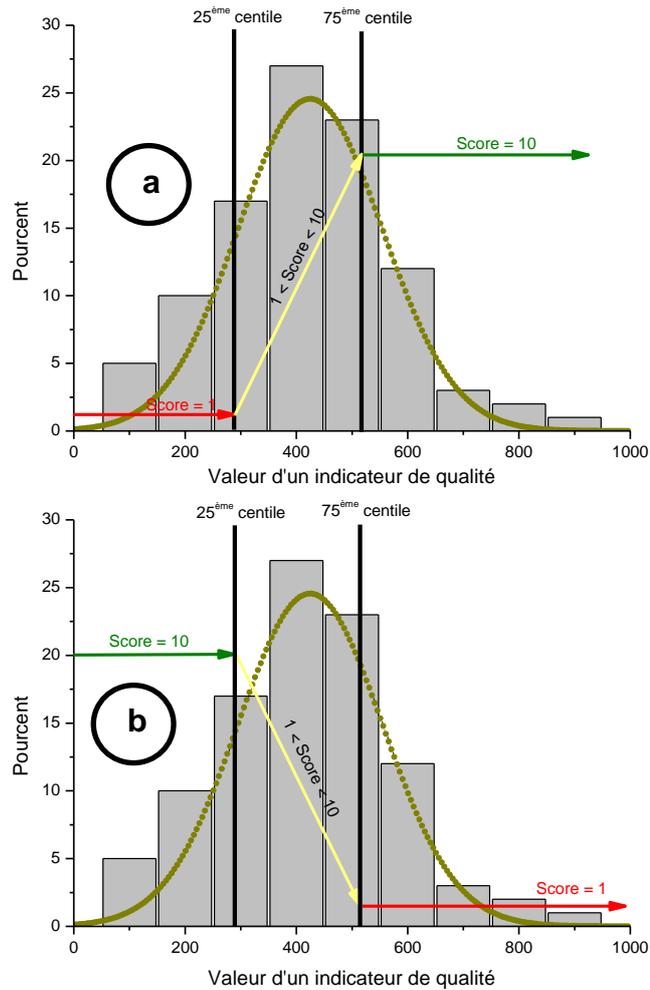
Dans le cas du traitement de sols pollués, il est évident que l'horizon de profondeur à considérer doit s'étendre au-delà du mètre et il est possible que chaque indicateur doive être représenté par une fonction de score propre à un horizon donné. Une moyenne sur les différents horizons peut ensuite être produite pour aboutir à une valeur unique. On peut, en effet, imaginer que le pH d'équilibre propice à un bon fonctionnement du sol dans les premiers centimètres puisse être assez différent de celui d'horizons plus profonds car influencé par la présence d'une formation géologique calcaire, par exemple.

### 3.3.5. Mise en œuvre pratique de l'évaluation des valeurs de référence

Quels que soient la taille du site pollué investigué, son niveau de contamination, le cortège de polluants (pollution imbriquées éventuellement), son contexte hydrogéologique et les indicateurs de qualité sélectionnés que l'on souhaite évaluer, il est nécessaire de définir un niveau de qualité de référence. Ce niveau de qualité de référence peut être calculé par la somme pondérée, ou non, des valeurs de référence de chacun des indicateurs de qualité sélectionnés. Comme déjà mentionné, ces valeurs de référence peuvent être obtenues par consultation de bases pédologiques ou de bases de référence de qualité des sols. Comme observé cependant, ces bases ne fournissent jamais l'ensemble des indicateurs physiques chimiques et biologiques nécessaires à l'évaluation de la qualité des sols et leur couverture géographique reste limitée. Pour ce qui concerne les sites pollués situés en zone urbaine ou périurbaine, il est nécessaire d'avoir recours à une méthodologie applicable à proximité du site lui-même : c'est ce que nous proposons ici.

Pour ce qui concerne l'évaluation des valeurs de référence des indicateurs sélectionnés, la procédure consiste à réaliser, à l'extérieur de la zone polluée, un certain nombre de prélèvement de sol sur lesquels sont déclinés, en chaque point de prélèvement, l'ensemble des protocoles d'évaluation des indicateurs de qualité sélectionnés. Cette procédure préliminaire permet d'obtenir une cartographie, dont la précision dépend du nombre de points de prélèvement, des valeurs associées à chacun des indicateurs de qualités. Si l'on suppose que la dispersion naturelle des valeurs de ces indicateurs suit une loi normale, nous pouvons définir pour chaque type de fonction une loi de variation du score basée sur la répartition des valeurs observées pour chacun des indicateurs et l'estimation de percentiles qui définissent les domaines de variation des scores. Sur la Figure 14 par exemple, sont définis les 25<sup>ème</sup> et 75<sup>ème</sup> percentiles qui, pour la fonction de score « plus » servent à délimiter une zone située

en deçà du 25<sup>ème</sup> percentile dans laquelle le score est égal à 1 et une zone située au-delà du 75<sup>ème</sup> percentile dans laquelle le score est égal à 10. Pour les valeurs de l'indicateur sélectionné situées entre le 25<sup>ème</sup> et le 75<sup>ème</sup> le score est supposé suivre une augmentation linéaire entre la valeur 1 et la valeur 10. La définition des percentiles est totalement arbitraire et un autre choix pourrait parfaitement être imaginé. Les fonctions « moins » et « optimum » suivent des lois de variations basées sur les mêmes principes et sont illustrées sur la Figure 14.



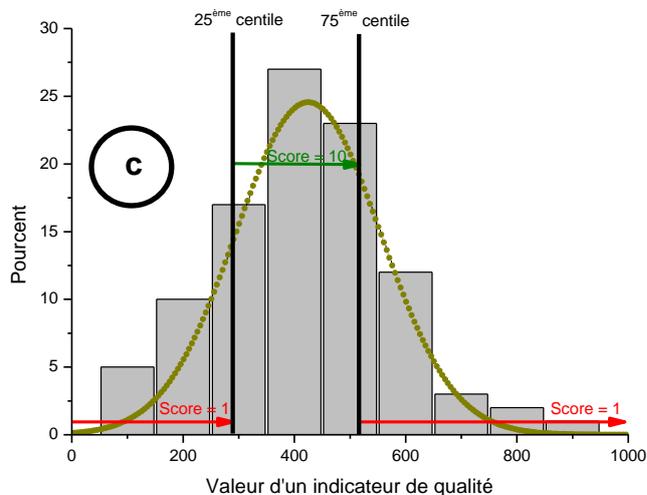


Figure 14 : Définition des fonctions de score basée sur le nombre d'observation et les distributions observées pour chacun des indicateurs de qualité. Fonctions (a) = « plus », (b) = « moins » et (c) = « optimum »

Notons ici que cette procédure est bien adaptée lorsque le nombre de valeurs observées, et donc mesurées, pour chacun des indicateurs sélectionnés est suffisant. Si le nombre d'observation est insuffisant, d'autres techniques mathématiques de représentation sont disponibles. En particulier, la représentation des scores pour un indicateur dont on ne disposerait que d'une série très limitée de valeur pourrait être basée sur l'utilisation de nombres flous. Cette représentation est qualifiée de possibiliste, qui s'oppose aux méthodes probabilistes, et vise à prendre en compte l'incertitude liée à l'estimation des paramètres dont on ne connaît que peu de valeurs et/ou que ces valeurs sont imprécises. Cette représentation dépasse le cadre de cette étude et ne sera pas développée davantage dans ce document. Il semble néanmoins que le cadre des sites et sols pollués offrirait davantage de cas de figures pour lesquels la rareté des informations conduirait à favoriser ce genre d'approche possibiliste. Un travail de recherche spécifique portant sur l'apport des méthodes possibilistes à l'évaluation des impacts sur les fonctions des sols devrait donc être envisagé.

### 3.3.6. Schéma méthodologique général du calcul d'impact sur la qualité et la structure des sols

Le schéma méthodologique général développé dans le cadre de cette étude est représenté sur la Figure 15. Il comprend les étapes chronologiques suivantes :

1. La sélection des indicateurs de qualité des sols (nombre d'indicateurs = i) relatifs aux fonctions des sols (cf. tableau 2) pour lesquelles on souhaite évaluer les impacts de la (ou des) technique(s) de remédiation en fonction des usages ultérieurs envisagés pour le site ;
2. L'évaluation des valeurs de référence pour chacun des indicateurs. En l'absence de base de données pédologique permettant de définir des valeurs moyennes locales pour chacun des indicateurs, cette évaluation nécessite une

- phase d'échantillonnage ( $k$  prises d'échantillons) du site suivie d'une série d'analyses propre à chacun des indicateurs (nombre d'analyses =  $k \times i$ ) ;
3. La méthodologie consiste ensuite, soit pour une utilisation en suivi de dépollution soit pour faire le bilan d'une opération de dépollution après achèvement des travaux, à réaliser un nouvel échantillonnage ( $q$  échantillons) et à décliner les mêmes analyses que pour la définition des valeurs de référence. Cette fois, un score est calculé pour chacune des valeurs mesurées (relativement aux fonctions de score propres à chaque indice de qualité sélectionné) et la valeur normée finale pour chaque IQS est ainsi obtenue ;
  4. Enfin, le calcul d'impact relatif à chaque IQS est réalisé en suivant la méthodologie présentée dans le paragraphe 3.3.3. Le calcul de l'impact intègre à la fois le volume  $V_j$  traité au moyen de la technologie  $j$  (plusieurs technologies pouvant être déployées sur un site pollué de façon à traiter un ensemble de pollutions emboîtées) ainsi que la durée qui sépare l'évaluation de la valeur moyenne finale de l'indicateur de l'instant initial auquel la valeur de référence de l'indicateur a été établie. Le calcul intègre également potentiellement une pondération. L'agrégation finale des impacts relatifs à l'ensemble des IQS sélectionnés en un impact moyen pondéré n'est pas forcément nécessaire. Une lecture dissociée par indicateur peut permettre de gagner en lisibilité et les liens de causalité entre impacts sur les indicateurs et par conséquent sur les fonctions des sols, et techniques de remédiation.

Comme indiqué sur ce schéma l'évaluation de l'impact d'une technologie sur les fonctions des sols est basée sur une somme de caractérisations (mesures physiques, analyses chimiques) réalisées avant et après mise en place de l'action de remédiation. La méthodologie de calcul proposée ne permet donc pas de sélectionner une technologie a priori. Pour ce faire, il faudrait qu'un travail d'acquisition et de bancarisation soit mis en place et qui fournirait pour une chaque technologie et chaque contexte de pollution envisagé, une évolution de la qualité des sols basée sur un calcul des scores associés à chacun des indicateurs sélectionnés.

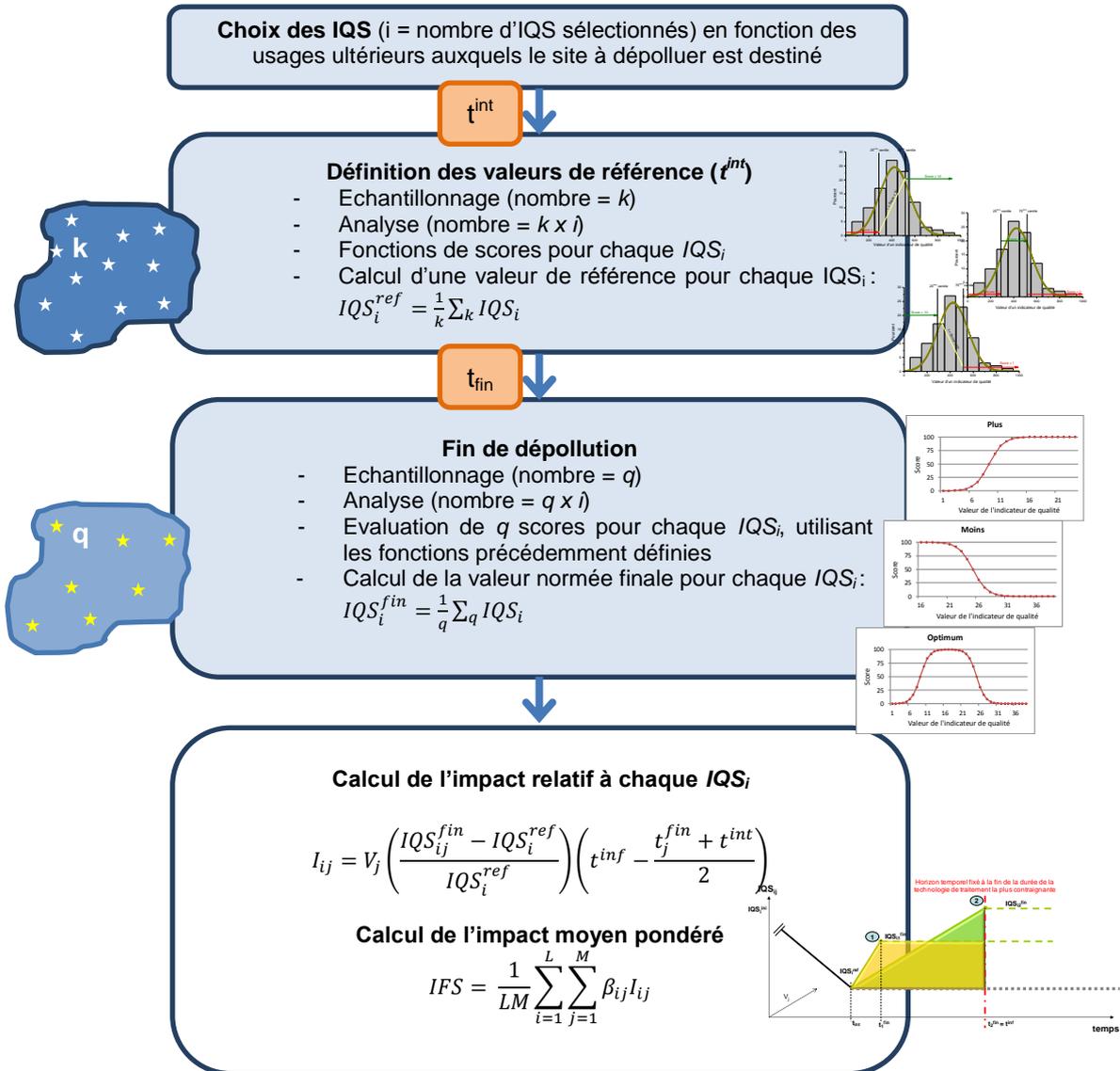


Figure 15 : Schéma méthodologique du calcul d'impacts sur la qualité et la structure des sols

## 4. Evaluation des impacts primaires : sanitaires et écologiques

Les impacts « primaires » sont directement liés à la présence de contaminants dans les sols et ou les eaux souterraines et aux risques qu'ils engendrent. L'évaluation des impacts primaires vise à évaluer l'effet de la réduction des teneurs en contaminants dans les sols et ou les eaux souterraines ou l'effet lié à la réduction de l'exposition aux contaminants lors de la mise en œuvre des techniques de dépollution.

Ce chapitre a pour objet de proposer une méthodologie pour évaluer l'impact de la mise en œuvre d'une technologie de traitement des sols et des eaux souterraines sur la qualité des sols d'un point de vue sanitaire et écologique. La méthodologie retenue reprend les préconisations faites dans le rapport BRGM/RP-58683-FR portant sur les outils d'évaluation environnementale. Cette méthodologie s'appuie sur les méthodologies de l'analyse des risques sanitaires et des risques écologiques. Les strophes 4.1, 4.2 et 4.3 présentent les méthodes d'évaluation des risques sanitaires et écologiques ainsi que leurs limites. La strophe 4.4 décrit la méthodologie retenue pour évaluer les impacts primaires.

### 4.1. EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

#### 4.1.1. La démarche générale d'évaluation des risques sanitaires

La démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS) a été introduite aux Etats-Unis en 1983 par le National Research Council dans un rapport intitulé « Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process » (NRC, 1983). Ce document définit l'ERS comme l'utilisation de données factuelles, scientifiques, pour évaluer les effets sur la santé de l'exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou des substances dangereuses. Cette définition englobe les dimensions quantitatives aussi bien que qualitative de l'évaluation des risques.

L'objectif de l'ERS tel qu'il est défini par le NRC (1983), est de décrire le plus précisément possible les conséquences possibles sur la santé humaine d'une modification de l'exposition à une substance dangereuse. Le besoin de précision nécessite de s'appuyer sur les meilleures données scientifiques disponibles et actualisées, complétées, si nécessaire, par des hypothèses cohérentes avec les connaissances scientifiques du moment.

La démarche d'ERS comporte 4 étapes (cf. Figure 16) :

- Identification des dangers : il s'agit de déterminer s'il existe ou non une relation entre la substance chimique étudiée et des effets néfastes particuliers ;
- Evaluation de la relation dose-réponse : il s'agit de caractériser la relation entre la dose d'exposition à la substance et l'incidence de l'effet néfaste dans la population ;

- Evaluation des expositions : il s'agit de mesurer ou d'estimer l'intensité, la fréquence et la durée de l'exposition, actuelle ou prévue compte tenu des options de gestion envisagées, de la population à la substance ;
- Caractérisation du risque : il s'agit d'estimer l'incidence des effets néfastes dans la population donnée en fonction des conditions d'expositions envisagées.

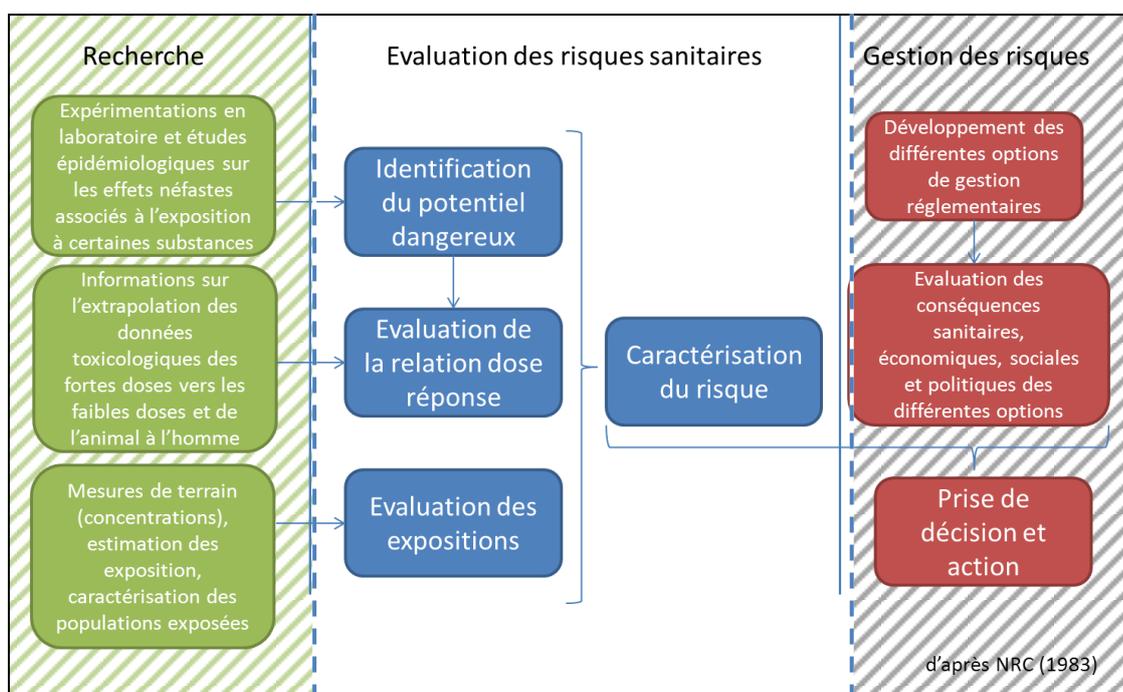


Figure 16 : Evaluation des risques sanitaires et gestion des risques (d'après NRC, 1983)

Par la suite (après 1983), face à l'incertitude scientifique sur les données requises aux différentes étapes de l'ERS et à la multiplicité des approches possibles pour l'évaluateur, un certain nombre de guides méthodologiques, de portée générale ou spécifiques à un domaine d'application de la démarche, ont vu le jour, définissant des lignes directrices, ou des hypothèses génériques, à appliquer systématiquement lorsque l'information scientifique n'est pas disponible.

#### 4.1.2. Application au cas des sites et sols pollués : l'analyse des risques résiduels (ARR)

Le premier guide méthodologique relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux sites et sols pollués est le guide l'US-EPA (1989) élaboré dans le cadre du programme Superfund (INERIS, 2006). Dans ce cadre, l'ERS est partie prenante du processus de gestion du site pollué étudié. Selon les cas, ses objectifs peuvent être de fournir (US-EPA, 1989) :

- une analyse des risques initiaux (c'est-à-dire des risques si aucune mesure de gestion n'est mise en œuvre), et ainsi, contribuer à établir la nécessité d'engager des actions sur le site ;
- une base pour déterminer les niveaux de concentration maximum pouvant rester sur le site sans poser de problème pour la santé des populations ;
- une base pour comparer les impacts sanitaires potentiels associés aux différentes options de gestion envisagées ;
- une démarche cohérente pour évaluer et documenter les risques sanitaires sur site.

En France, depuis le 8 février 2007, la place et les modalités de mise en œuvre de la démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS) dans le cadre de la réhabilitation d'un site pollué (plan de gestion) sont encadrées par le document « La démarche d'Analyse des Risques Résiduels » (MEDD, 2007).

Au sens strict, l'Analyse des Risques Résiduels (ARR) est une ERS, menée sur les expositions résiduelles, qui prend en compte l'ensemble des mesures de gestion et scénarios d'usages futurs du site.

Le document de 2007 présente les lignes directrices et hypothèses génériques à appliquer systématiquement lorsque l'information scientifique n'est pas disponible. Ces recommandations portent sur les 4 étapes de l'ERS. Le tableau 8 fait la synthèse des principales recommandations.

Tableau 8 : Recommandations génériques pour l'évaluation des risques sanitaires (ERS) dans le cadre de projets de réhabilitation de sites pollués en France (MEDD, 2007)

Etape de l'ERS	Recommandations génériques
Identification des dangers	Identification du type d'effet (cancérigène, mutagène, sur la reproduction et le développement) et les organes cibles des substances.
Evaluation de la relation dose-réponse	Sélection des valeurs toxicologiques de référence (VTR) conformément aux recommandations de la Direction Générale de la Santé, pas de transposition possible des VTR existantes pour l'inhalation et l'ingestion à la voie cutanée.
Evaluation des expositions	<p>Quantification de l'exposition résiduelle :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• en tenant compte des performances des mesures de gestion mises en œuvre,</li> <li>• en prenant en compte les usages et aménagements futurs du site,</li> <li>• en justifiant les modèles de transferts retenus, en privilégiant les données issues du terrain pour les paramètres de transfert, et privilégiant les données d'exposition locales,</li> <li>• en réalisant d'une étude de sensibilité sur les paramètres de transferts et d'exposition.</li> </ul>
Caractérisation du risque	Calcul pour toutes les substances et voies d'exposition d'un quotient de danger (QD) pour les effets à seuil et d'un excès de risque individuel (ERI) pour les effets sans seuil, additivité des QD uniquement pour les substances ayant le même mécanisme d'action sur le même organe cible, additivité des ERI systématique, critères d'acceptabilité des risques (QD < 1 pour les effets à seuil et ERI < 10 <sup>-5</sup> ) pour les effets sans seuil), interprétation le cas échéant des résultats en tenant compte de l'environnement témoin, analyse des incertitudes.

A titre de rappel, le Quotient (ratio) de danger (QD) est le rapport entre la dose ou concentration d'exposition sur une période de temps spécifiée (exprimée par une dose journalière ou une concentration dans l'air) et la VTR (Valeur toxicologique de référence) de l'agent dangereux pour la voie et la durée d'exposition correspondantes. Le QD (sans unité) n'est pas une probabilité et concerne uniquement les effets à seuil.

L'excès de risque individuel (ERI) est défini comme étant la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu développe au cours de sa vie entière l'effet associé à une exposition à un agent dangereux.

## 4.2. EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES

### 4.2.1. Méthode d'évaluation des risques écotoxicologiques

Comme représenté dans l'illustration 2 du rapport BRGM/RP-58683-FR<sup>6</sup> portant sur les outils d'évaluation environnementale, la méthode d'évaluation des risques écotoxicologiques comprend trois étapes distinctes (US-EPA 1998) :

- La formulation du problème ;
- L'analyse : caractérisation de l'exposition et des effets écotoxicologiques ;
- La caractérisation du risque.

#### **a) Formulation du problème**

Selon l'US EPA (1998), le but de la formulation du problème est de poser le problème apporté par le gestionnaire de risque, de définir les objectifs de l'évaluation et de construire une stratégie d'analyse et de caractérisation des risques.

Cette étape prend en compte les informations disponibles relatives aux sources, aux agents stressants (dans notre cas, des substances chimiques), à leurs effets, aux écosystèmes et aux caractéristiques de ces écosystèmes.

Les produits de sortie de cette étape sont (US-EPA, 1998 ; Rivière, 1998) :

- (1) un schéma conceptuel :
  - o identifiant les sources et les agents stressants (substances chimiques) à retenir,
  - o identifiant les écosystèmes à protéger et les éléments à protéger au sein de ces écosystèmes (points finaux d'évaluation ou récepteurs écologiques),
  - o décrivant les relations (voies de transfert et d'exposition) entre le(s) agent(s) stressant(s) et le(s) point(s) final(ux) d'évaluation. Dans ce cadre, les échelles spatiales et temporelles retenues doivent également être précisées ;
- (2) l'identification des points finaux de mesure. Rivière (1998) précise la distinction entre les points finaux d'évaluation, définis comme « l'expression explicite des valeurs environnementales à protéger » (par exemple, la survie d'une population de brochets), et les points finaux de mesure, définis comme « les réponses au(x) stressant(s), mesurables et relatives aux points finaux d'évaluation » (par exemple, le résultat d'un test d'écotoxicité sur une espèce) ;

---

<sup>6</sup> Gautier Anne-Lise, Vaxelaire Stéphane. (2010) – SOLENV - Evaluation environnementale des technologies de traitement de sols et des eaux souterraines pollués ; Outils d'évaluation environnementale. BRGM/RP-58683-FR, 36 p., 5 ill.

- (3) un plan d'analyse concluant sur les approches à mettre en œuvre pour évaluer les points finaux d'évaluation (approche « substances » ou approche « matrice »), les moyens à mettre en œuvre (réalisation tests d'écotoxicité, recherches documentaires, etc.) et les données factuelles à recueillir.

Par la suite sont distinguées deux approches d'évaluation des risques écotoxicologiques (approche « substances » ou approche « matrice »). Le tableau 9 présente les principales caractéristiques de chacune des approches (ADEME, ENTPE et INERIS, 2007).

Tableau 9 : Principales caractéristiques des approches « substances » et « matrice »

Approche	Caractérisation de l'exposition	Caractérisation des effets écotoxicologiques
Approche « substances »	les analyses réalisées visent à estimer les concentrations des substances prises individuellement dans les milieux d'exposition	les données écotoxicologiques utilisées pour chaque substance considérée sont issues de la réalisation de tests d'écotoxicité sur une gamme de concentration ou de la consultation de bases de données centralisant les résultats de tels tests fournis par la bibliographie
	→ Cette approche est simple à mettre en œuvre, peu dispendieuse, et permet de fixer des objectifs de dépollution par substance.	
Approche « matrice »	les analyses réalisées dans le cadre de l'évaluation de l'exposition visent à estimer le pourcentage de matrice (déchet, effluent, etc.) présent dans les milieux d'exposition	les données toxicologiques utilisées sont issues de la réalisation de bio-essais ou de tests d'écotoxicité intégrés sur des gammes de dilution de la matrice considérée
	→ Cette approche permet de prendre en compte les phénomènes d'interaction entre les substances présentes dans la matrice (synergie et antagonisme) et la biodisponibilité des substances.	

L'US-EPA (1998) propose une liste de questions pour permettre à l'évaluateur de cerner le problème posé par le gestionnaire du risque. En effet, les éventuelles imprécisions à l'étape de la formulation du problème sont susceptibles d'affecter l'ensemble de l'évaluation en aval.

### ***b) Analyse : caractérisation de l'exposition et caractérisation des effets écotoxicologiques***

- **Caractérisation de l'exposition**

#### *Approche « substances »*

L'étape de caractérisation de l'exposition peut se décomposer de la manière suivante (US-EPA, 1998) :

- (1) Caractérisation des sources et de l'état des milieux ;

- (2) Estimation de la distribution des substances dans l'environnement / Modélisation des concentrations multimédia ;
- (3) Estimation de l'exposition des organismes retenus pour représenter l'écosystème (récepteurs écologiques).

Les paragraphes suivants décrivent les étapes (2) et (3).

- *Estimation de la distribution des substances dans l'environnement / Modélisation des concentrations multimédia*

Dans le cadre d'une approche de type « substance », l'objectif est d'estimer les concentrations ou teneurs en substances chimiques dans les différents compartiments de l'environnement et dans les différents organismes de la chaîne trophique à partir de données de concentrations ou teneurs dans le(s) milieu(x) source(s).

Dans cette perspective, les modèles d'exposition multimédia permettent (Rivière, 1998 ; Trépanier, 2003) :

- d'estimer les phénomènes d'interaction entre les milieux (ruissellement de surface, infiltration, dégradation, émissions atmosphériques de poussières, etc.) en tenant compte des caractéristiques environnementales du site d'étude ;
- d'estimer les concentrations des substances étudiées dans chaque milieu (sol, air, sédiments, eaux superficielles et souterraines, etc.) en intégrant les propriétés intrinsèques et le comportement spécifique de chaque substance ;
- le cas échéant, d'en déduire les concentrations dans les différents organismes constitutifs de la chaîne trophique (végétaux terrestres et aquatiques, micro-organismes du sol et aquatiques, invertébrés du sol, terrestres et aquatiques, ainsi que les poissons, les amphibiens, les mammifères, les oiseaux, les reptiles, etc.).

Cette dernière étape s'appuie notamment sur des facteurs de bioconcentration ou de bioaccumulation, désignant le rapport de la concentration dans l'organisme vivant sur la concentration dans son milieu de vie, un milieu avec lequel il est en contact ou les aliments (végétaux ou animaux) qu'il consomme. Ces facteurs de bioconcentration ou de bioaccumulation peuvent être estimés à partir de (Rivière, 1998 ; Trépanier, 2003) :

- tests d'écotoxicité spécifiques, dans lesquels le point final de mesure sera la concentration à l'équilibre dans l'animal. Ces tests sont en particuliers réalisés sur le poisson ;
- données bibliographiques disponibles dans la littérature et spécifiques à la substance, au milieu d'exposition et à l'organisme étudié ;
- modélisation empirique reposant sur les propriétés physico-chimiques des substances (notamment le coefficient de partage octanol/eau,  $K_{ow}$ ).

Des facteurs de bioamplification sont également intégrés afin de prendre en compte l'accumulation et le transfert des substances chimiques dans la chaîne alimentaire, conduisant à une augmentation des concentrations dans les organismes situés à des niveaux trophiques plus élevés dans la chaîne alimentaire (UE-ECB, 2003 ; Trépanier, 2003).

### *Estimation de l'exposition*

Sur la base des résultats de concentrations ou teneurs dans les différents milieux en contact avec l'écosystème et dans les différents maillons de la chaîne trophique, l'exposition des différents récepteurs écologiques retenus au sein de cet écosystème (points finaux d'évaluation) pourra être évaluée. Le travail de modélisation mené dans le cadre de cette étape diffère selon que les récepteurs sont exposés par contact direct ou indirect (Rivière, 1998 ; Trépanier, 2003) :

- pour les récepteurs à contact direct (micro-organismes ou invertébrés du sol, végétaux, micro-organismes aquatiques, etc.), l'exposition est estimée directement à partir des concentrations dans le milieu de vie (sol, eau ou sédiments) ;  
→ L'estimation de l'exposition ne requiert donc pas de modélisation supplémentaire.
- pour les récepteurs à contact indirect (animaux tels que les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les amphibiens, etc.), dont l'exposition se fait principalement par la consommation de terre et d'aliments (végétaux ou animaux) contaminés, l'exposition est estimée sous la forme d'une dose, celle-ci devant être calculée en fonction des différentes voies d'exposition du récepteur. Ces voies d'exposition peuvent être l'ingestion d'aliments, l'inhalation, l'ingestion de terre, d'eau, de sédiments, le contact cutané, etc.).  
→ L'estimation de la dose d'exposition nécessite des modélisations mathématiques. Le calcul de ces doses s'appuiera sur la connaissance du comportement de l'animal (régime alimentaire, fréquentation des différents milieux, etc.) et de ses caractéristiques physiologiques (poids corporel, surface corporelle, taux d'inhalation, etc.). L'utilisation de ces modèles nécessite donc un paramétrage important et s'appuie sur des bases de données conséquentes.

### *Approche « matrice »*

Dans le cadre d'une approche « matrice », l'étape d'évaluation des expositions consistera principalement à estimer la dilution entre le milieu source et le milieu de vie de l'écosystème étudié (Donguy et Perrodin, 2006). Par exemple, dans le cas d'un rejet industriel en rivière, il s'agira d'apprécier la dilution du rejet dans le cours d'eau à partir de la connaissance des débits et de leur périodicité.

### *Résultat*

Le résultat de l'étape de caractérisation de l'exposition est une « concentration d'exposition prédictive » (PEC). Elle est exprimée en concentration, en teneur ou en dose dans le cadre d'une approche « substances » et en pourcentage de la matrice source, dans le cadre d'une approche « matrice ».

Remarque : L'analyse de biomarqueurs d'exposition peut constituer un apport par rapport à la simple estimation ou mesure physico-chimique de la qualité des milieux d'exposition des récepteurs (Devaux, 2011 ; ADEME, ENTPE et INERIS, 2007). Il

s'agit de molécules susceptibles de rendre compte de l'intégration par les organismes de la modification de la qualité chimique de leur milieu de vie (par exemple : protéines de stress, métallothionéines, etc.). Ils peuvent permettre d'apprécier la biodisponibilité des substances présentes dans le milieu. Néanmoins, en l'état des connaissances, les modalités permettant d'intégrer les résultats de l'analyse de ces biomarqueurs dans une démarche quantitative d'évaluation des risques ne sont pas définies.

- **Caractérisation des effets écotoxicologiques**

Cette étape consiste en premier lieu à décrire la nature des effets écologiques néfastes en relation avec le stresser et de vérifier la cohérence de ces effets avec le schéma conceptuel et les points finaux d'évaluation retenus lors de la formulation du problème. Dans un second temps, la réponse écologique au stresser est analysée quantitativement (US-EPA, 1998).

#### *Acquisition des données écotoxicologiques*

Dans le cadre de chacune des deux approches d'évaluation des risques, des moyens différents sont mobilisés afin d'évaluer quantitativement les effets sur les organismes vivants (Donguy et Perrodin, 2006 ; ADEME, ENTPE et INERIS, 2007) :

- Dans le cadre d'une approche « substances », ces effets pourront être évalués par :
  - des tests monospécifiques, dans lesquels les organismes vivants sont exposés à une gamme de dilution de la substance considérée ;
  - la recherche de résultats de tels tests monospécifiques dans la bibliographie existante ou des bases de données.
- Dans le cadre d'une approche « matrice », ces effets pourront être évalués par :
  - des bio-essais, dans lesquels les organismes vivants sont exposés à des milieux provenant du site et à des gammes de dilution de ces milieux ;
  - des tests intégrés (microcosme, mésocosme, etc.) reconstituant de manière simplifiée l'écosystème étudié ;
  - la mise sous monitoring d'une portion de l'écosystème ou des études *in situ*.

D'une manière générale, alors que les bio-essais présentent l'avantage de la simplicité et de la reproductibilité, les tests intégrés et *a fortiori* les études sur le terrain seront plus représentatives et intégreront la complexité du milieu naturel.

Le logiciel TerraSys permet de coupler les approches « substances » et « matrice » et propose une évaluation des risques reposant à la fois sur une modélisation mathématique à partir des concentrations des substances dans les milieux et sur l'interprétation de résultats de bio-essais sur des matrices (Trépanier, 2003).

Les différents tests d'écotoxicité sont présentés en annexe 1.

Les principaux points finaux de mesure sont généralement selon les organismes considérés la mortalité, l'inhibition de croissance et la reproduction (Rivière, 1998).

Dans la mesure du possible, on s'intéressera prioritairement aux concentrations (ou doses) responsables d'effets faibles. Ainsi, les points finaux de mesure retenus seront de type :

- EC10 (exposure concentration) ou ED10 (effective dose), concentration ou dose induisant un effet sur 10% de la population testée,
- LOEC (Lowest observed effect concentration) ou LOEL (Lowest observed effect level), plus petite concentration ou dose testée induisant un effet
- ou encore NOEC (No observed effect concentration) ou NOEL (No observed effect level), concentration ou dose testée immédiatement inférieure à la LOEC ou LOEL.

A la différence des ECx (qui sont des indicateurs statistiques), les LOEC (ou LOEL) et NOEC (ou NOEL) sont des valeurs expérimentales dont la précision dépend de la gamme de dilution de la substance ou de la matrice retenue dans le cadre de l'expérimentation (Rivière, 1998).

Parmi les sources documentaires fournissant des résultats de tests monospécifiques, peuvent être cités :

- la base de données écotoxicologique du logiciel Terrasys ;
- la base de données de l'US-EPA : <http://www.epa.gov/ecotox> ;
- la base de données AGRITOX pour les pesticides : <http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php> ;
- les fiches de données toxicologiques et environnementales de l'INERIS : <http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-> ;
- toxnet : <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.

### *Extrapolation de PNEC*

Cette étape consiste à déterminer une concentration sans effets prévisibles pour l'écosystème (PNEC), à partir de données écotoxicologiques relatives à différentes espèces de l'écosystème.

Ces données écotoxicologiques peuvent s'exprimer sous la forme d'une concentration ou d'une dose dans le cas d'une approche « substances » ou d'un pourcentage de matrice dans le cas d'une approche « matrice » et être de différente nature, notamment NOEC (ou NOEL), LOEC (ou LOEL), ECx (ou EDx) où x varie de 0 à 100 %.

La procédure retenue par le Technical Guidance Document on Risk Assessment (UE-ECB, 2003), pour dériver ces données issues de tests en laboratoire et construire des PNEC, consiste à diviser la donnée toxicologique relative à l'espèce la plus sensible par un facteur de sécurité adapté. Le facteur de sécurité reflète le degré d'incertitude liée à l'extrapolation des données (plus l'information disponible est riche, plus le facteur de sécurité est faible).

Le tableau 10 présente les facteurs de sécurité recommandés par le Technical Guidance Document (UE-ECB, 2003). Ces facteurs sont appliqués à la donnée écotoxicologique révélant l'espèce la plus sensible (donc à la valeur la plus faible parmi l'ensemble des données disponibles pour les différentes espèces testées).

Tableau 10 : Facteurs de sécurité retenus pour dériver des PNEC (d'après UE-ECB, 2003)

Information disponible	Facteur de sécurité
Tests d'écotoxicité aiguë (EC50)	1000
Test d'écotoxicité chronique (NOEC) sur une espèce	100
Tests d'écotoxicité chronique (NOEC) sur au moins deux espèces représentant deux niveaux trophiques différents	50
Tests d'écotoxicité chronique (NOEC) sur au moins trois espèces représentant trois niveaux trophiques différents	10
Données de terrains ou obtenues en mésocosme	Sur avis d'expert

L'application de ces facteurs a pour finalité de prédire une concentration en dessous de laquelle un effet inacceptable ne devrait selon toute vraisemblance pas survenir.

Certains organismes nationaux et internationaux ont construit des PNEC. En France, un groupe de travail piloté par l'INERIS a élaboré des PNEC pour un certain nombre de substances dans différents compartiments (eau douce, eau marine, sédiments et sol) sur la base d'un protocole solide reposant sur une analyse de toute la bibliographie disponible. Ces PNEC sont présentées dans les fiches toxicologiques et environnementales.

### c) *Caractérisation du risque*

L'étape de caractérisation du risque consiste à intégrer des données d'exposition (PEC) et des profils de réponse écotoxicologiques (PNEC) et à discuter les hypothèses et incertitudes.

Les résultats sont généralement interprétés selon la méthode des quotients. Cette approche est en particulier retenue par l'Union Européenne dans le Technical Guidance Document (UE-ECB, 2003) et elle est reprise dans le modèle TerraSys (Trépanier, 2003). Ce quotient correspond au ratio  $R = PEC / PNEC$ . D'une manière générale, le risque est considéré comme acceptable si ce ratio est inférieur à 1 et inacceptable s'il est supérieur à 1. Le tableau 11 (partie supérieure) présente le logigramme d'interprétation retenu par l'Union Européenne sur la base de la valeur pivot de 1.

La pertinence de la valeur pivot de 1 est d'autant plus forte que les valeurs des PEC et PNEC sont elles-mêmes les plus pertinentes possibles. Cette interprétation par la méthode des quotients présente l'avantage de la simplicité à mettre en œuvre et à faire

comprendre. Toutefois, son principal inconvénient est de paraître beaucoup plus scientifique qu'elle ne l'est en réalité et de produire des valeurs uniques, masquant l'utilisation de facteurs de sécurité, qui risquent d'être interprétées sans nuances (Rivière, 1998).

C'est la raison pour laquelle, Donguy et Perrodin (2006) proposent une interprétation plus nuancée du ratio PEC/PNEC (cf. tableau 11 - partie inférieure).

Tableau 11 : Interprétation du résultats de la méthode du quotient

Valeur du rapport R = PEC /PNEC	Interprétation
<b>Technical Guidance Document on risk assessment (d'après UE-ECB, 2003)</b>	
L'interprétation de R se fonde sur la valeur pivot de 1, selon une approche itérative. Le schéma suivant représente la procédure de caractérisation des risques retenue.	
<pre> graph TD     D1{R &gt; 1} -- Non --&gt; B1[Pas besoin d'essais plus approfondis ni de mesures de réduction des risques]     D1 -- Oui --&gt; D2{Des informations plus approfondies permettraient-elles de réduire la valeur de R?}     D2 -- Non --&gt; B2[Mesures de réduction des risques]     D2 -- Oui --&gt; B3[Collecte d'informations complémentaires sur la dangerosité, (essais d'écotoxicité chronique, essais de bioaccumulation, sur des espèces à différents niveaux trophiques), sur les expositions (mesures des concentrations, modélisation du devenir des agents, caractérisation des émissions), initiation de programmes de monitoring des concentrations dans l'environnement]     B3 --&gt; D3{R &gt; 1}     D3 -- Non --&gt; B4[Pas besoin d'essais plus approfondis ni de mesures de réduction des risques]     D3 -- Oui --&gt; D2     </pre>	
<b>Approche proposée par Donguy et Perrodin (2006)</b>	
R >> 2	Risque avéré
R proche de 1	Affiner l'évaluation
R < 0,5	Pas de risque

Ces ratios R sont calculés substance par substance. Rivière (1998) mentionne la possibilité d'additionner les ratios attribuables aux différents agents stressseurs, dans la mesure où leur contribution peut être identifiée. Donguy et Perrodin (2006) suggèrent en revanche de retenir comme risque final la valeur de R maximale.

La fourniture d'un résultat doit être assortie d'une discussion des hypothèses et des incertitudes de l'évaluation menée. D'une manière générale, les incertitudes résultent d'un manque de connaissances, d'une variabilité intrinsèque, de facteurs de confusion ou du manque de précision des mesures. Selon leur origine, les incertitudes ne sont pas toutes quantifiables. Afin de prendre en compte l'incertitude, la démarche retenue généralement en matière d'évaluation des risques consiste en une approche du type « pire cas ». Cette approche peut conduire à surestimer les risques (Rivière, 1998).

Une approche probabiliste des risques, basées sur la comparaison de distributions, peut également être envisagée (Rivière, 1998 ; Donguy et Perrodin, 2006). Alors que l'approche déterministe proposée dans la méthode des quotients apporte une réponse binaire (la survenue d'effets inacceptables dans une communauté peut-elle être écartée ?), l'objectif d'une évaluation probabiliste pourra par exemple se formuler de manière plus fine (peut-on considérer que 95 % des espèces d'une communauté sont protégées ?). De plus, cette méthode permettrait de quantifier l'incertitude associée à l'évaluation et de communiquer sur cette incertitude.

Dans le domaine des sites et sols pollués, la problématique récurrente du bruit de fond peut être intégrée, par une évaluation des risques résultant (1) de l'exposition liée au bruit de fond, (2) de l'exposition additionnelle liée spécifiquement à la contamination du site étudié et (3) de l'exposition totale (Trépanier, 2003).

#### **4.3. LIMITES DES METHODES D'EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES ET ECOLOGIQUES**

Le principe retenu pour gérer les incertitudes dans le cadre des démarches d'évaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques est de retenir des hypothèses maximisant les expositions et les dangers, de manière à ce que l'estimation du risque obtenue majore le risque réel. C'est seulement en seconde approche, si cette première appréciation des risques met en avant des dépassements des critères d'acceptabilité, qu'une approche plus réaliste du risque, mobilisant des moyens de caractérisation plus lourds, est généralement envisagée.

Quel que soit le degré d'approfondissement, il reste inéluctablement, dans toute l'évaluation des risques, une part d'incertitude, donc une part d'hypothèses majorantes. Ce principe de majoration des risques accroît les incertitudes des méthodes d'évaluations des risques si l'on souhaite comparer les impacts primaires sur la santé humaine et les écosystèmes de différentes techniques de dépollutions.

A titre d'exemple, les VTR et les PNEC intègrent des facteurs d'incertitude ou des facteurs de sécurité variables en fonction des caractéristiques des études sources, de leur adaptation aux spécificités du site étudié. Or, pour un même site et un même usage, les substances-traceurs et les voies d'exposition majoritaires peuvent différer avant et après dépollution. De ce fait, les facteurs de sécurité associés aux niveaux de risque avant et après dépollution peuvent être différents. Ainsi, puisque le pourcentage de majoration des risques est susceptible d'être différent avant et après dépollution, les méthodes d'évaluation des risques ne peuvent être utilisées directement pour comparer les impacts primaires avant et après dépollution. Il apparaît nécessaire de définir un mode d'évaluation « relatif » des performances, des techniques de dépollutions.

#### 4.4. METHODOLOGIE RETENUE POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS PRIMAIRES

Dans le contexte de l'évaluation environnementale des technologies de traitements des sols et des eaux souterraines polluées, l'objectif est de comparer et de hiérarchiser les technologies. Dans le cadre du projet SOLENV, il s'agit d'évaluer et de comparer différentes techniques de traitement pouvant être mises en œuvre dans le contexte d'un cas d'étude. Afin d'évaluer les impacts primaires, il s'agit de proposer une méthodologie capable d'évaluer les performances des techniques de dépollution qui vise à réduire les risques associés aux polluants à traiter. Pour ce faire, le présent chapitre propose une méthode adaptée des démarches d'évaluation des risques sanitaires et écologiques.

Contrairement à ce qui se fait classiquement en évaluation des risques sanitaires ou écologiques, il ne s'agit pas seulement de vérifier que le niveau de risque atteint après traitement soit inférieur à des seuils définis :

- $10^{-5}$  pour l'excès de risque individuel (ERI).
- 1 pour le quotient de danger (QD)
- 1 pour le rapport PEC sur PNEC

Il s'agit d'évaluer différentes technologies qui répondent aux objectifs du plan de gestion. Il apparaît nécessaire de tenir compte de la durée du traitement et également de prendre en compte l'évolution naturelle (atténuation) d'un site polluée.

La figure 17 représente l'évolution schématique du niveau de risque et des impacts associés avant, pendant et après l'occupation d'un site et lorsqu'une technique de dépollution est mise en œuvre pour résorber le risque.

- Le **graphique (a)** représente l'évolution du risque au cours du temps lors de l'évolution naturelle du site. L'impact considéré correspond à la surface comprise entre le niveau de risque initial ( $R_i^{init}$ ) et la valeur seuil ( $R_i^{ref}$ ) ( $i$  : ERI =  $10^{-5}$ , QD = 1 ou PEC/PNEC = 1). Le temps initial ( $t^{init}$ ) correspond au début de l'action de remédiation et le temps final ( $t^{fat}$ ) correspond au temps qu'il faut pour atteindre la valeur seuil par atténuation naturelle.
- Le **graphique (b)** représente l'évolution du risque lors de la mise en œuvre d'une action de remédiation qui s'effectue entre le temps  $t^{init}$  et jusqu'aux temps  $t_t^{ftec}$  de fin de l'action de remédiation. Dans un premier temps, avant que la valeur seuil ( $R_i^{ref}$ ) ne soit franchie, il existe un impact non résorbé par la technique. Cet impact est représenté par la surface hachurée rouge (1). Par contre, lorsque cette valeur a été franchie, il est possible de considérer qu'il existe un impact évité jusqu'au temps  $t^{fat}$  correspondant au moment où l'atténuation naturelle atteint la valeur seuil ( $R_i^{ref}$ ), représenté sur le schéma par la surface hachurée bleue (2).
- Enfin, le **graphique (c)** représente une comparaison des deux précédents cas : technique de remédiation vs évolution naturelle. Il est ainsi possible de quantifier le gain apporté par une technique de remédiation pour les impacts primaires, risques sanitaires et risques écologiques.

Finalement un impact est d'évalué pour chacune des techniques mises en œuvre pour un cas d'étude et pour les différents risques (*i*) :

$$I_{i,t} = \left( \frac{R_i^{init} + R_i^{ref} - 2 R_{i,t}^{fin}}{R_i^{ref}} \right) \left( \frac{t^{fat} - t^{init}}{2} \right) - \left( \frac{R_i^{init} - R_{i,t}^{fin}}{R_i^{ref}} \right) \left( \frac{t^{ftec} - t^{init}}{2} \right)$$

L'indice de risque  $I_{i,t}$  correspond à la surface hachurée verte (3).

Avec :

$R_i^{init}$  : le niveau de risque initial avant remédiation pour les différents types de risques (*i* : ERI, QD et rapport PEC/PNEC)

$R_i^{ref}$  : la valeur seuil de risque pour les différents types de risques (*i* : ERI, QD et PEC/PNEC)

$R_{i,t}^{fin}$  : le niveau de risque après remédiation pour les différents types de risques (*i* : ERI, QD et PEC/PNEC)

Les niveaux de risque finaux sont calculés sur la base des rendements épuratoires estimés pour les techniques évaluées (cf. rapport BRGM/RP-60386-FR<sup>7</sup>) et des scénarios d'expositions tels qu'ils sont définis dans l'annexe 3.

Afin d'obtenir une valeur comprise entre 0 et 10 cet indice est ensuite normalisé :

$$IN_{i,t} = 10 \times \frac{I_{i,t}}{\max(I_{i,t})}$$

La valeur d'indice ( $I_{i,t}$ ) obtenue pour chacune des techniques mise en œuvre sur un site est divisée par la valeur maximale ( $\max(I_{i,t})$ ) est multipliée par 10. La note de 10 étant attribuée à la technologie la plus performante.

La méthode de calcul de l'indice de risque normalisé ainsi proposée permet partiellement de s'affranchir des limites d'évaluations des risques. Le principe de majoration du risque aura pour effet de minimiser le facteur discriminant de la méthode vis-à-vis des performances des techniques.

---

<sup>7</sup> Vaxelaire S., Colombano S., et Ménard Y., avec la collaboration de Coftier A. (2011) – SOLENV – Évaluation environnementale des technologies de traitement de sols et eaux souterraines pollués, évaluation des impacts secondaires. BRGM/RP-60386-FR, 200 p., 31 fig., 46 tab., 2 ann.

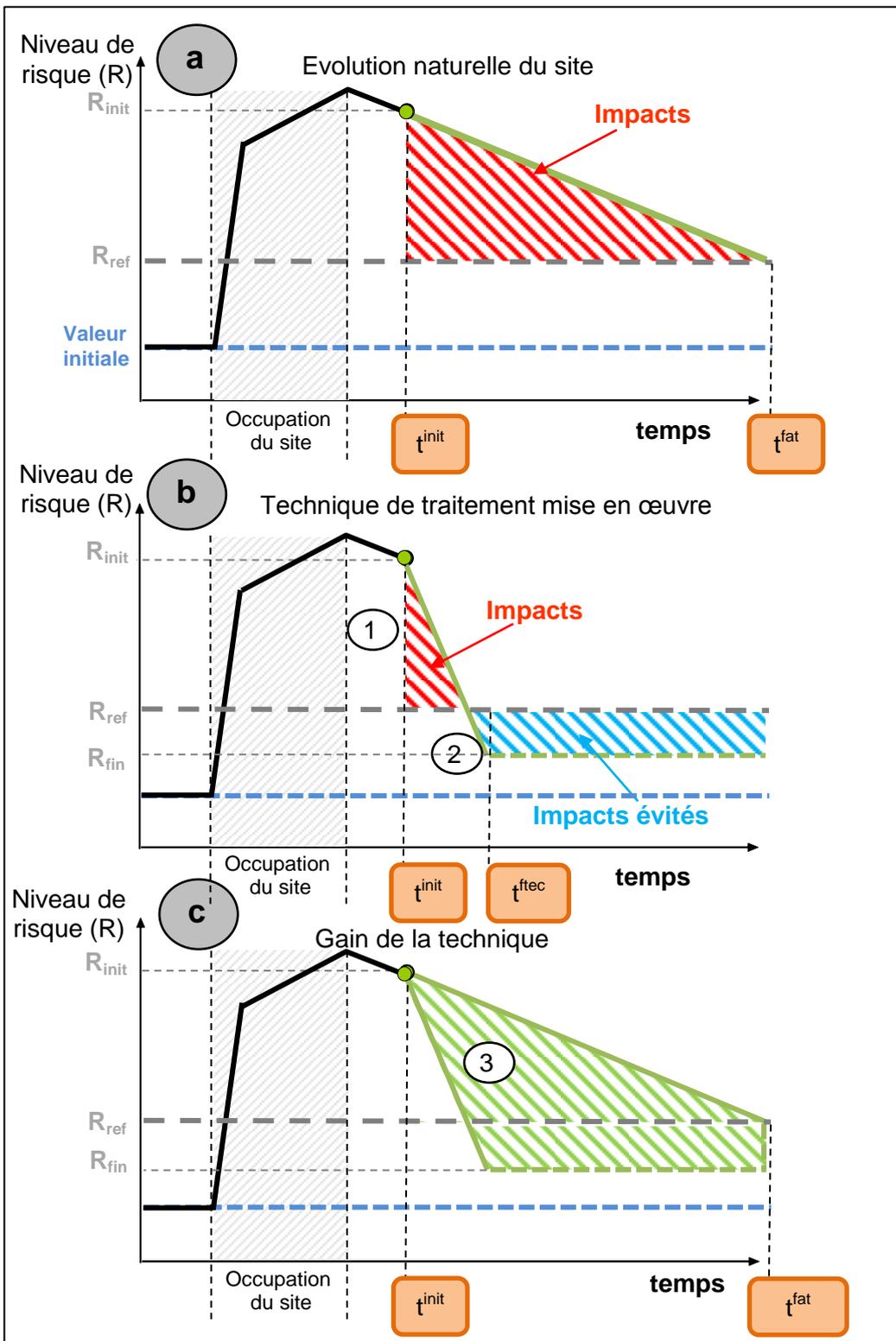


Figure 17 : Représentation schématique de l'évolution des impacts sanitaires ou écologiques résorbés par l'action d'une technique de traitement et comparée à l'atténuation naturelle.

#### 4.4.1. Schéma méthodologique d'évaluation des impacts sanitaires

La figure 18 présente la démarche d'évaluation des impacts sanitaires. La démarche empreinte celle de l'analyse des risques sanitaires. L'ARS étant déjà intégrée au plan de gestion, les premières étapes de la démarche ne nécessitent pas d'informations supplémentaires. Seule l'exploitation des résultats diffère.

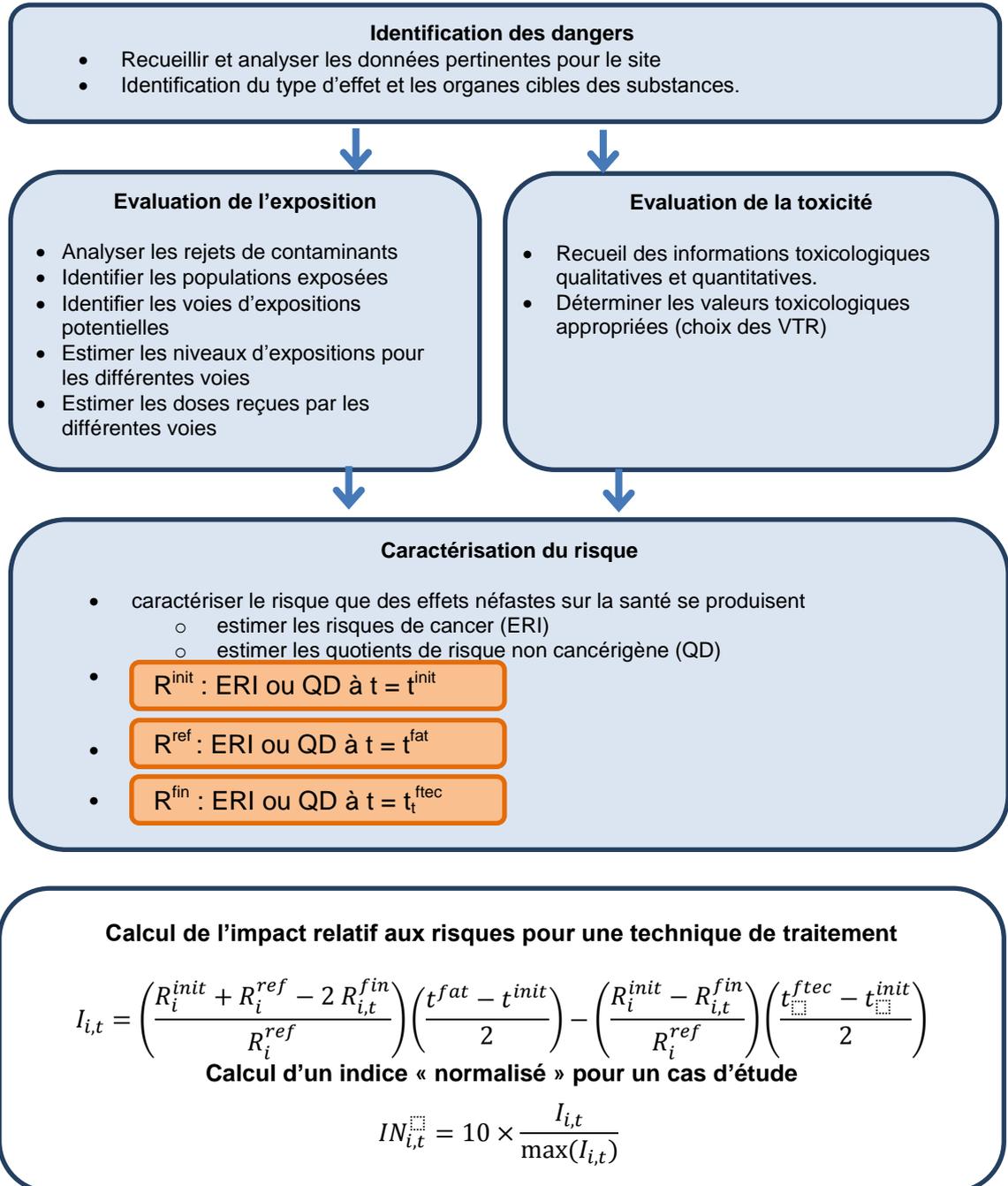


Figure 18 : Schéma méthodologique du calcul des impacts primaires pour les risques sanitaires

#### 4.4.2. Schéma méthodologique d'évaluation des impacts écologiques

La figure 19 présente la démarche d'évaluation des impacts écologiques. La démarche emprunte celle de l'analyse des risques écologiques. L'évaluation environnementale des technologies se veut réalisée a priori, l'approche par substance apparaît plus appropriée pour l'évaluation des impacts écologiques.

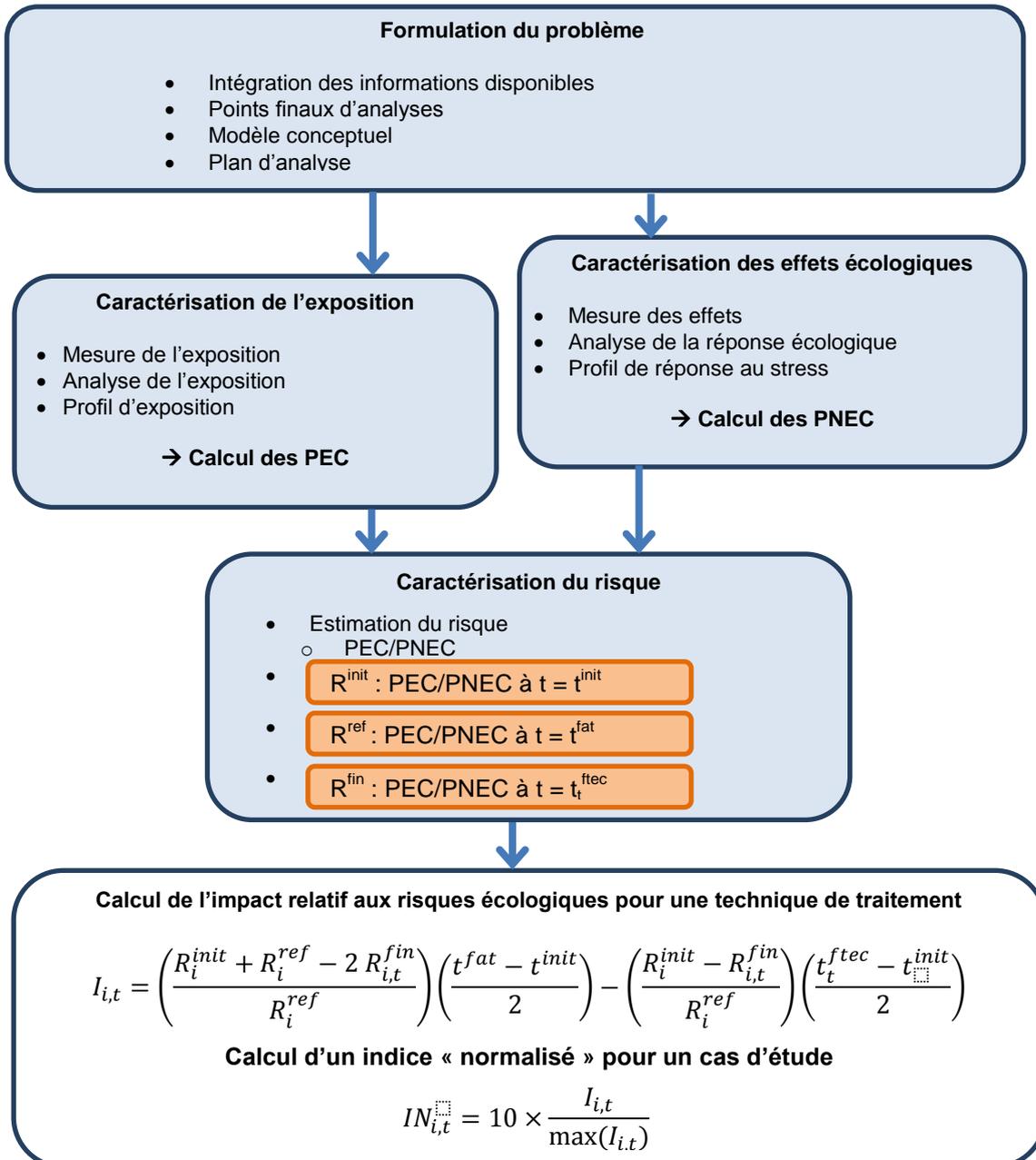


Figure 19 : Schéma méthodologique du calcul de l'impact primaire relatif aux risques écologiques

#### 4.5. EVALUATION DES IMPACTS PRIMAIRES APPLIQUEE A UN CAS D'ETUDE.

Ce chapitre présente les résultats de l'évaluation des impacts primaires pour le site 4 : Pollution de la nappe par des COHV - Récupération plongeant/air dissous. La méthode a été appliquée à un cas fictif pour lequel nous n'avions pas les données nécessaires pour réaliser l'évaluation des impacts primaires sur les écosystèmes. L'évaluation des impacts primaires sur la santé humaine permet d'illustrer l'intérêt de la méthode.

Pour rappel, le site présenté est pollué par des solvants halogénés. Les solutions de remédiation prises en compte concernent la récupération des COHV dans la ZNS (matrice sols et gaz) et la ZS (matrice sols et eaux).

Cinq solutions de remédiation ont été envisagées :

- Sparging/venting - le sparging est réalisé dans la zone saturée et dans la frange capillaire. L'air injecté dans la nappe va favoriser la volatilisation des polluants qui seront extraits au niveau de la zone vadose et traités sur site. Le sparging est couplé au venting qui met en dépression la zone vadose afin d'extraire les composés organiques volatils ;
- Traitement biologique anaérobie - l'atténuation naturelle dynamisée ou biodégradation dynamisée *in situ* nécessite l'ajout de composés spécifiques dans les sols ou les eaux souterraines afin de créer les conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants. Dans notre cas, les conditions favorables sont de type anaérobie. Pour ce faire, les microorganismes sont maintenus dans les conditions optimales (oxygène, pH, température, potentiel d'oxydoréduction) et des nutriments sont ajoutés essentiellement sous forme liquide ;
- Oxydation chimique *in situ* – l'ISCO consiste à injecter un oxydant dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Cet oxydant va détruire totalement ou partiellement les polluants. Ce procédé permet donc d'aboutir à la destruction des polluants (transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus biodégradables ;
- Barrière perméable réactive – une BPR est constituée d'une zone perméable de matériaux réactifs (métaux réducteurs, accepteurs ou donneurs d'électrons, adsorbants, lit bactérien,...) située sur le passage d'un panache d'eau souterraine polluée. Par écoulement advectif naturel au travers de la barrière, les polluants présents dans les eaux souterraines sont dégradés en éléments non nocifs (organiques) ou adsorbés/complexés (organiques, métaux et métalloïdes) par le réactif. Dans notre cas, la BPR est constituée de matériaux permettant de réaliser une réduction ;
- Atténuation naturelle contrôlée – il s'agit d'un processus se produisant naturellement dans les sols et les eaux souterraines, sans intervention

humaine, visant à réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration des contaminants dans ces milieux. Les processus pris en considération sont : la dispersion, la dilution, la volatilisation, l'adsorption, les mécanismes de stabilisation ou de destruction des polluants, qu'ils soient physiques, chimiques ou biologiques.

Le détail des calculs et les hypothèses retenues pour réaliser l'analyse des risques résiduels (ARR) sont présentés dans l'annexe 3. Les niveaux de risques finaux ont été calculés sur la base des rendements épuratoires estimés pour les techniques mises en œuvre (cf. rapport BRGM/RP-60386-FR)

Le tableau 12 présente les valeurs de niveaux de risque obtenues et la durée du traitement pour les différentes technologies envisageables pour réaliser le traitement.

Tableau 12 : Résultats des calculs de risques sanitaires pour le site 4

	Durée du traitement (mois)	Niveaux de risques	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel (ERI)	Quotient de Danger (QD)
<b>SITE 4 - SITUATION INITIALE (<math>R^{init}</math>)</b>			
<b>Total situation initiale</b>	-	1,06E-05	2,80E-02
<b>SITE 4 - SITUATION FINALE (<math>R^{fin}</math>)</b>			
Traitement par atténuation naturelle monitorée	360	9,64E-06	2,54E-02
Traitement par venting/sparging	24	3,18E-06	8,41E-03
Traitement par ISCO	12	1,06E-06	2,80E-03
Traitement par atténuation naturelle monitorée + vide sanitaire ventilé	360	9,50E-07	2,48E-03
Traitement biologique anaérobie	24	9,33E-06	2,46E-02
Traitement biologique anaérobie + vide sanitaire ventilé	24	9,19E-07	2,40E-03

Le tableau 13 présente les valeurs obtenues pour les indices de risques calculés à l'aide de la méthodologie présentée précédemment (Cf. § 4.3). Les valeurs d'indice de risque normalisées obtenues pour les différentes technologies évaluées s'étalent entre 0,2 (atténuation naturelle monitorée) technique la moins performante et 10 pour la technique la plus performante à savoir l'ISCO (traitement par oxydation chimique *in situ*), pour l'excès de risque individuel. Les valeurs obtenues pour le quotient de danger sont très resserrées. Cela s'explique par la faible amplitude des valeurs du quotient de danger (cf. tableau 12). Cet exemple atteste que la méthode développée pour évaluer les impacts primaires (contamination des sols), permet d'établir une hiérarchie entre les techniques en prenant en compte les performances de dépollution et la durée de traitement.

Tableau 13 : Résultats du calcul des indices de risques sanitaires pour le site 4.

	Durée du traitement (mois)	Indice de risque (I)		Indice de risque normalisé (IN)	
		Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil
		I <sub>ERI</sub>	I <sub>QD</sub>	IN <sub>ERI</sub>	IN <sub>QD</sub>
Traitement par atténuation naturelle monitorée	360	6.42	175	0,20	9,54
Traitement par venting/sparging	24	247	182	7,57	9,89
Traitement par ISCO	12	327	184	10,00	10,00
Traitement par atténuation naturelle monitorée + vide sanitaire ventilé	360	163	180	4,98	9,76
Traitement biologique anaérobie	24	33.3	176	1,02	9,58
Traitement biologique anaérobie + vide sanitaire ventilé	24	326	184	9,97	10,00



## 5. Conclusion

L'approche française pour la gestion des sites pollués conserve le choix d'une gestion des sites au cas par cas en fonctions des usages. Pour chaque site doivent être choisis les outils de gestion les mieux adaptés en fonction des besoins réels, tels que définis par une véritable réflexion autour du schéma conceptuel (ou modèle de fonctionnement) du site. Dans la nouvelle méthodologie, le plan de gestion requiert de réaliser un bilan coûts-avantages afin d'identifier différentes options de gestion/réhabilitation. Cette analyse a pour objectif d'atteindre le meilleur niveau de protection de l'environnement, humain et naturel, à un coût raisonnable, tout en évitant de mobiliser des ressources démesurées au regard des intérêts à protéger. D'un point de vue pratique, le processus de prise de décision dans le domaine de la remédiation est un processus séquentiel. En premier lieu, les objectifs centraux du traitement sont fixés. Ces objectifs de traitement doivent permettre de se conformer aux réglementations en vigueur afin de redévelopper des zones, de supprimer ou limiter les impacts du passif environnemental d'anciennes zones d'activités industrielles. Ces objectifs sont à mettre en parallèle avec les possibilités des techniques de remédiation capables d'atteindre ces objectifs centraux. Une liste de techniques pouvant être mises en application est alors établie. A ce niveau, des impacts et bénéfices collatéraux, non directement liés à la technologie de traitement sont considérés, de façon à sélectionner la technologie dont le bilan global offre le plus d'apport bénéfique et l'impact nuisible le plus faible.

A l'heure actuelle cependant, aucune méthode n'est communément employée pour apprécier, sur la base de données quantifiées, le caractère durable des projets de remédiation en prenant en compte les impacts des technologies de traitement sur l'environnement et plus spécifiquement sur le sol lui-même. Le développement d'une base méthodologique permettant d'évaluer les bénéfices environnementaux des technologies de traitement des sols contaminés, intégrant les pressions sur l'environnement et les impacts sur les fonctions du sol (dégradation ou restauration de son état) en fonctions des types d'usages ultérieurs (agriculture, habitat ...), constitue l'objectif principal du projet SOLENV. Ce rapport, relatif à la tâche 3 du projet, fait la synthèse du travail réalisé par le BRGM sur l'étude du milieu sol et sur la caractérisation des impacts de la mise en œuvre de technologies de traitement sur les fonctions des sols. L'objectif est de définir une méthodologie permettant d'apprécier les bénéfices de l'utilisation des techniques de dépollution sur la restauration ou la dégradation des fonctions du sol que l'on cherche à préserver en fonction d'un usage ultérieur défini.

La première partie de ce document est consacrée au fonctionnement des sols et à l'étude des indicateurs physiques, chimiques et biologiques qui permettent de caractériser par des grandeurs mesurables la qualité du sol. Ces indicateurs servent ensuite, dans une seconde partie, à alimenter une proposition de méthodologie de calculs d'impacts sur les fonctions des sols à partir des variations mesurées au cours du(es) traitement(s) des valeurs de ces indicateurs. Un impact moyen pondéré peut alors être calculé et pourrait servir à alimenter le plan de gestion.

Une troisième partie présente la démarche d'évaluation des impacts primaires résultant de la pollution initialement présente dans le sol et/ou les eaux souterraines. Cette démarche s'appuie sur les méthodologies d'analyses des risques sanitaires et écologiques, couramment usité dans le plan de gestion pour la première citée. Enfin, cette démarche fourni une méthode de calcul d'un indice « normalisé » qui permet de hiérarchiser les technologies pouvant être appliquées à un cas d'étude en prenant en compte la dimension temporelle au travers de la durée du traitement et l'atténuation naturelle.

La réflexion décrite dans ce rapport demeure exploratoire. Elle repose sur des concepts qui font encore débat au sein de la communauté scientifique et qui sont susceptibles d'évoluer avec les avancées de la recherche. Elle ouvre néanmoins la voie à l'intégration des impacts de la remédiation sur la qualité des sols, qui n'est jusqu'ici pas réellement intégrée dans le plan de gestion, alors qu'elle constitue vraisemblablement un élément majeur du développement durable.

## 6. Bibliographie

### ***Bibliographie qualité des sols :***

**Abawi, G.S., Widmer, T.L.** (2000) *Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops*. Appl. Soil Ecol., vol. 15, pp. 37–47.

**Andrews, S.S., Carroll, C.R.** (2001) *Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management*. Ecol. Appl., vol. 11, pp. 1573–1585.

**Blonk, T.J., Broers, J.W. et Lindeijer, E.W.** (1996) *Towards a methodology for characterisation of ecosystem degradation in LCA*. Presentation of the 6<sup>th</sup> SETAC-Europe Annual Meeting, Taormina, vol 5, pp. 19-22

**Brandão, M., Milà i Canals L., Clift, R.** (2010) *Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA*. Biomass and Bioenergy (2010), doi:10.1016/j.biombioe.2009.10.019

**Brejda, J.J., Moorman, T.B., Karlen, D.L., Dao, T.H.** (2000) *Identification of regional soil quality factors and indicators*. I. Central and southern high plains. Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 64, pp. 2115–2124.

**Carter, M.R.** (2002) *Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions*. Agron. J., vol. 94, pp. 38–47.

**Dobben H.F., Schouwenberg E.P.A.G., Nabuurs G.J., Prins A.H.** (1998) *Biodiversity and productivity parameters as a basis for evaluating land use changes in LCA*. Annex 1 in Lindeijer et al. (2002)

**Doran, J.W. et T.B. Parkin** (1996) *Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set*. In Methods for Assessing Soil Quality. J.W. Doran and A.J. Jones, eds. SSSA Special Publication No: 49. Madison, WI.

**Glover, J.D., Reganold, J.P., Andrews P.K.** (2000) *Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 80, 29-45

**Heijungs, R., Guinée J. and Huppes, G.** (1997) In *Impact categories for natural resources and land use*. Eds. R. Heijungs, J. Guinée and G. Huppes. Centre of Environmental Science (CML), Leiden, The Netherlands, CLM Report 138

**Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris, and G.E. Schuman** (1997) *Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation*. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:4–10.

**Lindeijer, E.** (2000) *Biodiversity and life support impacts of land use in LCA*. Journal of cleaner Production 8:131-319

**Lindeijer, E., Müller-Wenk, R; and Steen, B.** (2002) *Impact assessment of resources and land use*. In Life-cycle impact assessment: Striving towards Best Practice. Eds H.A. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E.G. Hertwich, P. Hofstetter, O. Jolliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E.W. Lindeijer, R. Müller-Wenk, S.I. Olsen, D.W. Pennington, J; Potting and B. Steen. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, pp. 11-64

**Mausbach, M.J., Seybold, C.A.** (1998). *Assessment of soil quality*. In: Lal, R. (Ed.), Soil Quality and Agricultural Sustainability. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, pp. 33–43.

**Milà i Canals, L.** (2003): *Contributions to LCA Methodology for Agricultural Systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment*. PhD thesis. Available on-line. (ISBN: 84-688-3285-5)

**Milà i Canals, L., R. Clift, L. Basson, Y. Hansen and M. Brandão** (2006) *Expert workshop on land use impacts in life cycle assessment (LCA)*. International Journal of Life Cycle Assessment 11:363-368

**Milà i Canals, L., Romanya, J, Cowell, S.** (2007) *Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in life cycle assessment (LCA)*. Journal of Cleaner Production 2007;15(15):1426.

**Millennium Ecosystem Assessment** (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

**Millennium Ecosystem Assessment** (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

**Nambiar, K.K.M., Gupta, A.P., Fu, Q., Li, S.** (2001) *Biophysical, chemical and socioeconomic indicators for assessing agricultural sustainability in the Chinese coastal zone*. Agric. Ecosyst. Environ. 87, 209–214.

**Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G.** (2005) *Environmental impact assessment of a farming region: a review of methods*. Agric. Ecosyst. Environ., vol. 107, pp. 1–10.

**Schindelbeck, R. R., Van Es, H. M., Abawi, G. S., Wolfe, D. W., Whitlow, T. L., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Moebius-Clune, B. N.** (2008) *Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management*. Landscape and Urban Planning, vol ; 88, pp. 73–80

**Udo de Haes, H.A.** (2006) *How to approach land use in LCIA or, how to avoid to Cinderella effect?* International Journal of Life Cycle Assessment 11:219-221.

**Weidema, B.P. et Lindeijer E.** (2001) *Physical impacts of land use in product life cycle assessment*. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use.

**White, R.E.** (2003) *Soils for Fine Wines*. Oxford University Press, New York.

**Wienhold, B.J., Andrews, S.S., Karlen, D.L.** (2004) *Soil quality: a review of the science and experiences in the USA*. Environ. Geochem. Health. 26, 89–95.

**Wymore, A.W.** (1993) *Model-Based Systems Engineering. An Introduction to the Mathematical Theory of Discrete Systems and to the Tricotyledon Theory of System Design*. CRC, Boca Raton, FL.

### **Bibliographie ERE :**

**ADEME** (2002) Evaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets, Angers, 147 p.

**ADEME, ENTPE et INERIS** (2007) Evaluation des risques pour les écosystèmes dans le domaine des sites pollués, définitions, concepts et usages des outils existants, le 15 mars 2007, 40 p.

**ASTM** (1997) Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm *Eisenia fetida*, Association of Standards and Testing Materials, ASTM E 1676-97.

**ASTM** (1987) Standard guide for conducting a terrestrial soil-core microcosm test, 1991 Annual Book of ASTM Standards, vol. 11.04E 1197-87, pp. 819-831, ASTM Philadelphia.

**BAZIN C.** (2011) Ecotoxicologie, les données écotoxicologiques, les bioessais normalisés, Support de formation, INSAVALOR Polden.

**BOGOMOLOV D. M., CHEN S.-K., PARMELEE R. W., SUBLER, S. ET EDWARDS C. A.** (1996), An ecosystem approach to soil toxicity testing: a study of copper contamination in laboratory soil microcosms, Applied Soil Ecology, vol. 4, pp. 95-105.

**BURROWS L. A. ET EDWARDS C. A.** (2002) The use of integrated soil microcosms to predict effects of pesticides on soil ecosystems, European Journal of Soil Biology, Vol. 38 3-4, pp. 245-249.

**BURTON D. T., TURLEY S. D., FISHER D. J., GREEN D. J. et SHEDD T. R.** (2005) Bioaccumulation of total mercury and monométhylmercury in the earthworm *Eisenia fetida*, Water, Air, & Soil Pollution, Vol. 170 1-4, pp.37-54.

**DEVAUX A.** (2011) Fondamentaux de l'écotoxicologie, application aux écosystèmes aquatiques, Support de formation, INRA / LES.

**DONGUY G. et PERRODIN Y.** (2006) Guide méthodologique d'évaluation des risques écologiques liés aux aménagements urbains et aux infrastructures de transport, 65 p.

**Gautier Anne-Lise, Vaxelaire Stéphane, Ménard Yannick (2010) – SOLENV –** Evaluation environnementale des technologies de traitement de sols et eaux souterraines pollués, outils d'évaluation environnementale. BRGM/RP-58683-FR, 38 p., 5 illustrations.

**INVS, AFSSET en collaboration avec AFSSA, BRGM, ENSP, INERIS, INRS, IRSN (2007) Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires, 162 p.**

**MATE, BRGM et INERIS (2000) Gestion des sites pollués : diagnostic approfondi et évaluation détaillées des risques, Version 0. Editions BRGM.**

**OCDE (2010) Bioaccumulation in Terrestrial Oligochaetes Organization for Economic Cooperation and Development, Guideline for the Testing of Chemicals, OECD No. 317.**

**OCDE (1996). Bioaccumulation: Flow-through Fish Test, Organization for Economic Cooperation and Development, OECD No. 305.**

**RIVIERE J.-L. (1998) Evaluation du risque écologique des sols pollués, Association RE.CO.R.D., 230 p.**

**SETAC (1992). Workshop on Aquatic Microcosms for Ecological Assessment of Pesticides, Wintergreen, Virginia, 6-12 October 1991, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Workshop Report.**

**SETAC (1991). Guidance Document on Testing procedures for Pesticides in Freshwater Mesocosms, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), <http://www.setac.org>.**

**TREPANIER J.-P. (2002) TerraSys 1.0, manuel de référence, Sanexen Services environnementaux inc., 412 p.**

**THYBAUD E. (1999) Méthode d'étude de l'écotoxicité des substances chimiques, Oléagineux, Corps gras, Lipides, vol. 6, n°5, dossier Lipochimie et développement durable.**

**Union Européenne – European Chemical Bureau (2003) Technical Guidance on risk assessment - Part II, 337p.**

**US-EPA (1998) Guidelines for ecological risk assessment, rapport EPA/630/R-95/002F, avril 1998, 124 p.**

**US EPA (1998) Evaluation of Dredged Material Proposed For Discharge in Waters of the U.S. - Testing Manual Inland, US Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-823-B-98-004.**

**VALAT C. (2005) Développement d'outils biologiques pour le diagnostic environnemental, thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et de l'Université Jean Monnet de Saint-Etienne, 209 p.**

**Bibliographie ERS :**

**ADEME, INERIS, CNAM, INP Toulouse, ENSAT et ISA** (2007) BAPPET : Base de données sur les teneurs en Eléments Traces métalliques de Plantes Potagères.

**ADEME, IRSN** (2003) CIBLEX. Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué. CD-Rom coédité ADEME / IRSN, référence 4773.

**APPEL** (non daté) Guide des bonnes pratiques dans la lutte à l'érosion et à l'imperméabilisation des sols, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, [http://apel.ccapcable.com/apel/pdf/guide\\_lutte-erosion-sol.pdf](http://apel.ccapcable.com/apel/pdf/guide_lutte-erosion-sol.pdf).

**ASTM - American Society for Testing and Materials** (2004) Standard guide for Risk Based Corrective Action, version E2081\_00, reapproved 2004.

**BONNARD R., HULOT C. et LEVEQUE S.** (2001) Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols, rapport INERIS, novembre 2001.

**BRIÈRE F. G.** (2006) Distribution et collecte des eaux, deuxième édition revue et corrigée, Presses internationales Polytechnique.

**CALABRESE** (2003) Dans : Comments of the General Electric Company on the U.S. Environmental Protection Agency's Human Health Risk Assessment for the Housatonic River Side – Rest of river. AMEC Earth and Environmental, Inc. and BBL Sciences, July 28, 2003. Attachment E: Selection of Soil Ingestion Rate.

**COMMISSION EUROPEENNE** (2006) Règlement (CE) No 1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, Journal officiel de l'Union européenne 20 décembre 2006

**DOR F., DENYS S., DANIAU C., BELLENFANT G., Zeghnoun K., Dabin C., Nedellec V., Mosqueron L., Floch-Barneaud A., Mathieu A.** (2009) Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ? Deuxième rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués du 20 et 21 octobre 2009, Paris.

<http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/chapitre2.html>

**GOCHFELD M.** (2003) Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption, Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 56, pp. 174–179.

**INERIS** (2008) Améliorer les méthodes d'estimation prospective de l'exposition aux polluants des populations autour d'une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement, Rapport final n° DRC-08-57041-14967A du 01/12/2008.

**INERIS** (2008) Tétrachloroéthylène, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, dernière mise à jour 25/09/2008.

**INERIS** (2008) Trichloroéthylène, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, dernière mise à jour 07/03/2005.

**INERIS** (2006) La démarche d'évaluation des risques sanitaires pour les substances chimiques : origine, objectifs et postulats aux Etats-Unis, Rapport n°INERIS-DRC-06-75999/DESP-R03a de décembre 2006.

**INERIS** (2006) Mercure et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, dernière mise à jour 6/11/2006.

**InVS** (2004) Stockage des déchets et santé publique, septembre 2004.

**IPSN** (2002) Adaptation du programme de calcul du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin-volet radiologique au volet chimique, Note technique SEGR/SAER/01-64 indice 1, janvier 2002.

**IRC** (1996) Le captage de l'eau : un guide pour les planificateurs et les chefs de projet, document technique n°30, <http://www.oieau.fr/ReFEA/fiches/PotFaisabiliteEnvironmt.htm>.

**MEDD** (2007) La démarche d'Analyse des Risques Résiduels, 08/02/2007.

**NRC** (1983) Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, Committee on the institutional means for assessment of risks to public health, National academy press, Washington D.C.

**OMS** (2008) Guidelines for Drinking-water Quality, Volume 1, Recommendations, third edition incorporating the first and second addenda, Geneva.

**OMS** (2000) Air Quality Guidelines for Europe, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Second Edition.

**RAIMBAULT G., ANDRIEU H., BERTHIER E., JOANNIS C. L. et LEGRET M.** (2002) Infiltration des eaux pluviales à travers les surfaces urbaines - des revêtements imperméables aux structures réservoirs, Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées n°238. Mai-Juin Art 4418, <http://www.lcpc.fr/francais/sources-d-information/portail-documentaire-du-lcpc/article/callistee-portail-documentaire-du>

**ROY M., MALARBET J. L. et COURTAY C.** (1993) Débits respiratoires et activités quotidiennes : paramètres de l'exposition aux substances inhalées, Radioprotection 1993, vol. 28, pp. 279-90.

**SHELL GLOBAL SOLUTIONS** (1995) The concepts of HESP (Human Exposure to Soil Pollutants computer program): reference manual, Version 2.10b, Janvier 1995.

**US EPA** (2004) User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into buildings, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC, 22 février 2004.

**US EPA** (1997) Exposure factors handbook. EPA/600/P-95/002F. Washington DC : US Environmental Protection Agency, Août 1997.

**US-EPA** (1996) Soil Screening Guidance: User's Guide, Second Edition, Rapport EPA/540/R-96/018, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, Juillet 1996.

**US-EPA** (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Rapport EPA/540/1-89/002, Office of Emergency and Remedial Response, .S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 20450, décembre 1989.

**VAN GANSE R.** (1978) Les infiltrations dans les chaussées: évaluations prévisionnelles, Berne, International symposium on road drainage, Federal Office of Highways and Rivers, pp. 176-192.

## **Annexe 1**

### **Tests d'écotoxicité**

## Tests d'écotoxicité

La réalisation de tests d'écotoxicité peut avoir plusieurs finalités dans le cadre de la gestion des sites pollués, notamment :

- alimenter l'étape de caractérisation des effets écotoxicologiques d'une évaluation des risques (PNEC) ;
- faire un état des lieux du site et évaluer l'efficacité du traitement d'un sol pollué *a posteriori*.

### a) Tests monospécifiques et bio-essais

Les tests monospécifiques et les bio-essais qui en dérivent ont pour objectif la détection et l'évaluation de l'écotoxicité potentielle d'une substance chimique ou d'une matrice vis-à-vis des organismes vivants. Ils établissent une relation entre une concentration (ou dose) de substance ou matrice administrée dans des conditions définies et la réponse d'un échantillon d'individus d'une espèce sélectionnée (Rivière, 1998). Ces tests consistent, d'une manière générale, à exposer une population homogène d'organismes à une gamme de concentration d'un toxique (tests monospécifiques) ou à une gamme de dilution d'une matrice polluée (bio-essais) pendant une durée déterminée et dans des conditions standardisées, puis à observer et quantifier l'effet produit sur un système vital défini (Bazin, 2011 ; Rivière, 1998).

On distingue les essais d'écotoxicité aigue (durée d'exposition faible par rapport à la durée de vie de l'organisme) et chronique (durée d'exposition  $\geq$  un cycle de reproduction de l'organisme). Pour une même substance ou une même matrice et un même organisme, les concentrations provoquant un effet chronique sont toujours plus faibles que celles qui provoquent une toxicité aigüe. C'est pourquoi un résultat doit être accompagné de la durée du test (Bazin, 2011).

Dans la mesure du possible, afin de réduire les facteurs de sécurité utilisés pour extrapoler les PNEC, l'évaluation des risques écotoxicologiques privilégiera les essais chroniques sur une sélection d'espèces représentant au moins trois niveaux trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires, consommateurs secondaires) de l'écosystème à protéger.

Un certain nombre de ces tests ont fait l'objet d'une normalisation.

Le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** et le **Erreur ! Source du renvoi trouvable.** listent les tests d'écotoxicité monospécifiques faisant l'objet d'une norme, respectivement pour les écosystèmes aquatiques et terrestres. Ces tableaux sont été établis sur la base des documents suivants, complété par la consultation de certaines normes :

- tableaux 4, 5 et 6 du document de l'ADEME, l'ENTPE et l'INERIS (2007) ;

- annexe V du Technical Guidance Document on Risk Assessment (UE-ECB, 2003) ;
- article de Thybaud (1999) ;
- annexe D1 du document de Donguy et Perrodin (2006) ;
- tableau 2 de la thèse de Valat (2005) ;
- annexe 9 de l'ancien guide méthodologique d'évaluation détaillée des risques (MATE, BRGM et INERIS, 2000), abrogé en 2007 ;
- support de formation Bazin (2011).

Niveau trophique	Espèce d'essai	Toxicité	Référence normative	Paramètre mesuré
Sans objet	<i>Vibrio fischeri</i> (Essai Microtox®, Lunistox®)	Aigüe	NF EN ISO 11348-3	Inhibition de la luminescence
Décomposeur (bactérie)	<i>Pseudomonas putida</i>	Chronique	NF EN ISO 10712	Inhibition de la croissance de la population
Sans objet	<i>Salmonella typhimurium</i>	Génotoxicité	NF EN ISO 13829	Induction du gène UMC
Producteurs primaires (lentille d'eau)	<i>Lemna minor</i>	Chronique	NF EN ISO 20079	Inhibition de la croissance de la population
Producteurs primaires (algues unicellulaires)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , <i>Desmodesmus subspicatus</i>	Chronique	NF EN ISO 8692	Inhibition de la croissance de la population
Consommateurs primaires (micro-crustacé)	<i>Daphnia magna</i> (autres dénominations : équitox, M.I., matières inhibitrices)	Aigüe	NF EN ISO 6341	Inhibition de la mobilité
	<i>Daphnia magna</i>	Chronique	ISO 10706	Inhibition de la reproduction
	<i>Ceriodaphnia magna</i>	Chronique	NF T90-376 / NF <a href="#">ISO 20665</a>	Inhibition de la croissance de la population
Consommateurs primaires (rotifère)	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Chronique	NF T90-378 / ISO 20666	Inhibition de la croissance de la population
Consommateurs secondaires (poissons)	<i>Brachydanio rerio</i>	Aigüe	NF EN ISO 7346	Mortalité
	<i>Salmo gairdneri</i>	Aigüe	NF T90-305	Mortalité

Tableau 14 : Tests d'écotoxicité monospécifiques et bio-essais normés relatifs aux écosystèmes aquatiques (eau douce)

Niveau trophique	Espèce d'essai	Toxicité	Référence normative	Paramètre mesuré
Décomposeurs (bactéries)	Micro-organismes	-	ISO 17155	Métabolisme : taux de respiration
	Micro-organismes	Aigüe	ISO 14238	Métabolisme : production de nitrate
	Micro-organismes	-	ISO 15685	Métabolisme : taux d'oxydation de l'ammonium
Décomposeurs (champignons)	<i>Glomus mosseae</i>	Aigüe	XP ISO/TS 10832	Germination des spores
		Chronique	XP X31-205-2	Colonisation des racines d'une plante-hôte
Producteurs primaires (végétaux supérieurs)	<i>Vicia faba</i> (fève)	Génotoxicité	NF T90-327	Fréquence d'apparition de micronoyaux dans les racines
	<i>Hordeum vulgare</i> (orge)	Aigüe	ISO 11269-1	Inhibition de la croissance des racines
	Espèces végétales supérieures	Aigüe	NF ISO 11269-2	Premiers stades de la croissance (émergence et croissance)
	<i>Brassica rapa</i> , <i>Avena sativa</i> (colza et avoine)	Aigüe et chronique	NF EN ISO 22030	Germination, croissance précoce et reproduction
Consommateurs primaires (oligochètes)	<i>Eisenia fetida</i> (vers de terre)	Aigüe	ISO 11268-1	Mortalité
		Chronique	ISO 11268-2	Reproduction
	<i>Enchytraeus albidus</i> (vers)	Aigüe et chronique	NF ISO 16387	Mortalité et reproduction
Consommateurs primaires (insectes - collemboles)	<i>Folsomia candida</i>	Chronique	ISO 11267	Reproduction
Consommateurs primaires (insectes - coléoptères)	Larve d' <i>Oxythyrea funesta</i>	Aigüe	NF EN ISO 20963	Mortalité
Consommateurs primaires (gastéropodes)	<i>Helix aspersa</i>	Aigüe	NF EN ISO 15952	Croissance des juvéniles (masse, diamètre de la coquille)

Tableau 15 : Tests d'écotoxicité monospécifiques et bio-essais normés relatifs aux écosystèmes terrestres

Les espèces utilisées pour ces tests ont été sélectionnées en fonction d'un certain nombre de critères (Rivière, 1998) parmi lesquels: leur rôle dans les écosystèmes, le bon niveau de connaissance de leur biologie, les populations sont globalement homogènes (peu de variabilité intra-espèce de leur sensibilité), leur maintenance est facile et elles sont disponibles toute l'année.

Ces tests présentent les avantages suivants : leur reconnaissance par la communauté scientifique, leur capacité à prédire les effets d'une grande variété de substances sur des organismes différents, leur reproductibilité inter-laboratoire, leur sensibilité, leur facilité de mise en œuvre et leur coût relativement faible (Thybaud, 1999).

En revanche, leur réalisme est discuté. En effet, ces tests sont réalisés dans des conditions standardisées (température constante, milieu artificiel, etc.) qui divergent souvent des conditions environnementales réelles.

### **b) Bio-essais intégrés**

Afin de combler l'écart, en termes de dimension et de réalisme écologique, entre les tests monospécifiques en laboratoire et les situations naturelles, des bio-essais intégrés se sont développés. Par rapport aux tests monospécifiques, ils présentent l'avantage de :

- permettre l'étude des phénomènes biologiques à des échelles supérieures, dans des conditions plus proches de celles des milieux naturels (Rivière, 1998),
- prendre en compte l'altération possible du potentiel écotoxique d'une substance dans le temps (Thybaud, 1999).
- intégrer la complexité des interactions trophiques entre les multiples organismes vivants de l'écosystème et l'influence de ces organismes sur les propriétés physiques et chimiques du milieu (notamment des sols) (Bogomolov *et al.*, 1996).

La taille et la complexité des dispositifs peuvent varier.

- **Microcosmes** : Les microcosmes ont pour but de reproduire à l'échelle du laboratoire un écosystème naturel simplifié comprenant un nombre réduit d'espèces caractéristiques des principaux niveaux trophiques (Thybaud, 1999).

Les microcosmes peuvent être aquatiques, terrestres ou mixtes.

En ce qui concerne les microcosmes aquatiques, il peut s'agir de dispositifs statiques (sans renouvellement de l'eau) ou dynamiques (avec renouvellement de l'eau). Ces dispositifs permettent (Thybaud, 1999) :

- d'étudier les processus de dégradation des substances chimiques dans l'environnement, leur devenir et leurs effets écotoxicologiques ;
- prendre en compte l'altération possible du potentiel écotoxique d'une substance (adsorption, biodégradation, etc.).

En ce qui concerne les microcosmes terrestres, ils se définissent comme des portions de sols contenant des organismes représentant des niveaux trophiques différents. Il peut s'agir de sols homogénéisés et remaniés ou de carottes de sol non remanié, disposés dans des systèmes clos ou ouverts (Burrows et Edwards, 2002).

- **Mésocosmes** : Les mésocosmes sont des écosystèmes artificiels placés dans des conditions environnementales naturelles (Thybaud, 1999).

La SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) définit un mésocosme comme une installation dont le volume est supérieur à 15 m<sup>3</sup>, ou la longueur supérieure à 15 m (Rivière, 1998).

La littérature scientifique sur les bio-essais intégrés (microcosme et mésocosme) montre une grande diversité de protocoles, présentant des caractéristiques variables. Ces bio-essais intégrés ne sont pas normalisés. En revanche, des protocoles standardisés sont proposés dans différents documents.

Ainsi, des protocoles standardisés sont présentés pour une série de bio-essais intégrés dans le guide technique de l'ADEME « Evaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets » (2002), complété par son document annexe (à paraître). Ces bio-essais intégrés sont listés dans le document de Donguy et Perrodin (2006). Ils portent notamment sur :

- en ce qui concerne les bio-essais aquatiques : les macro-invertébrés aquatiques benthiques, les micro-organismes des biofilms aquatiques, les organismes aquatiques combinés (algues, plantes, crustacés, insectes) ;
- en ce qui concerne les bio-essais terrestres : la microflore du sol, les végétaux supérieurs, les macro-invertébrés épigés du sol, la faune du sol (populations lombriciennes), la flore herbacée et la microflore du sol.

La SETAC définit un certain nombre de recommandations générales sur les microcosmes et macrocosmes aquatiques (SETAC, 1991 ; SETAC, 1992, dans UE-ECB, 2003).

L'US-EPA a normalisé certains microcosmes terrestres, en particulier le « soil-core microcosm » (ASTM, 1987, dans Rivière, 1996).

### ***c) Essais de détermination de la bioconcentration / bioaccumulation***

La bioconcentration désigne le résultat de l'absorption, la distribution et l'élimination d'une substance dans un organisme par contact avec le milieu ambiant pollué (en particulier l'eau). La bioaccumulation en revanche inclut toutes les voies d'exposition, et notamment l'exposition par l'alimentation, l'air, l'eau et le sol (UE-ECB, 2003).

Il n'existe pas d'essai normalisé de détermination de la bioconcentration / bioaccumulation (Bazin, 2011). Néanmoins, de protocoles standardisés existent. Les paragraphes ci-après listent de manière non exhaustive des documents de référence présentant un certain nombre de ces protocoles.

En ce qui concerne les organismes aquatiques, des facteurs de bioconcentration (BCF) sont mesurés expérimentalement par mise en contact d'organismes avec de l'eau polluée et mesure des concentrations dans les tissus et dans l'eau après un certain laps de temps, lorsqu'un régime permanent est atteint (parfois appelé équilibre)

et atteint. Lorsque les cinétiques d'absorption et d'élimination sont suivies, un BCF dynamique peut être déterminé à partir des constantes de vitesse des deux phénomènes (UE-ECB, 2003). Ainsi, le BCF statique est le ratio de la concentration dans l'organisme sur la concentration dans l'eau et le BCF dynamique le ratio de la constante de vitesse d'absorption sur la constante de vitesse d'élimination. En termes de protocole, on peut notamment citer :

- les guidelines de l'OCDE (1996) : l'OCDE (guideline 305) propose des recommandations pour la réalisation de tests de bioconcentration chez le poisson ;
- les protocoles mentionnés par l'US-EPA (1998) dans le cadre de l'étude des rejets de sédiments dragués en milieu aquatique : l'US-EPA propose dans un premier temps un certain nombre de tests de bioaccumulation basés sur une durée d'exposition aux sédiments de 28 jours, pour une sélection d'espèces aquatiques, notamment des polychètes, des bivalves, des oligochètes, crustacés et larves d'insectes. Dans un second temps, si nécessaire, des essais sur une durée plus longue sont envisagés de manière à évaluer la bioaccumulation « à l'équilibre ».

En ce qui concerne les organismes terrestres, des facteurs de bioaccumulation (BAF) sont mesurés expérimentalement par exposition d'organismes vivants sélectionnés à un substrat pollué par la substance étudiée. Les protocoles suivants peuvent notamment être cités :

- l'OCDE (2010) propose des essais de bioaccumulation chez les Oligochètes terrestres (guideline 317), permettant de déterminer un BAF, des constantes de vitesse d'absorption et d'élimination. Ces essais incluent une phase d'exposition au substrat (sol) pollué de 14 à 21 jours, jusqu'à atteinte d'un régime permanent, suivie d'une phase d'élimination d'une durée analogue, pendant laquelle les organismes sont exposés au même substrat sans la substance étudiée. Les espèces recommandées sont notamment *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus* ou *Enchytraeus luxuriosus* ;
- l'ASTM (1997) fournit également un protocole permettant d'évaluer la bioaccumulation chez le vers de terre (*Eisenia fetida*). Ce protocole prévoit une phase d'exposition de 28 jours suivie d'une phase d'épuration de 14 jours (Burton *et al.*, 2005).

## **Annexe 2**

### **Evaluation des risques sanitaires Site 2 : confinement – pollution des sols par des métaux/métalloïdes**



# 1. Schéma conceptuel d'exposition pris en compte

## 1.1. CONFIGURATIONS ETUDIEES

La quantification des risques sanitaires sur le site 2 est menée pour un usage résidentiel avec jardin potager dans les configurations suivantes :

- Situation initiale, avant toute opération de gestion ;
- Situation finale, après recouvrement par de la terre végétale d'apport ;
- Situation finale, après recouvrement par de l'enrobé ;
- Situation finale, après recouvrement par une dalle béton.

## 1.2. DESCRIPTION ET USAGE DU SITE

Le site considéré présente les caractéristiques suivantes :

- en termes de contexte géologique et hydrogéologique :
  - les sols sont considérés de manière arbitraire comme étant de type sableux ;
  - la surface libre de la première nappe se trouve à 3 m de profondeur sous le terrain naturel, conformément aux hypothèses définies dans le cadre de la tâche 2 du projet ;
- en termes de qualité des milieux :
  - une pollution par des ETM (Eléments traces métalliques) est présente au droit du jardin :
    - dans les sols, sur une tranche de terrain comprise entre 0 et 2 m de profondeur ;
    - dans les eaux souterraines ;
  - aucune pollution n'est en revanche considérée au droit de l'habitation ;
  - les concentrations moyennes en ETM dans les différents milieux sont présentées dans le rapport relatif à la tâche 2 du projet ;
- en termes d'usage :
  - l'usage du site est résidentiel ;
  - le site comporte un jardin potager dont les produits sont consommés par les résidents adultes et enfants ;
  - il existe un point d'accès direct à la nappe (puits), en aval immédiat du site, utilisé pour l'arrosage du jardin potager ;
- en termes de mesures de gestion, pour les 3 scénarios de gestion considérés :

- le recouvrement par de la terre végétale nécessite l'excavation et l'élimination des terres pollués sur 30 cm et leur remplacement par de la terre végétale d'apport ;
- le recouvrement par de l'enrobé nécessite l'excavation et l'élimination des terres pollués sur 70 cm et leur remplacement par 60 cm de la grave et 10 cm d'enrobé ;
- le recouvrement par une dalle béton nécessite l'excavation et l'élimination des terres pollués sur 65 cm et leur remplacement par 40 cm de la grave et 25 cm de béton ;
- le jardin potager persiste après mise en œuvre d'un recouvrement par de la terre végétale d'apport et disparaît avec la mise en œuvre des recouvrements par de l'enrobé et du béton.

### **1.3. CONSTRUCTION DU SCHEMA CONCEPTUEL**

Les schémas conceptuels résumant les scénarios d'exposition retenus, pour la situation initiale et les situations finales après mise en œuvre des différents scénarios de réhabilitation, sont présentés ci-après.

Remarque : les terrains pollués sont supposés distants de la maison, de sorte que les transferts directs de substances volatiles depuis ces terrains vers l'air intérieur sont exclus.

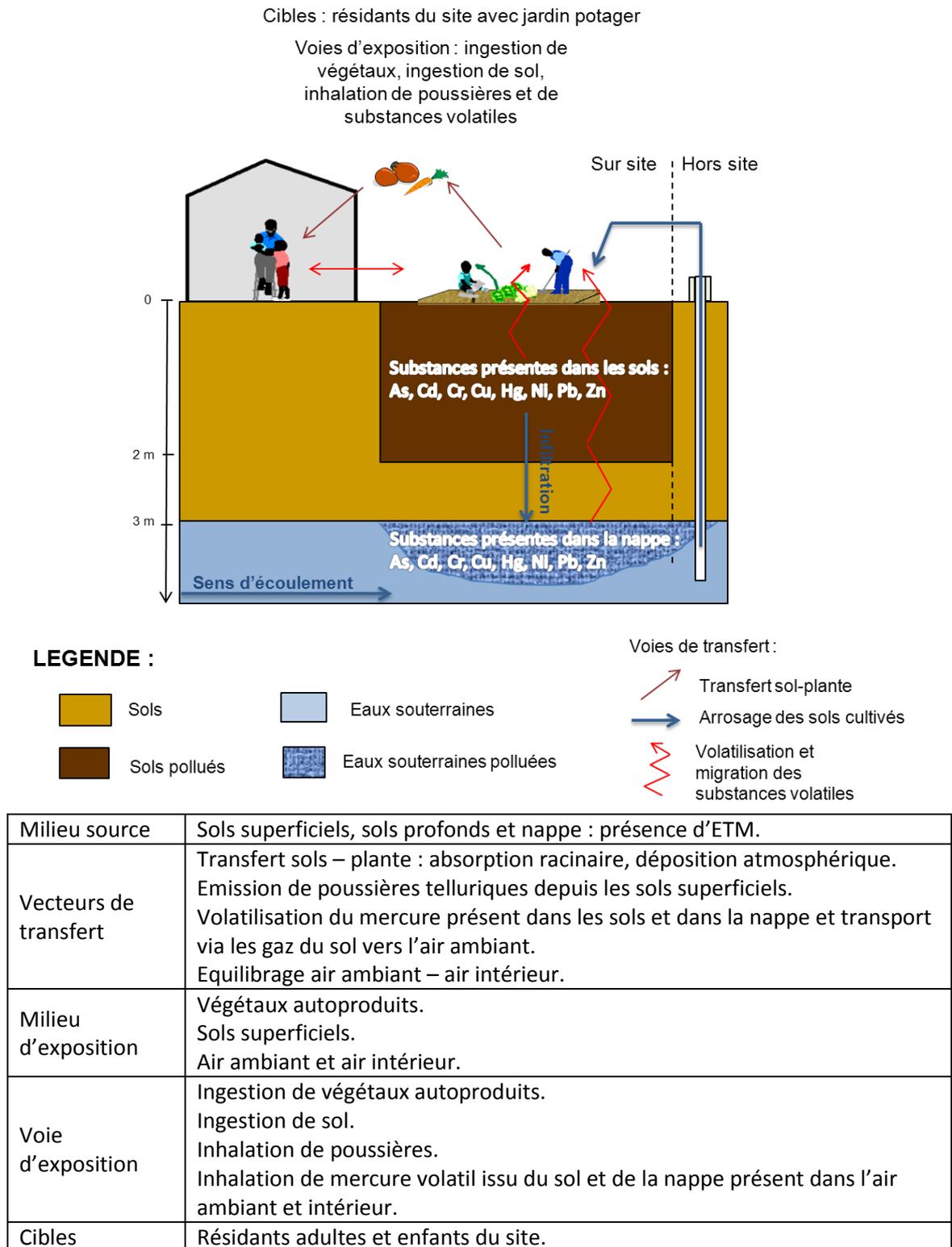
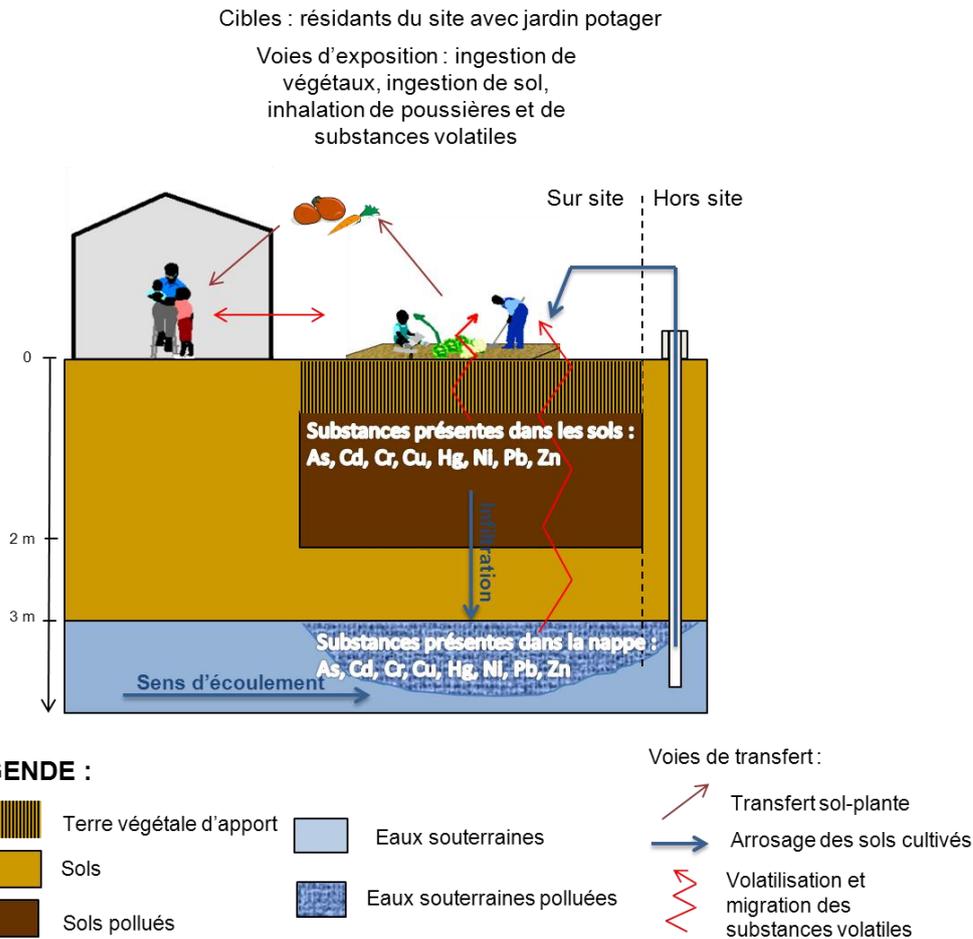


Figure 20 : Schéma conceptuel du site – situation initiale

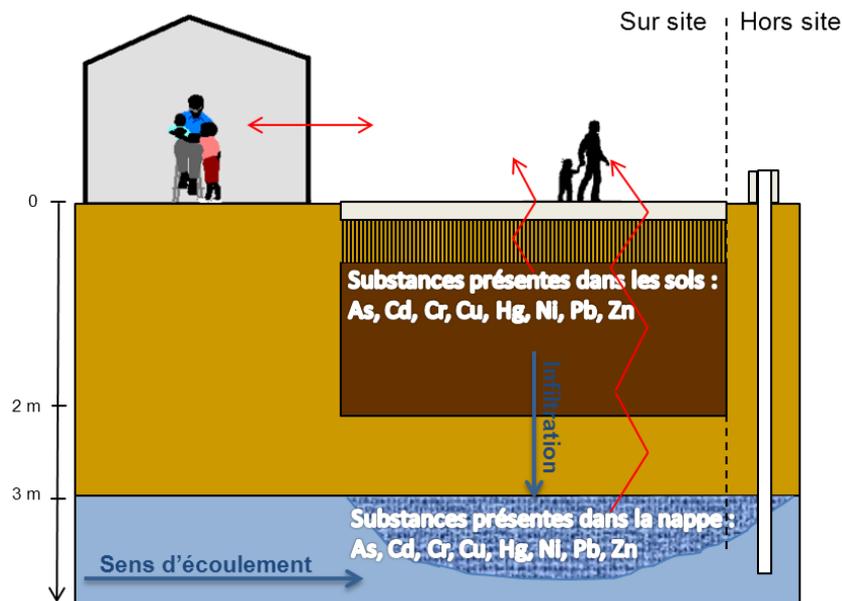


Milieu source	Sols profonds et nappe : présence d'ETM.
Vecteurs de transfert	Transfert eau – sols superficiels par arrosage. Transfert sols – plante : absorption racinaire, déposition atmosphérique. Emission de poussières telluriques depuis les sols superficiels. Volatilisation du mercure présent dans les sols profonds et dans la nappe et transport via les gaz du sol vers l'air ambiant. Equilibrage air ambiant – air intérieur.
Milieu d'exposition	Sols superficiels. Végétaux autoproduits. Air ambiant et air intérieur.
Voie d'exposition	Ingestion de végétaux autoproduits. Ingestion de sol. Inhalation de poussières. Inhalation de mercure volatil issu du sol et de la nappe présent dans l'air ambiant et intérieur.
Cibles	Résidants adultes et enfants du site.

Figure 21 : Schéma conceptuel du site – situation finale après recouvrement par de la terre végétale d'apport

Cibles : résidants du site sans jardin potager

Voies d'exposition : inhalation de substances volatiles



**LEGENDE :**

	Dalle béton ou enrobé		Eaux souterraines	Voies de transfert : 
	Sols		Eaux souterraines polluées	
	Sols pollués			

Milieu source	Sols profonds et nappe : présence d'ETM.
Vecteurs de transfert	Volatilisation du mercure présent dans les sols profonds et dans la nappe et transport via les gaz du sol vers l'air ambiant. Equilibrage air ambiant – air intérieur.
Milieu d'exposition	Air ambiant et air intérieur.
Voie d'exposition	Inhalation de mercure volatil issu du sol et de la nappe présent dans l'air ambiant et intérieur.
Cibles	Résidants adultes et enfants du site.

Figure 22 : Schéma conceptuel du site – situation finale après recouvrement par de l'enrobé ou du béton

## 2. Identification des dangers et choix des valeurs toxicologiques de référence

### 2.1. IDENTIFICATION DU POTENTIEL DANGEREUX

Les substances retenues pour l'évaluation des risques sont celles mentionnées dans le cadre du rapport de tâche 2. Le tableau suivant résume les principaux effets toxiques engendrés par ces substances.

Substances		Effets non cancérogènes et organes cibles	Effets cancérogènes			
N°CAS	Dénomination		Classification			Types de cancer
			US-EPA	CIRC	UE	
7440382	arsenic	Appareil respiratoire, appareil cardiovasculaire, système hématopoïétique (sang), système nerveux, peau, tractus gastro-intestinal, appareil reproducteur, effets foetotoxiques / développement	A	1	-	Cancers de la peau et des poumons (études chez l'homme et l'animal)
7440439	cadmium	Appareil respiratoire, reins, système hématopoïétique (sang), système nerveux, effets foetotoxique / développement, effets musculo-squelettiques	B1	1	2	Cancer du poumon, de l'appareil respiratoire et potentiellement de la prostate
1606583 1 (I)	chrome III (particulaire)	Appareil respiratoire, appareil cardiovasculaire, système hématopoïétique (sang), foie, reins, tractus gastro-intestinal, système immunitaire	D	3	-	
7440508	cuivre	Appareil respiratoire, système hématopoïétique (sang), système nerveux, foie, reins, tractus gastro-intestinal, appareil reproducteur, système immunitaire	D	-	-	
115093	mercure organique	Système nerveux, reins	C	2B	-	
7439976	mercure inorganique (incluant élémentaire)		D	3	-	

Substances		Effets non cancérogènes et organes cibles	Effets cancérogènes			Types de cancer
N°CAS	Dénomination		Classification			
			US-EPA	CIRC	UE	
7440020	nickel	Appareil respiratoire, système hématopoïétique (sang), reins, appareil reproducteur, système immunitaire	-	2B	C3	
7439921	plomb	Appareil cardio-vasculaire, système hématopoïétique (sang), système nerveux, os, reins, foie, tractus gastro-intestinal	B2	2A	-	Tumeurs des poumons, des reins, du cerveau et de l'estomac (études chez l'homme et l'animal)
7440666	zinc	Appareil respiratoire, système hématopoïétique (sang), tractus gastro-intestinal, système immunitaire, système endocrine (pancréas)	D	-	-	

B2 Substance probablement cancérogène chez l'homme (il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuves chez l'homme) ; D : Substance non classifiable quant à la cancérogénicité pour l'homme ; 2B : L'agent pourrait être cancérogène pour l'homme ; 2A : L'agent est probablement cancérogène pour l'homme ; C3 : Substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour laquelle les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante (preuves insuffisantes)

US EPA : United-States environmental protection agency (agence américaine de protection de l'environnement) ; CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer ; UE : Union Européenne (European Chemicals Bureau, classification & labelling)

Tableau 16 : Synthèse des données toxicologiques

## 2.2. CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR)

Lorsque plusieurs VTR étaient disponibles pour une même substance et pour une même voie d'exposition, les principes de sélection des VTR suivants ont été retenus :

- (1) Recensement des VTR disponibles parmi les valeurs produites par les organismes suivants (conformément à la circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006) : US-EPA, OMS, ATSDR, RIVM, Santé Canada, OEHHA ;
- (2) Analyse succincte de la pertinence des valeurs disponibles et exclusion des valeurs reconnues de manière évidente comme étant de qualité médiocre ;
- (3) Sélection des VTR les plus protectrices parmi l'ensemble des valeurs pertinentes disponibles.

En l'absence de VTR pour une voie inhalation, une dérivation voie à voie de la VTR orale a été réalisée. Le Tableau 17 présente de manière synthétique les VTR retenues. La revue toxicologique a été effectuée en décembre 2010.

N°CAS	Substance	Voie d'exposition : inhalation						Voie d'exposition : ingestion					
		Effets à seuil (mg/m <sup>3</sup> )	Référence	Justification	Effets sans seuil (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Référence	Justification	Effets à seuil (mg/kg/j)	Référence	Justification	Effets sans seuil (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Référence	Justification
7440382	arsenic	1,50E-05	OEHHA (2008)	Valeur la plus protectrice.	4,30E+00	US EPA (1998)	Valeur la plus protectrice.	3,00E-04	US EPA (1993), ATSDR (2007)	Valeur la plus protectrice, après exclusion de la VTR de l'OEHHA (2008) de 3,5e-6 mg/kg/j établie dans l'eau de boisson uniquement.	1,50E+00	US EPA (1998), OEHHA (2005)	Valeur la plus protectrice.
7440439	cadmium	5,00E-06	OMS (2001)	Valeur la plus protectrice.	4,20E+00	OEHHA (2002)	Valeur la plus protectrice, après exclusion de la VTR Santé Canada de qualité inférieure aux autres VTR disponibles (étude chez l'animal, valeur ancienne).	5,00E-04	US EPA (1994), RIVM (2001), OEHHA (2002)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-
16065831 (I)	chrome III (particulaire)	6,00E-02	RIVM (2001)	Seule VTR disponible	NC	-	-	1,50E+00	US EPA (1998)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-
7440508	cuiivre	1,00E-03	RIVM (2001)	Seule VTR disponible	NC	-	-	1,40E-01	RIVM (2001)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-
115093	mercure organique	-	-	-	-	-	-	1,00E-04	US EPA (2001), RIVM (2001)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-
7439976	mercure inorganique (incluant élémentaire)	3,00E-05	OEHHA (2008)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-	3,00E-04	US EPA (1995)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-
7440020	nickel	5,00E-05	RIVM (2001), OEHHA (2002)	Valeur la plus protectrice.	3,80E-01	OMS(2000)	Valeur la plus protectrice.	2,00E-02	US EPA (1996)	VTR la plus protectrice, après exclusion de la VTR de l'OMS (application d'un facteur d'ajustement supplémentaire tenant compte de la cancérogénicité de la substance ; ces effets n'étant pas avérés par voie orale et ne sont pas l'objet de cette VTR).	NC	-	-
7439921	plomb	5,00E-04	OMS (2000)	Seule VTR disponible	1,20E-02	OEHHA (2002)	Seule VTR disponible.	3,50E-03	OMS (2004)	Valeur la plus protectrice.	8,50E-03	OEHHA (2002)	Seule VTR disponible.
7440666	zinc	Adulte : 8,51E-01 Enfant : 4,56E-01	Dérivation. Effets sanitaires communs sur : TGI, Système sanguin, etc.	-	NC	-	-	3,00E-01	ATSDR (2005), US EPA (2005)	Valeur la plus protectrice.	NC	-	-

Tableau 17 : Valeurs Toxicologiques de Référence retenues

Abréviations :

RIVM : RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut néerlandais de la santé publique et de l'environnement) ; US EPA (IRIS) : United-States environmental protection agency (agence américaine de protection de l'environnement) - integrated risk information system ; OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (bureau de l'état de Californie pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement) ; ATSDR : Agency for toxic substances and disease registry (Agence pour le registre des substances toxiques et maladies aux Etats-Unis) ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé ; NC : Non Concerné.

## 3. Evaluation des expositions

### 3.1. CONCENTRATIONS RETENUES DANS LES MILIEUX SOURCES

#### 3.1.1. Teneurs dans les sols superficiels et profonds

- **Situation initiale :**

Les risques résultants de l'exposition des cibles aux sols superficiels (par contact direct et ingestion de végétaux cultivés) et profonds (par inhalation de vapeurs) sont évalués sur la base des teneurs moyennes dans les sols fournies dans le cadre de la tâche 2 (cf. Tableau 18).

N°CAS	Substance	Teneur dans les sols (mg/kg)
7440382	arsenic	75
7440439	cadmium	4,5
16065831	chrome III	450
7440508	cuiivre	240
115093 7439976	mercure	0,36
7440020	nickel	420
7439921	plomb	250
7440666	zinc	900

Tableau 18 : Teneurs dans les sols superficiels et profonds – situation initiale

Les hypothèses retenues relatives aux spéciations du mercure et du chrome sont présentées en section 0.

- **Situation finale – scénario « recouvrement par de la terre végétale d'apport » :**

Les teneurs dans les sols profonds, donnant lieu à une exposition par inhalation de substances volatiles, sont inchangées (3<sup>ème</sup> colonne du Tableau 20).

Les teneurs dans les sols superficiels sont égales aux teneurs caractéristiques des terres végétales d'apport auxquelles s'ajoutent les ETM apportés au sol par l'arrosage régulier des sols par de l'eau souterraine contaminée.

Les teneurs dans le sol résultant de l'arrosage sont quantifiés en considérant 30 ans d'arrosage du jardin potager. Dans le cadre d'une approche conservatoire :

- les teneurs maximales atteintes au bout de 30 ans (T2) d'arrosage sont retenues pour estimer les risques d'effets à seuil (4<sup>ème</sup> colonne du Tableau 20) sur la base de l'équation suivante :

$$C_{sol}(T_2) \left[ \frac{mg}{kg_{sol}MS} \right] = C_{sol}(0) + \frac{C_{eau} \times Q_{eau}}{Pr \times Ro \times \lambda} \times (1 - e^{-\lambda \times T_2})$$

(d'après InVS, septembre 2004, Stockage des déchets et santé publique)

Où :

- $C_{sol}(0)$  : teneur dans la terre végétale d'apport (mg/kg), retenue pour chaque ETM comme égale à la borne inférieure des sols ordinaires définis par l'INRA ;
- $C_{eau}$  : concentration dans l'eau d'arrosage, considérée comme constante (cf. section 3.1.2) ;
- $Q_{eau}$  : volume d'eau apporté par an pour l'arrosage de 1 m<sup>2</sup> de sol, estimé à 10 L/m<sup>2</sup> tous les 10 j pendant 4 mois par an (avis d'expert) ;
- $Pr$  : profondeur racinaire, considérée comme égale à 0,3 m par défaut ;
- $Ro$  : masse de sol sec par m<sup>3</sup> de sol en place, égale à 1660 kg/m<sup>3</sup> pour des sols sableux ;
- $\lambda$  : constantes de décroissance par migration dans le sol (s<sup>-1</sup>), issue pour chaque ETM du document « IPSN (janvier 2002) Adaptation du programme de calcul du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin-volet radiologique au volet chimique, Note technique SEGR/SAER/01-64 indice 1 » (cf. Tableau 19).

substances	Lambda
	s <sup>-1</sup>
arsenic, cuivre, mercure	2,20E-10
cadmium	5,00E-10
chrome III	6,60E-10
nickel	6,60E-11
plomb	1,20E-12
zinc	1,50E-11

Tableau 19 : Constantes de décroissance dans les sols

- les teneurs moyennées sur la durée d'exposition des cibles sont retenues pour estimer les risques d'effets sans seuil (5 et 6<sup>ème</sup> colonnes du Tableau 20), sur la base de l'équation ci-dessous.

$$C_{sol,moyen} \left[ \frac{mg}{kg_{sol}MS} \right] = C_{sol}(0) + \frac{C_{eau} \times Q_{eau}}{Pr \times Ro \times \lambda} \times \left( 1 + \frac{e^{-\lambda \times T_2} - e^{-\lambda \times T_1}}{\lambda \times (T_2 - T_1)} \right)$$

(d'après InVS, septembre 2004, Stockage des déchets et santé publique)

Ces moyennes sont effectuées, pour les cibles adultes, entre 0 (début de l'arrosage de la terre végétale récemment apportée, T1 adulte) et 30 ans (durée d'exposition de la cible, T2), et pour les cibles enfants, entre 24 (T1 enfants) et 30 ans, donc sur les 6 dernières années d'arrosage.

N°CAS	Substance	Teneur dans les sols profonds (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)
			Valeur maximum	Valeur moyennée - adultes	Valeur moyennée - enfants
7440382	arsenic	75	1,20E+00	1,10E+00	1,18E+00
7440439	cadmium	4,5	3,96E-01	2,36E-01	3,68E-01
16065831	chrome III	450	1,22E+01	1,12E+01	1,20E+01

N°CAS	Substance	Teneur dans les sols profonds (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)	Teneur dans les sols superficiels (mg/kg)
			Valeur maximum	Valeur moyennée - adultes	Valeur moyennée - enfants
7440508	cuivre	240	2,16E+01	1,21E+01	1,98E+01
115093 7439976	mercure	0,36	1,11E-01	6,73E-02	1,03E-01
7440020	nickel	420	2,98E+00	2,50E+00	2,89E+00
7439921	plomb	250	9,22E+00	9,11E+00	9,20E+00
7440666	zinc	900	1,15E+01	1,08E+01	1,14E+01

Tableau 20 : Teneurs dans les sols superficiels et profonds – situation finale après recouvrement par de la terre végétale d'apport

- **Situation finale – scénarios « recouvrement par de l'enrobé ou de béton » :**

Après recouvrement par de l'enrobé ou du béton, les cibles ne sont plus exposées aux sols profonds, dont les teneurs en ETM sont égales à celles de la situation initiale (cf. Tableau 18), que par inhalation de substances volatiles.

### 3.1.2. Concentration dans les eaux souterraines

- **Situation initiale :**

Les concentrations retenues pour évaluer les risques résultants de l'exposition des cibles aux eaux souterraines sont les concentrations moyennes fournies dans le cadre de la tâche 2 (cf. Tableau 21).

N°CAS	Substance	Concentration dans les eaux souterraines (mg/L)
7440382	arsenic	3,00E-02
7440439	cadmium	6,00E-02
16065831	chrome III	4,00E-01
7440508	cuivre	3,00E+00
115093 7439976	mercure	1,4E-02
7440020	nickel	1,40E-01
7439921	plomb	3,00E-02
7440666	zinc	2,10E-01

Tableau 21 : Concentrations dans les eaux souterraines – situation initiale et finale après recouvrement par de la terre végétale

- **Situation finale – scénario « recouvrement par de la terre végétale d’apport » :**

Il est supposé que les concentrations dans la nappe ne sont pas modifiées par la diminution de l’épaisseur de la source sol traversée par le flux d’eau d’infiltration (l’équilibre entre l’eau d’infiltration et le sol est supposé s’établir lors de la traversée de l’épaisseur de sol pollué, que celle-ci soit de 2 m ou de 1,7 m). Le jeu de concentrations retenues reste donc celui présenté dans le Tableau 21.

- **Situation finale – scénarios « recouvrement par de l’enrobé ou de béton » :**

Puisque le flux d’eau d’infiltration est modifié par le recouvrement de surface, les concentrations dans les eaux souterraines après recouvrement de surface seront différentes de la situation initiale.

Le Tableau 22 synthétise des données bibliographiques relatives aux coefficients de ruissellement des surfaces recouverte d’enrobé et de béton et présente les pourcentages d’infiltration retenus dans l’étude.

<b>Enrobé</b>	Enrobé	0,7 à 0,95	Brière, 2006, cité dans APPEL <a href="http://apel.ccapcable.com/apel/pdf/guide_lutte-erosion-sol.pdf">http://apel.ccapcable.com/apel/pdf/guide_lutte-erosion-sol.pdf</a>
	Route avec revêtement	0,9	<a href="http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/chapitre2.html">http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/chapitre2.html</a>
	Enrobé en bon état	0,95	Van Gamse, 1978 Raimbault et al., 2002
	Enrobé légèrement dégradé	0,5	Van Gamse, 1978 Raimbault et al., 2002
	Enrobé très dégradé	0	Van Gamse, 1978 Raimbault et al., 2002
<b>Valeur retenue : Pourcentage des précipitations qui s'infiltrent (<math>PI_{\text{enrobé}} = 0,2</math>)</b>			
<b>Béton</b>	Béton	0,6 à 0,8	IRC, 1996, cité dans <a href="http://www.oieau.fr/ReFEA/fiches/PotFaisabiliteEnvironmt.htm">http://www.oieau.fr/ReFEA/fiches/PotFaisabiliteEnvironmt.htm</a>
	<b>Valeur retenue : Pourcentage des précipitations qui s'infiltrent (<math>PI_{\text{béton}} = 0,3</math>)</b>		
<b>Prés et champs cultivés</b>	Prés et champs cultivés	0,2	<a href="http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/chapitre2.html">http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/chapitre2.html</a>
	<b>Valeur retenue : Pourcentage des précipitations qui s'infiltrent (<math>PI_{\text{prés, champs}} = 0,8</math>)</b>		

Tableau 22 : Coefficients de ruissellement pour les différents revêtements issus de la bibliographie

Considérant que :

- il s'établit un équilibre entre l'eau du sol et le sol dans la zone non saturée quelle que soit l'épaisseur de matériau contaminé traversée (2 m pour la situation initiale, 1,3 m pour la situation finale après recouvrement par de l'enrobé et 1,35 m pour la situation finale après recouvrement par du béton) ;
- le bruit de fond hydrogéologique est négligeable : le débit massique de polluants apporté par le bruit de fond est négligeable devant le débit massique de polluants apporté par l'infiltration quelle que soit l'épaisseur de matériau contaminé traversée ;

- le débit volumique d'eau dans la nappe est très supérieur au débit volumique d'eau d'infiltration sur le site ;

les concentrations dans la nappe après recouvrement sont approchées par la relation suivante :

$$C_{final} = C_{initial} \times \frac{PI_{revêtement}}{PI_{prés, champs}}$$

Où :

- $C_{final}$  : concentration dans les eaux souterraines, après recouvrement de la zone polluée par de l'enrobé ou du béton (mg/L) ;
- $C_{initial}$  : concentration initiale dans les eaux souterraines, après recouvrement de la zone polluée par de l'enrobé ou du béton (mg/L) ;
- $PI_i$  : pourcentage des précipitations qui s'infiltrent au travers de la surface  $i$  (les valeurs retenues sont en gras dans le Tableau 22).

Le Tableau 23 présente les concentrations résultantes dans les eaux souterraines, après recouvrement par de l'enrobé ou du béton.

N°CAS	Substance	Concentration dans les eaux souterraines (mg/L)	
		après recouvrement par de l'enrobé	après recouvrement par du béton
7440382	arsenic	7,50E-03	1,13E-02
7440439	cadmium	1,50E-02	2,25E-02
16065831	chrome III	1,00E-01	1,50E-01
7440508	cuiivre	7,50E-01	1,13E+00
115093 7439976	mercure	3,50E-03	5,25E-03
7440020	nickel	3,50E-02	5,25E-02
7439921	plomb	7,50E-03	1,13E-02
7440666	zinc	5,25E-02	7,88E-02

Tableau 23 : Concentrations dans les eaux souterraines – situation finale après recouvrement par de l'enrobé ou du béton

### 3.1.3. Hypothèses relatives à la spéciation de certains ETM

- **Chrome**

Le chrome est considéré présent à 100 % sous l'état d'oxydation + III.

- **Mercure**

La concentration en mercure total dans les milieux est considérée se répartir de la manière suivante (Gochfeld, 2003) :

- 99 % mercure inorganique (inorganique + élémentaire) ;
- 1% de mercure organique.

## 3.2. MODELISATION DES TRANSFERTS DE SUBSTANCES VERS LES MILIEUX D'EXPOSITION

### 3.2.1. Transfert sol-plante

La concentration dans les végétaux résulte :

- Pour les végétaux dont la partie consommable est aérienne : du transfert racinaire des polluants présents dans les sols et des phénomènes de déposition de poussières telluriques ;
- Pour les végétaux dont la partie consommable est souterraine : du transfert racinaire des polluants présents dans les sols.

Dans le jardin potager étudié, il est supposé que les légumes racines sont représentés par la carotte, les légumes feuilles par la laitue, les légumes fruits par la tomate, les fruits par la fraise, et les tubercules par la pomme-de-terre.

Lorsque les concentrations des substances dans les différents compartiments ne sont pas connues, des facteurs de bioconcentration (BCF) sont utilisés afin d'estimer les concentrations dans un milieu à partir de données dans un milieu différent. Dans le cadre de la présente étude, l'utilisation de BCF permet d'évaluer les concentrations en ETM dans les végétaux à partir de leur concentration dans les sols.

- **Estimation du transfert vers les végétaux par le biais de BCF**

Les valeurs de BCF retenues sont prioritairement issues d'une recherche, dans la base de données BAPPET (qui recense la littérature disponible sur les transferts sol-plante), de valeurs expérimentales spécifiques aux fruits et légumes représentés dans le jardin dont les conditions d'obtention sont proches des conditions rencontrées dans le cadre de la présente étude.

Les critères de sélection sont les suivants :

- la valeur est spécifique à la partie comestible du végétal ;
- le végétal a été lavé avant analyse ;
- les concentrations en polluants dans le sol ayant servi à déterminer la valeur du BCF sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées sur le site.

Dans le cas où plusieurs valeurs répondant à ces critères sont disponibles, la plus pénalisante sélectionnée. Dans le cas où aucune valeur de BCF n'est disponible (ou un nombre insuffisant de valeurs), la recherche de BCF a été élargie à l'ensemble des végétaux de la même catégorie (légumes feuilles, légumes fruits et fruits, légumes racines, les tubercules).

Si aucune valeur de la bibliographie ne peut être exploitée, les valeurs des BCF sont estimées à partir du Koc ou du Kow selon les relations empiriques proposées dans le modèle HESP<sup>8</sup> (cf. Tableau 24).

<p>Pour les substances inorganiques :</p> $BCF_{MF} \left[ \frac{kg_{sol}MS}{kg_{vég\acute{e}al}MF} \right] = \frac{C_{vég\acute{e}al}}{C_{sol}} \left[ \frac{\frac{mg}{kg_{vég\acute{e}al}MF}}{\frac{mg}{kg_{sol}MS}} \right] = 2,67 - 1,12 \times \ln(K_d)$ <p style="text-align: right;">Baes, 1982</p>
<p>Pour les substances organiques - organes racinaires du végétal :</p> $BCF_{MF} \left[ \frac{kg_{sol}MS}{kg_{vég\acute{e}al}MF} \right] = \frac{C_{rac\acute{i}ne}}{C_{sol}} \left[ \frac{\frac{mg}{kg_{vég\acute{e}al}MF}}{\frac{mg}{kg_{sol}MS}} \right] = \frac{Densit\acute{e} \times P_w}{Teneur\ en\ eau\ du\ sol} \times (10^{0,77 \log(K_{ow}) - 1,52} + 0,82)$ <p style="text-align: right;">HESP (SHELL, 1995)</p>
<p>Pour les substances organiques - organes a\er\iens du végétal :</p> $BCF_{MF} \left[ \frac{kg_{sol}MS}{kg_{vég\acute{e}al}MF} \right] = \frac{C_{par\acute{t}ie\ a\er\ienne}}{C_{sol}} \left[ \frac{\frac{mg}{kg_{vég\acute{e}al}MF}}{\frac{mg}{kg_{sol}MS}} \right] = \frac{Densit\acute{e} \times P_w}{Teneur\ en\ eau\ du\ sol} \times \left[ (10^{0,95 \log(K_{ow}) - 2,05} + 0,82) \times 0,784 \times 10^{-0,434 \times \frac{(\log K_{ow} - 1,78)^2}{2,44}} \right]$ <p style="text-align: right;">HESP (SHELL, 1995)</p>

Tableau 24 : Relation empirique caract\er\isant les transferts racinaires sol-plante

Les propri\et\es physico-chimiques des substances et les caract\er\istiques des sols retenues sont pr\esent\ees respectivement dans le Tableau 25 et le Tableau 29.

<sup>8</sup> Shell Global Solution (janvier 1995). *The concepts of HESP-Reference Manual*. Human Exposure to Soil Pollutants. Version 2.10b

Substance	Kd (-)		Kow (-)		Solubilité (mg/L)		Pression de vapeur (Pa)		Masse molaire (g/mol)	
	Valeur	Source	Valeur	Source	Valeur	Source	Valeur	Source	Valeur	Source
Mercure organique	6700	INERIS	50,12	INERIS	6000	INERIS	1,8	INERIS	251,1	INERIS
Mercure inorganique	1000	RAIS	-	-	0,0567	INERIS	0,17	INERIS	200,59	INERIS

Tableau 25 : Paramètres physico-chimiques retenus pour modéliser les transferts vers les végétaux

Le Tableau 26 synthétise les valeurs de BCF retenues pour estimer les transferts racinaires.

Substances	Carotte		Laitue		Pomme de terre		Tomate		Fraisier	
	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source
Arsenic	1,3E-03	Bunzl K. et al., 2001	4,9E-03	Bunzl K. et al., 2001	2,8E-04	Vangonsveld J. et al., 1994	3,3E-04	Cobb G.P. et al., 2000	3,3E-04	En l'absence de valeurs expérimentales disponibles pour les fruits, application du BCF obtenu pour les "légumes fruits".
Cadmium	2,7E-01	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	4,8E-01	Brown S.L. et al., 1998	1,8E-02	Des Ligneris L. et al., 1997	8,3E-02	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	2,0E-01	Cieslinski G. et al., 1996
Chrome	4,6E-03	Liu W.X. et al., 2006	1,4E-01	Dolgen D. et al., 2004	1,2E-03	Tsukada H. et Hasegawa H., non daté	2,1E-03	Liu W.X. et al., 2006	2,1E-03	En l'absence de valeurs expérimentales disponibles pour les fruits, application du BCF obtenu pour les "légumes fruits"
Cuivre	3,1E-02	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	1,6E-02	Haiyan W. et Stuanes A.O., 2003	6,2E-02	Baerung R. et Martinsen J.H., 1977	2,9E-02	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	2,9E-02	
Mercure organique	2,1E-04	Valeur calculée. HESP	1,4E-04	Valeur calculée. HESP	2,1E-04	Valeur calculée. HESP	1,4E-04	Valeur calculée. HESP	1,4E-04	Valeur calculée. HESP

Substances	Carotte		Laitue		Pomme de terre		Tomate		Fraisier	
	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source	BCF	Source
Mercure inorganique	6,3E-03	Valeur calculée. Baes, 1982	3,9E-01	Miller J.R. et al., 2004	6,3E-03	Valeur calculée. Baes, 1982	9,6E-02	Miller J.R. et al., 2004	9,6E-02	En l'absence de valeurs expérimentales disponibles pour les fruits, application du BCF obtenu pour les "légumes fruits".
Nickel	1,5E-01	Mohamed A.E. et al., 2003	5,0E-02	Jordao C.P. et al., 2006	1,5E-01	Mohamed A.E. et al., 2003	6,1E-02	Mohamed A.E. et al., 2003	6,1E-02	
Plomb	4,9E-02	Vangonsveld J. et al., 1994	6,9E-03	Kachenko A.G. et Singh B., 2006	6,2E-03	Vangonsveld J. et al., 1994	1,8E-02	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	1,8E-02	
Zinc	1,2E-01	Chu L.M. et Wong M.H., 1987	1,1E-01	Intawongse M. et Dean J.R., 2006	1,6E-02	Dudka S. et al., 1996	3,7E-01	Des Ligneris L. et al., 1997	2,4E-01	Alegria A et al., 1991

Tableau 26 : Facteurs de bioconcentration (BCF) retenus en (mg/kg végétal MF) / (mg/kg sol MS)

Les teneurs en matières sèches des différents végétaux, utilisées pour exprimer systématiquement les BCF en poids de matières fraîches, sont les suivantes (issues de l'US-EPA, 1997) :

- Légumes racines, carotte : 12,2 % ;
- Légumes fruit, tomate : 6,1 % ;
- Légumes feuilles, laitue : 5,1 % ;
- Fruits, fraise : 8,4 %.

#### • Estimation du transfert vers les végétaux par le biais de la déposition atmosphérique

Les BCF sélectionnés ou calculés selon la méthode présentée ci-dessus ne prennent pas systématiquement en compte la contribution des dépôts atmosphériques aux teneurs dans les parties aériennes des végétaux. De ce fait, la teneur en substances chimiques dans la plante liée à la déposition de poussières telluriques a été estimée par l'équation suivante (issue du modèle HESP) et a été ajoutée à la concentration dans les végétaux calculée par le biais du transfert racinaire (BCF) :

$$BCF_{déposition\ MS} \left[ \frac{kg_{sol}\ MS}{kg_{végétal}\ MS} \right] = \frac{C_{dep}}{C_{sol}} \left[ \frac{\frac{mg}{kg_{végétal}\ MS}}{\frac{mg}{kg_{sol}\ MS}} \right] = \frac{f_{in}}{Y_v \times f_{Ei}} \times \left( 1 - \frac{(1 - e^{-f_{Ei} \times t_e})}{f_{Ei} \times t_e} \right) \times DR_o$$

			fruit	légume feuille	légume fruit	source
teneur en matière sèche	fdws	kg MS/kg MF	8,4%	5,1%	6,1%	US EPA (1997)
vitesse de déposition des particules	DR <sub>o</sub>	mg/(m <sup>2</sup> .j)	60	60	60	SHELL (1995)
fraction interceptée par les cultures	f <sub>in</sub>	sans unité	0,4	0,4	0,4	SHELL (1995)
rendement de production	Yv	kg/m <sup>2</sup>	0,11	0,44	0,11	SHELL (1995)
constante climatique	fEi	j <sup>-1</sup>	0,033	0,033	0,033	SHELL (1995)
durée des cultures	te	j	180	60	180	SHELL (1995)

Tableau 27 : Paramètres de modélisation de la déposition atmosphérique

Le Tableau 28 synthétise les valeurs de BCF calculées pour estimer la déposition atmosphérique.

		fruit	légumes feuille	légumes fruit
BCF <sub>déposition MS</sub>	kg <sub>sol MS</sub> / kg <sub>végétal MS</sub>	5,31E-03	9,33E-04	5,31E-03
BCF <sub>déposition MF</sub>	kg <sub>sol MS</sub> / kg <sub>végétal MF</sub>	4,46E-04	4,76E-05	3,24E-04

Tableau 28 : Facteurs de bioconcentration dans les organes aériens attribuable à la déposition atmosphérique

### 3.2.2. Volatilisation et transferts de vapeurs vers l'air ambiant

A partir des concentrations mesurées sur site, les transferts des substances volatiles vers l'air extérieur ont été modélisés suivant la méthodologie définie dans la méthode ASTM « Standard guide for Risk Based Corrective Action » version E2081\_00 (reapproved 2004). Des facteurs de transfert sol-air extérieur et eau-air extérieur, ou NAF (Natural Attenuation Factor), sont calculés. Ils sont dépendants des caractéristiques du site et des propriétés physico-chimiques des substances étudiées. Pour chaque substance, la concentration dans le sol ou dans l'eau est divisée par le NAF approprié pour obtenir une concentration dans l'air extérieur.

Les équations de modélisation de la méthode ATSM (2004) utilisées sont les suivantes :

- En ce qui concerne la situation initiale : volatilisation des substances présentes dans les sols de surface vers l'air extérieur : équation CM1 ;

- En ce qui concerne la situation finale pour les trois scénarios : volatilisation des substances présentes dans les sols profonds vers l'air extérieur : équation CM3 ;
- En ce qui concerne la situation initiale et situation finale pour les trois scénarios : volatilisation des substances présentes dans les eaux souterraines vers l'air extérieur : équation CM5.

Le Tableau 29 présente les valeurs retenues pour les différents paramètres propres à la configuration du site, à la nature des terrains, aux cibles et aux propriétés physico-chimiques des substances.

Paramètre	Valeur	Source/ Justification
<b>Paramètres spécifiques au site</b>		
Profondeur de la nappe	300 cm	Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
Epaisseur de la source	200 cm	Situation initiale. Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
Profondeur de la source	30 cm	Scénario « recouvrement par de la terre végétale » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
	70 cm	Scénario « recouvrement par de l'enrobé » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
	65 cm	Scénario « recouvrement par du béton » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
Epaisseur de la source	170 cm	Scénario « recouvrement par de la terre végétale » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
	130 cm	Scénario « recouvrement par de l'enrobé » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
	135 cm	Scénario « recouvrement par du béton » : Spécifique au site. Défini dans la tâche 2.
Hauteur de mélange	2 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
Vitesse du vent dans la zone de mélange	2,25 m/s	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
<b>Paramètres spécifiques au sol</b>		
Type de sol	Sand	Choix arbitraire

Paramètre	Valeur	Source/ Justification
Porosité totale	0,375	Les valeurs retenues sont les valeurs caractéristiques des sables fournies par l'US-EPA, 2004.
Teneur en eau dans la zone non saturée	0,054	
Densité volumique du sol	1,66 g-sol/cm <sup>3</sup> -sol	
Épaisseur de la zone capillaire	17 cm	
Teneur en eau dans la zone capillaire	0,253	
Fraction de carbone organique	0,002 g-C/g-sol	Valeur par défaut (US-EPA, 2004)
Épaisseur de la zone insaturée	283 cm	Egal à la profondeur de la nappe déduite de l'épaisseur de la frange capillaire
Longueur de la source parallèle au vent Longueur du panache de la source	45 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
<b>Paramètres spécifiques aux cibles</b>		
Temps moyen de relargage des vapeurs	30 ans pour les adultes	Egal à la durée d'exposition des cibles (résidents)
	6 ans pour les enfants	
<b>Paramètres spécifiques aux substances (mercure élémentaire)</b>		
Diffusivité dans l'air $D_{air}$	3,07E-02 cm <sup>2</sup> /s	INERIS
Diffusivité dans l'eau $D_{eau}$	6,30E-06 cm <sup>2</sup> /s	INERIS
Constante de Henry H	2,99E-01	INERIS
Coefficient de partition $K_d$	1,00E+03	RAIS

Tableau 29 : Paramètres de modélisation des transferts de vapeur

### 3.2.3. Emission de poussières

Les concentrations en ETM particulières dans l'air ont été estimées au moyen d'un facteur d'émission particulaire (PEF) (cf. Tableau 30).

Paramètre	Valeur	Source/ Justification
Facteur d'émission de particules (PEF)	Riverains adultes et enfants : 1,32 10 <sup>+9</sup> m <sup>3</sup> /kg	

Tableau 30 : Facteur d'émission particulaire

La teneur d'une substance dans le sol, divisée par le PEF, permet d'estimer la concentration de la substance issue du sol dans l'air à l'état particulaire.

## 3.3. EVALUATION DES EXPOSITIONS

### 3.3.1. Estimation des expositions par inhalation

L'équation mathématique permettant le calcul de la concentration d'exposition (CE<sub>i</sub>) d'un individu à une substance i est égale à:

$$CE_i = \frac{C_{air\ i} * ET * EF * ED}{AT}$$

Avec :

CE <sub>i</sub>	=	Concentration d'exposition à la substance i (mg/m <sup>3</sup> )
C <sub>air i</sub>	=	Concentration de la substance i dans l'air (mg/m <sup>3</sup> ) modélisée Pour l'inhalation de substances volatiles : C <sub>air i</sub> = C <sub>sol i</sub> (ou C <sub>eau i</sub> ) / NAF Pour l'inhalation de poussières : C <sub>air i</sub> = C <sub>sol i</sub> / PEF
ET	=	Temps d'exposition quotidien (-)
EF	=	Fréquence d'exposition (jours/an)
ED	=	Durée d'exposition (années)
AT	=	Temps moyenné (période sur laquelle l'exposition est moyennée (jours))

### 3.3.2. Estimation des expositions par ingestion de sol

La dose Journalière d'exposition (DJE<sub>i</sub>) pour l'ingestion d'une substance i contenue dans les sols en surface est égal à :

$$DJE_i = \frac{C_{sol\ i} \times TI \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Avec :

DJE <sub>i</sub>	=	Dose journalière d'exposition à la substance i (mg/kg/j)
C <sub>sol i</sub>	=	Teneur de la substance i dans le sol (mg/kg)
FM <sub>i</sub>	=	Facteur matriciel de la substance i (-)

TI	=	Taux d'ingestion de sol (kg/jour)
EF	=	Fréquence d'exposition (jours/an)
ED	=	Durée d'exposition (années)
BW	=	Poids corporel (kg)
AT	=	Temps moyenné (période sur laquelle l'exposition est moyennée (jours)

### 3.3.3. Estimation des expositions par ingestion de végétaux

La dose journalière d'exposition ( $DJE_i$ ) pour l'ingestion d'une substance  $i$  contenue dans les végétaux est égale à :

$$DJE_i = \sum_{veg} \frac{C_{veg\ i} * TI_{veg} * EF * ED}{AT * BW}$$

Avec :

$DJE_i$	=	Dose journalière d'exposition à la substance $i$ (mg/kg/j)
$C_{veg\ i}$	=	Teneur de la substance $i$ dans chaque végétal (mg/kg-MF)
$TI_{veg}$	=	Taux d'ingestion de chaque végétal (kg-MF/jour)
EF	=	Fréquence d'exposition (jours/an)
ED	=	Durée d'exposition (années)
BW	=	Poids corporel (kg)
AT	=	Temps moyenné (période sur laquelle l'exposition est moyennée- jours)

### 3.3.4. Paramètres d'exposition des cibles

- **Budget espace-temps et caractéristiques physiologiques**

Les paramètres généraux caractérisant l'exposition des cibles « résidants » sont renseignés dans le tableau suivant.

Paramètres	Valeurs retenues	Source/Justifications
<b>Durée d'exposition</b>	<b>Adultes</b> : 30 ans <b>Enfants</b> : 6 ans	Bonnard et al. (2001)
<b>Fréquence d'exposition</b>	365 jours/an	Bonnard et al (2001)
<b>Temps d'exposition</b>	<b>Adultes</b> : Temps passé dans le jardin (3h) et dans la maison (20h) : 23 h / jour <b>Enfants</b> : Temps passé dans le jardin (3h) et dans la maison (19h) : 22 h / jour	ADEME et IRSN (2003)

<b>Poids corporel</b>	<b>Adultes</b> : 62,5 kg	ADEME et IRSN (2003)
	<b>Enfants</b> : 13 kg	INERIS (2008)

Tableau 31 : Budget espace-temps et caractéristiques physiologiques des cibles

Les budgets espace-temps des cibles ont été établis sur la base des données nationales extraites de CIBLEX (ADEME et IRSN, 2003).

Dans le cadre d'une approche conservatoire, les hypothèses suivantes ont été retenues :

- La qualité de l'air extérieur s'impose dans l'air intérieur de la maison voisine ;
- Sélection des données relatives aux classes d'âge et aux catégories socio-professionnelles, qui maximisent les durées d'exposition ;
- Estimation du temps passé dans le jardin par le temps dédié aux activités suivantes renseigné dans CIBLEX et Roy et al. (1993) :
  - Pour les adultes : promenade dans le jardin et au jardinage ;
  - Pour les enfants : jeux, temps libre au niveau de l'habitation ;
- Estimation du temps passé dans l'habitation par le temps dédié aux activités suivantes renseigné dans CIBLEX : loisirs, tâches ménagères, repas, salle de bain, sommeil.

- **Consommation de produits végétaux autoproduits**

La caractérisation la voie d'exposition « ingestion de produits végétaux » nécessite la connaissance de deux paramètres : la consommation journalière des produits végétaux pris en compte et la fraction autoproduite de ces produits consommés.

La base de donnée CIBLEX (ADEME et IRSN, 2003) propose des valeurs de consommation au niveau national pour les cibles adultes et enfants pour des catégories d'aliments : légumes feuilles, légumes racines, légumes fruits, pommes de terre. Les pourcentages d'aliments produits en autarcie, par le biais du jardinage, sont fournis par cette base de données au niveau national.

Les quantités journalières consommées par les cibles et les fractions autoproduites de chaque catégorie d'aliment, toutes deux extraites de CIBLEX, sont présentées dans le Tableau 32.

Catégorie d'aliments	Consommation journalière de végétaux (kg-MF/j)		Fraction autoproduite ou pourcentage d'autarcie (%)
	Adulte (17-60 ans)	Enfant (2-7 ans)	
légumes racines	0,029	0,018	24,3 %
pommes de terre	0,065	0,049	23,67 %
légumes feuilles	0,044	0,020	26,4 %
légumes fruits	0,181	0,115	13,1 %

Tableau 32 : Quantités journalières de végétaux consommés par les cibles

En complément à ces données CIBLEX, la consommation de fruits autoproduits représente 1,5 g-MF/j pour l'adulte et 8 g-MF/j pour l'enfant (Bonnard *et al.*, 2001).

- **Taux d'ingestion de sol**

Les quantités de sol ingérées par les résidents sont présentées dans le Tableau 33.

Paramètre	Valeur retenues	Source/Justifications
Quantité de terre ingérée quotidiennement	résidents adultes : 50 mg/j	US-EPA (1997) ; Calabrese (2003) 75 <sup>ème</sup> percentile
	résidents enfants : 91 mg/j	Dor et al. (2009) 95 <sup>ème</sup> percentile

Tableau 33 : Quantités de terre ingérée par les cibles

Compte tenu des modalités de détermination de ces valeurs, il s'agit de valeurs moyennées sur une journée ne nécessitant pas l'application d'un ratio de fréquence journalière d'exposition.

## 4. Caractérisation du risque et analyse des incertitudes

### 4.1. QUANTIFICATION DES NIVEAUX DE RISQUES SANITAIRES

Les niveaux de risques ont été quantifiés dans un premier temps pour chaque substance et chaque voie d'exposition, puis ont été additionnés, compte tenu de l'existence d'effets sanitaires communs pour les principaux traceurs de risque.

- **Situation initiale :**

Les niveaux de risques sanitaires correspondant à la situation initiale, avant mise en œuvre des mesures de gestion, calculés sur la base des concentrations moyennes dans les sols et dans les eaux souterraines, sont présentés dans le **Erreur ! Source u renvoi introuvable.**

SITE 2 - SITUATION INITIALE		Niveaux de risques associés aux concentrations initiales	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Résidents adultes	Ingestion de sol	3,9E-05	2,9E-01
	Inhalation de poussières	1,6E-07	1,1E-02
	Ingestion de végétaux cultivés	9,3E-05	6,7E+00
	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	6,5E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	9,3E-02
	<b>Total</b>	<b>1,3E-04</b>	<b>7,1E+00</b>
Résidents enfants	Ingestion de sol	6,9E-05	2,5E+00
	Inhalation de poussières	3,0E-08	1,0E-02
	Ingestion de végétaux cultivés	4,8E-05	1,9E+01
	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	1,4E-01
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	8,9E-02

	<b>Total</b>	1,2E-04	2,2E+01
<b>Résidents enfants grandissants*</b>	<b>Total</b>	2,2E-04	2,2E+01

\* : 6 ans enfants et 24 ans adultes

Tableau 34 : Niveaux de risques sanitaires – situation initiale

Les résultats des calculs indiquent des niveaux de risques d'effets sans seuil et à seuil supérieurs aux valeurs de référence<sup>9</sup> pour les résidents du site. Le site est donc initialement incompatible avec son usage.

La voie d'exposition prédominante est la voie ingestion de végétaux autoproduits. Les substances qui contribuent majoritairement aux niveaux de risques obtenus sont :

- en ce qui concerne les effets sans seuil : l'arsenic ;
- en ce qui concerne les effets à seuil : le nickel, le cadmium et le plomb ;

présents dans les sols superficiels.

• **Situations finales, après mise en œuvre des mesures de gestion :**

Les niveaux de risques sanitaires correspondant aux situations finales, après mise en œuvre des différentes options de gestion envisagées, sont présentés dans le tableau 35 et le tableau 36.

Sont présentés de manière distincte :

- dans les colonnes 3 et 4 du **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (concentrations totales) : les niveaux de risques résiduels associés aux teneurs en ETM dans les sols superficiels résultant du fond géochimique de la terre végétale d'apport et de l'incrément attribuable à l'apport d'ETM au sol par arrosage avec de l'eau polluée (cf. Tableau 20).
- dans les colonnes 5 et 6 du **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (concentrations attribuables) : les niveaux de risques résiduels associés aux teneurs en ETM dans les sols superficiels résultant uniquement de l'incrément attribuable à l'apport d'ETM par arrosage avec de l'eau polluée.

<sup>9</sup> Excès de risque individuel  $ERI \leq 10^{-5}$  pour les effets sans seuil ; quotient de danger  $QD \leq 1$  pour les effets à seuil

SITE 2 - SITUATION FINALE		Niveaux de risques résiduels – concentrations totales		Niveaux de risques résiduels – concentrations attribuables	
		Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
<b>Résidents adultes</b>	Ingestion de sol	5,9E-07	6,5E-03	5,2E-08	1,5E-03
	Inhalation de poussières	2,1E-09	1,9E-04	4,4E-10	9,1E-05
	Ingestion de végétaux cultivés	1,8E-06	3,0E-01	1,1E-07	1,9E-01
	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	5,6E-02	0,0E+00	5,6E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	9,3E-02	0,0E+00	9,3E-02
	<b>Total</b>	<b>2,3E-06</b>	<b>4,5E-01</b>	<b>1,6E-07</b>	<b>3,5E-01</b>
<b>Résidents enfants</b>	Ingestion de sol	1,1E-06	5,7E-02	1,6E-07	1,3E-02
	Inhalation de poussières	4,7E-10	1,8E-04	1,5E-10	8,7E-05
	Ingestion de végétaux cultivés	9,8E-07	7,9E-01	9,7E-08	5,0E-01
	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	5,4E-02	0,0E+00	5,4E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	8,9E-02	0,0E+00	8,9E-02
	<b>Total</b>	<b>2,1E-06</b>	<b>9,9E-01</b>	<b>2,6E-07</b>	<b>6,6E-01</b>
<b>Résidents enfants grandissants*</b>	<b>Total</b>	<b>4,0E-06</b>	<b>9,9E-01</b>	<b>3,9E-07</b>	<b>6,6E-01</b>

\* : 6 ans enfants et 24 ans adultes

Tableau 35 : Niveaux de risques sanitaires – situation finale après recouvrement par de la terre végétale d'apport

SITE 2 - SITUATION FINALE		Niveaux de risques résiduels	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
<b>Recouvrement par de l'enrobé</b>			
Résidants adultes	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	2,4E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	2,3E-02
	<b>Total</b>	0,0E+00	4,7E-02
Résidants enfants	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	2,3E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	2,2E-02
	<b>Total</b>	0,0E+00	4,5E-02
Résidants enfants grandissants*	<b>Total</b>	0,0E+00	4,7E-02
<b>Recouvrement par une dalle béton</b>			
Résidants adultes	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	2,6E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	3,5E-02
	<b>Total</b>	0,0E+00	6,1E-02
Résidants enfants	Inhalation de substances volatiles issues des sols	0,0E+00	2,5E-02
	Inhalation de substances volatiles issues des eaux souterraines	0,0E+00	3,3E-02
	<b>Total</b>	0,0E+00	5,8E-02
Résidants enfants grandissants*	<b>Total</b>	0,0E+00	6,1E-02

\* : 6 ans enfants et 24 ans adultes

Tableau 36 : Niveaux de risques sanitaires – situation finale après recouvrement par de l'enrobé ou du béton

Les trois solutions de gestion, qui réduisent les teneurs en ETM dans les sols superficiels (couverture par de la terre végétale) ou qui coupent les voies d'exposition aux sols superficiels (couverture par de l'enrobé ou du béton), abattent significativement les niveaux de risques sanitaires. Ces niveaux de risques sont minimum en cas de recouvrement des sols par de l'enrobé ou du béton.

Les résultats des calculs de risque indiquent des niveaux de risques résiduels inférieurs aux seuils de référence<sup>10</sup> pour les résidants du site. Il est donc compatible avec son usage après mise en œuvre des différents scénarios de gestion.

Cependant, en ce qui concerne l'option de gestion par recouvrement par de la terre végétale, les niveaux de risques d'effets à seuil, bien que strictement inférieurs au seuil de référence de 1, sont du même ordre de grandeur que celui-ci. La prise en compte du fond géochimique de la terre d'apport contribue significativement à l'atteinte de cet ordre de grandeur.

## **4.2. ANALYSE DES INCERTITUDES**

De nombreuses incertitudes sont inhérentes à une étude quantitative des risques. L'utilisation de données propres au site réduit mais ne supprime pas toutes ces incertitudes.

L'évaluation des risques sanitaires se décompose en quatre grandes étapes (évaluation des dangers, choix des valeurs toxicologiques de référence, évaluation des expositions, caractérisation des risques). Chacune de ces étapes fait l'objet d'incertitudes. Ces incertitudes sont discutées ci-après.

### **4.2.1. Analyse qualitative des incertitudes**

#### ***a) Incertitudes sur l'évaluation des dangers et le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR)***

- ***Construction des VTR***

De nombreuses incertitudes sont associées à la construction des valeurs toxicologiques de référence (VTR). On peut notamment citer :

- l'extrapolation de relations dose-effet établies pour de fortes doses à des faibles doses ;
- l'extrapolation de relations établies pour des expositions de courtes durées à des longues durées ;
- l'extrapolation des résultats d'expérimentations chez l'animal pour prédire des effets chez l'homme ;
- l'extrapolation de relations établies sur des populations homogènes pour prédire les effets sur une population composée d'individus avec un large spectre de sensibilité.

---

<sup>10</sup> Excès de risque individuel  $ERI \leq 10^{-5}$  pour les effets sans seuil ; quotient de danger  $QD \leq 1$  pour les effets à seuil

Ainsi, toute VTR intègre intrinsèquement des facteurs d'incertitude ou d'ajustement importants.

- **Sélection des VTR**

Par ailleurs, différents organismes nationaux et internationaux produisent de VTR, lesquelles sont susceptibles de diverger selon les études sources retenues, les modalités de construction de la VTR et les facteurs d'incertitude et d'ajustement pris en compte. Dans la présente étude, les bases de données toxicologiques suivantes ont été considérées : US-EPA (base de données IRIS), ATSDR, OMS, RIVM, Santé Canada et OEHHA. Face à la multiplicité des choix possibles, dans le cadre d'une approche conservatrice, le choix des VTR s'est porté, pour chaque substance, sur les VTR les plus protectrices pour la santé humaine, après exclusion des valeurs reconnues de manière évidente comme de qualité médiocre.

Une analyse quantitative de l'incertitude associée à ce choix est présentée en section 4.2.2.

- **Dérivation des VTR**

Une VTR dérivée de la voie orale pour la voie inhalation a été calculée pour les effets à seuil du zinc. Cependant, l'incertitude associée à la pratique de cette dérivation n'influence pas les résultats obtenus, puisque les risques résultants de l'exposition au zinc par inhalation de poussières sont négligeables.

### ***b) Incertitudes sur l'évaluation des expositions***

La voie qui contribue majoritairement aux risques d'effets à seuil comme aux risques d'effets sans seuil est la voie ingestion de végétaux cultivés. Les incertitudes relatives à cette voie d'exposition ont donc un impact important sur la représentativité des niveaux de risque présentés. On cherchera donc, dans le cadre de cette partie, à qualifier/quantifier prioritairement les incertitudes concernant cette voie.

- ***Incertainces sur les concentrations dans les milieux après mise en œuvre des mesures de gestion***

Dans le cas du recouvrement par de la terre végétale, l'approche retenue pour estimer l'incrément des teneurs en ETM dans les sols superficiels par arrosage avec de l'eau polluée est une approche théorique. Il n'existe pas (ou peu) de retour d'expérience permettant d'apprécier le réalisme de cette estimation.

Dans le cas du recouvrement par du béton ou de l'enrobé, l'influence du recouvrement sur les concentrations dans la nappe est estimée sous un certain nombre d'hypothèses simplificatrices. En particulier, il est considéré qu'il s'établit un équilibre entre l'eau du sol et le sol quelle que soit l'épaisseur de la source traversée par le débit d'infiltration. Ainsi, seule l'influence de la diminution du débit volumique d'eau d'infiltration dans la source est prise en compte ; l'influence de l'épaisseur de la source traversée par ce débit n'est pas considérée. Cette approche, très théorique, est cohérente avec le

principe d'un travail sur des cas d'études fictifs. Une estimation des concentrations dans la nappe par une modélisation des transferts dans la ZNS en régime transitoire, qui prendrait non seulement en compte la diminution du débit volumique d'infiltration, mais aussi la diminution de l'épaisseur de la source traversée par ce débit, reste possible mais nécessite un paramétrage approprié.

- ***Incertitude sur la modélisation des transferts***

*Incertitudes sur la sélection des facteurs de bioconcentration*

La modélisation du transfert vers les végétaux est soumise à de nombreuses incertitudes, présentées par ordre croissant.

(1) L'approche qui consiste à utiliser des facteurs de bioconcentration expérimentaux spécifiques à chaque végétal est incertaine dès que les conditions dans lesquelles cette valeur a été déterminée s'éloignent des conditions rencontrées sur le terrain. Travaillant sur un cas fictif, aucune sélection selon des critères spécifiques au site pertinents n'a pu être réalisée. Le choix s'est donc porté sur les valeurs les plus protectrices disponibles. Selon les conditions expérimentales de l'étude, il peut donc y avoir un biais important, dont on considère qu'il conduit statistiquement à majorer le risque réel.

(2) De plus, des extrapolations de BCF ont été réalisées entre végétaux dont la partie comestible est physiologiquement de même nature, chaque fois qu'une valeur de BCF manquait pour un végétal considéré alors qu'une valeur expérimentale était disponible pour un autre végétal de la même catégorie (légumes feuilles, légumes fruits et fruits, légumes racines, les tubercules).

(3) Enfin, l'utilisation, à défaut de valeurs expérimentales disponibles, de formules empiriques fournissant une valeur de BCF en fonction de paramètres décrivant le comportement de chaque substance, est considérée comme encore plus incertaine. Ces formules ont en effet été établies dans des conditions très spécifiques limitant leur validité. Ainsi, la formule de Baes (1982) pour les inorganiques a par exemple été établie dans des conditions hydroponiques, très différentes de cultures en terre.

Ces incertitudes, pouvant être majorantes ou minorantes, affectent significativement le niveau de risque final.

L'ensemble des incertitudes associées aux valeurs de BCF sélectionnées ne peut pas être quantifié car il résulte notamment d'insuffisances dans les connaissances actuelles relatives au transfert sol-plante. Toutefois, un certain nombre de calculs sont proposés en section 4.2.2 afin d'appréhender l'ordre de grandeur de ces incertitudes.

*Prise en compte de la déposition atmosphérique*

Par ailleurs, il est majorant de prendre en compte systématiquement le phénomène de déposition de poussières sur les parties aériennes des végétaux dans le cas de BCF élaborés en plein champ dans des conditions climatiques comparables à celles de la

France. En effet, dans ce cas, ce phénomène est déjà pris en compte par les BCF expérimentaux.

A titre informatif, l'influence de la prise en compte de ce phénomène sur le niveau de risque initial est présentée en section 4.2.2.

- ***Incertitudes associées au choix des paramètres d'exposition des cibles***

Les caractéristiques de fréquence d'exposition des cibles ont été définies de façon majorante dans le cadre de cette étude (cf. section 3.3.4).

### ***c) Incertitudes sur la caractérisation des risques***

D'une manière générale, les incertitudes inhérentes à la caractérisation du risque sont directement fonction des incertitudes relatives aux étapes précédentes de l'évaluation des risques.

Ces incertitudes concernent également les règles d'additivité des risques.

- ***Incertitudes sur la caractérisation des risques d'effets à seuil***

Le calcul de quotients de danger, définis par le rapport d'une dose (ou concentration) d'exposition sur une VTR, a été appliqué à chaque substance prise individuellement et ne vaut que pour l'effet critique associé à cette substance. Cette approche ne renseigne donc pas sur l'effet résultant de l'exposition à un mélange de substances. Les connaissances relatives aux effets potentiellement additifs, synergiques ou antagonistes pouvant avoir lieu lors d'une exposition multiple sont limitées et on ne dispose pas de règles générales de prise en compte de ces effets. Dans le présent rapport, supposant que l'additivité permet de compenser les effets mal connus de synergie et d'antagonisme, les quotients de danger ont été systématiquement additionnés par voie et par substance, permettant ainsi de calculer un risque global.

Cette approche est appropriée dans la mesure où les principaux contributeurs aux niveaux de risques (nickel, cadmium et plomb) ont des effets sanitaires chroniques à seuil communs (notamment sur le rein et le système hématopoiétique). Ainsi, une évaluation des risques par organe cible conduirait à des résultats du même ordre de grandeur que les calculs réalisés dans la présente étude.

Il n'en reste pas moins que ce quotient de danger global peut minorer ou majorer le risque réel.

- ***Incertitudes sur la caractérisation des risques d'effets sans seuil***

La démarche retenue pour évaluer les risques d'effets sans seuil a été de caractériser un risque cancérigène global résultant de l'exposition simultanée à différentes substances chimiques. Il faut souligner ici que l'induction d'un cancer est considérée comme un effet commun aux substances cancérigènes, et ce quel que soit la localisation du cancer. Cette approche, qui consiste à sommer par voies et par

substances les excès de risque individuels, correspond à l'hypothèse d'une indépendance des effets cancérogènes des différentes substances. Elle est incertaine car elle ignore tout effet potentiel d'antagonisme ou de synergie. Les excès de risque cumulés peuvent donc minorer ou majorer le risque réel.

#### 4.2.2. Analyse quantitative des incertitudes

Une analyse de sensibilité peut être menée, à titre informatif, sur certains des paramètres cités dans l'analyse qualitative des incertitudes ci-dessus.

S'agissant d'un cas fictif, beaucoup d'hypothèses de calcul sont retenues arbitrairement, sans que leur pertinence ne puisse être questionnée. Le degré de représentativité ou de simplification de la réalité du terrain est inconnu. Ainsi, peu de paramètres peuvent faire l'objet d'une analyse de sensibilité qui soit pertinente, eut égard aux incertitudes mises en évidence.

Cette analyse quantitative des incertitudes est focalisée sur la principale voie d'exposition contributrice, à savoir d'ingestion de végétaux autoproduits.

- **Sensibilité du choix des VTR**

Une analyse quantitative des incertitudes associées au choix des VTR est proposée. Dans ce cadre, un calcul des risques sanitaires a été réalisé sur la situation initiale (pour la voie ingestion de végétaux par les résidants enfants) en retenant les VTR selon la hiérarchisation des bases de données proposée dans la circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006 et en excluant les VTR provisoires. Ces VTR sont présentées dans le Tableau 37.

N°CAS	Substance	Voie d'exposition : ingestion			
		Effets à seuil (mg/kg/j)	Référence	Effets sans seuil (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Référence
7440382	arsenic	3,0E-04	US-EPA (1993)	1,5E+00	US-EPA (1998)
7440439	cadmium	5,0E-04	US-EPA (1994)	NC	-
16065831 (I)	chrome III (particulaire)	1,5E+00	US-EPA (1998)	NC	-
7440508	cuivre	1,4E-01	RIVM (2001)	NC	-
115093	mercure organique	1,0E-04	US-EPA (2001)	NC	-
7439976	mercure inorganique (incluant élémentaire)	3,0E-04	US-EPA (1995)	NC	-

N°CAS	Substance	Voie d'exposition : ingestion			
		Effets à seuil (mg/kg/j)	Référence	Effets sans seuil (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Référence
7440020	nickel	2,0E-02	US-EPA (1996)	NC	-
7439921	plomb	3,6E-03	RIVM (2001)	8,5E-03	OEHHA (2002)
7440666	zinc	3,0E-01	US-EPA (2005)	NC	-

Tableau 37 : Valeurs Toxicologiques de Référence selon circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006

Les résultats de cette analyse sont présentés dans le Tableau 38.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque par ingestion de végétaux pour les résidents enfants - situation initiale		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Valeurs toxicologiques de référence (VTR)	cf. Tableau 17	Choix retenu dans le calcul principal : Sélection des VTR les plus protectrices	4,8E-05	1,9E+01		
	cf. Tableau 37	Sélection des VTR selon la circulaire du 30 mai 2006	4,8E-05	1,9E+01	0,0%	-0,6%

Tableau 38 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur les Valeurs Toxicologiques de Référence

Ces calculs mettent en évidence l'absence d'influence du mode de sélection des VTR sur le résultat final. En effet, par rapport aux choix réalisés dans le calcul principal, la sélection des VTR, en considérant la hiérarchisation des bases de données figurant dans la circulaire du 30 mai 2006, modifie uniquement et de manière mineure la VTR à seuil du plomb.

- **Effets cancérogènes du plomb**

La prise en compte des effets du plomb fait l'objet d'un débat. Certains organismes considèrent les effets cancérogènes du plomb comme étant à seuil ; d'autres estiment que certains effets du plomb peuvent se produire à des niveaux si bas en termes de niveau d'exposition ou de concentration dans le sang que le plomb peut être considéré sans seuil.

Le Tableau 39 présente l'influence du choix de prendre en compte des effets sans seuils du plomb sur le niveau de risque obtenu pour l'ingestion de végétaux par les enfants dans le cas de la situation initiale.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque par ingestion de végétaux pour les résidents enfants - situation initiale		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Cancérogénicité du plomb	<i>Hypothèses retenues dans le calcul principal : la VTR sans seuil de l'OEHHA a été retenue pour prendre en compte les effets cancérigènes du plomb.</i>		4,8E-05	1,9E+01		
	Aucune VTR sans seuil n'est retenue pour le plomb car les effets cancérigènes du plomb sont à seuil.		3,8E-05	1,9E+01	-21,7%	0,0%

Tableau 39 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur la cancérogénicité du plomb

Ce calcul montre que la sensibilité de ce choix est limitée car l'arsenic contribue très majoritairement aux niveaux de risques sans seuil obtenus.

- **Sélection des facteurs de bioconcentration (BCF)**

Afin d'appréhender l'ordre de grandeur des incertitudes associées à la sélection des BCF, ont été réalisés des calculs de risques retenant, pour chaque substance et chaque végétal considérés :

- la moyenne de l'ensemble des valeurs expérimentales de BCF pertinentes disponibles ;
- des BCF calculés selon les équations empiriques figurant dans le Tableau 24.

Les résultats obtenus, pour l'ingestion de végétaux par les enfants dans le cas de la situation initiale, sont présentés dans le Tableau 40.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque par ingestion de végétaux pour les résidents enfants - situation initiale		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Facteurs de bio-concentration (BCF)	<i>Démarche retenue dans le calcul principal : Sélection des BCF maximum parmi l'ensemble des valeurs expérimentales pertinentes disponibles.</i>		4,8E-05	1,9E+01		
	BCF retenus = moyenne de l'ensemble des valeurs expérimentales pertinentes disponibles.		2,4E-05	6,0E+00	-51%	-68%
	BCF calculés selon les équations empiriques présentées en section 3.2.1.		6,1E-03	2,3E+02	12545%	1089%

Tableau 40 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur la sélection des facteurs de bioconcentration (BCF)

Par rapport au choix retenu dans l'étude principale de considérer les BCF maximum parmi l'ensemble des valeurs expérimentales pertinentes disponibles :

- la sélection des BCF moyens conduit à diviser par deux les niveaux de risques obtenus pour la voie d'exposition « ingestion de végétaux » ;
- le choix de retenir systématiquement des valeurs de BCF calculées conduit à multiplier par 10 les niveaux de risques obtenus pour cette même voie.

Ces calculs, même s'ils ne permettent pas d'estimer l'incertitude réelle associée aux résultats, mettent en exergue la sensibilité de ce paramètre.

- **Prise en compte de la déposition atmosphérique**

En fonction des conditions expérimentales d'obtention des BCF retenus, ceux-ci intégreront ou non les phénomènes de transfert sol- plante par déposition atmosphérique de poussières telluriques sur les parties aériennes des végétaux. Ces conditions n'étant pas systématiquement connues, dans le cadre d'une approche conservatoire, le choix a été retenu de modéliser systématiquement ces phénomènes de déposition et d'ajouter leur contribution aux teneurs dans les parties aériennes consommables des végétaux obtenues par le biais des BCF. Il ne peut donc pas être exclu que cette approche prennent en compte de manière redondante les phénomènes de déposition.

Afin d'apprécier la sensibilité de ce choix, un calcul de risque complémentaire est proposé (cf. Tableau 41), ne prenant pas en compte les phénomènes de déposition

atmosphérique, c'est-à-dire faisant l'hypothèse que ces phénomènes sont déjà intégrés dans les BCF expérimentaux sélectionnés.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque par ingestion de végétaux pour les résidents enfants - situation initiale		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Prise en compte de la déposition atmosphérique et de poussières telluriques	<i>Hypothèse retenue dans le calcul principal : Prise en compte systématique de la déposition atmosphérique sur la partie aérienne des végétaux.</i>		4,8E-05	1,9E+01		
	Non prise en compte de la déposition atmosphérique.		4,2E-05	1,9E+01	-13,7%	-1,3%

Tableau 41 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur la prise en compte de la déposition atmosphérique

Il ressort de cette analyse quantitative des incertitudes que le choix de prendre en compte systématique de la déposition atmosphérique, ou non, a une incidence faible sur le résultat final.

De plus, on observe une sensibilité différentielle de chaque type de risque à la prise en compte ou non des phénomènes de déposition atmosphérique. En effet, les ETM contribuant majoritairement aux niveaux de risques obtenus diffèrent selon que les effets à seuil ou sans seuil sont considérés. Or, en fonction de l'ETM considéré, lequel présentera une teneur dans les sols spécifique et sera plus ou moins concentré dans le végétal par transfert racinaire, la déposition atmosphérique contribuera de manière variable à la teneur en totale ETM dans le végétal. C'est pourquoi cette sensibilité différentielle est observée.

- **Comparaison des teneurs modélisées dans les végétaux avec les seuils réglementaires relatifs aux denrées alimentaires**

Le Tableau 42 compare d'une part les teneurs limites réglementaires et recommandées dans les aliments d'origine végétale et d'autre part les teneurs modélisées dans les végétaux cultivés à partir de BCF sélectionnés de manière conservatoire (situation initiale).

Des teneurs limites réglementaires existent pour le plomb et le cadmium (règlement européen (CE) n°1881/2006 du 19 décembre 2006<sup>11</sup>). Il existe également des recommandations du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CHSPF, 10/12/1993) relatives aux teneurs en mercure dans les denrées alimentaires.

<sup>11</sup> Modifié par les règlements (CE) n°565/2008 du 18 juin 2008, n°629/2008 du 2 juillet 2008.

<b>Teneur en ETM dans les végétaux cultivés</b>		<b>Cd</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>
<b>(en mg/kg MF)</b>				
<b>Carotte</b>	Teneur modélisée – situation initiale	1,2	0,002	12
	Teneur modélisée – situation finale (recouvrement par de la terre végétale) : teneurs totales	0,1	0,0007	0,5
	<i>Valeur réglementaire ou de gestion</i>	0,1	0,03	0,1
<b>Laitue</b>	Teneur modélisée – situation initiale	2,2	0,14	1,7
	Teneur modélisée – situation finale après recouvrement par de la terre végétale : teneurs totales	0,19	0,04	0,06
	<i>Valeur réglementaire ou de gestion</i>	0,2	0,03	0,3
<b>Pomme de terre</b>	Teneur modélisée – situation initiale	0,08	0,002	1,6
	Teneur modélisée – situation finale (recouvrement par de la terre végétale) : teneurs totales	0,007	0,0007	0,06
	<i>Valeur réglementaire ou de gestion</i>	0,1	0,03	0,1
<b>Tomate</b>	Teneur modélisée – situation initiale	0,37	0,034	4,5
	Teneur modélisée – situation finale (recouvrement par de la terre végétale) : teneurs totales	0,03	0,01	0,17
	<i>Valeur réglementaire ou de gestion</i>	0,05	0,03	0,1
<b>Fraisier</b>	Teneur modélisée – situation initiale	0,89	0,035	4,6
	Teneur modélisée – situation finale (recouvrement par de la terre végétale) : teneurs totales	0,08	0,01	0,17
	<i>Valeur réglementaire ou de gestion</i>	0,05	0,03	0,1

En rouge : dépassement de la valeur réglementaire ou de gestion  
 En vert : conformité à la valeur réglementaire ou de gestion

Tableau 42 : Comparaison des teneurs modélisées dans les végétaux avec les valeurs réglementaires ou de gestion en vigueur

En ce qui concerne la situation initiale, pour laquelle la présente étude révèle des niveaux de risques supérieurs aux seuils de référence, les teneurs modélisées dans

les végétaux s'avèrent dépasser, pour chaque végétal considéré, les valeurs réglementaires ou de gestion existantes relatives à au moins un paramètre.

En ce qui concerne la situation finale après recouvrement par de la terre végétale, pour laquelle la présente étude révèle des niveaux de risques du même ordre de grandeur que les seuils de référence, cette comparaison montre toujours des dépassements des valeurs réglementaires ou de gestion ; néanmoins ces dépassements concernent un nombre plus limité de végétaux et de paramètres.

## **Annexe 3**

### **Evaluation des risques sanitaires**

#### **Site 4 : récupération du plongeant et de la phase dissoute - pollution de la nappe par des COHV**

# 1. Schéma conceptuel d'exposition pris en compte

## 1.1. CONFIGURATIONS ETUDIEES

La quantification des risques sanitaires sur le site 4 est menée pour un usage industriel dans les configurations suivantes :

- Situation initiale, avant toute dépollution ;
- Situation finale, après traitement par venting/sparging ;
- Situation finale, après traitement par atténuation naturelle monitorée (ANM) et mis en place d'une BPR en aval du site ;
- Situation finale, après traitement biologique anaérobie ;
- Situation finale, après traitement par oxydation chimique in situ (ISCO).

## 1.2. DESCRIPTION ET USAGE DU SITE

Le site considéré présente les caractéristiques suivantes :

- en termes de contexte géologique et hydrogéologique :
  - les sols sont de type sableux ;
  - la surface libre de la première nappe se trouve à 5 m de profondeur sous le terrain naturel ;
  - il n'existe aucun point d'accès direct à la nappe (puits) au droit du site ;
- en termes de qualité des milieux :
  - une pollution par des COHV (tétrachloroéthylène-PCE et trichloroéthylène-TCE) est présente au droit du site :
    - dans les sols de la ZNS sur une tranche de terrain de 3 m d'épaisseur, comprise entre 2 m sous le terrain naturel et la surface de la nappe.
    - dans les eaux souterraines, c'est-à-dire la ZS ;
  - le milieu gaz du sol est influencé par les pollutions des sols et des eaux souterraines ;
  - Les concentrations maximales et moyennes en PCE et TCE dans les différents milieux (sols entre 2 et 5 m de profondeur, gaz du sol entre 2 et 5 m et eaux souterraines) sont présentées dans le rapport relatif à la tâche 2 du projet.

La présente évaluation des risques sanitaires considère un usage industriel du site, comprenant :

- un bâtiment d'activité de plain-pied, caractérisé par une emprise au sol de 10 m sur 30 m et une hauteur sous plafond de 5 m ;
- des aménagements extérieurs de type voirie et paysagers, ne comportant pas de plantations de végétaux consommables.

L'étude porte sur les strictes limites du site. Les influences hors site des pollutions identifiées sur site ne sont pas considérées.

### 1.3. CONSTRUCTION DU SCHEMA CONCEPTUEL

#### • Milieux sources

Au regard des données de qualité disponibles, les milieux sources retenus sont les sols, les gaz du sol et les eaux souterraines.

#### • Voies de transfert retenues

Considérant les propriétés physicochimiques des substances concernées (PCE et TCE) et leur comportement dans l'environnement, la présente étude retient les possibilités de volatilisation des substances chimiques potentiellement présentes dans les sols et les eaux souterraines et leur migration *via* les gaz du sol à travers la colonne de sol jusqu'à l'air intérieur du bâtiment et l'air ambiant.

La pollution n'affectant pas les sols superficiels, possiblement nus, les potentialités de transfert par envol de poussières telluriques ne sont pas envisagées.

Les réseaux d'alimentation en eau potable du bâtiment ne sont pas susceptibles de traverser les terrains pollués au regard de la profondeur de la source. Les transferts par perméation de substances chimiques présentes dans les sols à travers les parois des canalisations souterraines n'ont donc pas été pris en compte.

#### • Milieux d'exposition pertinents

Compte tenu de l'usage du site, en l'absence de pollution des sols superficiels, de plantation de végétaux consommables, de point d'accès direct à la nappe (puits) et de possibilité de perméation dans le réseau d'eau potable, les milieux d'exposition pertinents sont :

- l'air intérieur du bâtiment ;
- l'air ambiant.

#### • Voies d'exposition retenues

Les voies d'exposition retenues dans la présente étude sont les suivantes :

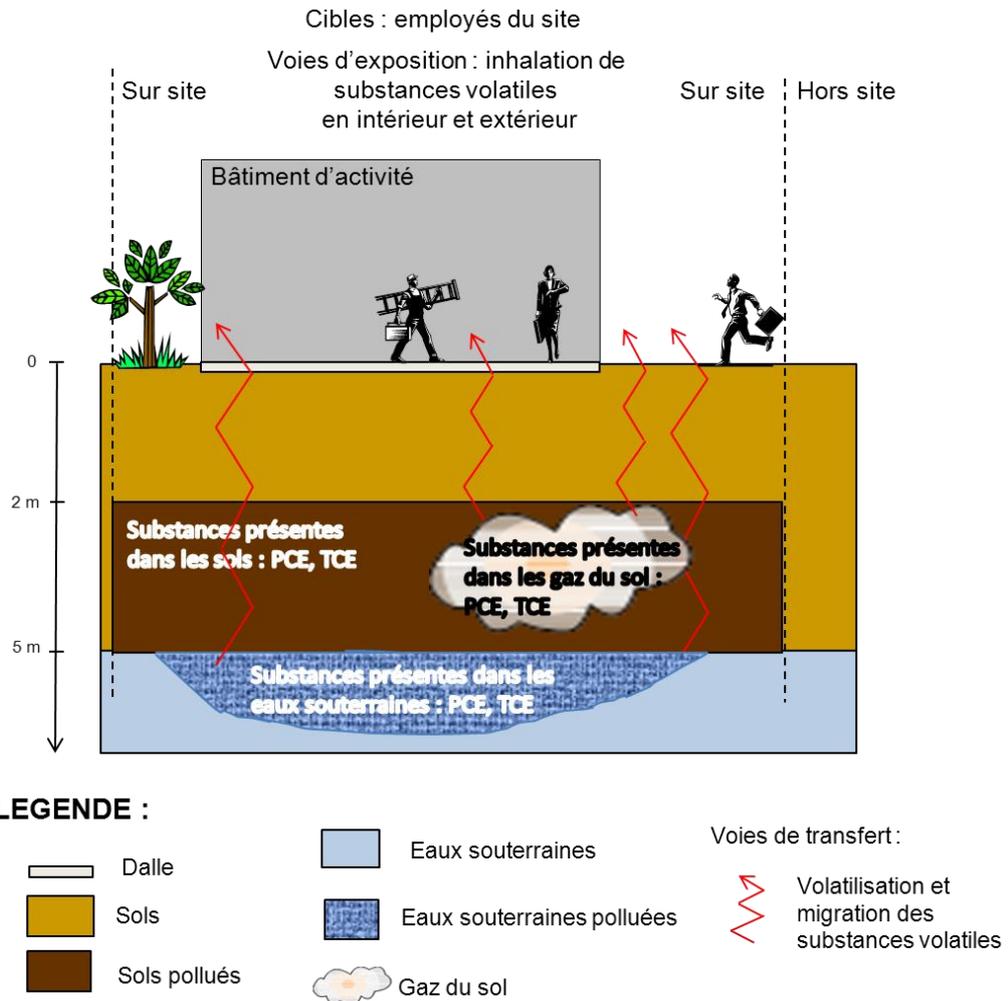
- Inhalation à l'intérieur des bâtiments de vapeurs provenant des sols, des gaz du sol et des eaux souterraines ;

- Inhalation à l'extérieur de vapeurs provenant des sols, des gaz du sol et des eaux souterraines.

- **Récepteurs retenus**

Au regard de l'usage industriel du site, les cibles étudiées sont les employés du site.

Un schéma conceptuel résumant les scénarios d'exposition retenus est présenté ci-après.



Milieu source	PCE et TCE présents dans le sol (ZNS) et la nappe (ZS).
Vecteurs de transfert	Volatilisation des substances présentes dans les sols et dans la nappe et transport via les gaz du sol vers l'air ambiant et intérieur.
Milieu d'exposition	Air ambiant et air intérieur.
Voie d'exposition	Inhalation de substances volatiles issues du sol et de la nappe présentes dans l'air ambiant et intérieur.
Cibles	Employés du site.

Figure 23 : Schéma conceptuel du site

## 2. Identification des dangers et choix des valeurs toxicologiques de référence

### 2.1. IDENTIFICATION DU POTENTIEL DANGEREUX

Le tableau suivant résume les principaux effets toxiques engendrés par les substances retenues pour l'évaluation des risques.

Substances		Effets non cancérogènes et organes cibles	Effets cancérogènes			
N°CAS	Dénomination		Classification			Types de cancer
			US-EPA	CIRC	UE	
127184	Tétrachloro-éthylène (PCE)	Système nerveux, foie, reins, effets foetotoxiques / développement	-	2A	C3	Leucémie chez le rat, cancer du foie chez la souris
79016	Trichloro-éthylène (TCE)	Appareil cardio-vasculaire, système hématopoïétique/sang, système nerveux, peau, foie, reins, tractus gastro-intestinal, système immunitaire, effets foetotoxiques / développement	-	2A	C2	Cancer du foie et des voies biliaires, lymphomes non hodgkiniens chez l'homme

2A : L'agent est probablement cancérogène pour l'homme ; C3 : Substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante (preuves insuffisantes) ; C2 : Substance devant être assimilée à une substance cancérogène pour l'homme.

US EPA : United-States environmental protection agency (agence américaine de protection de l'environnement) ; CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer ; UE : Union Européenne (European Chemicals Bureau, classification & labelling)

Tableau 43 : Synthèse des données toxicologiques

## 2.2. CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR)

Les principes de sélection des VTR suivants ont été retenus :

- (1) Recensement des VTR disponibles parmi les valeurs produites par les organismes suivants (conformément à la circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006) : US-EPA, OMS, ATSDR, RIVM, Sante Canada, OEHHA ;
- (2) Analyse succincte de la pertinence des valeurs disponibles et exclusion des valeurs reconnues de manière évidente comme étant de qualité médiocre ;
- (3) Sélection des VTR les plus protectrices parmi l'ensemble des valeurs pertinentes disponibles.

Le Tableau 44 présente de manière synthétique les VTR retenues. La revue toxicologique a été effectuée en mars 2011.

N°CAS	Substance	Voie d'exposition : inhalation					
		Effets à seuil (mg/m3)	Référence	Justification	Effets sans seuil (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Référence	Justification
127184	Tétrachloro-éthylène (PCE)	2,50E-01	OMS, 2000 ; RIVM, 2001	Valeur la plus protectrice.	5,90E-03	OEHHA, 2005	Seule valeur disponible.
79016	Trichloro-éthylène (TCE)	2,00E-01	RIVM, 2001 (provisoire)	Valeur la plus protectrice.	2,00E-03	OEHHA, 2003	Valeur la plus protectrice.

Tableau 44 : Valeurs Toxicologiques de Référence retenues

Abréviations :

RIVM : RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut néerlandais de la santé publique et de l'environnement) ; US EPA (IRIS) : United-States environmental protection agency (agence américaine de protection de l'environnement) - integrated risk information system ; OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (bureau de l'état de Californie pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement) ; ATSDR : Agency for toxic substances and disease registry (Agence pour le registre des substances toxiques et maladies aux Etats-Unis) ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé

### 3. Evaluation des expositions

#### 3.1. CONCENTRATIONS RETENUES DANS LES MILIEUX SOURCES

- **Situation initiale :**

Les concentrations retenues sont les concentrations initiales moyennes dans les gaz du sol à 2 m de profondeur présentées dans le cadre de la tâche 2. Ces concentrations sont considérées comme représentant de manière réaliste le dégazage des substances à partir du sol et des eaux souterraines (cf. Tableau 45).

N°CAS	Paramètres	Concentrations initiales dans les gaz du sol à 2 m de profondeur, avant mise en œuvre des techniques de dépollution
		mg/m <sup>3</sup>
<b>Composés Organo-Halogénés Volatils</b>		
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	26
79016	Trichloroéthylène (TCE)	61

Tableau 45 : Concentrations initiales dans les gaz du sol

- **Situation finale, après traitement par venting/sparging :**

Conformément aux hypothèses retenues dans la tâche 2, le rendement épuratoire du dispositif de traitement par venting/sparging est estimé à 70 % pour les deux composés dans les eaux souterraines (ZS) et dans les sols (ZNS).

Les concentrations initiales (cf. tableau 1) dans les gaz du sol sont très inférieures aux concentrations à saturation<sup>12</sup> dans ce milieu ( $5 \cdot 10^4$  mg/m<sup>3</sup> pour le PCE et  $2,2 \cdot 10^5$  mg/m<sup>3</sup> pour le TCE). Dans ces conditions, l'hypothèse théorique d'une relation linéaire entre les concentrations dans les gaz du sol d'une part et les concentrations dans les sols et la nappe d'autre part peut être envisagée. Nous retenons alors que l'abattement de 70 % des concentrations dans la nappe et dans les sols induit un abattement de 70 % des concentrations dans les gaz du sol.

Les concentrations retenues dans les gaz du sol, après traitement par venting/sparging, sont donc les suivantes (cf. Tableau 46).

---

<sup>12</sup> Concentration à saturation dans les gaz du sol = produit de la constante de Henri et de la solubilité (cf. Tableau 51).

N°CAS	Paramètres	Concentrations résiduelles dans les gaz du sol à 2 m de profondeur, après traitement par venting/sparging
		mg/m <sup>3</sup>
<b>Composés Organo-Halogénés Volatils</b>		
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	7,8
79016	Trichloroéthylène (TCE)	18

Tableau 46 : Concentrations dans les gaz du sol après traitement par venting/sparging

• **Situation finale, après traitement par atténuation naturelle monitorée et par BPR :**

Conformément aux hypothèses retenues dans la tâche 2, le rendement épuratoire de l'atténuation naturelle monitorée (ANM) est estimé à 60 % pour les deux composés dans les eaux souterraines (ZS). En revanche, cette technique de dépollution ne traite pas la ZNS. Le rendement épuratoire dans les sols est considéré nul pour les deux composés.

Afin d'estimer l'influence sur le milieu gaz du sol de l'abattement des concentrations dans les eaux souterraines seules, la contribution de la nappe et des sols aux concentrations dans les gaz du sol a été calculée pour chaque composé. Ce calcul est réalisé à équilibre. Il considère les hypothèses relatives au milieu souterrain présentées dans le Tableau 50 et retient une fraction de carbone organique égale à 0,006.

Ce calcul fournit les résultats suivants :

- les sols contribuent à 86 % des concentrations en PCE et 84 % des concentrations en TCE dans les gaz du sol ;
- la nappe contribue à 14 % des concentrations en PCE et 16 % des concentrations en TCE dans les gaz du sol.

Ainsi, l'ANM, en tant que technique de dépollution des eaux souterraines seules, est susceptible d'influer au maximum (si son rendement épuratoire était de 100%) sur 14 % des concentrations en PCE et 16 % des concentrations en TCE dans les gaz du sol.

En l'absence de saturation dans les gaz du sol, l'hypothèse théorique de linéarité entre les concentrations dans la nappe d'une part et 16 % à 14 % des concentrations dans les gaz du sol d'autre part est également retenue dans ce cas. Ainsi, les concentrations finales dans les gaz du sol, après ANM, représentent pour chaque composé la somme de la concentration dans les gaz du sol attribuable aux sols, non modifiée par le traitement (soit 86 % ou 84 % de la concentration initiale dans les gaz du sol) et de

40% de la concentration initiale dans les gaz du sol attribuable aux eaux souterraines (soit 40 % de 16 ou 14 % de la concentration initiale dans les gaz du sol).

Les concentrations retenues dans les gaz du sol, après ANM, sont donc les suivantes (cf. Tableau 47).

N°CAS	Paramètres	Concentrations résiduelles dans les gaz du sol à 2 m de profondeur, après atténuation naturelle monitorée
		mg/m <sup>3</sup>
<b>Composés Organo-Halogénés Volatils</b>		
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	24
79016	Trichloroéthylène (TCE)	55

Tableau 47 : Concentrations dans les gaz du sol après atténuation naturelle monitorée

Ces concentrations sont également retenues dans le cas du scénario de mise en place d'une BPR en aval du site.

- **Situation finale, après traitement biologique anaérobie :**

Conformément aux hypothèses retenues dans la tâche 2, le rendement épuratoire du traitement biologique anaérobie est estimé à 80 % pour les deux composés dans les eaux souterraines (ZS). En revanche, cette technique de dépollution ne traite pas la ZNS. Le rendement épuratoire dans les sols est considéré nul pour les deux composés.

Ainsi, la situation est analogue au cas de l'ANM. Les concentrations finales, après traitement biologique anaérobie, sont donc estimées selon le même raisonnement que dans le cas de l'ANM, sauf que le résiduel de la concentration initiale dans les gaz du sol attribuable aux eaux souterraines n'est plus de 40 %, mais de 20 %.

Les concentrations retenues dans les gaz du sol, après traitement biologique anaérobie, sont donc les suivantes (cf. Tableau 48).

N°CAS	Paramètres	Concentrations résiduelles dans les gaz du sol à 2 m de profondeur, après traitement biologique anaérobie
		mg/m <sup>3</sup>
<b>Composés Organo-Halogénés Volatils</b>		
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	23
79016	Trichloroéthylène (TCE)	53

Tableau 48 : Concentrations dans les gaz du sol après traitement biologique anaérobie

- **Situation finale, après traitement oxydation chimique in situ (ISCO) :**

Conformément aux hypothèses retenues dans la tâche 2, le rendement épuratoire du traitement par oxydation chimique in situ (ISCO) est estimé à 90 % pour les deux composés dans les eaux souterraines (ZS) et dans les sols (ZNS).

En l'absence de saturation dans les gaz du sol, l'hypothèse théorique d'une relation linéaire entre les concentrations dans les gaz du sol d'une part et les concentrations dans les sols et la nappe d'autre part peut être envisagée. Nous retenons alors que l'abattement de 90 % des concentrations dans la nappe et dans les sols induit un abattement de 90 % des concentrations dans les gaz du sol.

Les concentrations retenues dans les gaz du sol, après traitement par ISCO, sont donc les suivantes (cf. Tableau 49).

N°CAS	Paramètres	Concentrations résiduelles dans les gaz du sol à 2 m de profondeur, après traitement par ISCO
		mg/m <sup>3</sup>
<b>Composés Organo-Halogénés Volatils</b>		
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	2,6
79016	Trichloroéthylène (TCE)	6,1

Tableau 49 : Concentrations dans les gaz du sol après traitement par ISCO

## **3.2. MODELISATION DES TRANSFERTS DE SUBSTANCES VERS LES MILIEUX D'EXPOSITION**

### **3.2.1. Modélisation des transferts de vapeurs depuis les gaz du sol vers l'air intérieur**

A partir des concentrations mesurées sur site dans les gaz du sol, la modélisation des transferts des substances volatiles vers l'air intérieur du bâtiment a été réalisée au moyen du modèle Johnson et Ettinger (US-EPA, 2004).

Dans ce cadre, le point d'exposition correspond à l'air intérieur d'un bâtiment. Le transport des substances, par diffusion et par convection, depuis les gaz du sol vers l'air intérieur du bâtiment, est considéré. Le transfert par diffusion est décrit par la loi de Fick. Le transfert par convection est lié à la différence de pression qui existe entre le sol et l'intérieur du bâtiment, entraînant un mouvement d'air depuis le sol vers le bâtiment.

L'ensemble des paramètres d'entrée du modèle, relatifs au milieu souterrain, à la construction et aux différentes substances présentes dans les sols, sont présentés dans les tableaux suivants (Tableau 50 et Tableau 51).

PARAMETRES	VALEURS	COMMENTAIRES
<b>Caractéristiques du milieu souterrain</b>		
Profondeur d'échantillonnage des gaz du sol	2 m	Données d'entrée (profondeur de la source)
Température moyenne du sol	10°C	Valeur par défaut
Type de sol	Sand	Spécifique au site. Les données d'entrée indiquent que les sols sont sableux.
Densité du sol	1,66 g/cm <sup>3</sup>	Calculée = 2,65 * (1 - porosité)
Porosité totale du sol	0,375	Les valeurs retenues sont les valeurs caractéristiques des sables fournies par l'US-EPA, 2004.
Teneur en eau du sol	0,054	
<b>Caractéristiques du bâtiment</b>		
Longueur du bâtiment	30 m	Spécifique au bâtiment à usage industriel pris en compte au droit du site.
Largeur du bâtiment	10 m	
Hauteur du bâtiment	5 m	
Profondeur du bas de la dalle	10 cm	= épaisseur de la dalle (valeur typique ou moyenne pour un bâtiment de plain-pied – US-EPA, 2004)
Hauteur des fissures	10 cm	
Largeur des fissures	0,1 cm	Valeur typique ou moyenne pour la largeur des fissures entre les murs et la dalle du sol et entre les différentes dalles unitaires
$\Delta P$ (sol-intérieur)	40 g/cm.s <sup>2</sup> (ou 4 Pa)	Valeur par défaut (US-EPA, 2004)
Taux de renouvellement d'air	0,8 volume/h	Valeur par défaut caractéristique d'un bâtiment à usage industriel (ASTM, 2004)
Taux de fissuration	Valeur calculée supposant que la dalle de fondation est constituée d'une juxtaposition de dalles de 10 m x 10 m, disjointes de 1 mm ( $=3,3 \cdot 10^{-4}$ )	

Tableau 50 : Paramètres de modélisation des transferts de vapeur vers l'air intérieur

N° CAS	Substance	Diffusivité dans l'air	Diffusivité dans l'eau	Solubilité dans l'eau	Constante de Henry H à 25°C	Point d'ébullition	Température critique	Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition	Masse molaire
		(cm <sup>2</sup> /s)	(cm <sup>2</sup> /s)	(mg/L)	(atm·m <sup>3</sup> /mol)	(°K)	(°K)	(cal/mol)	(g/mol)
127184	Tétrachloro-éthylène (PCE)	7,20E-02	8,20E-06	1,50E+02	1,82E-02	394,15	620,20	8 288	165,83
79016	Trichloro-éthylène (TCE)	7,90E-02	9,10E-06	1,07E+03	1,03E-02	359,85	544,20	7 505	131,39

Tableau 51 : Paramètres physico-chimiques retenus pour modéliser les transferts de vapeur vers l'air intérieur

### 3.2.2. Modélisation des transferts de substances volatiles depuis les gaz du sol vers l'air ambiant

A partir des concentrations mesurées sur site, les transferts des substances volatiles vers l'air extérieur ont été modélisés suivant la méthodologie définie dans la méthode ASTM « Standard guide for Risk Based Corrective Action » version E2081\_00 (reapproved 2004). Des facteurs de transfert sol-air extérieur, ou NAF (Natural Attenuation Factor), sont calculés. Ils sont dépendants des caractéristiques du site et des propriétés physico-chimiques des substances étudiées. Pour chaque substance, la concentration dans le sol est divisée par le NAF approprié pour obtenir une concentration dans l'air extérieur.

L'équation de modélisation utilisée est l'équation CM3 de la méthode ATSM (2004) : volatilisation des substances présentes dans les sols profonds vers l'air extérieur. Cette équation a été modifiée de manière à prendre en compte uniquement l'atténuation liée aux transferts depuis les gaz du sol vers l'air extérieur.

Le Tableau 52 présente les valeurs retenues pour les différents paramètres propres à la configuration du site, à la nature des terrains et aux cibles. Les valeurs retenues pour les propriétés physico-chimiques des substances sont présentées dans le Tableau 51.

Paramètre	Valeur	Source/ Justification
<b>Paramètres spécifiques au site</b>		
Profondeur de la source	2 m	Donnée d'entrée
Hauteur de mélange	2 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
Vitesse du vent dans la zone de mélange	2,25 m/s	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
<b>Paramètres spécifiques au sol</b>		
Porosité totale	0,375	Spécifique au site. Les données d'entrée indiquent que les sols sont sableux.
Teneur en eau dans la zone non saturée	0,054	Les valeurs retenues sont les valeurs caractéristiques des sables fournies par l'US-EPA, 2004.
Longueur de la source parallèle au vent	45 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00, 2004
<b>Paramètres spécifiques aux cibles</b>		
Temps moyen de relargage des vapeurs	40 ans	Egal à la durée d'exposition des cibles (employés)

Tableau 52 : Paramètres de modélisation des transferts de vapeur vers l'air ambiant

### 3.3. EVALUATION DES EXPOSITIONS

L'équation mathématique permettant le calcul de la concentration d'exposition ( $CE_i$ ) d'un individu à une substance volatile  $i$  contenue dans les sols, les eaux souterraines et/ou les gaz du sol est égale à:

$$CE_i = \frac{C_{air\ i} * ET * EF * ED}{AT}$$

Avec :

- $CE_i$  = Concentration d'exposition à la substance  $i$  ( $mg/m^3$ )
- $C_{air\ i}$  = Concentration de la substance  $i$  dans l'air ( $mg/m^3$ ) modélisée dans l'air intérieur et extérieur
- ET = Temps d'exposition quotidien (-)

EF	=	Fréquence d'exposition (jours/an)
ED	=	Durée d'exposition (années)
AT	=	Temps moyenné (période sur laquelle l'exposition est moyennée (jours))

Les paramètres généraux caractérisant l'exposition des cibles « employés » sont renseignés dans le tableau suivant.

Paramètres	Valeurs retenues	Source/Justifications
Durée d'exposition (ED)	40 ans	Bonnard et al. (2001)
Fréquence d'exposition (EF)	220 jours/an	Bonnard et al. (2001)
Temps d'exposition (ET)	8 h / jour à l'intérieur du bâtiment 1 h / jour à l'extérieur	Avis d'expert
Temps moyenné (AT)	Effets non cancérigènes : AT = 40 ans * 365 jours/an = 14 600 jours	US EPA (1997)
	Effets cancérigènes : AT = vie entière (70 ans) * 365 jours/an = 25 550 jours	

Tableau 53 : Budget espace-temps des cibles

## 4. Caractérisation du risque et analyse des incertitudes

### 4.1. QUANTIFICATION DES NIVEAUX DE RISQUES SANITAIRES

Les niveaux de risques ont été quantifiés dans un premier temps pour chaque substance et chaque voie d'exposition, puis ont été additionnés, compte tenu de l'existence d'effets sanitaires communs par inhalation pour le PCE et le TCE.

- **Situation initiale :**

Les niveaux de risques sanitaires correspondant à la situation initiale avant dépollution, calculés sur la base des concentrations moyennes initiales dans les gaz du sol, sont présentés dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

SITE 4 - SITUATION INITIALE		Niveaux de risques associés aux concentrations initiales	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	1,1E-05	2,8E-02
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,4E-08	6,4E-05
	<b>Total</b>	<b>1,1E-05</b>	<b>2,8E-02</b>

Tableau 54 : Niveaux de risques sanitaires – situation initiale

Les résultats des calculs de risque, pour la voie d'exposition par inhalation de substances volatiles, indiquent des niveaux de risques d'effets sans seuil supérieurs aux valeurs de référence<sup>13</sup> pour les employés du site. Le site est donc initialement incompatible avec son usage.

La voie d'exposition par inhalation de substances volatiles à l'intérieur du bâtiment contribue très majoritairement aux niveaux de risques obtenus. Le PCE et le TCE se partagent équitablement les risques d'effets sans seuil alors que le TCE contribue majoritairement aux risques d'effets à seuil.

- **Situations finales, après traitement :**

Les niveaux de risques sanitaires correspondant aux situations finales, après mise en œuvre des différentes techniques de dépollution envisagées, calculés sur la base des concentrations résiduelles dans les gaz du sol, sont présentés dans le tableau 56.

---

<sup>13</sup> Excès de risque individuel  $ERI \leq 10^{-5}$  pour les effets sans seuil ; quotient de danger  $QD \leq 1$  pour les effets à seuil

SITE 4 - SITUATION FINALE		Niveaux de risques résiduels associés aux concentrations résiduelles après dépollution	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
<b>Traitement par venting/sparging</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	3,2E-06	8,4E-03
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	7,2E-09	1,9E-05
	<b>Total</b>	<b>3,2E-06</b>	<b>8,4E-03</b>
<b>Traitement par atténuation naturelle monitorée ou par BPR</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	9,6E-06	2,5E-02
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,2E-08	5,8E-05
	<b>Total</b>	<b>9,6E-06</b>	<b>2,5E-02</b>
<b>Traitement biologique anaérobie</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	9,3E-06	2,5E-02
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,1E-08	5,6E-05
	<b>Total</b>	<b>9,3E-06</b>	<b>2,5E-02</b>
<b>Traitement par ISCO</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	1,1E-06	2,8E-03
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,4E-09	6,4E-06
	<b>Total</b>	<b>1,1E-06</b>	<b>2,8E-03</b>

Tableau 55 : Niveaux de risques sanitaires – situations finales

Les résultats des calculs de risque, pour la voie d'exposition par inhalation de substances volatiles, indiquent des niveaux de risques résiduels inférieurs aux seuils de référence<sup>14</sup> pour les employés du site. Le site est donc compatible avec son usage industriel après mise en œuvre des différents scénarios de gestion.

Cependant, pour les technique qui ne traitent que la ZS (atténuation naturelle monitorée, BPR et traitement biologique anaérobie), les niveaux de risques d'effets

<sup>14</sup> Excès de risque individuel  $ERI \leq 10^{-5}$  pour les effets sans seuil ; quotient de danger  $QD \leq 1$  pour les effets à seuil

sans seuil, bien que strictement inférieurs au seuil de référence de  $10^{-5}$ , restent du même ordre de grandeur que celui-ci.

Dans le cas d'un projet d'aménagement, il peut donc pertinemment être envisagé de coupler ces techniques de dépollution à une mesure constructive, telle que l'aménagement d'un vide sanitaire ventilé sous le bâtiment. A titre d'exemple, la prise en compte d'un vide sanitaire de 10 m sur 30 m, d'une hauteur de 50 cm, avec une dalle de fond de 10 cm d'épaisseur et un taux de renouvellement d'air de 1,1 vol/h (valeur standard - INERIS, 2005) conduit aux niveaux de risques suivants (cf tableau 57) significativement inférieurs aux seuils de référence.

SITE 4 - SITUATION FINALE		Niveaux de risques résiduels associés aux concentrations résiduelles après dépollution	
		Effets sans seuil	Effets à seuil
		Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
<b>Traitement par atténuation naturelle monitorée ou BPR + vide sanitaire ventilé</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	9,5E-07	2,5E-03
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,2E-08	5,8E-05
	Total	9,5E-07	2,5E-03
<b>Traitement biologique anaérobie + vide sanitaire ventilé</b>			
Employés	Inhalation de substances volatiles dans le bâtiment	9,2E-07	2,4E-03
	Inhalation de substances volatiles en extérieur	2,1E-08	5,6E-05
	Total	9,2E-07	2,4E-03

Tableau 56 : Niveaux de risques sanitaires – situations finales (prise en compte d'un vide sanitaire ventilé)

## 4.2. ANALYSE DES INCERTITUDES

De nombreuses incertitudes sont inhérentes à une étude quantitative des risques. L'utilisation de données propres au site réduit mais ne supprime pas toutes ces incertitudes.

L'évaluation des risques sanitaires se décompose en quatre grandes étapes (évaluation des dangers, choix des valeurs toxicologiques de référence, évaluation des expositions, caractérisation des risques). Chacune de ces étapes fait l'objet d'incertitudes. Ces incertitudes sont discutées ci-après.

#### 4.2.1. Analyse qualitative des incertitudes

##### ***a) Incertitudes sur l'évaluation des dangers et le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR)***

- ***Incertitudes sur la sélection des substances***

La sélection des substances chimiques retenues pour l'étude est une source d'incertitudes. Dans le cas présent, seuls le PCE et le TCE ont été considérés, en cohérence avec le cas d'étude défini dans la tâche 2. S'agissant d'un cas fictif, la cohérence de ce choix avec la connaissance historique du site, la dangerosité et le comportement dans l'environnement des autres substances potentiellement présentes ne peut être discutée.

Par ailleurs, en fonction des conditions du milieu, ces composés organo-chlorés sont susceptibles de se dégrader, de sorte que l'apparition de cis-1,2-dichloroéthylène et de chlorure de vinyle dans les gaz du sol ne peut être exclue. La cinétique de dégradation de ces composés dans les eaux souterraines est relativement bien connue et peut être estimée de manière majorante. En revanche, elle est très mal connue dans les sols.

Puisque les sols contribuent très majoritairement aux concentrations dans les gaz du sol, la possibilité d'apparition de cis-1,2-dichloroéthylène et de chlorure de vinyle au fil du temps ne peut être prise en compte de manière quantitative dans la présente analyse des incertitudes.

- ***Incertitudes sur le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR)***

De nombreuses incertitudes sont associées à la construction des valeurs toxicologiques de référence (VTR). On peut notamment citer :

- l'extrapolation de relations dose-effet établies pour de fortes doses à les faibles doses ;
- l'extrapolation de relations établies pour des expositions de courtes durées à de longues durées ;
- l'extrapolation des résultats d'expérimentations chez l'animal pour prédire des effets chez l'homme ;
- l'extrapolation de relations établies sur des populations homogènes pour prédire les effets sur une population composée d'individus avec un large spectre de sensibilité.

Ainsi, toute VTR intègre intrinsèquement des facteurs d'incertitude ou d'ajustement importants.

Par ailleurs, différents organismes nationaux et internationaux produisent de VTR, lesquelles sont susceptibles de diverger selon les études sources retenues, les modalités de construction de la VTR et les facteurs d'incertitude et d'ajustement pris en compte. Dans la présente étude, les bases de données toxicologiques suivantes ont été considérées : US-EPA (base de données IRIS), ATSDR, OMS, RIVM, Santé

Canada et OEHHA. Face à la multiplicité des choix possibles, dans le cadre d'une approche conservatrice, le choix des VTR s'est porté, pour chaque substance, sur les VTR les plus protectrices pour la santé humaine, après exclusion des valeurs reconnues de manière évidente comme de qualité médiocre.

Une analyse quantitative de l'incertitude associée à ce choix est présentée en section 4.2.2.

### ***b) Incertitudes sur l'évaluation des expositions***

- ***Incertitudes sur les concentrations dans les milieux***

Dans le calcul des risques pour la situation initiale, les concentrations moyennes dans les gaz du sol sont retenues. S'agissant d'un cas fictif, la représentativité de la moyenne ne peut pas être discutée.

En termes de sensibilité, l'influence des concentrations retenues dans les gaz du sol sur les niveaux de risques sanitaires calculés est linéaire, tant que la saturation du milieu gaz du sol n'est pas atteinte.

Dans les calculs des risques pour les situations finales, l'abattement des concentrations dans les gaz du sol consécutif à la mise en œuvre des différentes techniques de dépollution est estimé de manière très théorique, probablement peu réaliste, considérant notamment que le PCE et le TCE réagissent de manière analogue au traitement et que les milieux sols-gaz du sol et eau-gaz du sol sont en équilibre.

- ***Incertitude sur la modélisation des transferts***

L'estimation de l'exposition d'un individu, à l'aide de modèles, n'est qu'une représentation mathématique simplifiée approximative de la réalité. L'incertitude associée aux modèles est difficile à évaluer étant donné le faible nombre de modèles disponibles et le manque de validation des résultats par des données de terrain.

Au-delà du choix du modèle, de nombreux paramètres (propriétés physico-chimiques, caractéristiques du milieu souterrain, données de construction) influencent la modélisation des flux de remontées des vapeurs. Afin de réduire les incertitudes sur le résultat final, les valeurs de ces paramètres ont été calées sur des données spécifiques au site définies dans le cadre de la tâche 2.

- Les propriétés physico-chimiques des substances (provenant de bases de données fiables (les fiches toxicologiques de l'INERIS pour les deux substances concernées par la présente étude) ne sont pas des sources majeures d'incertitudes.
- En ce qui concerne les caractéristiques du milieu souterrain, les données de porosité, perméabilité et densité fournies pour ce site dans le cadre de la tâche 2 révèlent des terrains de type sableux. En cohérence avec ces données, les valeurs retenues pour les paramètres géologiques intervenant dans les transferts de vapeurs sont les caractéristiques des sables fournies par l'US-

EPA (2004). S'agissant un scénario fictif, l'hétérogénéité des terrains ne peut être appréciée et discutée. Le battement de la nappe, est susceptible d'affecter les concentrations dans les gaz du sol, mais aucun recul sur ce phénomène n'est disponible. De plus, travaillant à partir des concentrations dans les gaz du sol en source infinie, la modification de la profondeur de la nappe ou de la puissance de la ZNS polluée est mathématiquement sans incidence sur les niveaux de risques obtenus.

- Les caractéristiques des bâtiments (dimensions, épaisseur de la dalle, hauteur sous plafond) ont été définies de manière arbitraire en considérant un usage industriel standard. Plus généralement, ces paramètres sont en principe calés sur des plans d'aménagement, et de ce fait, les incertitudes associées sont faibles. En revanche, les données relatives aux taux de renouvellement d'air sont souvent incertaines et peuvent avoir une influence non négligeable sur le résultat final.

Une part de l'incertitude liée à l'utilisation du modèle provient de l'utilisation de paramètres standards du fait de l'absence de données spécifiques, et de la nécessité de faire un choix sur des paramètres pour lesquels il existe différentes valeurs disponibles dans les sources bibliographiques (largeur des fissures, taux de fissuration de la dalle, température du sol, gradient de pression entre les gaz du sol et l'air intérieur). Néanmoins, il faut souligner que, de façon générale, les paramètres retenus pour calculer les risques ont tendance à surestimer les risques sanitaires.

A titre informatif, une analyse de sensibilité sur d'une part les dimensions et le taux de renouvellement d'air et d'autre part sur le taux de fissuration de la dalle est présentée en section 4.2.2.

- ***Incertitude sur l'estimation du budget espace-temps***

Les cibles choisies sont les usagers du site les plus sensibles, c'est-à-dire ceux qui sont les plus exposés aux substances volatiles présentes dans les gaz du sol. Ont ainsi été considérés les cas des employés passant toute la journée de travail dans le bâtiment (8 h/j), et fréquentant les espaces extérieurs de manière beaucoup plus limitée (1 h/j).

Ainsi, les caractéristiques d'exposition des cibles ont été définies de façon majorante dans le cadre de cette étude.

Selon la configuration et l'usage du bâtiment, des budgets espace-temps plus réalistes auraient pu être envisagés.

Les niveaux de risques obtenus sont directement proportionnels au budget espace-temps. Les paramètres de fréquence d'exposition sont donc des paramètres sensibles.

### ***c) Incertitudes sur la caractérisation des risques***

D'une manière générale, les incertitudes inhérentes à la caractérisation du risque sont directement fonction des incertitudes relatives aux étapes précédentes de l'évaluation des risques.

Ces incertitudes concernent également les règles d'additivité des risques.

- ***Incertainces sur la caractérisation des risques d'effets à seuil***

Le calcul de quotients de danger, définis par le rapport d'une dose (ou concentration) d'exposition sur une VTR, a été appliqué à chaque substance prise individuellement et ne vaut que pour l'effet critique associé à cette substance. Cette approche ne renseigne donc pas sur l'effet résultant de l'exposition à un mélange de substances. Les connaissances relatives aux effets potentiellement additifs, synergiques ou antagonistes pouvant avoir lieu lors d'une exposition multiple sont limitées et on ne dispose pas de règles générales de prise en compte de ces effets. Dans le présent rapport, supposant que l'additivité permet de compenser les effets mal connus de synergie et d'antagonisme, les quotients de danger ont été systématiquement additionnés par voie et par substance, permettant ainsi de calculer un risque global.

Cette approche a pu être retenue car les substances concernées (PCE et TCE) ont des effets sanitaires chroniques à seuil communs.

Il n'en reste pas moins que ce quotient de danger global peut minorer ou majorer le risque réel.

- ***Incertainces sur la caractérisation des risques d'effets sans seuil***

La démarche retenue pour évaluer les risques d'effets sans seuil a été de caractériser un risque cancérigène global résultant de l'exposition simultanée à différentes substances chimiques. Il faut souligner ici que l'induction d'un cancer est considérée comme un effet commun aux substances cancérigènes, et ce quel que soit la localisation du cancer. Cette approche, qui consiste à sommer par voies et par substances les excès de risque individuels, correspond à l'hypothèse d'une indépendance des effets cancérigènes des différentes substances. Elle est incertaine car elle ignore tout effet potentiel d'antagonisme ou de synergie. Les excès de risque cumulés peuvent donc minorer ou majorer le risque réel.

#### **4.2.2. Analyse quantitative des incertitudes**

Une analyse de sensibilité peut être menée, à titre informatif, sur certains des paramètres cités dans l'analyse qualitative des incertitudes ci-dessus.

S'agissant d'un cas fictif, beaucoup d'hypothèses de calcul sont retenues arbitrairement, sans que leur pertinence ne puisse être questionnée. Le degré de représentativité ou de simplification de la réalité du terrain est inconnu. Ainsi, peu de

paramètres peuvent faire l'objet d'une analyse de sensibilité qui soit pertinente, eut égard aux incertitudes mises en évidence.

- **Sensibilité du choix des VTR**

Une analyse quantitative des incertitudes associées au choix des VTR est proposée. Dans ce cadre, un calcul des risques sanitaires sur la situation finale après traitement par venting/sparging a été réalisé en retenant les VTR selon la hiérarchisation des bases de données proposée dans la circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006 et en excluant les VTR provisoires. Ces VTR sont présentées dans le Tableau 57.

N°CAS	Substance	Voie d'exposition : inhalation			
		Effets à seuil (mg/m <sup>3</sup> )	Référence	Effets sans seuil (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Référence
127184	Tétrachloroéthylène (PCE)	2,80E-01	ATSDR, 1997	5,90E-03	OEHHA, 2005
79016	Trichloroéthylène (TCE)	6,00E-01	OEHHA, 2005	4,30E-04	OMS, 2000

Tableau 57 : Valeurs Toxicologiques de Référence selon circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006

Les résultats de cette analyse sont présentés dans le Tableau 58.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risques après venting/sparging		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Valeurs toxicologiques de référence (VTR)	cf. Tableau 44	Sélection des VTR les plus protectrices	3,2E-06	8,4E-03		
	cf. Tableau 57	Sélection des VTR selon la circulaire du 30 mai 2006	2,0E-06	3,9E-03	-35,9%	-53,1%

Tableau 58 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur les Valeurs Toxicologiques de Référence

Ces calculs mettent en évidence :

- la sensibilité des niveaux de risques finals aux modalités de sélection des VTR ;
- mais une sensibilité différentielle selon qu'on s'intéresse aux effets à seuil (pourcentage de variation de -53 %) ou aux effets sans seuil (pourcentage de variation de -36 %).

Les niveaux de risques sanitaires obtenus en considérant la hiérarchisation des bases de données figurant dans la circulaire du 30 mai 2006 sont significativement inférieurs

à ceux estimés sur la base des hypothèses retenues dans la présente étude. Ainsi, si les VTR avaient été sélectionnées selon la hiérarchisation de la circulaire, la situation initiale n'aurait été associée à aucun dépassement des seuils de référence en vigueur et le site aurait été jugé compatible avec son usage.

Toutefois, cette modalité de sélection des VTR est une extrapolation du texte de la circulaire. La circulaire indique en effet que cette hiérarchisation ne s'applique que lorsque toutes les bases de données se sont fondées sur un même effet critique, une même voie et une même durée d'exposition. Ce n'est pas le cas pour les substances considérées. Ainsi, le choix de retenir la hiérarchisation des bases de données ne se justifie pas tant en termes scientifiques que réglementaires.

- **Sensibilité des caractéristiques du bâtiment**

Afin d'apporter un éclairage quantitatif à la sensibilité des paramètres relatifs aux dimensions des bâtiments et à leur ventilation, un calcul de risque a été réalisé en considérant un bâtiment typique à usage de bureaux, présentant les caractéristiques suivantes : emprise de 10 m sur 10 m, hauteur sous plafond de 2,5 m, taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h.

Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque après venting/sparging		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Caractéristiques du bâtiment	<i>Hypothèses retenues dans la présente étude (10 m sur 30 m, hauteur sous plafond de 5 m et taux de renouvellement d'air de 0,8 vol/h)</i>		3,2E-06	8,4E-03		
	Bâtiment type à usage de bureaux (10 m sur 10 m, hauteur sous plafond de 2,5 m et taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h)		1,1E-05	2,9E-02	243,9%	244,3%

Tableau 59 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur les caractéristiques du bâtiment

Ce calcul met en évidence la sensibilité des niveaux de risques aux caractéristiques des bâtiments. En particulier, la hauteur sous plafond et le taux de renouvellement d'air déterminent le volume de dilution du flux de substances pénétrant dans le bâtiment : plus ces caractéristiques sont faibles, plus le volume de dilution ramené à une même surface au sol est faible, donc plus les concentrations dans l'air intérieur et les niveaux de risques associés sont élevés.

- **Sensibilité du taux de fissuration de la dalle**

Dans la présente étude, le taux de fissuration retenu ( $=3,3 \cdot 10^{-4}$ ) a été calculé supposant la dalle du bâtiment constituée de la juxtaposition de dalles unitaires de 10 x 10 m disjointes de 1 mm.

Un autre choix de modélisation peut être envisagé, à savoir retenir une valeur de taux de fissuration fixe recommandée dans la littérature et en déduire l'aire des fissures. Un calcul de risque, considérant un taux de fissuration typique ou moyen pour un bâtiment de plain-pied (US-EPA, 2004), est proposé dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le taux de fissuration de la dalle (cf. Tableau 60).

Paramètre	Valeur du paramètre	Commentaire	Niveaux de risque après venting/sparging		Pourcentage de variation	
			Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger	Excès de Risque Individuel	Quotient de Danger
Fissuration de la dalle	<i>Hypothèse retenue dans le calcul principal. La dalle du bâtiment est supposée constituée de la juxtaposition de dalles unitaires de 10 x 10 m disjointes de 1 mm</i>		3,2E-06	8,4E-03		
	3,8E-04	Valeur typique ou moyenne pour un bâtiment de plain-pied (US EPA, 2004)	3,0E-06	7,9E-03	-6,5%	-6,6%

Tableau 60 : Résultats de l'analyse de sensibilité sur la fissuration de la dalle

Ce calcul montre que les deux options de modélisation conduisent à des résultats du même ordre de grandeur. Le choix retenu dans la présente étude est cependant légèrement plus protecteur que le cas testé dans le cadre de l'étude de sensibilité.



**Centre scientifique et technique**  
**Service environnement industriel et procédés innovants**  
3, avenue Claude-Guillemin  
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34