

RAPPORT D'ÉTUDE

21/12/2006

N° INERIS DRC-06-75999-DESP/R11

Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués
en France

**VDSS, VCI-sols, outils génériques pour
l'évaluation des sites pollués: Évaluation et
perspectives**

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués en France

VDSS, VCI-sols, outils génériques pour l'évaluation des sites pollués: Evaluation et perspectives

Client: **Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable**

PREAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

| | Rédaction | Vérification | Approbation |
|----------------|---|--|---|
| NOM | Benoît HAZEBROUCK | Corinne HULOT | Jacques BUREAU |
| Qualité | Délégué aux prestations Direction des Risques Chroniques | Ingénieur à l'unité "Déchets et Sites Pollués" Direction des Risques Chroniques | Responsable de l'unité "Déchets et Sites Pollués" Direction des Risques Chroniques |
| Visa | | | |

"La nature a horreur du vide". Aristote.

"L'essentiel est de dire quelque chose de très gros et de le répéter souvent, c'est comme cela que l'on fait une vérité". Jean Anouilh, L'Alouette.

"Tous les modèles sont faux, mais certains sont utiles". George Box.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----------|
| 1. GLOSSAIRE | 7 |
| 2. INTRODUCTION | 9 |
| 3. CADRE FRANÇAIS DE GESTION DES SITES POLLUÉS | 10 |
| 3.1 Cadre réglementaire..... | 10 |
| 3.2 Référentiels au début des années 1990..... | 10 |
| 3.3 Politique nationale : Gestion par le risque | 11 |
| 3.4 VDSS et VCI-sols..... | 12 |
| 4. PRATIQUE FRANÇAISE DE GESTION DES SITES POLLUÉS | 13 |
| 4.1 Référentiels génériques de qualité des sols..... | 13 |
| 4.1.1 Usage des VDSS et VCI-sols | 13 |
| 4.1.2 Autres référentiels génériques pour les sols pollués utilisés en France | 16 |
| 4.2 Comparaison des teneurs dans les sols à l'état initial et au bruit de fond local..... | 22 |
| 4.3 Outils d'évaluation des risques..... | 25 |
| 4.3.1 Usage de l'ESR en France | 25 |
| 4.3.2 Application de l'EDR en France | 27 |
| 5. EXEMPLES DE PRATIQUES ÉTRANGÈRES | 30 |
| 5.1 Pays-Bas..... | 30 |
| 5.1.1 Vue d'ensemble | 30 |
| 5.1.2 Valeurs cibles" T, sols de qualité acceptable, sols propres | 32 |
| 5.1.3 Valeurs d'intervention I, contamination "importante" | 33 |
| 5.1.4 Valeurs de référence | 34 |
| 5.1.5 Contamination "importante": détermination du degré d'urgence de la réhabilitation, modèle de référence d'évaluation spécifique au site..... | 35 |
| 5.1.6 Aperçu historique..... | 36 |
| 5.2 Belgique, région flamande..... | 37 |
| 5.3 Allemagne | 38 |
| 5.3.1 Situation actuelle | 38 |
| 5.3.2 Aperçu historique..... | 39 |
| 5.4 Etats-Unis..... | 40 |
| 5.5 Royaume Uni | 41 |
| 5.5.1 Situation actuelle | 41 |

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 5.5.2 | Aperçu historique..... | 42 |
| 5.6 | Canada (CCME)..... | 43 |
| 5.7 | Conclusion | 44 |
| 5.7.1 | Précisions sur les définitions: outil générique et outil de référence, modèle, modélisation..... | 44 |
| 5.7.2 | Clés du générique et du spécifique au site..... | 44 |
| 5.7.3 | Outils de gestion et outils d'expertise | 47 |
| 5.7.4 | Harmonisation européenne sur les outils..... | 50 |
| 6. | PERSPECTIVES | 50 |
| 6.1 | Un besoin d'outils génériques | 50 |
| 6.2 | Une faisabilité limitée, des choix politiques | 51 |
| 6.3 | Types envisageables pour les outils génériques d'évaluation des sites pollués..... | 52 |
| 6.3.1 | Pistes pour des seuils de définition d'une contamination du sol..... | 53 |
| 6.3.2 | Teneurs seuils dans les sols fondées sur le risque, et modèle de référence..... | 54 |
| 6.3.3 | Considérations supplémentaires sur les teneurs seuils dans les sols et un modèle de référence: risque d'usage abusif..... | 56 |
| 6.3.4 | Cadre pour le spécifique au site | 57 |
| 6.3.5 | Evaluation des types d'outils génériques considérés | 58 |
| 7. | NOUVELLE APPROCHE DE GESTION DU MEDD..... | 63 |
| 7.1 | Choix politiques du MEDD | 63 |
| 7.2 | Démarches et outils mis à disposition | 64 |
| 7.2.1 | Seuils génériques | 64 |
| 7.2.2 | Modèles de référence | 64 |
| 7.2.3 | Encadrement du spécifique au site..... | 65 |
| 8. | CONCLUSION..... | 66 |
| 9. | RÉFÉRENCES | 68 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1: Eléments de comparaison des VCI entre elles et avec l'EDR Santé .. | 16 |
| Tableau 3: Exemple de seuils génériques obtenus par l'INERIS (2006g) | 21 |
| Tableau 4: Implication pour la gestion d'un site des valeurs hollandaises d'évaluation de la qualité des sols (et des eaux souterraines) | 31 |
| Tableau 6: Modes d'intervention des approches génériques et spécifiques au site dans la gestion d'un site | 45 |
| Tableau 8: Degrés d'intervention des approches génériques et spécifiques au site dans la gestion des sites dans les pays considérés | 46 |
| Tableau 10: Avantages / inconvénients de différentes options concernant les seuils génériques de définition d'une contamination du sol | 59 |
| Tableau 7: Avantages / inconvénients de différentes variantes concernant les teneurs seuils dans les sols génériques fondées sur le risque | 60 |
| Tableau 8: Avantages / inconvénients de différentes options concernant les modèles de référence | 61 |
| Tableau 14: Avantages / inconvénients de différentes options concernant l'encadrement du spécifique au site | 62 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1: Confrontation de teneurs naturelles estimées pour un site et d'un objectif de qualité, à un référentiel de bruit de fond générique | 24 |
| Figure 3: Cadre général hollandais de gestion des sols pollués | 31 |

1. GLOSSAIRE

| | |
|----------------------------------|---|
| ADEME | Agence de l'Environnement et de Maîtrise de l'Energie |
| AEP | Alimentation en eau potable |
| ATSDR | <i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> |
| BCF | Facteur de bioconcentration vers les plantes |
| Bol alimentaire | Exposition à travers les produits alimentaires du commerce |
| CI | Concentration inhalée |
| Cire | Cellule Interrégionale d'épidémiologie (DRASS et InVS) |
| CPQSS | Critère Préliminaire de Qualité de la Source Sol, fondé sur le risque |
| CT | Concentration tolérable |
| DJE | Dose Journalière d'exposition |
| DJT | Dose Journalière Tolérable |
| DDASS | Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales |
| DRASS | Direction /Régionale des Affaires sanitaires et Sociales |
| DRIRE | Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement |
| EDR | Evaluation Détaillée des Risques |
| ERI | Excès de Risque individuel (effets sans seuil) |
| EQRS (ou ERS) | Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires |
| ERU | Excès de Risque Unitaire |
| ESR | Evaluation Simplifiée des Risques |
| Générique / de référence (outil) | <p>Un outil générique est compris ici comme un outil (teneur seuil, modèle, valeurs de paramètres, procédure,...) appliqué sur l'ensemble d'un territoire, par opposition à la un outil élaboré spécifiquement pour un site (cf. § 2).</p> <p>Un outil de référence est compris ici comme un outil établi par les autorités comme une référence officielle incontournable sur le territoire. Elle peut être ensuite adaptable au site ou non.</p> <p>Un outil de référence sera forcément générique, un outil générique peut ne pas être "de référence" s'il est établi par un acteur non institutionnel (outil interne à un bureau d'étude par ex.).</p> |
| HAP | Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques |
| HCT | Hydrocarbures totaux |
| IC ou ICPE | Installation Classée Pour l'Environnement |

| | |
|-------------------------|---|
| InVS | Institut National de Veille Sanitaire |
| IR | Indice de risque (effets à seuil) |
| IRIS | <i>Integrated Risk Information System</i> : base de données toxicologiques de l'US EPA |
| IRSN | Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire |
| MATE | Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement |
| MEDD | Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable |
| Modèle/ modélisation | Un modèle est entendu ici comme un ensemble de concepts traduits en paramètres et en équations. La modélisation d'un site est entendue ici comme le choix et l'application d'un modèle à une situation, par entrée des valeurs des paramètres et éventuellement choix entre différentes variantes. |
| MRL | <i>Minimum Risk Level</i> de l'ATSDR |
| OEHHA | <i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (Californie) |
| OMS / WHO | Organisation Mondiale de la Santé / <i>World Health Organisation</i> |
| <i>Prüfwerte</i> | Valeurs de contrôle allemandes (concentrations en polluant dans les sols) |
| De référence (outil) | cf. "générique". |
| RfC | <i>Reference Concentration</i> d'IRIS |
| RfD | <i>Reference Dose</i> d'IRIS |
| RIVM | <i>Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en Milieu</i> (Pays-Bas) |
| SSLs | <i>Soil Screening Levels</i> de l'US EPA |
| STEP | Station de Traitement des Eaux Polluées |
| Valeurs A, B, C | Seuils hollandais avant 1994 (concentrations en polluant dans les sols), respectivement cible, intermédiaire et d'intervention |
| Valeurs T et I | Seuils hollandais après 1994 (concentrations en polluant dans les sols), respectivement cible et d'intervention |
| TCA | <i>Tolerable Concentration in Air</i> de Santé Canada |
| TDI | <i>Tolerable Daily Intake</i> |
| UPDS | Union des Professionnels de la Dépollution des Sites |
| US EPA | <i>US Environmental Protection Agency</i> |
| VCI | Valeurs de Constat d'Impact |
| VDSS | Valeurs de Définition de Source-Sol |
| VTR | Valeur Toxicologique de Référence |

2. INTRODUCTION

Dans le cadre de sa mission d'appui au Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), l'INERIS apporte un retour d'expérience sur l'application des outils méthodologiques, pour aider à l'amélioration continue de ces outils. Ce retour d'expérience est acquis à travers les travaux suivants:

- Réalisation de diagnostics et d'EDR;
- Tierces expertises des EDR santé, et d'ERS d'ICPE;
- Formation des acteurs: Administrations, BE, Industriels,...;
- Conseils téléphoniques, FAQ;
- Groupes de travail du MEDD;
- Veille scientifique, R&D.

Le présent document rapporte un retour d'expérience sur l'usage des Valeurs de Définition de Source-Sol (VDSS) et des Valeurs de Constat d'Impact pour les sols (VCI-sols), et d'autres outils génériques, dans l'évaluation des sites pollués en France. Cet usage est discuté en lien avec le contexte français de gestion des sites pollués et au regard de retours d'expériences étrangers.

On qualifie ici de générique tout outil (teneur seuil, modèle, procédure,...) appliqué sur l'ensemble d'un territoire, par opposition à la un outil élaboré spécifiquement pour un site. Ainsi, des teneurs seuils spécifiques au site peuvent être élaborées par application d'un modèle de référence (générique) sur des données numériques spécifiques aux sites.

Ce retour d'expérience aboutit à des perspectives sur les outils méthodologiques, en particulier sur les avantages et inconvénients respectifs des approches génériques ou spécifiques au site d'évaluation des sites et sols pollués. Enfin, il situe parmi ces perspectives les nouveaux outils méthodologiques du MEDD pour la gestion des sols pollués, tels qu'attendus pour début 2007.

Ce retour d'expérience a fait l'objet d'échanges sur des versions intermédiaires avec les acteurs impliqués dans la refonte des textes méthodologiques. Ainsi, il a alimenté ces travaux de refonte, et a également intégré certains retours d'expérience rapportés au cours de ces travaux.

En tant que retour d'expérience, ce document ne vise pas un traitement exhaustif de la question des outils méthodologiques de gestion des sites pollués.

3. CADRE FRANÇAIS DE GESTION DES SITES POLLUÉS

Depuis l'émergence des activités de gestion des sols pollués en France (1992), la question de l'évaluation des pollutions de sols en France, et des référentiels associés, a connu divers épisodes. Leur rappel peut aider à analyser la situation actuelle.

3.1 CADRE RÉGLEMENTAIRE

Le cadre réglementaire principal de la gestion des sites et sols pollués est celui de la loi de 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Les principales circulaires du MEDD sur ce sujet (par ex. 1993 et 1999) s'inscrivent dans ce cadre.

D'autres activités susceptibles d'occasionner des pollutions de sol, par exemple les activités minières ou des dépôts "sauvages", ne relèvent pas de la législation des ICPE. Toutefois, les outils de gestion des sites et sols pollués définis dans le cadre des ICPE leur sont généralement également appliqués dans la pratique. La gestion de la plupart des sites hors ICPE (hors sites miniers, militaires,...) est placée dans le cadre de la Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

3.2 RÉFÉRENTIELS AU DÉBUT DES ANNÉES 1990

Au début des activités de gestion des sols pollués en France (1992-1995), en l'absence de référentiel et d'outils de gestion, les sites sont gérés sur la base d'un dialogue entre les autorités¹ et les responsables des sites. En particulier, les objectifs de dépollution sont déterminés au cas par cas, en fonction du contexte du site et de son usage prévu, et avec l'aide de concentrations seuils dans les sols issues de listes étrangères (Bailey et Morekas, 1993)². Ces listes étrangères sont surtout hollandaises, mais aussi québécoises, américaines, allemandes,...

¹ Essentiellement les préfets soutenus par les services de l'Inspection des Installations Classées au sein des Directions Régionales à l'Industrie, la Recherche et l'Environnement (DRIRE), ainsi que du Service Technique de l'Inspection des Installations Classées (STIIC) en région parisienne, et par les services des Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) dont l'implication, prévue par les textes (par ex. Circulaire du 12/12/1999), a été croissante depuis l'an 2000 environ. Les sites ne relevant pas du régime des installations classées et d'enjeu purement local (en particulier "petite" taille) sont du ressort des maires, qui s'appuient généralement sur les mêmes services.

² Pour les eaux souterraines, les normes française de qualité des eaux destinées à la production d'eau potable (décret de 1989) sont utilisées.

Les listes étrangères sont reprises sans les politiques des pays dans lesquelles elles s'inscrivent, voire même sans les recommandations ou formules d'adaptation prévues (selon la teneur en matière organique et en argile des sols pour les listes hollandaises). En l'absence de retour aux sources des valeurs utilisées et du fait de leur disparité, aucune signification concrète, notamment en termes de risque, n'est explicitement associée aux référentiels ainsi retenus (même quand ces listes sont issues de calculs de risque: cf. § 3.4).

Ces listes étrangères sont directement appliquées comme critères d'évaluation des sites, de décision de mesures correctives, d'objectifs de dépollution, etc. Dans les années 1990, ce système est rapidement critiqué comme cumulant les travers à la fois d'un dispositif "générique" mal maîtrisé et d'un dispositif "spécifique au site" mal encadré, à savoir:

- Utilisation de critères inadaptés pour le site puisque génériques. La critique type concerne les divers massifs français (massif central, massif armoricain) qui, de par leur seul fond géochimique, seraient à réhabiliter "en vertu" des valeurs C des listes hollandaises utilisées.
- Incohérence des décisions, avec des disparités injustifiées dans le traitement des cas, suivant que la liste de valeurs seuils appliquée est québécoise, hambourgeoise, berlinoise, hollandaise, américaine, etc. (Cf. § 3.4 pour quelques précisions quant à ces différences).

3.3 POLITIQUE NATIONALE : GESTION PAR LE RISQUE

Une politique nationale de gestion des sites (potentiellement) pollués est mise en place en 1993 (MFE, 1993). Nous en présentons et commentons les points pertinents pour la présente étude. Le texte entre guillemets reprend l'introduction du Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR (MATE, 2000-2002).

<<Schématiquement, les axes d'action définis par la politique nationale en matière de sites et sols pollués peuvent se résumer ainsi :

- Recenser
- Sélectionner
- Traiter>>

<<La recherche systématique des sites industriels pollués concerne à la fois les sites industriels en activité et les sites industriels anciens sur lesquels ont été exercées des activités potentiellement à l'origine de pollutions des sols.>>

Parmi les sites recensés comme (potentiellement) pollués, la politique nationale vise à <<sélectionner les sites prioritaires au regard du problème de la pollution des sols et du sous-sol et des risques générés pour la santé publique et l'environnement.>>

Le système de sélection fait intervenir un diagnostic initial puis une Evaluation Simplifiée des Risques (**ESR**), suivie au besoin d'un diagnostic approfondi et d'une Evaluation Détaillée des Risques (**EDR**). <<L'évaluation simplifiée des risques a pour objet de ranger les sites étudiés en 3 classes:

- Classe 3 : les sites dits "banalisables"
- Classe 2 : les sites à suivre
- Classe 1 : les sites nécessitant des investigations approfondies.>>

Le premier Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR est paru en 1995 (MATE, 1995).

<<Les investigations approfondies et l'évaluation détaillée des risques ont pour objectif d'avoir une connaissance claire et précise de la pollution du site et des risques réels engendrés pour l'environnement>>.

La circulaire du 10 décembre 1999 (MATE, 1999) précise les principes de fixation des objectifs de réhabilitation pour les sites et sols pollués. Celle-ci repose notamment³ sur l'estimation quantitative des risques réalisée au moyen de l'EDR. En outre, bien que cela ne figure pas dans la Circulaire de 1999, dans tous les cas le bruit de fond local dans les sols intervient comme borne inférieure des objectifs de qualité à envisager pour le site: un préalable pour la réalisation d'une EDR, voire d'une mise en sécurité du site (restriction d'usage, dépollution, aménagements,...), est l'existence d'une pollution effective du site, d'un dépassement du bruit de fond local dans les sols.⁴

La gestion fondée sur l'application au site de l'étude des risques sanitaires est reconnue juridiquement comme applicable, et opposable à d'autres formes de gestion: en 2002, le Tribunal Administratif d'Amiens a prononcé l'annulation d'un arrêté préfectoral de 1995 fixant des objectifs de dépollution sur la base de valeurs hollandaises B⁵ "et non pas à des valeurs qui caractériseraient une pollution ne présentant aucun risque pour la santé humaine", et a ordonné "l'application au site de la méthode de décontamination basée sur l'étude des risques pour la santé humaine" (TA Amiens, 2002).

3.4 VDSS ET VCI-SOLS

Le rangement des sites dans l'une des trois classes de l'ESR se fait sur la base d'une notation du site, elle-même fondée sur différents critères relatifs à la source, au potentiel de transfert et à la cible. Parmi ces critères interviennent deux types de concentrations seuils dans les sols:

- Valeur de Définition de Source-Sol (VDSS): en deçà de cette valeur, on considère qu'il n'y a pas de source sol au sens du Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR;
- Valeur de Constat d'Impact (VCI-sols), qui intervient dans la notation de l'impact sur les sols de surface (0-30 cm).

Ces valeurs sont listées dans l'Annexe 5 du Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR.

Dans le prolongement de la période du début des années 1990, les VDSS et VCI-sols sont d'abord reprises de bases étrangères, essentiellement valeurs I hollandaises, avec ensuite une part plus importantes d'autres bases (*Prüfwerte*

³ *In fine*, "la fixation des objectifs de réhabilitation s'appuie généralement sur la définition et la comparaison de plusieurs scénarios de réhabilitation en terme d'impact sanitaire et environnemental et de coût" (Circulaire du 10 décembre 1999).

⁴ La définition du bruit de fond local dans les sols présentera des difficultés qui sont discutées au chapitre 6.3.1.

⁵ correspondant, dans le système de l'époque, à la moyenne arithmétique entre la Valeur d'Intervention et la Valeur Cible (respectivement valeurs C et A à l'époque).

allemandes, valeurs suédoises). Les dernières versions (2000, 2002) intègrent quelques valeurs d'élaboration française, et n'intègrent plus de valeurs suédoises.

4. PRATIQUE FRANÇAISE DE GESTION DES SITES POLLUÉS

4.1 RÉFÉRENTIELS GÉNÉRIQUES DE QUALITÉ DES SOLS

4.1.1 USAGE DES VDSS ET VCI-SOLS

Très vite, les VDSS et VCI-sols remplacent les listes étrangères du début des années 1990 dans toutes sortes d'études, sans lien avec l'ESR, concernant des sites pollués proprement dit mais également des dépôts au sol des émissions des ICPE, en tant que⁶:

- seuils de définition d'un sol non contaminé, d'une absence de source (VDSS);
 - seuils de définition d'une absence de risque (VCI);
- et ainsi, par glissements successifs (cf. INERIS, 2003):
- seuils d'arrêt des études et des autres actions sur un site (VDSS: absence de source);
 - repères pour la surveillance de l'impact d'une ICPE (incinérateur dans l'Oise, 2006);
 - seuils de dépollution par défaut, inscrits dans les arrêtés préfectoraux de dépollution, proposés par les BET pour des dépollutions hors arrêté, etc. Le recours aux VDSS et VCI-sols peut alors influencer dans deux sens:
 - dans un sens protecteur: demande par la DRIRE d'une dépollution du site parce que la VCI-sols est dépassée, même si l'EDR indique des niveaux de risque inférieurs aux références de la circulaire du 10 décembre 1999 (par ex. MEDD, 2004);
 - dans un sens non protecteur: affirmation *a priori* d'absence de besoin de dépolluer parce que la VCI-sols n'est pas atteinte.
 - seuils de sélection des substances pour des calculs de risque dans le cadre des EDR;
 - seuils de définition de terres excavées comme déchet;
 - seuils d'acceptation en décharge (classe 3 avec les VDSS, classe 2 notamment avec les VCI-sols) ou en centre de revalorisation (pour les bétons: INERIS, 2002-2004).

⁶ Suites aux actions d'information menées depuis 2000 environ, ces diverses utilisations des VDSS et VCI-sols sont devenues moins fréquentes. Elles sont encore d'actualité fin 2006, sur d'anciens dossiers mais aussi parfois sur des travaux ou des décisions récentes. L'INERIS a relevé de telles pratiques dans de nombreux dossiers d'EDR soumis à son analyse critique, surtout dans les années 2000-2003 pour des EDR réalisées en 1998-2001. Le MEDD (2006) rapporte également des cas emblématiques de 2004 ou 2005 d'utilisation comme seuils de dépollution dans un projet d'arrêté préfectoral (site au plomb d'ampleur nationale (projet d'arrêté).

Même quand les VDSS et VCI-sols ne sont pas directement utilisées pour la prise de décision, elles sont souvent affichées dans les rapports d'étude, en tant que seul repère commun à tous les intervenants. Elles sont également utilisées comme seuils d'affichage, de marquage particulier (coloration, caractères gras) des résultats d'analyse des sols dans un tableau de résultats ou sur un plan du site⁷. Dans ces cas, elles prédefinisent implicitement une circonscription du problème, qui interviendra par la suite dans d'éventuels calculs de risque (sélection implicite de substances, taille de la zone contaminée prise en compte,...).

Pourtant, comme précisé dans le Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR (MATE, 2000-2002), et dans le guide sur le Diagnostic Approfondi et l'EDR (MATE, 2000), **l'usage des VDSS et des VCI-sols est strictement réservé à l'attribution d'une note dans le cadre d'une ESR.**

De fait, issues de trois sources différentes, ces valeurs correspondent à autant de modélisations et de démarches de gestion des risques, non cohérentes entre elles mais aussi vis-à-vis des bonnes pratiques de l'EDR en France. Quelques exemples en sont développés ci-dessous. Ils sont récapitulés pour les VCI dans le Tableau 1 p 16.

- Les valeurs hollandaises I de 1994⁸ reprises dans les VCI-sols et, après division par deux, dans les VDSS, prennent en compte les expositions par inhalation (vapeurs, poussières), au contraire des valeurs de contrôle allemandes réglementaires ("*Prüfwerte*": poussières seules) ou des VDSS et VCI-sols françaises.
- Les valeurs hollandaises I de 1994 prennent en compte le transfert de vapeurs vers l'air intérieur des bâtiments, mais uniquement à travers le modèle CSOIL de 1994 (van den Berg, 1994) qui n'est plus considéré comme d'actualité car n'intégrant pas le transport par convection⁹: le modèle CSOIL a été amendé depuis pour prendre en compte ce phénomène, à travers le modèle VOLASOIL (Waitz *et al.*, 1996).¹⁰
- Seules parmi les valeurs considérées, les valeurs d'intervention hollandaises intègrent une évaluation des risques pour les écosystèmes (MVROM, 1994).
- Les "valeurs de contrôle allemandes en préparation" ("*Orientierende Hinweise auf Prüfwerte*") prennent en compte le transfert de vapeurs, mais suivant des modalités¹¹ qui font l'objet de fortes réserves en Allemagne même (Rippen, 2000. En 2006, elles ne sont pas reprises dans les *Prüfwerte* (Bieber, 2006)).

⁷ Comme envisagé dans le projet de norme "service" sur les prestations relatives aux sites pollués: cf. INERIS, 2003, § 3.15.

⁸ L'annexe du Guide ESR (MATE, 2000-2002) fait référence également aux valeurs d'intervention I de 1998 (cf. § 5.1.3), mais aucune des valeurs du tableau des VDSS et VCI n'y renvoie.

⁹ et qui en outre considère uniquement une fondation avec vide sanitaire.

¹⁰ La Circulaire de 1994 (MVROM, 1994) qui accompagne les valeurs hollandaises I de 1994 précise que si l'on suspecte que l'exposition aux vapeurs dans les bâtiments est supérieure à celle des calculs standards [de la valeur I], des mesures dans l'air intérieur sont recommandées (cf. discussion au § 5.1.3).

¹¹ non évaluées en France, à notre connaissance.

- Pour les effets à seuil, une exposition de bruit de fond de 80% de la VTR est intégrée dans les valeurs seuils allemandes (*Prüfwerte*): 20% seulement de la VTR est alloué à l'impact de la contamination proprement dite (Rippen, 2003, Bieber 2006)¹², alors que les valeurs d'intervention hollandaises ne tiennent pas compte de l'exposition de bruit de fond. En France, la Circulaire du 10 décembre 1999 prévoit la prise en compte de l'exposition de bruit de fond dans les évaluations des risques, mais ce point n'est le plus souvent pas mis en œuvre dans la pratique.
- Les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) utilisées pour établir les différentes listes diffèrent sensiblement entre la France, l'Allemagne, et les Pays-Bas.
- Pour les effets sans seuil, les VCI-sols de construction hollandaise et Française correspondent à un Excès de Risque Individuel (ERI) de 10^{-4} de contracter un cancer lié à la pollution, et les "*Prüfwerte*" d'Allemagne à un ERI de 10^{-5} (UBA, 1999b). Ainsi, déjà de part le niveau de risque "visé", les VDSS et VCI-sols de construction hollandaise et Française ne sont pas conservatoires vis-à-vis de l'ERI de 10^{-5} généralement retenu, en application de la circulaire du 10 décembre 1999, dans la plupart des EDR et des décisions de gestion de sites pollués.¹³
- Pour les effets sans seuil, les VCI-sols de construction française sont calculées sur la base d'une exposition moyenne sur 6 années "enfant" et 24 années "adulte" (en dose ingérée ou absorbée dans le sang par contact cutané ou en concentration inhalée; INERIS, 2001a Annexe 2 p 10). Cette durée d'exposition de 30 ans n'est pas conservatrice par rapport à de nombreux scénarios d'exposition, par exemple en habitat pavillonnaire.
- La VDSS de 2500 mg/kg pour les "hydrocarbures totaux" ne définit aucunement une absence de pollution. Elle n'est pas reliée aux possibilités d'évaluation effective des risques suivant la méthode par coupes pétrolières (par ex. du *TPH Criteria Working Group* (1997a)), qui correspond à l'état de l'art actuel. Pour certaines coupes et de nombreux scénarios, elle ne préjuge pas d'un indice de risque attribuable inférieur à 10^{-4} .

¹² La même approche est suivie pour les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (CCME, 1994, non reprises dans les VDSS et VCI).

¹³ Ainsi, pour l'arsenic, une teneur dans les sols de 15 mg/kg, inférieure à la VDSS de 19 mg/kg, signale donc une absence de source-sol au sens de l'ESR; mais elle correspond, par la seule ingestion de sol en scénario résidentiel avec jardin, suivant la modélisation de l'expositions et de la toxicité (VTR) appliquée au calcul de la VCI, à un ERI d'environ $2 \cdot 10^{-5}$, généralement considéré comme inacceptable au sens de la Circulaire du 10 décembre 1999: la gestion usuelle d'une pollution (donc anthropique, dépassant le bruit de fond) à ce niveau impliquerait une mise en sécurité (recouvrement du site, restriction d'usage, dépollution,...). La validité de cette évaluation pourrait être discutée, puisque (notamment) elle n'incorpore pas la bioaccessibilité relative pour l'homme de l'arsenic adsorbé au sol, mais ce n'est pas l'objet du présent rapport.

¹⁴ En particulier pour les fractions volatiles. La prise en compte par ailleurs des BTEX et des HAP réduit certes le risque de "passer" à côté d'un risque important lié à une contamination de type "hydrocarbures pétroliers". Pourtant, dans certaines conditions (sol sableux, part importante de la coupe, notée EC8-EC10, des aliphatiques sortant entre l'octane et le décane et le décane d'une colonne de chromatographie gazeuse), des objectifs de dépollution inférieurs à 1000 mg/kg sont calculés avec les modélisations usuelles (en l'occurrence modèle Johnson & Ettinger; INERIS, 2006b). Inversement, pour des produits lourds confinés, une évaluation des risques peut conclure à une absence de risque quelles que soient les teneurs (soit une absence de teneurs limites dans les sols).

| Origine des VCI | NL I de 1994 | Prüfwerte, D | F | EDR Santé |
|--|---------------------------------|--|---------------------|---|
| Intégration du risque pour les écosystèmes? | Oui | Non | Non | Non |
| Intégration de l' inhalation? (vapeurs, poussières) | Oui | Poussières seules, hors "valeurs en préparation" | Non | Oui |
| Modèle de transfert des vapeurs en intérieur | CSOIL 1994 (sans convection) | nc / nd | nc | J&E, VOLASOIL (avec convection) |
| Intégration de l' exposition de bruit de fond? | Non | Oui fixée à 80% de VTR | Non | Non le plus souvent |
| Durée d'exposition (ans) | 6 enf. + 64 ad. | nd | 6 enf. + 24 ad. | 6 enf. + 64 ad. souvent |
| VTR | RIVM | Allemagne, OMS | OMS, IRIS, ATSDR | OMS, IRIS, ATSDR, + RIVM, S. Ca, OEHHA |
| ERI limite | 10 ⁻⁴ | 10 ⁻⁵ | 10 ⁻⁴ | 10 ⁻⁵ en général |
| Hydrocarbures totaux | 5 g/kg | nc | nc | < 1 - >10 g/kg selon coupes |

NL I: Valeurs d'intervention hollandaises; Prüfwerte, D: Valeurs "Prüfwerte" allemandes; *ad hoc* F: élaboration française.
nd: non documenté ici; nc: non concerné; J&E: Johnson & Ettinger; enf.: enfant; ad.: adulte; S. Ca: Santé Canada.

Tableau 1: Eléments de comparaison des VCI entre elles et avec l'EDR Santé

Ainsi, **les VDSS et VCI-sols** n'informent pas directement sur les risques liés aux sols pollués ou sur leur acceptabilité au regard de la circulaire du 10 décembre 1999, notamment vis-à-vis des expositions par inhalation (vapeurs, poussières): elles **n'ont pas de signification en soi**, en dehors de l'attribution d'une note entrant dans la notation ESR. Elles ne s'inscrivent pas dans une continuité avec l'EDR, qui déterminera *in fine* largement la gestion du site s'il présente un risque potentiel important.

Cette lacune des VDSS et VCI n'est pas liée à la démarche proprement dite d'élaboration des valeurs seuils utilisées (hollandaises, allemandes ou françaises), qui est en fait identique à celle de l'EDR. En revanche, la paramétrisation de leur calcul, issue de pratiques étrangères ou des choix d'un groupe de travail du Ministère chargé de l'Environnement pour le cadre spécifique de l'ESR, est incompatible avec les règles de l'art de l'EDR en France.

Une conséquence directe de cette lacune est que les diverses utilisations des VDSS et VCI-sols rencontrées en dehors de l'ERS dans la gestion des sites pollués ne sont pas justifiées.

De nombreux acteurs ont signalé ces problèmes. Le 20 février 2004, tirant les leçons du retour d'expérience, le MEDD (2004) a annoncé la suppression prochaine des VDSS et VCI-sols sous leur forme actuelle, désignées comme une "source permanente de confusion" dans la gestion des sites pollués, et le lancement d'un travail d'élaboration de nouveaux outils.

4.1.2 AUTRES RÉFÉRENTIELS GÉNÉRIQUES POUR LES SOLS POLLUÉS UTILISÉS EN FRANCE

En France, il n'existe pas de valeurs seuils officielles de définition d'un sol contaminé ou d'un sol présentant des risques "inacceptables" dans tel ou tel

usage. Suite aux nombreux rappels de la stricte limitation à l'ESR de l'usage des VDSS et VCI et de leur inadéquation pour d'autres usages, de nombreux intervenants de la gestion des sites et sols pollués (BET, industriels, etc.) se sont constitué leurs propres référentiels. Plus ou moins complets et approfondis en fonction des moyens, ils sont généralement établis sans étude de fond de la question.

4.1.2.1 RÉFÉRENTIELS DE DÉFINITION DE SOURCE SOL

Un référentiel indicatif de sols "propres" a été élaboré au sein d'une équipe de l'INERIS à partir des valeurs hollandaises cibles T et de valeurs hautes de concentrations de bruit de fond normales en France (hors anomalies régionales). Ce référentiel n'est pas issu d'une étude scientifique complète, mais plutôt d'un rassemblement de données au gré des occasions et de l'analyse de l'élaboration et de la signification aux Pays-Bas des valeurs T (cf. § 5.1.2). C'est pourquoi il ne prétend pas être à la pointe de l'état de l'art et reste purement indicatif.

L'INERIS a rencontré d'autres référentiels de définition de source sol formalisés dans des rapports de bureaux d'étude, par exemple issus des monographies de l'ATSDR ou, au niveau local, d'études sur le bruit de fond de terres agricoles. En 2005, la Cire Ile de France a constitué un référentiel régional pour l'Ile de France, à l'usage des DDASS, avec le Dr. Baize de l'INRA, sur la base des relevés de fond géochimique de l'INRA et de l'ADEME (Mathieu, 2005). Ces référentiels interviennent au niveau du diagnostic, pour se prononcer sur la présence et l'étendue éventuelle d'une contamination, et au niveau de la sélection des substances en vue de l'EDR.

On pourrait également citer dans cette constitution de référentiels, les seuils d'acceptation en décharge de classe III exprimés en teneurs brutes (plutôt que lixiviées) proposés au MEDD par l'UPDS en 2004 pour les métaux, et par l'INERIS pour les HAP en 2004¹⁵. La teneur en HAP acceptable en décharge de classe III est laissée à la libre appréciation des Etats membres dans la Décision du Conseil Européen du 19 décembre 2002 établissant les critères et les procédures d'admission des déchets dans les décharges, en application de l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE. La valeur repère proposée par l'INERIS reposait sur des calculs de risques simples (contacts avec les sols de surface) et des teneurs couramment rencontrées dans les sols.

¹⁵ La teneur en HAP acceptable en décharge de classe III est laissée à la libre appréciation des Etats membres dans la Décision du Conseil Européen du 19 décembre 2002 établissant les critères et les procédures d'admission des déchets dans les décharges, en application de l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE.

Dans l'usage d'un référentiel générique fondé sur le bruit de fond, on considère que des teneurs inférieures au bruit de fond usuel ne prêteraient pas à conséquence: si les teneurs en plomb et en arsenic "normales" en France (hors anomalies régionales) sont estimées aller jusque 79 mg/kg¹⁶ et 40 mg/kg¹⁷ respectivement, il ne serait pas nécessaire (proportionné) de déclencher des études sur un site potentiellement pollué, éventuellement une mise en sécurité, pour des teneurs en plomb et arsenic de 50 mg/kg et 20 mg/kg. Indépendamment d'un (forcément léger) dépassement par ces teneurs sur site du bruit de fond local autour du site.

D'un point de vue scientifique, cette approche se heurte toutefois à la question de la forme du polluant: spéciation des métaux, liaisons particulières avec la matrice,... Cette forme est fonction de sa forme initiale, sous laquelle il a été introduit dans le milieu, et des conditions du milieu (pédologie et géologie en particulier). Même une contamination limitée peut présenter des risques importants si elle est sous une forme particulièrement toxique et/ou mobile. Ainsi, on peut concevoir Par exemple, dans certaines conditions, qu'une teneur en arsenic relativement faible, par exemple de 10 mg/kg, corresponde à l'ajout à un bruit de fond local faible (5 mg/kg) d'une contamination de 5 mg/kg d'une forme particulièrement volatile et toxique, l'arsine.

Ainsi, l'usage d'un référentiel générique fondé sur le bruit de fond décrit ci-dessus ne saurait être pleinement rigoureux qu'appliqué de façon très détaillée aux différentes formes présentes, ce qui semble sortir des possibilités pratiques (notamment analytiques) actuelles. Cette limite scientifique semble toutefois d'implication pratique limitée actuellement au regard de la plus value que pourrait apporter une étude détaillée des risques, compte tenu des deux limitations suivantes:

- faible accessibilité de la spéciation des substances dans les sols, en terme de techniques analytiques et de coûts. La spéciation de teneurs présentes en bruit de fond dans le sols est rarement précisée dans la littérature;
- absence (hors quelques exceptions) de paramètres de transfert et de VTR distincts selon la forme du polluant pour évaluer de façon distincte les impacts des formes présentes sur un site.

En outre, le nombre de cas où cette réserve de principe correspondrait effectivement à un problème de risque accru sur un site contaminé pourrait être très bas (fonction croissante du centile de la distribution des teneurs de bruit de fond retenu pour fixer le seuil).

¹⁶ 90^e centile de la distribution relevée en divers endroits (surtout Bourgogne) selon étude INRA, *in* (Feix, 1994).

¹⁷ "max normal" selon étude Godin, *in* (Feix, 1994).

Inversement, un tel référentiel de bruit de fond national ou régional pourra toujours se situer en deçà du bruit de fond local autour d'un site donné: un dépassement d'un référentiel générique de bruit de fond n'est qu'un indice de contamination, qui serait à confirmer par rapport au bruit de fond local, si c'est possible (cf. § 4.2). L'exemple typique de ce genre de situation concerne les anomalies régionales naturelles telles que les zones minières, ou anthropiques telles que les zones d'épandage de boues de STEP urbaine.

Ainsi, l'INERIS (2006a) a eu connaissance d'une étude sur un ancien terrain agricole situé dans le périmètre de la zone d'épandage d'Achères et potentiellement pollué par une autre source. Cette étude a conclu à la contamination des sols du site par le mercure et d'autres métaux (et à la nécessité d'une EDR) par comparaison au seul bruit de fond local hors épandage, alors que les teneurs mesurées sur site ne se démarquaient pas du bruit de fond avec épandage documenté (en l'occurrence en quantitatif seulement pour le mercure) ni de quelques mesures effectuées à proximité immédiate de la zone potentiellement polluée.

4.1.2.2 RÉFÉRENTIELS DE QUALITÉ DES SOLS FONDÉS SUR LES RISQUES SANITAIRES

Au niveau individuel, les différents acteurs se constituent au fil du temps leur propre référentiel de teneurs seuils fondés sur les risques sanitaires, issus d'études sur lesquelles ils ont travaillé. Cela leur permet de situer rapidement les niveau de concentrations de certains polluants typiques dans des scénarios typiques¹⁸. A notre connaissance toutefois, contrairement aux référentiels pour la définition de sources sols, ces référentiels restent largement individuels, très parcellaires et fluctuants: l'INERIS n'a pas observé de constitution systématique d'un tel référentiel fondé sur le risque. C'est typiquement de l'expertise individuelle.

Différentes constructions de référentiels génériques de qualité des sols fondés sur les risques sanitaires ont pu être observées ces dernières années en France, correspondant à des activités de nature similaire réparties en divers points du territoire¹⁹. On peut citer les études suivantes:

- Approche méthodologique harmonisée pour la gestion de stations-service autoroutières (ANTEA, tierce expertise BRGM et INERIS, 2004-2005: cf. MEDD, 2005). Des seuils de dépollution génériques ont été établis pour différents usages futurs. L'application de ces seuils est subordonnée au contrôle préalable de la cohérence des caractéristiques du scénario d'usage finalement retenu avec le scénario d'édification du référentiel: forme et profondeur des sources, géologie. Les usages possibles sont restreints (pas

¹⁸ Par exemple, la valeur seuil de 6 mg/kg dans les sols prévue pour le dichlorométhane par le Décret Espagnol du 14 janvier 2005 (MP, 2005) pour un usage urbain peut rapidement être située comme -pour le moins- pas exagérément conservatrice.

¹⁹ Des teneurs seuils par scénarios types ont également été développés sur des sites étendus pour lesquels le projet d'aménagement n'était pas précisément défini, pour lesquels différents usages sont prévus, tels que les objectifs de dépollution établis sur le site des anciennes usines Renault à Boulogne Billancourt, ou sur Lyon confluence à Lyon. Dans ce cas, le caractère générique se limite au scénario d'usage, les objectifs sont en revanche spécifiques au site considéré (description des sources, géologie, etc.).

d'habitation, ni de cultures, ni d'usage sensible des eaux souterraines à moins de 100 m). Même dans ce cadre restreint, les conditions d'application retenues pour aboutir à des seuils intéressants en terme de gestion sont apparues relativement restrictives (notamment perméabilité à l'eau de 10^{-7} m/s en zone non saturée, de 10^{-4} m/s en zone saturée). Ces restrictions sont liées au transfert de vapeur vers l'intérieur des bâtiments d'une part, au transfert dans la nappe vers un captage AEP potentiel d'autre part.

- Elaboration de critères de qualité génériques pour les sols sur huit métaux et métalloïdes (cuivre, plomb, zinc, cadmium, argent, arsenic, mercure, nickel), et cinq scénarios d'usage des sols (ferme, résidentiel avec jardin, avec et sans potager, industriel, commercial), effectuée par l'INERIS en 2004 pour le Ministère de l'Industrie comme élément de réflexion sur l'évaluation de l'aléa "Contamination des sols" dans les Plans de Prévention des Risques Miniers (PPRM). Cet exercice est repris sous une forme simplifiée²⁰ dans l'exercice d'évaluation d'un "site non impacté" (INERIS, 2006g). Pour éviter toute restriction sur les scénarios et leurs paramètres envisageables, cet exercice retient des valeurs de paramètres supposées se situer du côté pénalisant des gammes rencontrées sur un large territoire. Il aboutit ainsi à des critères de qualité des sols fondés sur le risque largement irréalistes, notamment en lien avec la modélisation du transfert des polluants depuis le sol vers les aliments (forte variabilité des paramètres de transfert, valeurs hautes très restrictives). De ce fait, les critères proposés pour les scénarios faisant intervenir ce transfert (et parfois même sans ce transfert) ont été ramenés à une notion de bruit de fond national usuel (hors anomalies régionales), avec les inconvénients signalés ci-dessus.

Ces deux études, symétriques par leurs approches, mènent à la même conclusion: des critères génériques rigoureusement fondés sur le risque seront restrictifs soit en termes de seuils (très conservatoires), soit en termes de conditions d'application (usages limités des milieux).

²⁰ Les PPRM concernent des secteurs géographiques étendus pouvant comprendre plusieurs zones avec différents usages. Pour traiter cette particularité, des scénarios complémentaires ont été développés dans le cadre de l'exercice de 2004, afin de prendre en compte l'impact des sols voisins sur un site couvert, et le partage du temps des personnes entre différentes zones (par ex., entre le lieu de travail et le domicile). Ces cumuls de sites et de scénarios ajoutent une complexité conséquente dans le développement des critères de qualité.

| | Cadmium (Cd) | Arsenic (As) | Cuivre (Cu) | Nickel (Ni) | Plomb (Pb) | Zinc (Zn) |
|---|-----------------|-----------------|----------------|----------------|---------------|--------------|
| I) TENEURS-SEUILS (mg/kg) FONDEES SUR LE RISQUE, i.e. avant critère de bruit de fond | | | | | | |
| Ferme | 3,4E-2 | 2,1E-3 | 4,7E+1 | 2,1E+1 | 6,5E-2 | 1,7E+1 |
| Résidentiel avec potager | 1,4E-1 | 1,4E-2 | 1,4E+2 | 1,7E+2 | 3,4E+0 | 3,9E+2 |
| Résidentiel avec jardin sans potager | 1,5E+1 | 5,6E+0 | 8,8E+3 | 3,9E+2 | 3,3E+2 | 2,8E+4 |
| Industriel 1/2 extérieur non couvert | 1,7E+2 | 2,3E+1 | 9,2E+4 | 2,4E+3 | 5,6E+3 | 5,0E+5 |
| II) CRITERE DE BRUIT DE FOND | | | | | | |
| Bruit de fond (haut national) mg/kg | 8,0E-1 | 2,9E+1 | 3,6E+1 | 3,5E+1 | 4,0E+1 | 1,4E+2 |
| III) TENEURS-SEUILS (mg/kg) après prise en compte du critère de bruit de fond | | | | | | |
| Ferme | 8,0E-1 | 2,9E+1 | 4,7E+1 | 3,5E+1 | 4,0E+1 | 1,4E+2 |
| Résidentiel avec potager | 8,0E-1 | 2,9E+1 | 1,4E+2 | 1,7E+2 | 4,0E+1 | 3,9E+2 |
| Résidentiel avec jardin sans potager | 1,5E+1 | 2,9E+1 | 8,8E+3 | 3,9E+2 | 3,3E+2 | 2,8E+4 |
| Industriel 1/2 extérieur non couvert | 1,7E+2 | 2,9E+1 | 9,2E+4 | 2,4E+3 | 5,6E+3 | 5,0E+5 |

1/2 ext.: mi-temps travail salissant en extérieur

Tableau 2: Exemple de seuils génériques obtenus par l'INERIS (2006g)

L'élaboration de concentrations seuils génériques suivant quelques scénarios types au moyen d'EDR semi-génériques est également pratiquée depuis 2001 par GdF pour les usines à gaz, dans le cadre d'un accord conclu avec le Ministère en charge de l'Environnement.

Enfin, le MEDD (2006) rapporte également un cas d'utilisation de seuils de décharge de classe III comme seuils de dépollution dans un arrêté préfectoral (Toulouse, 2005).

Différents travaux internationaux sont également susceptibles d'introduire en France des référentiels pour les sols fondés sur les risques, notamment:

- Réflexion au niveau européen sur la "charge critique" dans les sols, qui semble se situer encore dans une phase amont, par exemple dans le cadre du groupe de travail "recherche" du "forum consultatif sur les sols" mis en place par la DG Environnement et la DG Recherche de 2003 à 2004 (INERIS, 2004a);
- Travaux dirigés par l'ONU en application du Protocole de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique. Ces travaux, auxquels l'INERIS prend part pour le compte du Bureau de la pollution atmosphérique du MEDD, comprennent l'évaluation des retombées au sol, sur la base de concentrations acceptables dans les sols. Ces concentrations acceptables sont fournies aux participants aux travaux. Elle seraient établies par calcul de risque (santé humaine et écosystèmes) sur la base d'un modèle anglais. Nous ne disposons pas d'information plus précise sur ces concentrations acceptables dans les sols, si ce n'est que leur élaboration n'est pas coordonnée avec les travaux sur les sols pollués en France.

4.1.2.3 CONCLUSION SUR LES AUTRES RÉFÉRENTIELS GÉNÉRIQUES POUR LES SOLS EN FRANCE

Ce retour révèle qu'un travail non coordonné de constitution et d'appropriation de référentiels génériques de qualité des sols est répété de nombreuses fois en France, mais à chaque fois avec des moyens limités par rapport au besoin, et avec des sources et des résultats hétérogènes. Ces référentiels sont donc exposés aux critiques et aux débats d'experts.

Cette situation implique une dispersion des efforts et des résultats, et une insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués. L'absence de critères génériques reconnus induit un recours systématique à l'évaluation spécifique au site. Dans les deux chapitres suivants, nous présentons un retour d'expérience sur ce recours en France.

4.2 COMPARAISON DES TENEURS DANS LES SOLS À L'ÉTAT INITIAL ET AU BRUIT DE FOND LOCAL

Dans la gestion des sites pollués avant la révision en cours, une contamination des sols se définit comme la présence anormale de produits potentiellement dangereux (MATE, 2000-2002). Cette "présence anormale" se définit elle-même vis-à-vis des teneurs initiales sur le site, ou des concentrations locales (naturelles ou artificielles) hors influence du site. Le premier réflexe pour qualifier une éventuelle "source-sol" lors du diagnostic du site, avant toute évaluation, sera donc la comparaison à l'état initial et/ou au bruit de fond local.

Dans la pratique, pour les sites pollués, souvent très anciens (activité antérieure à 1976) ou imprévus (dépôts sauvages, ...), on ne dispose pas d'un état initial. En outre, cet état initial aurait pu être affecté indépendamment de la pollution du site. Aussi doit-on recourir dans la pratique à la comparaison au bruit de fond local.

La prise en compte du bruit de fond dans les eaux souterraines est bien établie dans les pratiques, avec la comparaison vis-à-vis de l'amont hydraulique -même si des complications peuvent survenir suivant le régime hydrogéologique et la taille des sites. En revanche, l'estimation du bruit de fond local dans les sols s'avère complexe: elle doit être déclinée suivant les types de sols, voire suivant les horizons. Elle doit se comprendre en tant que distribution de valeurs, pour permettre une juste intégration des maxima relevés sur site: par exemple, il est souvent oublié que sur 20 mesures (sur site), il est normal -indépendamment de toute contamination- de trouver un maximum plus élevé (et un minimum plus bas) que sur 5 mesures hors site, du simple fait de la différence du nombre de mesures. En outre, la prise en compte du bruit de fond local dans les sols est particulièrement difficile, voire peu pertinente, pour des remblais différents du sol local ou pour un milieu impacté de façon hétérogène (urbain)²¹. Ainsi, dans la pratique, la comparaison au bruit de fond local est peu pratiquée, et alors souvent de manière incorrecte. Les situations suivantes se rencontrent:

1. Absence -fautive- de mesure et même de mention du bruit de fond local pour un site installé sur le sol originel, avec comparaison aux seules VDSS pour constater une (non) contamination (INERIS, 2002).
2. Absence de mesure du bruit de fond local pour un site installé sur remblais, la notion de contamination étant alors évaluée par rapport à un bruit de fond usuel dans les sols. Ce schéma est très courant pour les sites industriels, et de loin le plus fréquemment rencontré en tierce expertise.
3. Mesure du bruit de fond local non exploitées (INERIS, 2006a).

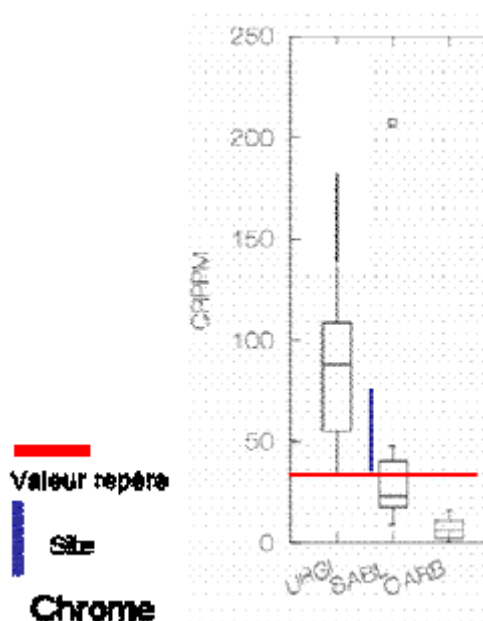
²¹ Une norme existe depuis peu sur le sujet: NF ISO 19258 "Qualité du sol - Guides pour la détermination des valeurs de bruit de fond", mars 2006.

4. Schéma typique d'une mesure sur trois échantillons à proximité immédiate du site à une profondeur donnée et de la confrontation de ce jeu de valeurs aux teneurs mesurées sur site, sans contrôle préalable de la vraisemblance du bruit de fond ainsi mesuré ni de la correspondance des sols. Ainsi, sur l'EDR d'un ancien site de traitement de bois (INERIS, 2005a):
 - Des teneurs signalées comme correspondant à 0,2-2 m de profondeur (sable et argile) sont comparées aux teneurs en métaux élevées relevées entre 8 et 8,8 m (sable graveleux et galets) sous une couche d'argile de profondeur pour conclure à une contamination métallique à cette profondeur, alors que la contamination sur site est décrite comme provenant de la surface.
 - Une teneur hors site en mercure "anormalement" élevée (4,5 mg/kg) est interprétée comme pouvant "s'expliquer par la présence d'éventuels remblais disposés dans le champ", mais est retenue pour l'interprétation des teneurs sur site car caractérisant "les teneurs qui peuvent être rencontrées localement en dehors des sites industriels". La représentativité de cette teneur hors site apparaît d'autant plus incertaine que le champ en question a précisément été pollué au moins une fois à partir du site (pollution visuelle, décès de moutons).
5. Discussion de quelques mesures hors site et/ou de quelques mesures sur site dans des zones *a priori* non impactées par les activités. Une gamme de variations apparemment naturelles apparaît, vis-à-vis de laquelle des zones apparemment impactées se dégagent (BET, 2000; INERIS, 2006c). Cette approche apparaît proportionnée, même si elle peut prêter à débat sur le choix des points non impactés. Une présentation particulièrement transparente de la discussion, s'appuyant sur une notion générique complémentaire de bruit de fond usuel est alors utile. Il n'est pas rare que les points "témoins" révèlent des pollutions imprévues, liées à une autre activité insoupçonnée jusqu'alors (INERIS, 2002b: ferrailleur), à un remblais (INERIS, 2003b), voire au passé du site même (INERIS, 2005a). Dans certains cas, il devient impossible de distinguer nettement la part du bruit de fond et d'une pollution éventuelle²², par exemple en zone minière d'exploitation ancienne (bruit de fond anthropique et naturel, INERIS, 2005b) ou pour des substances relativement ubiquitaires (pesticides, HAP, dioxines: INERIS, 2006d). Cela ajoute à la difficulté de l'approche.
6. Pour l'étude d'un quartier urbain, mesure systématique aléatoire dans une zone témoin sélectionnée sur la base de données INSEE sur l'habitat et les populations dans cette zone témoin et la zone d'étude (URS, 2003; IVS, 2002). Dans ce cas inhabituellement approfondi de l'étude du quartier Sud de Vincennes, la comparaison concernait de l'air ambiant de parkings et de caves, de l'eau du robinet, du sol superficiel de jardins ou de caves. Un test statistique a été utilisé pour comparer les distributions obtenues. Ce test a été adapté au nombre (faible pour un traitement statistique usuel) d'échantillons témoins et d'échantillons de la zone d'étude pour chaque milieu.

²² Des méthodes pointues existent pour traiter cette difficulté: analyse isotopique, de la spéciation (extraction séquentielle),.... lourdes et pas toujours concluantes, elles sont très peu utilisées actuellement.

Dans un cas approfondi du cinquième type de situation listé ci-dessus (Mossmann, 2006), une sur-dépollution d'un site présentant des teneurs élevées en métaux (plomb, cadmium,...) et arsenic a été évitée en effectuant un contrôle de teneurs naturelles à proximité du site. Les incertitudes géologiques ont conduit à effectuer ce contrôle dans plusieurs formations susceptibles d'être représentatives du site.

La plausibilité de l'appréciation des teneurs retenue a été vérifiée *a posteriori* (après étude) par le BRGM en confrontant les teneurs naturelles estimées du site et l'objectif de qualité retenu, à un référentiel de bruit de fond pour les formations pertinentes. Ce référentiel est composé de valeurs connues sur des formations analogues, reportées dans la littérature internationale, et exprimées sous forme de distribution (Figure 1).



Légende:

- "Valeurs repère": objectif de qualité
- "Site": gammes de concentration des terres naturelles du site
- Barettes: compositions des faciès naturels « argile » (ARG), « sables » (SABL) et « carbonates » (CARB) d'après la littérature

Source: Mossman, 2006

Figure 1: Confrontation de teneurs naturelles estimées pour un site et d'un objectif de qualité, à un référentiel de bruit de fond générique

Des bases de données nationales ou régionales sont actuellement disponibles sur les teneurs en métaux dans les sols français, notamment la base RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) de l'INRA. La maille du réseau de RMQS (16 km de côté) ne permet pas d'y chercher de façon précise le bruit de fond local d'un site: la pertinence du point pour cela dépendra notamment de la distance au site et du degré d'homogénéité géologique de la zone. Des hétérogénéités locales, par ex. liées à des pratiques agricoles spécifiques, à la présence d'une route, etc., sont possibles, mais non maîtrisées: l'information communiquée sur la position du point est la commune où il se situe. Cela empêche tout contrôle sur l'environnement du point en cas de teneur "anormale". En terme de communication, cet outil présente l'avantage de la neutralité des données (ADEME, 2006). Les données concernent des profondeurs inférieures à 50 cm, ce qui limite la pertinence de l'outil pour situer des teneurs mesurées dans des sols plus profonds. L'ADEME (2006) rapporte un cas où ces données sur 8 points situées dans un rayon de 41 km autour du site d'étude, ont été très utiles pour apprécier les teneurs sur le site (notamment en cadmium, avec une contamination anthropique marquée des terres agricoles par ce métal dans ce rayon de 41 km). La consultation de cette base apporte un supplément de données indicatives permettant un contrôle de cohérence et de plausibilité, un renforcement de la robustesse des conclusions, et une aide à la communication.

Dans l'optique du présent chapitre, quelle que soit la source, il convient de veiller ici à ce que les données soient bien comparables, en terme de milieu (sol ou sédiment,...), lithographie, sources potentielles de pollutions, etc.

Les exemples et considérations du présent chapitre et du chapitre 4.1.2.1 illustrent la nécessité, pour conclure quant à l'existence ou non d'une contamination, d'une démarche raisonnée, critique, qui utilise et confronte l'ensemble des données disponibles: bruit de fond national et local, schéma conceptuel de contamination du site, etc.

L'absence de repères génériques (nationaux ou locaux) et la difficulté des mesures de bruit de fond autour d'un site augmentent inutilement le recours à l'évaluation des risques, lourde et onéreuse, comme moyen de gérer les teneurs rencontrées. Cela ne va pas dans le sens d'une gestion réfléchie, proportionnée, des sites potentiellement pollués. L'INERIS a rencontré à plusieurs reprises (par ex. 2002, 2006a) des cas concrets de recours à l'EDR en l'absence d'indication de véritable contamination des sols.

4.3 OUTILS D'ÉVALUATION DES RISQUES

4.3.1 USAGE DE L'ESR EN FRANCE

L'ESR a souvent été utilisée comme l'aboutissement indispensable du diagnostic initial ou comme un préalable indispensable à l'EDR. Cet usage correspond effectivement à l'approche administrative de recensement et de hiérarchisation des sites définie dans la politique nationale des sites et sols pollués. L'administration prescrit des ESR pour permettre un premier traitement rapide,

systematique, coherent, proportionné des milliers de sites pollués potentiels qu'elle a soudain dû gérer. Cette démarche répond bien à un besoin de l'administration, pour une première phase de prise en main de la problématique des sites pollués dans les années 1990.

En revanche, l'ESR ne prétend pas répondre aux autres besoins des responsables de site: fusion-acquisition, changement d'usage, interrogations sur les risques potentiels subis par les usagers ou les riverains,... En effet, comme les VDSS et VCI-sols, l'ESR n'informe quantitativement pas sur les expositions ou les risques, ni sur leur ni sur leur acceptabilité au regard de la circulaire du 10 décembre 1999, ni sur les mesures de réduction des expositions ou des risques à prévoir. Cette réponse sera issue du diagnostic de site, et éventuellement de l'évaluation détaillée des risques (EDR).

Par exemple, l'ESR n'intègre pas dans sa notation les expositions par inhalation (vapeurs, poussières) ni les sources constituées des eaux souterraines²³. En outre, la notation par scores de l'ESR reprend uniquement de façon qualitative les concepts élémentaires de la modélisation des risques, mais aucunement les modèles quantitatifs utilisés en EDR. Elle ne peut donc prétendre être pleinement cohérente avec l'EDR, ni protectrice vis-à-vis des niveaux de risque prévus par la circulaire de 1999²⁴. Ainsi, un site "banalisable" à l'issue de l'ESR peut toujours présenter un risque inacceptable au regard de la circulaire du 10 décembre 1999. Cette remarque vaut *a fortiori* pour les sites classés comme "à suivre": ce classement ne préjuge pas d'un besoin de mesures de réduction des expositions, besoin qui ne sera pas forcément mis en exergue par la surveillance du site (en fait surveillance des eaux souterraines).

Depuis la fin des années 1990, les études de sites potentiellement pollués apparaissent de plus en plus déclenchées par des fusions-acquisitions, des changements d'usage, des interrogations sur les risques potentiels subis par les usagers ou les riverains, plutôt que par une demande administrative systématique dans le cadre de la politique nationale des sols pollués. Le "réflexe" de proposer/demander une ESR dans ces cas a souvent été appliquée par les différents acteurs (administration, bureaux d'étude, maîtres d'ouvrages), y compris, quoique dans une moindre mesure, fin 2006 (Macia, 2006). Il peut alors induire des délais, des coûts, et d'autres problèmes de gestion supplémentaires:

- Elle oriente sur diverses investigations qui ne seront pas forcément pertinentes par rapport à la question posée (ni réutilisables en EDR). Par exemple:

²³ Le Guide sur le Diagnostic Initial et l'ESR renvoie à une "étude spécifique" (MATE, 200-2002, partie IV p3 et V p13) de ce cas non traité par l'ESR. En l'état actuel des outils, cela ne pourrait être qu'une évaluation détaillée des risques ou une mise en sécurité. Cependant, ce point n'est pas précisé dans le Guide, et a souvent été ignoré dans la pratique des ESR. Les expositions par inhalation entre toutefois incidemment dans l'ESR à travers certaines VDSS et VCI-Sols étrangères (cf. § 4.1.1).

²⁴ Nous n'avons pas eu de retour précis de site déclaré "banalisable" à l'issue de l'ESR et présentant des niveaux de risques modélisés supérieurs aux niveaux de la circulaire de 1999. Des sites déclarés "banalisables" à l'issue de l'ESR sont toutefois rarement soumis à une EDR.

- Mesure de la pollution sur 0-30 cm de profondeur dans les sols, qui n'est que rarement adaptée pour caractériser une contamination en surface ou évaluer l'exposition des personnes aux sols de surface;
- Analyse d'indices de pollution globaux, utiles pour une première détection d'une pollution, mais ne permettant pas une évaluation complexe: par exemple l'indice "hydrocarbures totaux", par opposition à l'analyse des coupes d'hydrocarbures.
- Les outils de l'ESR sont parfois mal utilisés: l'INERIS a eu connaissance d'un site qui a été soumis à une EDR du seul fait d'un dépassement de la VDSS de l'arsenic sur un échantillon sur une quinzaine, sans qu'une véritable contamination ait été mise en évidence ni discutée (INERIS, 2002). De nombreux "rapports d'ESR" rencontrés en tierce expertise omettent l'étape de constat de (non) contamination pour passer à la notation sitôt les résultats bruts des investigations présentés. Cette omission occasionne des lacunes dans les diagnostics puis dans les évaluations, parfois des évaluations inutiles, mais aussi parfois des retours sur site en fin d'EDR, avec des surcoûts et des délais conséquents (3 mois – 2 ans)²⁵.
- Elle introduit des étapes supplémentaires et une parcellisation du dossier qui nuisent à sa gestion et au suivi des rendus; les investigations et évaluations complémentaires devront faire l'objet d'avenants, mal perçus s'ils ne sont pas prévus d'emblée; des délais de consultation du maître d'ouvrage et, de l'administration, de contractualisation (offre, commande), seront introduits, la réactivité par rapport au terrain sera perdue²⁶. On peut citer parmi les approfondissements typiques qu'il est souvent de bonne pratique de prévoir dans l'évaluation des risques mais qui n'entreront pas dans le cahier des charges d'une ESR seule:
 - Prélèvement de quelques sondages et échantillons supplémentaires de réserve, peu coûteux, mais très rentables s'ils permettent d'éviter un nouveau chantier d'investigation;
 - Analyses et tests sur échantillons de réserve, pour une meilleure description spatiale ou qualitative de la pollution: contrôle en un point d'une substance détectée en un point proche, analyse des coupes d'hydrocarbures ou des différents phénols, après détection des indices respectifs; spéciation du chrome; tests de lixiviation;...

4.3.2 APPLICATION DE L'EDR EN FRANCE

L'évaluation détaillée des risques en France est marquée par des incertitudes qui peuvent être considérables à tous les niveaux selon les cas, depuis l'historique du site, qui peut rarement être exhaustif sur parfois un siècle d'activité, jusqu'à la modélisation des transferts puis des risques. Le cœur du travail de l'évaluateur du

²⁵ Cette omission est aussi à relier à l'absence de référentiel d'un sol non contaminé (§ 4.1.2).

²⁶ Par exemple, les échantillons auront été éliminés par le laboratoire d'analyse ou ne seront plus considérés comme exploitables (cas de la recherche de composés volatils). Les prélèvements seront donc à refaire.

site est de gérer cet ensemble d'incertitudes, à chaque étape et au niveau du résultat final²⁷.

Cela requiert un regard critique constant sur les divers éléments intégrés à l'évaluation: caractérisation du site, modélisation des transferts et de la toxicité, et caractérisation des risques. Cela présuppose une pleine maîtrise des outils d'évaluation utilisés. Or:

1. En France, actuellement, il n'est pas proposé de référentiel commun pour ces outils ou pour le moins d'analyse critique de ces outils aboutissant à un mode d'emploi adapté, qui permettrait d'accéder rapidement à leur bonne maîtrise par les différents acteurs de l'évaluation des sites pollués²⁸: chacun des acteurs doit actuellement rechercher ces outils et leur documentation, puis se les approprier par soi-même à travers sa propre analyse critique, parfois par delà la barrière de la langue (hollandais, allemand,...).
2. Les modèles disponibles ne sont que peu validés au delà du modèle conceptuel, voire même dans le modèle conceptuel pour certains (comme pour le transfert de vapeurs vers l'air intérieur): les données disponibles (données de terrain, expérimentation, comparaison de modèles, appréciations internationales, par ex.: van den Berg, 1994; Hulot et al, 2003; Swartjes, 2005) indiquent des incertitudes de plusieurs ordres de grandeur sur l'absorption cutanée, le transfert du sol aux plantes et vers les animaux, l'absorption cutanée depuis le sol ou l'eau. Même la modélisation de l'ingestion de sol, plus immédiate, est notablement affectée (dans un sens conservatoire) par les incertitudes sur la quantité de sol effectivement ingérée par les personnes et, pour certaines substances (métaux, HAP, ..), par la non prise en compte de la bioaccessibilité relative pour l'homme (de la forme reçue vis-à-vis de la forme pour laquelle a été établie la Valeur Toxicologique de Référence).

Cette situation aboutit à la même dispersion des efforts et des résultats et à la même insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués que pour les critères génériques de qualité des sols, mais cette fois-ci sans la possibilité de recourir à un outil supplémentaire pour trancher les questions résiduelles. Ainsi:

1. Malgré le temps consacré par chacun, rares sont ceux (s'il en est) qui peuvent prétendre maîtriser l'ensemble des outils nécessaires à une modélisation pleinement satisfaisante des transferts. Des modules particulièrement peu accessibles, tels que la modélisation du transfert dans les plantes depuis l'eau d'arrosage de DOE-ORO (US DOE, 1999), des facteurs de perméabilité ou de

²⁷ La "discussion des incertitudes" prévue en fin d'EDR dans le guide EDR est en réalité une discussion finale des incertitudes sur les résultats obtenus. Elle ne devrait que reprendre les incertitudes signalées et discutées avec chaque donnée d'entrée de l'évaluation des risques, pour permettre l'appréciation complète de leur impact sur le résultat final. Cela n'apparaît que partiellement dans les rapports d'EDR soumis à la tierce expertise de l'INERIS: de nombreuses incertitudes ne sont signalées en fin d'étude, à travers des retours sur quelques points supposés déterminants. Cela nuit au suivi du bien fondé des choix faits en amonts, et augmente les risques d'omettre des incertitudes essentielles (par exemple sur les modèles utilisés).

²⁸ Des documents INERIS sur les modèles HESP, RBCA, SSL sont disponibles sur le site de l'INERIS. Mais ils visent à une première prise en main plutôt qu'à une analyse critique. Ce travail se poursuit, avec des éléments sur le transfert sol/plantes (en ligne) et bientôt sur les modèles VOLASOIL et Johnson & Ettinger de transfert de vapeurs du sol vers l'air intérieur des bâtiments.

bioconcentration fournis en abondance dans certaines banques de données intégrées à des logiciels de modélisation des transferts tels que Caltox (cf. INERIS, 2001b), sont repris sans avertissement quant à leur validité pour le cas considéré. Les DRIRE et les DDASS, qui doivent assumer de nombreuses missions outre les sols pollués, peuvent se trouver démunies pour juger des dossiers faisant intervenir ces outils. Ce qui tend à ajouter une étape de tierce expertise à la gestion des dossiers.

2. Les résultats des modélisations de transfert pourront être radicalement différents (jusqu'à deux ordres de grandeur, voire plus, selon le cas), selon que l'on utilise l'un ou l'autre des modèles suivants:
 - VOLASOIL (Waitz et al, 1996²⁹) ou le modèle Johnson & Ettinger (1991 amendé US EPA 2003) pour le transfert en intérieur de vapeurs du sol;
 - US EPA (1992 amendé 2003) ou le modèle CSOIL (van den Berg et al, 1994) pour le transfert par contact cutané depuis les sols ou les eaux;
 - DOE/ORO (US DOE, 1999) qui donne une large place à l'envol de poussières, ou des modèles d'équilibre sol/eau et d'absorption racinaire classiques, pour l'exposition aux polluants des eaux souterraines par arrosage du potager.
3. La prudence requise face aux incertitudes peut conduire -de façon non évitable actuellement- à des résultats exagérément conservatoires.
4. En l'absence de règle établie, des débats d'experts peuvent se développer, par exemple entre le conseil d'un vendeur et celui d'un acheteur dans des fusions-acquisition. L'INERIS s'est déjà retrouvé en arbitrage sur de telles situations. La tierce expertise par un acteur de référence (l'INERIS)³⁰ peut limiter les débats d'expert et contribuer à une certaine harmonisation, mais revient parfois à préciser des règles *a posteriori*, alors que du temps et des moyens financiers avaient déjà été engagés sur les études.

Ces efforts dispersés mobilisent des moyens importants des différents acteurs. Ces moyens manquent au contraire pour le travail de fond sur les outils techniques d'évaluation (modélisations, bruit de fond,...) qui permettrait une réelle avancée dans la qualité des évaluations. Il s'agirait par exemple de permettre un véritable choix, justifié, entre les différents modèles cités ci-dessus pour les transferts concernés. Faute de ce travail de fond, la plus-value sur la qualité des études apportée par ces efforts dispersés apparaît limitée.

Une harmonisation s'est déjà spontanément engagée sur certains outils d'évaluation des sites pollués, notamment suite aux tierces expertises et aux formations de l'INERIS. C'est le cas de l'ingestion de sol, suite à la mise à disposition de la modélisation réalisée pour le calcul des VCI (INERIS, 2001a), et dans une moindre mesure de l'émission de poussières (prééminence du modèles hollandais CSOIL/HESP). Ces choix n'ont pas toujours fait l'objet d'une validation

²⁹ VOLASOIL adapté par l'INERIS (Hazebrouck *et al.*, 2005) pour obtenir des conditions d'utilisation communes avec celles du modèle Johnson & Ettinger (présence d'une dalle sur le sol).

³⁰ D'autres bureaux d'étude interviennent également en tant que tiers experts.

scientifique approfondie, et n'ont pas été repris en tant que références officielles par les autorités de gestion.

5. EXEMPLES DE PRATIQUES ÉTRANGÈRES

De nombreux pays étrangers s'appuient sur des outils génériques (valeurs seuils, modélisation des transferts, des expositions ou des risques) pour l'évaluation des sites pollués. Nous présentons ici quelques éclairages sur ces expériences.

Une description et une analyse relativement complète des dispositifs de critères génériques de qualité des sols dans 16 pays européens a été organisée par le *Joint Research Center* (JRC) de la Commission Européenne (JRC, 2006). Les dispositifs y sont renseignés directement par les pays participants. Le rapport final sera disponible en 2007.

5.1 PAYS-BAS

5.1.1 VUE D'ENSEMBLE

Aux Pays-Bas, les seuils génériques en vigueur et leur cadre d'utilisation sont définis par une Circulaire de 2000 et des documents techniques associés, notamment du RIVM³¹ (MVRM, 2000; Swartjes, 2003b; Swartjes et Walthaus, 2006; Lamé, 2006). Les seuils génériques ont été introduits par séries successives entre 1994 et 2003, quelques ajustements sur les seuils antérieurs étant également effectués lors des introductions de nouvelles séries³².

Deux types de seuils génériques ont été développés pour les sols pollués (Swartjes et Walthaus, 2006):

- Seuils pour l'évaluation de la qualité des sols et des eaux souterraines, basés sur des risques potentiels sans spécification d'usage: "valeurs cibles" T et "valeurs d'intervention" I. Ces seuils sont définis d'une part pour les sols et sédiments, d'autre part pour les eaux souterraines. Leur implication pour la gestion d'un site est décrite par Swartjes et Walthaus (2006) comme indiqué dans le Tableau 3 ci-dessous. Des précisions et des nuances, notamment réglementaires, sont apportées dans les deux chapitres suivants.
- Valeurs de référence définissant une qualité des sols "acceptable" (*acceptable*) après réhabilitation ou pour un apport de terres pour des polluants immobiles, en fonction des usages ("Les polluants mobiles devraient être enlevés autant qu'il est possible sur une base d'efficacité des coûts"). Une distinction est faite entre les valeurs de références nationales définies pour 7 catégories d'usage des sols, et les valeurs de références locales, qui peuvent être élaborées de façon spécifique au site. Les valeurs de référence sont décrites plus en détail au chapitre 5.1.4.

³¹ Des compléments et modifications ont pu être apportés aussi par une "lettre politique aux deux chambres" de 2003 (MVRM, 2003), dont le statut réglementaire ne nous est pas connu. Citée par Swartjes et Walthaus, 2006, elle n'est disponible qu'en néerlandais, et n'a pu être trouvée sur Internet (recherche Google).

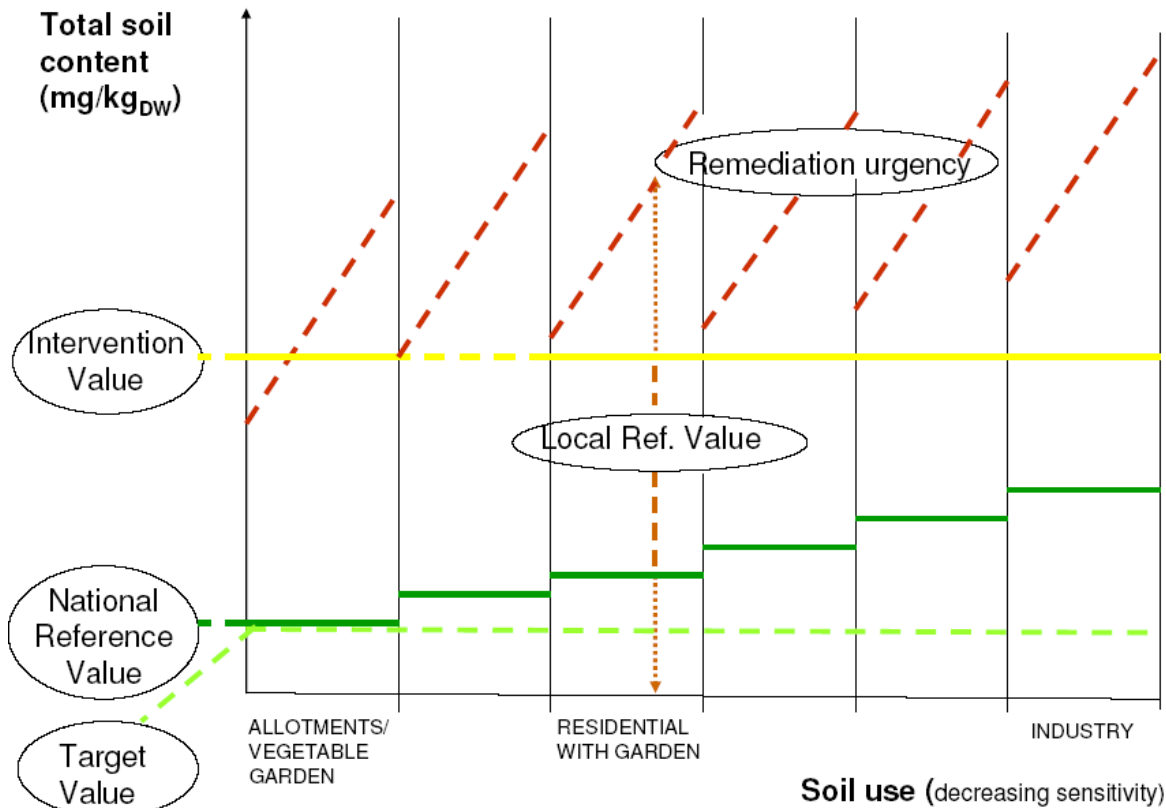
³² Par exemple, la valeur cible du cobalt a été modifiée entre 1994 (MVRM, 1994) et 2000.

| Situation par rapport aux seuils | Qualification du sol | Implication pour la gestion du site |
|----------------------------------|----------------------------|--|
| $Cs < T$ | Propre | Pas de restrictions |
| $T < Cs < (T+I)/2$ | Légèrement contaminé | Restrictions mineures possibles |
| $(T+I)/2 < Cs < I$ | | Investigations complémentaires |
| $I < Cs$ | Contamination "importante" | Réhabilitation nécessaire en principe, dont l'urgence est à déterminer en fonction des risques spécifiques au site : § 5.1.5 |

Cs: concentration dans le sol. T valeurs cibles. I: valeurs d'intervention.
Source: Swartjes et Walthaus, 2006

Tableau 3: Implication pour la gestion d'un site des valeurs hollandaises d'évaluation de la qualité des sols (et des eaux souterraines)

Ce cadre général de gestion des sols pollués est synthétisé dans la Figure 2:



Source: Swartjes et Walthaus, 2006

Figure 2: Cadre général hollandais de gestion des sols pollués

L'application de ce cadre est restreint aux contaminations survenues avant 1987. Au delà, les pollutions "doivent être nettoyées aussi vite que possible de sorte à restaurer l'état antérieur et en utilisant les technologies au niveau de l'état de l'art selon le principe ALARA (as low as reasonably achievable)" (VROM, 2000).

5.1.2 VALEURS CIBLES" T, SOLS DE QUALITÉ ACCEPTABLE, SOLS PROPRES

D'après la Circulaire de 2000 du Ministère néerlandais de l'Environnement (MVRM), les "valeurs cibles" T indiquent des sols de qualité "acceptable" ("*sustainable*"). "En terme de politique de réhabilitation, cela signifie que les valeurs cibles indiquent le niveau qui doit être atteint pour permettre de pleinement ("*fully*") recouvrir les propriétés fonctionnelles du sol pour les hommes, la flore et la faune" (MVRM, 2000). Swartjes et Walthaus (2006) les décrivent comme définissant un "sol propre" (*clean soil*). La version 1998 de la circulaire (MROM, 1998) précisait que les valeurs cibles indiquaient les niveaux de qualité des sols recherchés in fine (*ultimately aimed for*).

La Circulaire du MVRM de 2000 prescrit une procédure de test et d'interprétation d'un sol vis-à-vis des valeurs T: un sol peut être déclaré "propre" (*clean*) même en cas de dépassements limités des valeurs T (facteurs 2 ou trois maximum selon les substances), sur 3 ou 4 substances au maximum pour un nombre de substances testées supérieur à 9 ou à 20 respectivement (mais aucun dépassement pour un nombre de substances testées inférieur à 10), à partir de 2 échantillons composites représentatifs de la zone.

Les valeurs T sont construites sur la base de standards de qualité accordés entre les différents milieux environnementaux (eau, air, sol). Elles sont fondées sur un risque négligeable³³ pour les écosystèmes (Swartjes et Walthaus, 2006). Pour les métaux, cette teneur limite estimée à effet négligeable pour les écosystèmes est ajoutée à la teneur de bruit de fond dans les sols en zones "relativement non polluées"³⁴ (au 95^e centile) pour donner la valeur T (MVRM, 2000, Swartjes et Walthaus, 2006, Lamé, 2006). Dans la pratique, pour la quasi totalité des métaux, les valeurs cibles sont égales au bruit de fond mesuré dans des zones rurales relativement non polluées (MVRM, 2000).

Un programme de collecte de données complémentaires sur le bruit de fond dans les zones relativement non polluées a été lancé en 2000 (MVRM, 2000). Les résultats de ce programme ont été finalisés en 2006. Ils devraient donner lieu à une modification des valeurs cibles hollandaises applicable en 2007 (Lamé, 2006; Swartjes et Walthaus, 2006). Un complément sur les zones urbaines est également prévu, pour aboutir à un référentiel spécifique (Lamé, 2006).

Les valeurs T ainsi obtenues sont par exemple de 85 mg/kg pour le plomb, de 0,8 mg/kg pour le cadmium pour le sol standard (10% matière organique, 25% d'argile), et de 50 mg/kg pour le plomb et 0,4 mg/kg pour le cadmium pour un sable sans matière organique ni argile. En France, ces valeurs s'inscrivent dans les gammes de 90^e centiles de sols sableux à argileux selon Baize (1997) et de teneurs maximales "normales" dans les sols (hors anomalies régionales) selon différentes études (Godin, ADEME, INRA, in Feix, 1994): respectivement 40-138,5 mg/kg et 79-100 mg/kg pour le plomb, et 0,25-1,4 mg/kg et 0,7-2 mg/kg pour le cadmium.

³³ Concentration correspondant à 1% de la "concentration dangereuse" pour 5% des espèces, *i.e.* de la concentration assurant la protection de 95% des espèces.

³⁴ non définies précisément dans les documents. D'après Lamé, 2006, il s'agirait essentiellement de zones rurales hors sources particulière de contamination connue. Les zones cultivées recevant des traitements (fertilisants, pesticides) n'en sont pas exclues.

5.1.3 VALEURS D'INTERVENTION I, CONTAMINATION "IMPORTANTE"

Les "valeurs d'intervention pour la réhabilitation des sols" (*soil remediation intervention values*), ou "valeurs d'intervention" ou "valeurs I", indiquent une contamination "importante" (*serious*) des sols, correspondant à une menace "importante" pour la faune, la flore ou l'homme. En cas de dépassement de la valeur I, le degré d'urgence de réhabiliter doit être évalué avec les autorités (voir § 5.1.5). Le dépassement est à comprendre pour une teneur moyenne sur un volume de terre minimal (25 m³ de sol, ou 100 m³ d'aquifère). Pour les sols et sédiments, ces seuils sont définis pour une matrice présentant 10 % de matière organique et 25% d'argile. Des formules d'ajustement doivent être appliquées pour d'autres types de sol (MVRM, 2000).

Les valeurs d'intervention ont été construites sur la base d'une évaluation des risques pour l'homme et les écosystèmes réalisée par le RIVM. L'évaluation des risques pour l'homme a été réalisée en 1994 au moyen du modèle CSOIL de 1994, par la suite de "façon similaire". A noter que pour le plomb, un facteur correctif est appliqué à la VTR pour tenir compte de la bioaccessibilité limitée de cette substance pour l'homme par ingestion (Swartjes et Walthaus, 2006). Les propositions du RIVM ont ensuite fait l'objet d'ajustements "sur la base de données nouvelles, et d'avis d'experts et de gestionnaires". Pour certaines substances ayant fait l'objet de propositions du RIVM, il a été considéré qu'il n'y avait pas de réglementation standardisée de mesure et d'analyse, ou que les fondements écotoxicologiques sont insuffisants alors que les effets écotoxicologiques seraient plus critiques que les effets toxicologiques sur l'homme. Il a été attribué à ces substances des "niveaux indicatifs de contamination importante", correspondant aux valeurs d'intervention de moindre statut: en cas de dépassement de ces valeurs, les autorités doivent également considérer d'autres critères pour décider de la gravité de la contamination, par ex. les teneurs d'autres substances, une évaluation des risques *ad hoc* ou des approfondissements sur la toxicité de la substance (MVRM, 2000).

La circulaire de 2000 signale la possibilité d'une "contamination importante", *i.e.* d'une menace importante pour l'homme, la flore et la faune, même pour des teneurs inférieures aux valeurs d'intervention. La circulaire cite le cas de comportements des personnes (temps de présence, taux d'autoconsommation de produits alimentaires) allant au delà du scénario standard utilisé pour élaborer les valeurs I. Elle signale que cette possibilité existe également en cas d'inhalation de composés volatils dans l'air des bâtiments.

"Si cette situation est suspectée, il est conseillé de mener une investigation supplémentaire de l'exposition réelle (...) pour déterminer la déviation par rapport à l'exposition standard et ses répercussions possibles. Les modèles CSOIL/SEDISOIL/VOLASOIL devraient être utilisées en entrant les taux de consommation et d'inhalation réels à la place des valeurs standards" (MVRM, 2000). *Pour l'inhalation dans les bâtiments, cette réserve renvoie à l'inadéquation du modèle (CSOIL 1994) d'élaboration des valeurs I pour cette situation.* La circulaire ne précise toutefois pas si la "situation suspectée" est celle d'un risque important en dépit de teneurs inférieures à la valeur I, ou celle d'une inhalation dans les bâtiments. Le renvoi à une "déviation par rapport à l'exposition standard" peut suggérer la première interprétation. La mention du modèle VOLASOIL peut suggérer la seconde: les valeurs I ne seraient alors pas applicables en cas

d'exposition potentielle à des vapeurs du sol dans l'air des bâtiments, une étude spécifique au site au moyen du modèle VOLASOIL serait nécessaire. Swartjes et Walthaus (2006), dans leur description du dispositif générique hollandais, ne mentionnent pas une telle restriction d'application des valeurs I.

Enfin, la circulaire ne mentionne pas le cas de caractéristiques physiques du site atypiques vis-à-vis du scénario standard transcrit dans la valeur I: type de dalle de fondation des bâtiments, perméabilité des sols, paramètres du sol influant le transfert sol-plante,...

L'INERIS ne dispose pas à ce jour de retour sur la mise en œuvre pratique de cette réserve de la circulaire.

Les valeurs I ainsi obtenues sont par exemple de 530 mg/kg pour le plomb, de 12 mg/kg pour le cadmium, de 10 mg/kg pour le dichlorométhane pour le sol standard (10% matière organique, 25% d'argile).

Pour les substances volatiles telles que le dichlorométhane, d'après van den Berg (1994), la valeur I est déterminée essentiellement par le transfert de vapeurs en intérieur. D'après nos modélisations avec VOLASOIL, la modélisation de ce transfert au moyen de VOLASOIL et toutes choses égales par ailleurs aurait conduit à une valeur I inférieure d'un ordre de grandeur. Dans le cas d'une source de dichlorométhane immédiatement sous une dalle de fondation, la modélisation avec VOLASOIL aboutirait à un seuil encore bien moindre, même inférieur à la valeur T de 0,4 mg/kg (avec une VTR telle que retenue en France).

Pour le plomb et le cadmium, van den Berg (1994) signale une borne haute des facteurs de bioconcentration mesurés du sol vers les plantes (gamme de Sauerbeck) environ 10 fois supérieure aux valeurs utilisées. L'analyse de la part de cette voie dans la détermination de la valeur I retenue permettrait de préciser l'influence qu'aurait la prise en compte de cette borne haute (pour couvrir tous les cas susceptibles de se présenter). Les valeurs génériques calculées en exercice par l'INERIS sur la base de facteurs de bioconcentration pénalisants et de VTR internationales (Tableau 2 p 21) pour le scénario "résidentiel avec jardin potager" sont environ deux ordres de grandeur inférieures à ces valeurs I, et même inférieures aux valeurs T.

5.1.4 VALEURS DE RÉFÉRENCE

Ce chapitre et ses citations sont repris de Swartjes et Walthaus (2006), les valeurs de référence étant juste mentionnées comme en cours d'établissement par la Circulaire du MVRM de 2000.

Les valeurs de référence pour des polluants immobiles "représentent une qualité des sols acceptable [ici *sustainable*] pour la couche supérieure du sol, variant de 0,5 mètre à 1 mètre selon l'usage des sols, ou pour un apport de terres".

Les valeurs de références nationales ont été définies pour les 7 catégories suivantes d'usage des sols:

- Résidentiel, incluant un jardin;
- Possibilité de jeu d'enfants;

- Lots de cultures / jardins potagers;
- Agriculture (hors bâtiments);
- Réserve naturelle
- Zone verte avec valeur écologique;
- Autre zone verte, infrastructure et industrie.

Les objectifs de qualité pour les différents enjeux à protéger sont définis en fonction de l'usage du site. Les concentrations dans les sols en sont déduites au moyen des "mêmes outils" que pour les valeurs T et I. "La valeur de référence nationale est [alors] sélectionnée, usuellement comme la plus basse" de ces concentrations pour un usage donné.

Les objectifs de protection concernent la santé humaine, les écosystèmes, les eaux souterraines, la production agricole (phytotoxicité), le compost et les eaux de surface. "En outre, les concentrations de bruit de fond dans les "sols relativement non perturbés" aux Pays-Bas ont une place prééminente dans la détermination des valeurs de référence pour les usages des sols liés à l'agriculture et aux réserves naturelles".

La "lettre politique" de 2003 (MVRM, 2003) évoquée en note 31 p 30 faisait le constat d'un besoin croissant d'implication et de responsabilité des autorités locales dans la gestion des sols pollués. Pour cette raison, la possibilité d'élaborer des valeurs de références locales ayant préséance sur les valeurs de référence nationales sera incorporée à la révision des outils hollandais prévue en 2007. Cela offre aux autorités locales la possibilité d'inclure des éléments spécifiques à la région ou au sites dans la détermination de la qualité des sols acceptables après réhabilitation. Pour faciliter cette élaboration, une procédure standardisée a été développée. Elle prend en compte non seulement "une évaluation des risques basée sur la qualité chimique des sols", mais également la qualité physique et biologique des sols.

5.1.5 CONTAMINATION "IMPORTANT": DÉTERMINATION DU DEGRÉ D'URGENCE DE LA RÉHABILITATION, MODÈLE DE RÉFÉRENCE D'ÉVALUATION SPÉCIFIQUE AU SITE

En cas de contamination "importante" des sols (dépassement de la valeur I), le degré d'urgence de la réhabilitation est évalué avec les autorités. Le critère est le risque "réel *i.e.* spécifiques au site" pour la santé humaine, les écosystèmes, et la dispersion de la pollution (MVRM, 2000; Swartjes et Walthaus, 2006). Pour le risque pour l'homme, le modèle CSOIL ou des modèles supposés équivalents (*Risc Human*, HESP) s'appliquent obligatoirement. Le modèle CSOIL est fourni aux différents intervenants sous forme de logiciel prêt à l'emploi (Swartjes, 2003). Il fait l'objet d'actualisations et de développements réguliers (VOLASOIL pour les vapeurs, CROPSOIL pour le transfert dans les récoltes, révisions des valeurs d'entrée (par ex. Otte et al, 2003)). Il est largement documenté dans divers ouvrages de référence (van den Berg, 1994; Waitz et al, 1996; etc.).

5.1.6 APERÇU HISTORIQUE

5.1.6.1 LA THÉORIE: "SPÉCIFIQUE AU SITE" ET RÉFÉRENCES GÉNÉRIQUES

Dès les années 1980, les Pays-Bas développent une politique de qualité des sols suite à quelques cas emblématiques de pollution des sols (tels que Lekkerkerk, en 1980): en 1982-83, la Loi Provisoire sur la Dépollution des Sols (*Soil Cleanup Interim Act*) et la Directive sur la Dépollution des Sols (*Soil Cleanup Guideline*) édictent un cadre légal et les règles d'application (juridiques, techniques) en matière de traitement des sites contaminés (MVRM, 1982; Visser, 1993).

Les "listes hollandaises" (en 1983 trois valeurs A, B, C) sont de simples références, des critères de décision, destinés à être utilisés, non pas telles quelles, mais en conjonction avec deux autres facteurs: la situation locale du site (hydrogéologie, etc.), et son usage (Moen *et al.*, 1986). Des investigations techniques et des interprétations sont nécessaires, pour des décisions au cas par cas (Moen *et al.*, 1986; Bachmann, 1993b):

- La valeur A est la référence -mais non le seul critère- pour le retour à la multifonctionnalité affirmée dans la loi comme objectif final.
- La dépollution est considérée comme nécessaire dans les cas où le site constitue une "menace importante pour l'homme et son environnement". Ce concept est exprimé dans la valeur C (van den Berg *et al.*, 1993). Le dépassement des valeurs B et C, définies comme "indicatives" dans la liste de 1983, entraîne donc respectivement une investigation du site et sa dépollution, "quand les autres critères indiquent la même chose" (Moen *et al.*, 1986).

Les premières valeurs correspondaient à des considérations de bruit de fond pour les valeurs A, et de toxicologie humaine pour les valeurs C. Elles étaient essentiellement issues d'avis d'experts (Denneman et Robberse, 1990).

5.1.6.2 UNE PREMIÈRE PRATIQUE "TOUT GÉNÉRIQUE"

L'intégration des spécificités du site n'est pas encadrée par les textes avant 1994. En outre, les fondements des valeurs, issues d'avis d'experts, ne sont pas totalement connus (cela rend une adaptation au site malaisée).

Les décisions sont alors prises uniquement sur la base "générique" des listes A, B, C (Moen *et al.*, 1986, Visser, 1993): la dépollution est déclenchée par le simple dépassement du seuil C, sans prise en compte des spécificités du site. De même, les valeurs A, au départ simples références pour la multifonctionnalité, deviennent objectifs de dépollution quasi-systématiques. Les valeurs B et C sont également considérées comme objectifs de dépollution, un certain degré de négociation (non défini par les textes) avec les autorités étant possible sur la base de ces seuils (Moen *et al.*, 1986).

5.1.6.3 DES RÈGLES PRÉCISÉES

Une approche par risque systématique et cohérente entre milieux est introduite en 1985 dans le Programme Pluriannuel de Gestion de l'Environnement 1986-1990 (MVRM, 1991; Denneman, 1993). Elle introduit les "valeurs cibles" (objectif final, correspondant à un environnement "propre", "multifonctionnel" (MVRM, 1991)) et les "valeurs d'interventions".

Dans les Listes de 1988, des "valeurs de référence", notées A, sont publiées comme première approche du concept de "valeurs cibles": faute des connaissances écotoxicologiques nécessaires (en particulier pour les métaux lourds) et de méthodologie adéquate [d'évaluation des risques], les valeurs A reprennent les "bruits de fond" mesurés en milieu relativement non pollué (Denneman et Robberse, 1990; Denneman, 1993).

En 1991, la première liste des valeurs d'intervention (van den Berg et Roels, 1991) est fondée sur le risque pour l'homme (modèle CSOIL) et les écosystèmes. Le mode d'obtention de ces valeurs, en particulier le modèle CSOIL, est communiqué.

Mais ce n'est qu'avec la loi de 1994 (MVRM, 1994a) que ces nouvelles valeurs entrent en vigueur et que les modalités de gestion spécifique au site sont précisées (MVRM, 1994b). La circulaire de 2000 reprend ce dispositif à quelques variations près. Pour les responsables de la politique hollandaise, les valeurs d'intervention, qui signalent un risque potentiel, ne peuvent dépasser leur rôle de seuil d'alerte, pour les raisons suivantes:

- Les données écotoxicologiques sont par trop imprécises et sujettes à variation entre les essais en laboratoire et le terrain (Denneman & van den Berg, 1993);
- Le scénario de contamination humaine, quoique réaliste et non "pire des cas" (van den Berg, 1993), ne sera pas adapté à tous les cas, en particulier aux zones industrielles: correspondant à une zone résidentielle, il prend en compte toutes les voies d'exposition. Au total, l'ingestion de sol, la consommation des récoltes et l'inhalation d'air intérieur entrent pour 90% dans ces valeurs I.

5.2 BELGIQUE, RÉGION FLAMANDE

Le dispositif flamand est relativement similaire au dispositif hollandais. Les valeurs d'intervention sont établies au moyen du modèle *Vlier Humaan*, qui reprend largement le modèle CSOIL (OVAM, 1996). Elles sont toutefois déclinées selon quelques usages. Ce modèle *Vlier Humaan* est obligatoire pour l'évaluation spécifique au site. Il intègre de nombreuses valeurs de paramètres obligatoires telles que les doses d'exposition de bruit de fond et les facteurs de bioconcentration.

Ce modèle est fourni sous forme de logiciel prêt à l'emploi. Il est couramment utilisé par les bureaux d'étude sous le regard de l'autorité OVAM (expérience personnelle).

Une évaluation spécifique au site n'est toutefois déclenchée qu'à partir du moment où la valeur d'intervention a été dépassée. Un contrôle de la validité des hypothèses d'élaboration de la valeur d'intervention n'est pas prévu. Le dispositif peut ainsi sous-estimer les risques dans des situations atypiques de transfert ou d'exposition. D'après l'OVAM (2005), cela correspond à un choix de la politique de gestion flamande de privilégier l'évaluation systématique d'un grand nombre de sites avec d'éventuelles lacunes dans quelques cas, vis-à-vis d'une évaluation sans faille d'un nombre réduit de sites. En terme de risques pour la santé de l'ensemble de la population concernée, l'augmentation du nombre de sites traités compenserait les quelques cas de sites sous-évalués.

5.3 ALLEMAGNE

5.3.1 SITUATION ACTUELLE

En Allemagne, en cas de dépassement des valeurs de contrôle ("*Prüfwerte*"), il y a *a priori* nécessité d'agir. Le mode d'élaboration de ces seuils est connu. Une adaptation spécifique au site des seuils reste possible, à partir d'une remise en cause pour le site des hypothèses génériques introduites dans les valeurs de contrôle. Mais cette possibilité est très peu exploitée dans la pratique (Rippen, 2003).

La politique fédérale allemande se veut fondée sur un double principe: à la fois multifonctionnalité et "spécificité du site" (Bachmann, 1993a). La pièce maîtresse de cette démarche est la Loi sur la Protection du Sol de 1998 (*Bundes-Bodenschutzgesetz*: UBA, 1998). Elle prévoit trois types de critères génériques (§ 8): prévention (*Vorsorgewerte*), test (*Prüfwerte*), action (*Maßnahmewerte*). Les deux derniers déterminent directement, une fois l'usage du site pris en compte, l'obligation légale d'agir (respectivement investigation complémentaire, et mesures de réduction des effets). Le but de la réhabilitation sera la suppression de tout risque ou de toute gêne pour l'individu ou la collectivité (§ 4), à évaluer selon l'usage du site. Ceci implique la préservation de toutes les fonctions naturelles et des fonctions d'archive historique du sol (multifonctionnalité), mais non de tous les usages humains ("spécificité du site").

Les valeurs de test et d'action sont données et expliquées dans le décret d'application de la loi et son document de justification technique (UBA, 1999a et 1999b respectivement). Elles ont été développées, en fonction de l'usage du site, séparément pour trois cibles: l'homme (santé), les végétaux (teneurs limites dans les végétaux), et l'eau du sol (critères pour l'eau du sol en µg/L). Les valeurs pour la voie sol-homme dans l'usage "terrain de jeu" sont fondées sur l'ingestion et l'inhalation de sol par un enfant à partir des données conventionnelles d'ingestion de sol. Elles sont extrapolées aux usages "parc" et "résidentiel" *via* des facteurs multiplicatifs. Un scénario spécifique a été développé pour les usages industriel et commercial. Un excès de risque individuel de cancer supplémentaire tolérable de 10^{-5} a été utilisé. Dans la mesure du possible, les seuils d'actions devront porter sur des concentrations de polluant bioaccessible (Bieber, 2006). Le seuil de contrôle pour le plomb intègre de fait la bioaccessibilité à travers une démarche

plus large de "*humanbiomonitoring*" (LABO, 1996).

Des objectifs de dépollution génériques ne s'imposent pas: les actions de réhabilitation seront fondées sur une évaluation du risque causé par le site, donc spécifique au site (UBA, 1998 § 9.2 et § 13). Cela permet des objectifs de concentration supérieurs aux critères d'action si cela peut être justifié. Le changement d'usage du site et la restriction de l'accès au site sont reconnues comme mesures de réhabilitation (UBA, 1998, §2). La méthode d'élaboration des critères génériques est l'outil de départ pour cette évaluation des risques spécifique au site. Le système UMS d'évaluation des sites pollués (Hempfling *et al*, 1997), élaboré pour le compte du ministère fédéral de l'environnement, est la principale référence allemande pour un ajustement de cette méthode.

5.3.2 APERÇU HISTORIQUE

La loi fédérale de 1998 fait suite au constat de fortes inégalités de traitement liées à l'application de listes de seuils génériques très différentes entre *Länder* (régions; Bachman, 1993a). Les facteurs d'écart entre les teneurs seuils des listes vont jusque 13 pour les terrains de jeu pour enfants (Bachman, 1993a), et jusque 150 sur certains autres critères (Viereck-Götte et Ewers, 1994).

Avant 1998, alors que les différents *Länder* entendent fonder les décisions sur une approche par risque au cas par cas, seuls les critères génériques sont utilisés pour décider de l'opportunité et des objectifs d'une réhabilitation. Ces critères proviennent de listes développées par des Länder (Nordrhein-Westfalen, Bavière, Baden-Württemberg, Saxe, Hambourg, Berlin, ...) ou par des équipes de recherche ("système des 3 secteurs" de Eikman et Kloke), ou des listes hollandaises (valeurs C; Bachmann, 1993a; Rippen, 1994).

Les principales listes allemandes sont basées sur les données de bruit de fond dans les sols pour les seuils de "référence", et sur l'évaluation des risques déclinée selon l'usage du site pour les seuils d'alerte et/ou d'action. Pour ces derniers, la voie déterminante est l'ingestion de sol par un enfant; des voies d'exposition supplémentaires interviennent cependant sur quelques listes (par ex. consommation d'aliments cultivés sur le sol contaminé; Ewers *et al*, 1994, Ewers et Viereck-Götte, 1994).

L'opacité de ces listes et la disparité des valeurs sont régulièrement dénoncées (Bachmann, 1993a; Bertges, 1994; Ewers, 1994; etc.): dans de nombreuses listes, la signification des valeurs n'est pas donnée, ou la signification indiquée ne correspond pas à la méthode effectivement employée pour l'obtention de ces valeurs. Pour de nombreuses valeurs, aucune présentation du mode d'obtention n'a pu être trouvée (Viereck-Götte et Ewers, 1994). D'autres, telles que celles d'Eikman et Kloke, sont tirées de la littérature ou de la "connaissance personnelle" (Eikman *et al*, 1993).

Le manque de rigueur dans l'utilisation des listes a également été dénoncé. Ainsi, les valeurs hollandaises C sont parfois appliquées -sans les corrections prévues pour tenir compte de la nature du sol- comme objectifs de réhabilitation, alors qu'elles ne sont pas destinées à cet usage (Rippen, 1994a). Rippen (1994b) cite le cas de l'obligation de mise en décharge de quantités importantes de terre dépassant de peu une des valeurs de la liste, malgré un impact quasi-nul sur leur site d'origine. L'impact économique de ces décisions est vivement ressenti, surtout depuis l'arrivée des nouveaux Länder (Rippen, 1994a, 1994b; Eckard *et al*, 1993).

5.4 ETATS-UNIS

Les Etats-Unis ont d'abord opté, dans les années 1980, pour des études de risque entièrement "spécifiques au site", sans référentiel commun applicable. Les évaluations de cette politique, menées de 1988 à 1994, ont mis en évidence une incohérence et une opacité importantes des critères numériques retenus, avec de nombreux choix considérés comme inexplicables (Walker *et al*, 1994, Bachmann, 1993b). Même pour les projets pilotes du *Superfund*, entre 30% et 58% (selon les évaluations) ne comportaient aucun objectif de réhabilitation numérique. Lorsque des objectifs étaient fixés, la majorité d'entre eux ne se fondaient pas sur une analyse de risque spécifique au site, mais reprenaient simplement l'un ou l'autre des ARARs³⁵. Au total, d'après Walker *et al* (1994), 2% à 15% seulement des réhabilitations respectivement d'eaux souterraines et de sols s'appuyaient sur des objectifs fondés sur le risque exclusivement.

En réaction à ce constat, une harmonisation des critères utilisés pour la réhabilitation des sites a été proposée dans les années 1990, en vue "d'établir des objectifs nationaux et d'employer des solutions génériques" (Kovalick, 1994). Elle s'est appuyé sur deux documents clés:

- *Risk Assessment Guidances*, en 1991 (RAGs: US EPA, 1991 et développements ultérieurs, jusque US EPA, 2004), qui mettent à disposition une méthodologie et un modèle;
- *Soil Screening Levels*, en 1994 (SSLs: US EPA, 1994; revus en 1996: US EPA, 1996). Même si les SSLs n'ont "pas vocation de niveaux ou standards de dépollution nationaux", ces teneurs seuils dans les sols et les eaux peuvent être directement reprises comme objectifs préliminaires de dépollution quand les conditions du site correspondent à celles de l'établissement des SSLs. En dessous de ces seuils, le risque est considéré comme négligeable. Leur franchissement déclenche a *minima* des investigations complémentaires.

³⁵ ARARs: *Applicable or Relevant and Appropriate Requirements*: normes pertinentes aux niveaux local, étatique, ou fédéral. Ces normes sont en général fondées sur des critères de risque (Walker *et al*, 1994). Nombreuses pour l'eau, elles sont quasi-inexistantes pour les sols. Les ARARs n'ont pas été développés dans une perspective de réhabilitation: elles sont fondées en général sur des scénarii "pire des cas" pour des zones résidentielles (Kiersky, 1994). Pour la première référence d'ARARs citée pour les eaux souterraines, le *Safe Drinking Water Act*, des considérations telles que les moyens d'analyse des eaux à la portée financière des municipalités entrent en ligne de compte (Walker *et al*, 1994).

La documentation des SSLs (US EPA, 1994, 1996), le *Exposure Factors Handbook* (US EPA, 1997), les dernières sections des RAGs, et les documents sur le modèle Johnson et Ettinger (US EPA, 2000, 2003), apportent des ajustements au modèle initial des RAGs de 1991. Les deux modèles commerciaux les plus répandus, RBCA et RISC, combinent ces modèles avec ceux développés par l'ASTM (*American Society for Testing and Materials*). Ils s'appuient sur des modélisations similaires. Par exemple, tous deux recourent, pour le transfert de vapeurs du sol vers l'air intérieur, au modèle développé par Johnson et Ettinger en 1991 pour le compte de la société Shell.

Les outils spécifiques au site s'inscrivent ainsi dans une continuité uniquement partielle avec les critères génériques des SSLs: par exemple, l'exposition aux vapeurs dans les bâtiments n'est pas prise en compte dans les SSLs. L'INERIS ne dispose pas de retour sur le degré d'imbrication pratique entre les deux niveaux - générique et spécifique au site- dans les études menées aux Etats-Unis.

5.5 ROYAUME UNI

5.5.1 SITUATION ACTUELLE

Dans la politique britannique, le concept de développement durable conduit à considérer les sites pollués sous l'angle de l'organisation de l'espace: *in fine* toute surface perdue pour cause de pollution sera reprise sur les espaces naturels. On essaiera donc de "libérer" pour les usages prévus, un maximum de sites déjà "dénaturalisés" (Ferguson et Denner, 1994; Bardos, 1993). En conséquence, l'approche des sites contaminés sera donc avant tout "fonctionnelle", fondée sur le "*suitable for use*" (bon pour l'usage; Visser, 1993).

La définition d'un site contaminé et les objectifs de réhabilitation sont fondés sur l'existence ou la possibilité significative d'une nuisance pour l'homme ou pour les écosystèmes. Une circulaire de 2000 définit une procédure graduée d'évaluation des risques, qui s'appuie sur deux types de valeurs génériques (Grosso *et al.*, 2006):

- Des valeurs d'intervention, nommées *Soil Guideline Values* (SGVs), pour le risque sanitaire pour l'homme. Leur dépassement peut déclencher des investigations complémentaires ou une action de réhabilitation.
- Des valeurs de *screening*, nommées *Soil Screening Values* (SSVs), pour le risque pour les écosystèmes, "d'usage similaire" à celui des SGVs. Leur dépassement peut déclencher des investigations complémentaires. Leur application est réservée à des zones de protection des écosystèmes (telles que Natura 2000).

Les SGVs, publiées en 2002, ont été élaborées au moyen du modèle britannique CLEA pour quatre usages de site: résidentiel avec et sans potager, jardin potager individuel, commercial/industriel. Ce modèle intègre des descriptions probabilistes³⁶ de certains paramètres, tels que le poids des personnes.

³⁶ *i.e.* modélisation de type Monte-Carlo sur la base de distribution de valeurs de ces paramètres.

Cette évaluation générique du risque peut déboucher sur une évaluation détaillée des risques spécifique au site (Grosso *et al.*, 2006). Pour cette phase, à notre connaissance, le modèle CLEA n'a pas de statut de modèle de référence national, au sens où il constituerait une référence officielle incontournable, alors que les modèles commerciaux américains sont implantés de longue date au Royaume Uni. Cela n'induit pas forcément de discontinuité: le modèle CLEA utilise par exemple l'approche Briggs-Ryan pour le transfert des substances du sol vers les plantes, et l'approche Johnson & Ettinger pour le transfert de vapeurs dans l'air intérieur (Grosso *et al.*, 2006), comme les modèles commerciaux américains RBCA et Risc.

Le choix final des décisions de gestion intègre en outre des considérations, technologiques, économiques, d'"enjeux globaux" (Grosso *et al.*, 2006).

5.5.2 APERÇU HISTORIQUE

Le guide publié en 1987 par le Comité Interministériel pour le Redéploiement des Terrains Contaminés (ICRCL), quoique sans statut réglementaire, fait autorité. Son élément principal est une liste de "niveaux" ("niveau seuil" et "niveau d'action") pour différents contaminants et différents usages de sites (Visser, 1993). Ces "niveaux" sont fondés sur des critères de santé humaine, sans prise en compte du risque écologique. Sous le niveau "seuil", le site est considéré comme propre; dans le domaine intermédiaire, il y a lieu de s'interroger sur la nécessité d'une action; au delà du niveau d'action, plusieurs types d'action sont possibles: réhabilitation, ou modification de l'usage futur en vue de réduire les risques d'exposition (Ferguson et Denner, 1993). Pour décider de l'action à entreprendre, une évaluation du risque spécifique au site est possible, afin de prendre en compte les conditions du site qui diffèrent significativement des hypothèses implicites faites dans l'élaboration des niveaux d'action (Ferguson et Denner, 1994).

Les sources consultées ne mentionnent pas de méthodes et d'outils de référence pour cette évaluation au cas par cas, sinon le modèle CLEA alors en cours de développement.

5.6 CANADA (CCME)

Dans les années 1980, les sites pollués étaient traités sous la seule autorité des provinces. Celles-ci recourraient à des listes de critères génériques peu justifiés scientifiquement. Par exemple, une des listes proposait, pour un produit, quatre seuils selon l'usage du site, qui ne résultaient pas de quatre calculs indépendants, mais d'une même valeur trouvée dans la littérature (Sheppard et al, 1992).

En 1989, le Conseil Canadien des Ministères de l'Environnement (CCME), forum de coopération fédérale en matière d'environnement, met en place un programme visant à "fournir des orientations aux autorités gouvernementales et aux gestionnaires de site sur l'évaluation et l'assainissement des terrains contaminés au Canada" (CCME, 1996b). Les différents outils développés sont mis à disposition dans une série de rapports techniques. Le CCME considère que "l'ensemble de ces outils fournit pratiquement toute l'information requise pour évaluer et restaurer de façon efficace les lieux contaminés au Canada." La mise en œuvre de ces outils s'appuie sur un réseau national de conseil.

La définition d'un sol de bonne qualité reprend la vision hollandaise multifonctionnelle, d'un sol "qui ne cause de dommage à aucun usage normal par les hommes, les plantes ou les animaux, n'affecte pas négativement les fonctions ou cycles naturels et ne contamine pas d'autre composantes de l'environnement" environnementales (Gaudet *et al.*, 1992). Le retour au niveau de pollution le plus bas possible est encouragé. Les critères génériques d'évaluation en donnent une mesure. Mais selon les conditions locales, des objectifs moins contraignants pourront être fixés (CCME, 1991).

La démarche canadienne est conçue pour combiner les avantages respectifs du "générique" et du "spécifique au site" (Gaudet et Cureton, 1993): des seuils de qualité des sols génériques (CCME, 2006) sont utilisés dans un premier temps; le "spécifique au site" intervient progressivement, dans la modulation des seuils génériques selon l'usage du site, et puis dans l'adaptation au site des seuils génériques, qui déterminera les décisions finales³⁷.

Les critères génériques sont fondés sur l'évaluation des risques pour l'homme et les écosystèmes, avec en outre un contrôle pour renforcement éventuel au regard de réglementations existantes (p. ex. sur l'eau potable). Ils sont déclinés suivant trois usages de sites: agricole, résidentiel/parc, et industriel/commercial. Leur mode d'élaboration est décrit dans un protocole précis (CCME, 1996a). Les critères obtenus sont contrôlés et éventuellement renforcés au regard de réglementations existantes (p. ex. sur l'eau potable).

³⁷ En outre, dans les années 1990, un système de notation des sites par scores fut utilisé, qui inspira l'ESR française,

L'adaptation au site des seuils génériques est encadrée de manière très précise, pas à pas, par un Guide spécifique (CCME, 1996b). Elle est dans un premier temps limitée à quelques paramètres, des modifications supplémentaires devant passer par une analyse de risque complète. Tout écart par rapport au cadre générique doit être signalé et justifié. Cette procédure est d'ailleurs décrite comme s'appliquant à des sites "atypiques" (CCME, 1996b). L'ensemble de la gestion des sites pollués fait l'objet d'un guide spécifique (CCME, 1997)

5.7 CONCLUSION

5.7.1 PRÉCISIONS SUR LES DÉFINITIONS: OUTIL GÉNÉRIQUE ET OUTIL DE RÉFÉRENCE, MODÈLE, MODÉLISATION

Ce tour d'horizon à l'étranger et le retour d'expérience en France conduisent à fixer les définitions suivantes:

- Un outil générique est compris ici comme un outil (teneur seuil, modèle, valeurs de paramètres, procédure,...) appliqué sur l'ensemble d'un territoire, par opposition à la un outil élaboré spécifiquement pour un site (cf. § 2).
- Un outil de référence est compris ici comme un outil établi par les autorités comme une référence officielle incontournable sur le territoire. Il peut être ensuite adaptable au site ou non selon les procédures retenues.

Un outil de référence sera forcément générique, un outil générique peut ne pas être "de référence" s'il est établi par un acteur non institutionnel (outil interne à un bureau d'étude par ex.: cf. § 4.1.2.1).

- Un modèle est entendu ici comme un ensemble de concepts traduits en paramètres et en équations.
- La modélisation d'un site est entendue ici comme le choix et l'application d'un modèle à une situation, par entrée des valeurs des paramètres et éventuellement choix entre différentes variantes.

Ces définitions ne valent que pour le présent rapport. Par exemple, le degré de "contenu" que l'on considérera comme faisant partie du modèle ou de son application sur site (modélisation) peut être sujet à discussion.

5.7.2 CLÉS DU GÉNÉRIQUE ET DU SPÉCIFIQUE AU SITE

Partant de situations diverses, les dispositifs de gestion des sites pollués ont convergé, vers une combinaison des approches "générique" et "spécifique au site" (Tableau 4, Tableau 5):

- Les critères génériques de qualité des sols interviennent dans une première étape de screening. Ces critères peuvent être déclinés suivant l'usage du site (Allemagne, CCME Canadien, Flandre,...)
- Le "spécifique au site" intervient alors dans une deuxième étape d'affinage de cette appréciation et la prise de décision finale sur la gestion du site (dépollution, aménagements, restrictions d'usage,...);

- Cette deuxième étape spécifique au site peut être guidée et encadrée par des outils génériques (procédures, modèles, ...) proposés ou imposés, qui assurent ainsi une certaine cohérence de la gestion des sites au sein du pays ou de la région.

Aux Etats-Unis, le tout "spécifique au site", sans guidage, a paradoxalement évolué vers une application désordonnée de critères génériques de qualité des milieux. En Allemagne comme aux Pays-Bas, l'application de listes de critères génériques de qualité des sols a été jugé inadaptée pour décider de la gestion finale du site.

| Approche | Générique | Spécifique au site |
|-------------------------------|---|-----------------------------------|
| Étape de gestion | | |
| 1. Screening | Critères génériques de qualité des sols | Usage du site (le cas échéant) |
| 2. Affinage, décisions | Méthodes et outils (modèles) (de référence ou proposé) | Evaluation spécifique au site |

Tableau 4: Modes d'intervention des approches génériques et spécifiques au site dans la gestion d'un site

Le degré et les modalités d'encadrement générique de la deuxième étape d'affinage spécifique au site sont variables (Tableau 5):

1. Encadrement étroit, uniforme et intégral (Pays-Bas, Flandres, CCME Canadien, Allemagne).
2. Encadrement "libre", souvent non uniforme et moins exhaustif, autour de méthodes et outils (modèles) proposés comme références (non obligatoires).

Dans l'encadrement "libre", la continuité entre les critères génériques de *screening* et l'affinage spécifique au site tendra à être moins étroite, comme aux Etats-Unis entre les SSLs et les modèles types d'évaluation des risques (respectivement sans et avec intégration de l'inhalation de vapeurs dans les bâtiments). *A contrario*, l'encadrement étroit des Pays-Bas, de Flandre et du CCME, où tout écart par rapport au cadre générique doit être signalé et justifié par le responsable du site, vise une continuité stricte. Cette continuité apparaît d'autant plus nécessaire que le "générique" aura un statut directement décisionnel (Pays-Bas, de Flandre et du CCME) plutôt qu'indicatif (USA): il s'agit d'assurer la cohérence des décisions prises sur la base de l'une ou l'autre approche.

Pour garantir une approche protectrice, les outils génériques utilisés en première instance doivent être *a priori* très conservatoires puisque protecteurs pour les sites les plus pénalisants. L'adaptation au site de ces outils permet ensuite de lever les options sur-conservatoires pour le site considéré.

Des failles apparaissent toutefois dans cette continuité entre les critères génériques de *screening* et l'affinage spécifique et dans le caractère conservatoire des critères génériques, comme en Hollande sur l'exposition aux vapeurs dans les bâtiments (avec ou sans intégration de la convection, avec deux modèles différents).

Aux Pays-Bas et en Flandre, et dans une première phase du dispositif du CCME, le premier cas s'accompagne de restrictions sur la spécificité de l'évaluation par rapport au site. Ainsi, les Pays-Bas limitent les ajustements prévus sur l'usage des valeurs d'intervention pour déterminer le "sérieux de la contamination" à un simple ajustement des paramètres d'exposition des personnes (quantité de légumes consommés, temps de présence dans un bâtiment) et à une remodelisation du transfert de vapeurs vers l'air intérieur. En revanche, la Circulaire de 2000 ne prévoit pas l'intégration d'autres spécificités du site (géologie, facteurs de bioconcentration des plantes). Ces restrictions ne sont toutefois pas inhérentes à un encadrement étroit, comme le montrent les exemples du CCME canadien et de l'Allemagne: l'outil d'élaboration des critères génériques est imposé comme référence, mais tous les écarts sont autorisés moyennant justification.

| Etape et mode de gestion | | Années 1980 | | | | | Aujourd'hui | | | | | | |
|---------------------------------------|---------------------------------|-------------|----|---|----|----|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----|
| | | USA | NL | D | RU | Ca | USA | NL | FI | D | RU | CCME | F |
| Screening | Critères génériques | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | |
| | Usage du site | | X | X | X | nd | | | X | X | X | X | |
| Affinage spécifique au site | Méthodes et outils de référence | | | | x | | x | X | X | X | x | X | x |
| | Evaluation spécifique au site | X | | | X | | X | x | x | x | X | X | X |
| Continuité screening/affinage? | | nc | | | nd | nc | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | nc |

nc: non concerné; nd: non documenté ici.
Méthodes et outils de référence: **X**: méthode et modèle de référence explicite; x: méthode seule, consensus sur un ou plusieurs outils n'ayant pas un statut de référence.
Evaluation spécifique au site: **X**: sans restriction connue; x: restreinte sur l'ajustement des critères génériques ou par un modèle imposé (NL, FI) ou connu comme peu utilisée (D)
Continuité: 1: totale; 2: à quelques exceptions près; 3: partielle

Tableau 5: Degrés d'intervention des approches génériques et spécifiques au site dans la gestion des sites dans les pays considérés

Avec une absence de valeurs seuils immédiatement décisionnels ³⁸ pour les sols, la France (à fin 2006) fait exception parmi les pays discutés ici et les 12 autres pays européens ayant participé à la revue organisée par le JRC (2006). En revanche, son encadrement flexible du "spécifique au site", sans modèle de référence strict, en l'occurrence par un guide méthodologique général apparaît courant quoique moins détaillé que dans d'autres pays où des outils de modélisation sont mis à disposition (USA, Royaume Uni, ...). Un tel encadrement flexible s'inscrit en cohérence avec l'absence de valeurs seuils génériques.

³⁸ Les VDSS et VCI jusque 2006 n'influent que sur la gestion administrative d'un site pollué dans certains contextes limités, et encore indirectement, via un score. Elles ne sont pas applicables pour décider du devenir final d'un site, en particulier dans des cas tels que le réaménagement d'une

Les aperçus des historiques des différents pays s'accordent sur l'importance d'un dispositif d'accompagnement du "spécifique au site" pour que le "spécifique au site" soit effectivement mis en œuvre: peur du vide ou manque de moyens, la tentation est grande d'user sans retenue de seuils pré-existants, et d'autant plus grande qu'ils seront mieux établis et plus modulés selon différents scénarios³⁹ et que le cadre pour le "spécifique au site" paraîtra incertain. Ainsi, en l'absence d'un tel dispositif d'accompagnement, les critères génériques ont été utilisés sans adaptation au site en Allemagne et aux Pays-Bas dans les années 1980 et au début des années 1990, contrairement à la politique affichée. La comparaison des situations actuelles (Tableau 5) en Allemagne d'une part (faible encadrement, faible usage du spécifique au site), aux Pays-Bas et en Flandre d'autre part (encadrement très codifié et opérationnel (logiciel), usage effectif) indiqueraient que cet encadrement est une condition nécessaire et suffisante pour un passage effectif au spécifique au site.

5.7.3 OUTILS DE GESTION ET OUTILS D'EXPERTISE

Ce tour d'horizon à l'étranger et le retour d'expérience en France conduisent à distinguer deux statuts des outils utilisés pour l'évaluation des sites:

- outils d'expertise, fondés sur la rigueur scientifique;
- outils de gestion, directement décisionnel⁴⁰.

Un outil d'expertise mettra en avant dans ses conclusions les incertitudes qui subsistent en fin d'évaluation. Il structurera les connaissances disponibles par rapport au cas traité, pour conclure sur ce que l'on sait et sur ce que l'on ne sait pas. Il donnera donc rarement une réponse univoque. En ce sens, ce ne pourra être qu'un outil d'aide à la gestion, impliquant une prise de décision en aval par les gestionnaires du site.

Un outil de gestion, pour être directement décisionnel, intègre en amont la prise de décision des gestionnaires: il sera un compromis entre les connaissances scientifiques et une approche pragmatique reflétant ces décisions de gestion amont. Il ne prétendra donc pas forcément à la pleine rigueur scientifique. De ce fait, l'adoption d'un outil de gestion ainsi défini implique une intervention explicite du gestionnaire légitime:

- Responsable de site s'il s'agit d'un cadrage d'une intervention sur un site: par ex., choix préalable ne pas permettre d'installation future d'une école sur son site, comme pratiqué par la société Kodak sur son site de Sevrans.
- Ministère en charge de l'Environnement s'il s'agit de définir des outils applicables dans un pays.

friche ou la découverte d'une pollution en zone d'habitat. Par opposition, un site hollandais ou flamand pourra être d'emblée considéré comme traité si les teneurs sont inférieures aux seuils.

³⁹ Vegter *et al.*, 1990 concluent également à cet effet pervers des seuils génériques pour l'expérience hollandaise des années 1980.

⁴⁰ Un "outil de gestion" pourra naturellement être complètement fondé scientifiquement, de même que la rigueur scientifique aura ses limites face à la quantité des incertitudes. Il s'agit bien ici de statuts des outils.

La distinction entre outils de gestion et outils d'expertise ressort directement de l'analyse des outils proposés à l'étranger et de leurs modalités d'application, c'est-à-dire de leurs failles en terme de rigueur scientifique dans l'évaluation d'un site:

- Ne fût-ce que par leur rigidité temporelle, les seuils génériques ne suivent pas les derniers développements de l'état de l'art. Cela est évident avec les valeurs toxicologiques (fortement évolutives), mais également avec des modèles et leur paramétrage. Ainsi, les valeurs hollandaises I sont fondées, pour le transfert de vapeurs en intérieur, sur un modèle reconnu par les autorités hollandaises comme lacunaire dès 1996, mais les valeurs I n'ont pas été révisées en conséquence, et les valeurs élaborées après 1996 sont toujours établies sur la base de l'ancien modèle. Même si une ambiguïté subsiste, avec la possibilité d'utiliser le modèle actualisé VOLASOIL en cas de suspicion d'exposition non "standard" aux vapeurs en intérieur, il ne semble pas que les valeurs I soient considérées comme inapplicables pour les sites présentant une exposition potentielle aux vapeurs du sol en intérieur. De même, les paramètres de CSOIL ont fait l'objet d'une révision par Otte *et al.*, 2001, sans répercussion sur les valeurs I.
- Même au moment de leur élaboration, les seuils génériques n'intègrent pas toute l'expertise disponible, par souci de continuité ou de simplicité. Ainsi, outre le cas des valeurs I hollandaises après 1996 et 2001, les SSLs de 1996 (US EPA, 1996) n'intègrent pas le transfert des vapeurs du sol dans l'air intérieur, pour lequel l'US EPA avait pourtant repris à son compte le modèle Johnson et Ettinger dès 1991.
- La prise en compte de la variabilité des sites n'est pas totalement intégrée dans les dispositifs hollandais et flamand d'évaluation des sites: des sites peuvent être considérés comme ne posant pas de problème sur la base des seuls seuils génériques, sans vérification de la correspondance entre les hypothèses de calcul de ces seuils et la situation du site (hormis pour les comportements des personnes aux Pays-Bas). Pour des caractéristiques de site atypique (type de dalle de bâtiment, perméabilité des sols, transfert sol-plante,...), comme illustré au chapitre 5.1.3 pour les Pays-Bas, on pourrait alors passer à côté d'un risque qui serait considéré comme inacceptable.

Ces limites techniques ne résultent apparemment pas d'oublis ou de failles logiques du dispositif: Elles correspondent à des choix de gestion pleinement assumés, comme précisé par une personne de l'OVAM (Flandre). Elles sont en ligne avec une politique qui privilégie, à partir d'un certain point, le pragmatisme et l'opérationnel à l'exactitude scientifique (souvent peu décisionnelle). Elles s'inscrivent bien dans une décision de l'autorité de gestion.

L'affichage des choix de gestion et des lacunes scientifiques admises en conséquences apparaît essentiel, pour la transparence du processus décisionnel, et donc une bonne gouvernance des sites pollués. Ce travail est du ressort des autorités de gestion et de leurs organismes d'appui technique, chacun à son niveau. Ce souci se retrouve dans la documentation des outils (avec leurs limites techniques) pratiquée par le RIVM avec le modèle CSOIL dès 1994.

Cet aspect n'a pas été étudié en détail ici. D'après des informations recueillies en Flandre, les riverains ou usagers de site ne sont pas informés des failles possibles

(mais peu fréquentes⁴¹) du système d'évaluation qui leur est appliqué. Au Canada, les seuils retenus par les différentes Provinces sont appliqués sans (généralement) de questionnements sur leur signification, notamment en termes de risque: la population semble se reposer sur le choix des autorités de gestion.

Pour la gestion finale des sites pollués comme celle des émissions des ICPE⁴², le dispositif français jusque fin 2006 se distingue par un usage restreint des outils de gestion appliqués (modèles ou valeurs seuils de référence, encadrement du spécifique au site), et la prééminence accordée à la recherche de l'évaluation quantitative la plus précise et justifiée possible des risques⁴³. L'ESR et ses composantes apparaissent certes comme des outils de gestion, mais qui ne vont pas jusqu'au bout de la gestion du site (hors peut être les sites en activité: cf. § 4.3.1 p 25), alors que par ex. un site hollandais ou flamand pourra être d'emblée considéré comme traité si les teneurs sont inférieures aux seuils.

De ce point de vue, le système français de gestion des sites pollués se rapproche de celui des Etats-Unis dans les années 1980. Des conséquences similaires y apparaissent: disparité des évaluations d'une part, recours abusif à des références génériques inappropriées d'autre part (ARARs aux Etats-Unis, VDSS et VCI en France).

En France, au regard des préoccupations et du regard critique manifestés par les populations concernées par un site pollué, il peut paraître difficile d'envisager une acceptation consciente par ces populations d'un dispositif de gestion qui présente des failles potentielles connues en termes de prévention des risques. Toutefois, de tels dispositifs parfois lacunaires en termes de risques sont largement utilisés en France sans être remis en question par les populations⁴⁴, tels que les seuils réglementaires pour l'eau potable et pour les produits alimentaires mis en vente⁴⁵.

⁴¹ au regard du nombre de sites traités. Cette précision ne repose pas sur un retour d'expérience sur des comparaisons mesure/modélisation, mais sur la considération que les seuils sont fondés sur des hypothèses *a priori* pénalisantes.

⁴² Plutôt que l'EQRS de chaque ICPE comme pratiqué en France, différents pays, par exemple l'Allemagne, se reposent sur des seuils à l'émission et dans les milieux d'exposition. Cette dernière logique est reprise au niveau européen dans la conception de seuils d'émission fondés sur les meilleures techniques disponibles à un coût raisonnable (BATNEC).

⁴³ De ce fait, confrontés à de nombreux outils (modèles, seuils,...) d'évaluation des sites ou des émissions, les intervenants français se distinguent également par leur regard critique sur ces outils.

⁴⁴ Qui ne sont pas informées de la signification exacte de ces valeurs en termes d'exposition ou de risque.

⁴⁵ Pour le cadmium, le seuil de potabilité français de 5 µg/L aboutit à un indice de risque estimé de 1,7 pour l'enfant (15 kg, buvant 1 L/j), supérieur à la référence de 1, avec la VTR de l'ATSDR de 0,2 µg/kg/j. La recommandation initiale de l'OMS (3 µg/L) est fondée sur une fraction (20%) de la VTR l'OMS de 1 µg/kg/j.

Pour l'arsenic, le seuil de potabilité de 10 µg/L a été élaboré par l'OMS sur la base du seuil de détection analytique. L'excès de risque individuel (ERI) de cancer associé est évalué par l'OMS à $6 \cdot 10^{-4}$ (adulte de 70 kg buvant 2 L/j), soit 60 fois au dessus du niveau de référence usuel de 10^{-5} . L'OMS signale toutefois sa VTR comme potentiellement surévaluée. Avec l'Excès de Risque Unitaire de l'US EPA (INERIS, 2006e), l'ERI est de $4,8 \cdot 10^{-4}$.

5.7.4 HARMONISATION EUROPÉENNE SUR LES OUTILS

Les disparités observées entre pays ne relèvent pas toutes de choix de gestion assumés, mais également pour beaucoup d'une absence de consensus scientifique. Ainsi, au congrès Consoil 2003, les rapporteurs d'une étude d'intercomparaison de modèles au niveau européens (Swartjes, 2003a) ne pouvaient expliquer par exemple pourquoi un enfant en scénario résidentiel était modélisé comme ingérant 500 mg/j de sol en Allemagne, 150 mg/j en Hollande, 50 mg/j en Flandre. Seule une analyse détaillée des justifications apportées dans les différents pays permet de faire la part entre choix politique (se placer du côté plus ou moins conservatoire) et divergences techniques non justifiées.

En réaction à de tels questionnements, une démarche d'harmonisation est en cours au niveau européen entre les différents organismes (essentiellement publics) qui participent à l'élaboration des outils d'évaluation et de gestion des sites pollués. Cette démarche est actuellement menée dans le cadre du projet Heracles du *Joint Research Center* (JRC) de la Commission Européenne (cf. JRC, 2006). Un premier objectif (pour 2009 au plus tôt) est d'établir un inventaire critique des outils disponibles. A terme, cette démarche pourrait aboutir à une boîte à outils qui puisse être mise en œuvre dans les différents pays en fonction des particularités et choix géographiques, culturels et politiques de chaque pays.

6. PERSPECTIVES

6.1 UN BESOIN D'OUTILS GÉNÉRIQUES

Les divers usages abusifs des VDSS et VCI-sols, et auparavant des listes étrangères, traduisent un fort besoin d'un dispositif de *screening*, permettant de statuer rapidement sur un sol, des terres, voire des déchets, en termes de contamination et de perspectives quant à la nécessité de mesures correctives. Un tel dispositif de *screening* permettrait de limiter le travail d'évaluation approfondie des risques aux seuls dossiers effectivement nécessaires. A la réunion du GT "outils méthodologiques" du MEDD du 20/12/2006, un représentant de bureaux d'études signalait qu'il faudrait au moins pouvoir se prononcer de façon rapide et partagée sur des teneurs connues comme faibles, par exemple de 10 mg/kg d'arsenic. Ce rôle de *screening* n'est pas rempli par les VDSS et VCI-sols, ni par l'ESR elle-même (il ne leur a pas été imparti).

Pour les denrées alimentaires, l'indice de risque (IR) lié à l'ingestion de végétaux juste aux seuils réglementaires pour le cadmium au sens du projet de directive CE n°466/2001 du 8 mars 2001, est supérieur à la référence de 1, pour l'adulte et l'enfant avec la VTR de l'ATSDR (IR de 8 et 3 environ respectivement), et pour l'enfant seulement avec la VTR de l'US EPA et de l'OMS (IR de 1,5) (calcul non présenté ici). Ces seuils réglementaires sont conçus comme protecteurs (hors exceptions) pour un apport en denrées diversifié, tel que disponible dans le commerce, et non une consommation mono-source.

Un document de l'INERIS (2006h) précise les modalités d'élaboration des valeurs de gestion réglementaires et leurs limites d'utilisation. Voir aussi le rapport de l'AFSSA (2002) sur le cas spécifique des nourrissons et des enfants en bas âge pour les résidus de pesticides.

En ce qui concerne l'évaluation quantitative des expositions et des risques sanitaires (les EDR-santé), l'absence d'encadrement générique occasionne une dispersion des efforts et une insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués. Les EDR-santé se révèlent souvent largement répétitives et inutilement lourdes en coûts, en délais, voire en débats d'experts compte tenu des nombreuses lacunes des connaissances pour la modélisation des risques.

Les acteurs de la gestion des sites demandent des outils directement applicables pour les aider à prendre les décisions, sans des discussions et des débats qui peuvent leur paraître byzantins.

Une qualité et une sécurisation accrues des procédures pourraient être obtenues sur ces deux étapes, pour tous les acteurs, plutôt que par un contrôle *a posteriori* répétitif *via* la tierce expertise, par des préconisations *a priori* –i.e. génériques- sur les outils, établies sur la base des connaissances actuelles avec leurs limites. Le travail commun, non spécifique au site, serait mutualisé. La cohérence et la transparence⁴⁶ en seraient également accrues. Par les économies d'échelle apportées, cette mutualisation libérerait les moyens pour l'amélioration de fond des connaissances et le travail spécifique au site, et *in fine* de la qualité des études et de leur contrôle.

Ce besoin apparaît d'autant plus fort pour de petits sites associées à des moyens d'investigation extrêmement limités (petits industriels, particuliers,...).

Les formes d'outils génériques envisagées pour répondre à ce besoin sont discutées au chapitre 6.3, après l'identification de critères pour cette discussion au chapitre ci-après. Cette discussion est synthétisée au chapitre 6.3.5 sous forme d'un bilan avantages/ inconvénients.

6.2 UNE FAISABILITÉ LIMITÉE, DES CHOIX POLITIQUES

Le retour d'expérience en France et à l'étranger montre une opposition entre opérationnalité, et rigueur scientifique pour des outils génériques. Par exemple, des seuils génériques protecteurs pour la santé ne pourront être à la fois directement décisionnels sur l'ensemble du territoire, et pleinement rigoureux sur le plan scientifique (cf. § 4.1.2.2 p 19). Le dispositif peut toutefois être modulé, comme celui du CCME, pour permettre une première décision immédiate, et si besoin des approfondissements sans limites sur le plan technique.

De même, compte tenu des incertitudes et de l'évolution continue des connaissances en matière de modélisation des transferts, de l'exposition et des effets, des choix de modèles génériques immédiatement applicables (tels que CSOIL hollandais) ne sauraient être uniquement scientifiques.

⁴⁶ Moyennant une explication -également mutualisée- de ces outils, de leurs problématiques.

Des outils génériques d'évaluation des sols potentiellement pollués relèvent donc *in fine* de choix politiques multicritère des autorités nationales entre opérationnalité et rigueur scientifique. Ils devraient être actés comme tels, et leurs limites résultantes être clairement explicitées.

Même une évaluation spécifique au site est obligée d'incorporer au moins implicitement de nombreux choix de gestion. C'est le cas lorsqu'elle privilégie des scénarios "raisonnablement pénalisants" plutôt que maximalistes, par ex. quant à la quantité de légumes autoconsommés en scénario "résidentiel avec potager": il n'est pas exclu que des expositions atypiques supérieures surviennent, une certaine probabilité de faille (plus ou moins connue) dans la protection des populations est implicitement "acceptée" par l'évaluateur.

Des outils génériques d'évaluation des sols potentiellement pollués seraient l'occasion de clarifier une partie de ces choix au moins et de les faire porter par l'acteur légitime, l'autorité publique, plutôt que par l'expert technique.

Les composantes des critères clés d'opérationnalité et de rigueur scientifique, qui seront considérées dans la discussion ci-après des différents types d'outils génériques envisagés, peuvent se décliner comme suit:

- Opérationnalité: immédiateté de mise en œuvre et légèreté de construction des outils génériques, simplicité conceptuelle, transparence des outils génériques mêmes et de leur mise en œuvre; cohérence avec la politique d'ensemble de gestion des sites pollués.
- Rigueur scientifique: cohérence avec l'état de l'art et avec la politique d'ensemble de gestion des sites pollués (notamment les objectifs de protection des différents enjeux), capacité à évoluer avec l'état de l'art,

6.3 TYPES ENVISAGEABLES POUR LES OUTILS GÉNÉRIQUES D'ÉVALUATION DES SITES POLLUÉS

Au vu du retour d'expérience, quatre types d'outils génériques d'évaluation des sols potentiellement pollués sont considérés:

1. Seuils de définition d'une contamination du sol;
2. Teneurs seuils dans les sols fondées sur le risque *i.e.* définissant une absence de risque inacceptable (au regard des référentiels en vigueur (incluant le cas échéant les seuils d'exposition));
3. Modèle de référence d'évaluation au cas par cas des risques;
4. Cadre pour le spécifique au site, éventuellement en tant que cadre d'adaptation au site des outils précédents: procédures, préconisations sur les modèles et les valeurs des paramètres pour le constat de contamination ou l'évaluation des risques.

Rappelons que la progressivité du générique au spécifique au site va de pair avec une réduction des incertitudes sur le scénario du site (voies d'exposition, paramètres du sol, types de substances, etc.). Suivant le principe de prudence, elle devrait donc conduire du plus conservatoire (scénario générique) au plus ajusté (scénario réel du site).

6.3.1 PISTES POUR DES SEUILS DE DÉFINITION D'UNE CONTAMINATION DU SOL

Que l'on reprenne ou non la notion hollandaise de "sol propre", le seuil de définition d'une contamination du sol indiquerait une absence de besoin d'étude et de restriction usage: ces seuil correspondraient à de "vraies" VDSS.

Un constat de non contamination permet de clore le dossier. Il évite l'évaluation des expositions ou des risques, qui introduit de nouveaux niveaux d'incertitudes (par ex. non prise en compte de la bioaccessibilité pour une voie aussi "simple" que l'ingestion de sol), d'erreurs techniques ou de gestion, de débats ou de contestation (validité dans l'évaluation, acceptation de l'approche "risque", des niveaux de risques "acceptables",...). Des valeurs de définition d'une contamination du sol peuvent également être utiles pour la gestion des terres ou autres matériaux excavés (déchet ou au contraire matériau valorisable). En France, il semblerait que les différents acteurs ne puissent se passer de tels repères numériques: s'il ne leur en est pas proposé, ils s'en construisent eux mêmes.

Toutefois, l'US EPA, avec les *Soil Screening Levels* (SSLs) intervenant comme valeurs par défaut des *Preliminary Remediation Goals* (PRG) (US EPA, 1991, 1996), n'utilise pas de valeurs de définition d'une contamination du sol.

Des concentrations du bruit de fond usuelles hors anomalies régionales dans les sols apparaissent en première approche comme le candidat naturel pour des valeurs de définition d'une contamination. Cela concerne les composés inorganiques, mais également les composés organiques: par exemple HAP et dioxines, avec des concentrations de bruit de fond non nulles, ou encore COHV avec des concentrations de bruit de fond nulles. Cela correspond à l'approche hollandaise, si ce n'est que les valeurs cibles T combinent l'approche par le bruit de fond et l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Comme indiqué au chapitre 4.1.2.1, pour des valeurs nationales ou même régionales de définition d'une contamination du sol, pour l'utilisation prévue ci-dessus, le compromis de gestion à décider entre opérationnalité et rigueur scientifique se décline comme suit:

- Des valeurs hautes de bruit de fond seraient plus opérationnelles car évitant les faux positifs (sites non contaminés déclarés comme potentiellement contaminés, nécessitant des études complémentaires). C'est l'optique hollandaise: les valeurs T sont fixées au 95^è centile de la distribution du bruit de fond mesurée. Elle augmente en revanche le risque de passer "à côté" d'une contamination, voire d'un risque "inacceptable" au regard des référentiels en vigueur.
- Des valeurs basses de bruit de fond, renverraient davantage à des travaux spécifiques au site de comparaison au bruit de fond local.

On pourrait envisager de résoudre la question de l'hétérogénéité des concentrations de bruit de fond dans les sols au moyen d'un renvoi à une cartographie des bruits de fond. Toutefois, l'hétérogénéité des concentrations de bruit de fond dans les sols est souvent à petite échelle horizontale (moins de 1 km) et concerne aussi la stratigraphie verticale: cette solution, pour déboucher sur un outil réellement décisionnel, nécessiterait un maillage vertical et horizontal extrêmement fin des points de mesure doublé d'une documentation approfondie des échantillons (stratigraphie, sources potentielles,...), inaccessible actuellement⁴⁷. Cet outil serait en outre moins immédiat d'utilisation.

Outre une utilisation directement décisionnelle, on peut envisager un usage plus indicatif d'un tel référentiel, en tant que donnée complémentaire à confronter aux teneurs mesurées sur site ou hors site (bruit de fond local), en tant que contrôle de la cohérence, de la plausibilité de ces données. Comme indiqué dans les retours des chapitres 4.2 (site en zone recevant des boues de STEP) et 4.1.2.1 (pratique courante), cela permet d'alerter sur un défaut de l'appréciation envisagée des teneurs, ou rassurer sur la plausibilité des résultats obtenus, d'accroître la robustesse des conclusions rendues.

6.3.2 TENEURS SEUILS DANS LES SOLS FONDÉES SUR LE RISQUE, ET MODÈLE DE RÉFÉRENCE

Des teneurs seuils dans les sols fondées sur le risque indiqueraient un potentiel de niveaux d'exposition ou de risques inacceptables au regard des référentiels en vigueur, pour des scénarios donnés.

Elles permettraient une première évaluation immédiate en termes de risques de teneurs mesurées sur site.

Toutefois, pour être applicable à un grand nombre de cas de façon conservatoire, les teneurs seuils devraient correspondre à des scénarios conservatoires. Le dépassement de ces valeurs n'indiquerait donc qu'un potentiel d'exposition ou de risque "inacceptable" au sens des niveaux de référence, potentiel qui pourrait être précisé par une évaluation spécifique au site ou résolu par une mise en sécurité. L'exercice réalisé en 2004 par l'INERIS (§ 4.1.2.2) et la discussion des valeurs hollandaises montre que, compte tenu de la variabilité des situations et des valeurs des paramètres qui en résultent d'une part, des incertitudes sur la modélisation d'autre part, des valeurs seuils conservatoires pour toutes les situations seraient trop restrictives pour être applicables.

Le compromis de gestion à décider entre opérationnalité et rigueur scientifique se décline alors comme suit:

1. Ne pas construire de valeurs seuils pour le risque, conduisant à passer systématiquement par une évaluation spécifique au site, peu immédiate mais pleinement rigoureuse (dans les limites de l'état de l'art).

⁴⁷ Même si de tels outils peuvent apporter une plus-value en tant que donnée indicative à confronter aux données de terrain dans l'optique d'un contrôle de plausibilité du bruit de fond local mesuré: cf. § 4.1.2.1.

2. Construire des valeurs seuils opérationnelles, correspondant à des scénarios qui ne soient pas les plus conservatoires, *i.e.* associés à des hypothèses restrictives (type de dalles de fondation pour le transfert de vapeurs, absence de certaines voies d'exposition (ex. consommation d'aliments auto-produits),...). L'utilisation de ces valeurs pourrait ensuite être:
- Immédiatement décisionnelle, en tant que valeurs de gestion. L'autorité de gestion accepte donc que certaines situations puissent ne pas être totalement couvertes vis-à-vis des risques.
 - Subordonnée au contrôle de ces hypothèses sur le site, approche rigoureuse mais moins immédiate. Pour une meilleure applicabilité aux différentes situations possibles, on pourrait alors construire différentes gammes de teneurs seuils dans les sols, correspondant par exemple à différents scénarios d'usage des sols (comme en Flandre et dans les "valeurs de références" hollandaises), ou même à des voies d'exposition prises isolément⁴⁸.

Des seuils génériques ne semblent pleinement applicables que dans la mesure où ils sont ajustables, ce qui nécessite la mise à disposition du modèle (semi-générique) à partir duquel ils auraient été établis. Dans une gestion du site progressive et dans la continuité depuis la première appréciation rapide (*screening*) jusqu'à l'évaluation spécifique au site, ce modèle et une partie de sa paramétrisation feront donc naturellement figure de références. Cela transparaît par exemple dans les dispositifs de gestion des Pays-Bas, de Flandre, du CCME, dans une moindre mesure d'Angleterre (pas de statut officiel de référence) ⁴⁹.

⁴⁸ La question du cumul des voies d'un scénario (comme des substances) se résout:

- soit par une formule de cumul simple telle que pour les valeurs limites d'exposition professionnelle (INRS, 1996): $\sum C_i / VLE_i < 1$, où C_i et VLE_i sont respectivement la teneur dans l'air et la valeur limite d'exposition de la substance i . Une formule de ce type a été associée par ANTEA aux seuils semi-génériques développés par la société ANTEA dans l'étude sur les stations service autoroutières (MEDD, 2005).
- soit par l'ajout d'un facteur de sécurité limité aux valeurs seuils, rendant compte du nombre (généralement réduit) des substances et de voies d'exposition dominant le risque. Dans l'application sur site, ce facteur de sécurité pourrait être levé après contrôle du nombre de voies pertinentes ou *via* la formule ci-dessus. C'est l'option qui est retenue dans la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux prévue dans les nouveaux outils méthodologiques du MEDD vis-à-vis du cumul des substances, avec un facteur de sécurité de 5 pour les effets à seuil et de 10 pour les effets sans seuil.

Des valeurs seuils par voie d'exposition, plutôt que par scénario d'exposition complet, présenteraient l'avantage de plus de souplesse de combinaison des valeurs seuils pour s'approcher au mieux du scénario considéré. Elle gagnerait ainsi en immédiateté d'usage prise globalement sur plusieurs sites. Cette approche permettrait de décliner les voies suivant différentes configurations du site (par ex. pour les vapeurs, selon différentes perméabilités du sol). Un tel dispositif pourrait toutefois perdre en lisibilité de par la profusion des valeurs et des conditions affichées, et (dans une moindre mesure) du fait de l'ajustement sur le cumul des voies, et serait lourd à construire. En revanche, aussi développée soit-elle, une batterie de seuils ne prévoira pas toutes les situations.

⁴⁹ Par conséquent, une liste de valeurs seuils étrangères fondées sur le risque (*Prüfwerte* allemandes, valeurs d'intervention hollandaises, SSL américaines, recommandations du CCME,...), ne saurait être adoptée comme référentiel (semi)générique d'évaluation, sans reprendre également le modèle associé comme référence pour l'évaluation spécifique au site, sauf

La réciproque n'est pas certaine: le retour d'expérience rapporté au chapitre 4.1.2.2 n'indique pas clairement si un modèle de référence conduirait forcément à la constitution par les différents intervenants de listes de teneurs sols repères fondées sur les risques: si oui, il pourrait alors être pertinent, en termes d'efficacité et de cohérence de la gestion des sites, que ce travail soit mutualisé, *i.e.* qu'une éventuelle approche par modèle de référence soit accompagnée d'une approche par valeurs seuils.

Le compromis de gestion pour un modèle de référence, entre opérationnalité et rigueur scientifique, se décline comme suit:

- Modèle simple, univoque, d'application directe, éventuellement largement pré-paramétré (par ex. sur les VTR comme en Flandre, ou les paramètres d'un dallage de bonne qualité vis-à-vis du transfert de vapeurs), avec un statut d'outil de gestion plutôt qu'outil scientifiquement correct;
- Modèle ramifié, demandant de nombreux choix et interventions de l'évaluateur, entre modules alternatifs, valeurs des paramètres à entrer ou choisir avec un esprit critique selon une gamme de sous-paramètres (par ex. des facteurs de bioconcentration sol-plante en fonction de différents paramètres du sol), permettant une modélisation au plus près de l'état des connaissances mais moins immédiate.

Dans tous les cas, nous partons de l'hypothèse qu'un modèle de référence serait pleinement documenté, notamment en terme d'alternatives, de justification des choix, et d'incertitudes. La deuxième option nécessiterait un peu plus de temps d'étude de modèles et de mise en forme du rendu de cette étude: en l'état actuel des connaissances et des outils disponibles, un modèle de référence serait largement choisi en tant qu'outil de gestion. Par exemple pour le transfert de vapeurs dans l'air intérieur, le choix du modèle de référence ne pourrait pas être mené actuellement sur des bases scientifiques satisfaisantes.

Un choix pragmatique pour résoudre le hiatus entre besoin et faisabilité pourrait être de reprendre en bloc un modèle de transfert utilisé dans un autre pays, si possible européen, éventuellement avec quelques adaptations limitées. Il serait ensuite progressivement évalué et amélioré, en partenariat avec les concepteurs étrangers.

6.3.3 CONSIDÉRATIONS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES TENEURS SEUILS DANS LES SOLS ET UN MODÈLE DE RÉFÉRENCE: RISQUE D'USAGE ABUSIF

Le retour d'expérience étranger et surtout français montre un risque important de d'usage abusif de toutes valeurs seuils comme des critères absolus, intouchables: dans les mentalités actuelles, en cas il serait dans la pratique très difficile pour un responsable de site de faire valoir des seuils spécifiques au site plus élevés auprès de l'administration, voire du public: les seuils génériques seraient vite appliqués comme des *minima*.

Le même risque se présente pour un modèle de référence: tout ajustement au site allant dans le sens d'une moindre sévérité pourra être difficile à faire accepter.

à les considérer comme pures valeurs de gestion sans souci de stricte continuité avec l'évaluation des risques, comme en Allemagne.

6.3.4 CADRE POUR LE SPÉCIFIQUE AU SITE

Le cadre pour le spécifique au site pourra concerner tout ou partie des outils d'évaluation spécifique au site, *ex nihilo* ou en adaptation au site des outils génériques précédents (seuils et modèles): il pourra se composer de procédures, de règles et préconisations sur les modèles et leur paramétrisations (dont des banques de données et leurs mode d'emploi), de méthodes métrologiques.

Les règles et les préconisations ou pourront porter par exemple sur:

- Le choix entre plusieurs alternatives de modèles, ou de valeurs de paramètres (par ex. Pratiques INERIS (2005c) en matière de choix de VTR), la reconnaissance d'une insuffisance de données pour faire un choix, et la qualification des incertitudes associées;
- La confrontation des teneurs mesurées sur site ou hors site (bruit de fond local) aux teneurs proches de banques de qualité des sols (RMQS,...: cf. § 4.1.2.1) et/ou à un référentiel de bruit de fond national (cf. § 4.1.2.1), pour le contrôle de la cohérence, de la plausibilité.
- La confrontation de données modélisées et mesurées.

Ces règles pourraient par exemple prévoir un passage obligatoire par une évaluation spécifique au site, éventuellement par la mesure des transferts sur site, pour certaines des voies telles que le transfert dans les plantes ou *via* les eaux souterraines (pour une exposition par arrosage du jardin potager, piscine,...) qui semblent peu accessibles à un traitement générique voire à la modélisation (§ 4.1.2.2).

Une variante extrême de ces règles est l'interdiction de toute adaptation spécifique au site des outils génériques, en particulier des valeurs seuils (comme dans la pratique hollandaise des années 1980) ou du modèle (comme aux Pays-Bas et en Flandre).

S'il s'agit d'ajuster les outils génériques de *screening* ou de modélisation, pour une continuité parfaite des études entre générique et spécifique au site, les procédures pourraient conditionner cet ajustement à une réelle plus-value spécifique au site: il ne s'agirait pas de remettre en cause *a priori* ces outils au profit d'un autre modèle ou jeu de données génériques qui paraîtrait mieux validé en général. C'est ce que prévoit le dispositif du CCME canadien, qui demande une identification et une justification de tout ajustement.

De tels ajustements correspondent à l'introduction de données spécifiques au site, par exemple:

- Valeurs de paramètres mesurées: bruit de fond dans les sols, coefficients de partage sol/eau, bioaccessibilité relative pour l'homme, facteurs de bioconcentration sol-plantes, un facteur de dilution entre l'air intérieur et l'air extérieur,...;
- Paramètres physiques spécifiques du site (géologie,...);
- Modèles mieux adaptés au scénario du site (à justifier).

6.3.5 EVALUATION DES TYPES D'OUTILS GÉNÉRIQUES CONSIDÉRÉS

Les quatre types d'outils génériques considérés ci-dessus pour l'évaluation des sols potentiellement pollués, avec différentes options (y compris l'absence de l'outil générique) sont évalués ci-après sous forme de bilan avantages / inconvénients (Tableau 6 à Tableau 9). Cette évaluation récapitule les discussions menées dans l'ensemble de ce rapport. Elle intègre une analyse des types d'outils génériques suivant les critères listés au chapitre 6.2.

Dans ces tableaux, l'absence ou la présence de seuils génériques ou de modèle de référence est évaluée en soi, sans préjuger de l'absence de préconisations complètes pour ces éléments dans l'encadrement du spécifique au site: ces outils génériques sont comparés à une situation de préconisations complètes pour ces éléments dans l'encadrement du spécifique au site.

| Option | Exemple | Avantages | | Inconvénients | |
|---|----------------------|---|--|--|----------------------------------|
| Pas de seuils génériques → mesure du bruit de fond local | CCME, USA | <ul style="list-style-type: none"> - Rigueur de la mesure du bruit de fond local comme méthode de définition d'une contamination → limitation du risque de passer de "passer à côté" d'une contamination, puis d'un risque "inacceptable" - Pas de risque d'utilisation abusive comme référentiel absolu, intouchable, par ex. en seuils de dépollution non ajustés au site (§ 6.3.3) | | <ul style="list-style-type: none"> - Pas de repère immédiat pour "se faire une idée" rapide du site - Pas de traitement proportionné de cas évidents (teneurs faibles): de lourds moyens de mesure doivent être déployés pour chaque cas - Pas d'autre outil que l'évaluation des risques pour apprécier la qualité de remblais, de sols urbains, ou de matériaux valorisables (terres excavées, terres traitées bétons,...) (§ 4.2) - Pas de repère pour "contrôler" une mesure du bruit de fond local (§ 4.2) - Gaspillage des efforts, hétérogénéité des résultats, insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués (§4.1.2.1); les acteurs se construiront leurs propres repères de façon dispersée. | |
| Bas du bruit de fond usuel | | Cf. inconvénients de "pas de seuils" | Risque moindre de "passer à côté" d'une contamination, puis d'un risque "inacceptable" | Peu opérationnel: par construction, la plupart de sites même non contaminés sont renvoyés à une évaluation spécifique au site | Cf. avantages de "pas de seuils" |
| Haut du bruit de fond usuel | NL: Valeurs T (2007) | | Opérationnel: peu de renvoi inutile à une vérification spécifique au site | Risque accru de "passer à côté" d'une contamination, puis d'un risque "inacceptable" (en principe implications pratiques limitées: § 4.1.2.1) → problème de communication? (§ 5.7.3) | |

Tableau 6: Avantages / inconvénients de différentes options concernant les seuils génériques de définition d'une contamination du sol

| Variante | Exemple | Avantages | | Inconvénients | |
|---|---|---|--|--|--|
| Pas de seuils génériques | | <ul style="list-style-type: none"> - Pas de travail amont de construction et de suivi des seuils - Pas de risque d'utilisation abusive comme référentiel absolu, intouchable, par ex. en seuil de dépollution non ajustés au site (§ 6.3.3) | | <ul style="list-style-type: none"> - Pas de traitement proportionné de cas évidents (contamination faible, risque "acceptable"): renvoi systématique à une évaluation spécifique au site → Lourdeur pour les évaluateurs de sites et les autorités de contrôle - Pas de repère immédiat partagé pour "se faire une idée" rapide du site, possible insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués | |
| Seuils applicables sans contrôle | NL-I, CCME, D, GB, FI,... | Cf. inconvénients de "pas de seuils" | Immédiateté d'utilisation | Restriction soit sur : | Cf. avantages de "pas de seuils", notamment question de répercussion dans les seuils des évolutions de l'état de l'art |
| Seuils applicables après contrôle ⁵⁰ | Rigueur scientifique pour le contrôle du risque | | <ul style="list-style-type: none"> - L'opérationnel : seuil bas / scénario large, renvoyant systématiquement à une évaluation spécifique au site (§ 4.1.2.2) - La rigueur: seuil haut / scénario moins large: risque de "passer à côté" d'un risque important → problème de communication? (§ 5.7.3) | | |
| <i>Remarque: Seuils par voie d'exposition plutôt que par scénario complet</i> | CCME | | <i>Pertinence par rapport au site et exhaustivité accrues (§ 6.3.2)</i> | <ul style="list-style-type: none"> - Moindre immédiateté d'utilisation - <i>Passage à la décision moins immédiat.</i> - <i>Lourde batterie de seuils à construire, suivre, manipuler</i> - <i>Pas d'exhaustivité totale</i> | |

Tableau 7: Avantages / inconvénients de différentes variantes concernant les teneurs seuils dans les sols génériques fondées sur le risque

⁵⁰ Contrôle préalable, par rapport au site, des hypothèses d'obtention du seuil générique.

| Option | Exemple | Avantages | | Inconvénients | |
|--|------------------|--|---|--|---|
| Pas de modèle de référence | F, US EPA, GB | <ul style="list-style-type: none"> - Moindre risque de "passer à côté" de risques "inacceptables" (ou de surestimer le risque), notamment sur des cas atypiques - Gain de temps pour l'évaluateur à ne pas devoir justifier tout écart - Pas de risque d'utilisation abusive comme outil obligatoire (§ 6.3.3) - Responsabilité des choix laissée aux maîtres d'ouvrage et obligation d'une démarche réfléchie, ajustée: l'autorité de gestion ne se substitue pas à eux | | <ul style="list-style-type: none"> - Dispersion des efforts: chaque acteur doit composer son modèle de base⁵¹ et le faire évoluer avec l'état de l'art; - Risque accru d'erreurs et d'incohérence des résultats, possible insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués. - Option peu compatible avec des teneurs seuils dans les sols fondées sur le risque - Moindre transparence dans la mise en œuvre du spécifique au site, qui ne doit pas ici se référer au modèle de référence | |
| Modèle de référence simple, univoque (§ 6.3.2) | FI, NL | Cf. inconvénients de "pas de modèle de référence" | Immédiateté d'utilisation | Moindre validité pour des voies dont le modèle serait dépendant des conditions du site (par ex. transfert vers les aliments) : risque accru de "passer à côté" de risques "inacceptables" (ou de surestimer le risque) → problème de communication? (§ 5.7.3) | Cf. avantages de "pas de modèle de référence" |
| Modèle de référence ramifié (§ 6.3.2) | Non rencontré | | Validité accrue pour des voies dont le modèle serait dépendant des conditions du site | Moindre immédiateté | |

Tableau 8: Avantages / inconvénients de différentes options concernant les modèles de référence

⁵¹ Ce point est également signalé comme un avantage: chaque acteur doit s'approprier son outil, ce qui va dans le sens d'une démarche réfléchie.

| Option | Exemple | Avantages | | Inconvénients |
|---|---|---|---|---|
| Pas de spécifique au site | D, années 1990; NL et FI sur les modèles | Immédiateté, simplicité, certaine forme de transparence | | Solutions inadaptées → risque accru de "passer à côté" de risques "inacceptables" ou de déployer des moyens de réhabilitation disproportionnés → problème de communication |
| Spécifique au site sans encadrement | NL & Ca, années 1990 | (aucun avantage identifié) | | <ul style="list-style-type: none"> - Insécurisation des acteurs de la gestion des sites pollués - Si pas d'outils génériques en amont: Gaspillage des efforts, hétérogénéité des résultats; chaque acteur doit acquérir seul son ou ses modèles. Risques d'erreurs accrus⁵². - Si outils génériques en amont: in fine pas de mise en œuvre du spécifique au site: on en reste aux seuils génériques |
| Fixation des objectifs et mise à disposition des outils | GB, nouveaux outils F | Cf. inconvénients de "pas d'encadrement" | Légèreté de mise en œuvre, facilitant une solution la plus ajustée au site | Suivi de l'étude peut être difficile, si de nouveaux choix doivent être faits entre différentes options (la rédaction doit être particulièrement soignée, ce qui réintroduit une certaine lourdeur de mise en œuvre) |
| Idem + Obligation de justifier tout écart par rapport aux outils de référence | CCME; FI sur la paramétrisation du modèle | | <ul style="list-style-type: none"> - Transparence renforcée - Suivi de l'étude facilité | Lourdeur de mise en œuvre (justification de tout ajustement par rapport au référentiel), éventuellement décourageante (on en reste aux outils génériques) |

Tableau 9: Avantages / inconvénients de différentes options concernant l'encadrement du spécifique au site

⁵² En outre, tendance à se "raccrocher" à toute valeur générique "disponible", y compris les plus inadaptées (USA, années 1980: § 5.4)

7. NOUVELLE APPROCHE DE GESTION DU MEDD

Ce chapitre situe parmi les perspectives tracées ci-avant les choix du MEDD attendus pour début 2007 en matière de approche et d'outils de gestion, sur la base des documents mis en consultation (fin juin 2006) et discutés en groupe de travail du MEDD, et sur la base des échanges dans ce groupe de travail.

Ce chapitre n'entend pas présenter la nouvelle approche et les nouveaux outils de gestion, il y fera référence en fonction des besoins de la problématique propre à ce rapport de la part respective affectée aux approches et outils génériques ou spécifiques au site.

Cette discussion s'inscrit dans cadre du contexte de la gestion des sols pollués à fin 2006: elle pourrait évoluer par la suite en fonction de l'évolution des pratiques et des mentalités dans cette gestion.

7.1 CHOIX POLITIQUES DU MEDD

La nouvelle approche du MEDD pour la gestion des sites pollués conserve le choix d'une gestion des sites au cas par cas en fonction des usages. Elle insiste sur une meilleure application de ce choix dans la pratique. Pour cela, elle s'inscrit dans une logique de "boîte à outils": l'usage automatique, systématique, d'outils, est proscrit car conduisant à des excès contraires à une gestion proportionnée, au cas par cas; au contraire, pour chaque site doivent être choisis les outils de gestion les plus adaptés en fonction des besoins réels, tels que définis par une véritable réflexion autour du schéma conceptuel du site.

La place des référentiels existants de gestion des teneurs dans les milieux est réaffirmée. Ainsi, l'objectif de gestion des sites pollués est la compatibilité entre la qualité des milieux et leur usage, définie de trois manières:

- La comparaison bruit de fond ou à l'état initial de l'environnement;
- La comparaison aux valeurs de gestion réglementaires disponibles, pas sur les sols eux-mêmes, mais sur les autres milieux (d'exposition) potentiellement impactés: eaux, air, aliments;
- L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) si les deux manières précédentes n'ont pas permis d'aboutir.

7.2 DÉMARCHES ET OUTILS MIS À DISPOSITION

7.2.1 SEUILS GÉNÉRIQUES

Les seuils génériques dans la nouvelle approche ne portent pas sur les sols eux mêmes, mais uniquement sur les autres milieux (d'exposition) potentiellement impactés: eaux, air, aliments, à travers les valeurs de gestion réglementaires disponibles sur ces milieux.

Des valeurs seuils fondées sur les risques ne sont pas prévues, compte tenu des choix politiques et du contexte actuel, pour les raisons suivantes:

- Pour être protectrices vis-à-vis de la santé humaine dans chaque cas, de telles valeurs seraient inévitablement très conservatrices et donc inapplicables dans une optique proportionnée (hormis peut-être pour quelques scénarios d'exposition très simples et limitatifs);
- Compte tenu des réflexes actuels des différents acteurs observés sur les VDSS et VCI par exemple, les seuils génériques seraient vite appliqués comme des *minima*: il serait dans la pratique très difficile pour un responsable de site de faire valoir des seuils spécifiques au site plus élevés auprès de l'administration voire du public, même s'ils étaient justifiés. Cela irait à l'encontre d'une gestion proportionnée, réfléchie au cas par cas, et inscrite dans une optique de développement durable (les décharges seraient vite engorgées sous les terres issues de sites pollués).

Le réflexions se poursuivent toutefois sur la possibilité et la pertinence de seuils libérateurs, c'est à dire libérant les sites ou les terres de toute contrainte. De telles valeurs seraient en revanche des valeurs de gestion s'appuyant vraisemblablement sur des concentrations de bruit de fond dans les sols.

7.2.2 MODÈLES DE RÉFÉRENCE

Une grille de calcul de l'exposition et des niveaux de risque à partir des teneurs dans les milieux d'exposition (sols superficiels, aliments,...), est proposée dans les nouveaux outils. Elle reprend les équations standard d'exposition et de risque, mais ne propose pas de valeurs des paramètres d'exposition (quantité de sol ingéré, d'aliments consommés, temps de fréquentation des différents lieux, etc.). Elle ne reprend pas les transferts entre milieux, car elle se base sur des mesures dans les milieux.

Ainsi, cette grille de calcul ne s'inscrit pas comme un modèle de référence au sens des modèles hollandais ou flamands par exemple, mais comme un outil d'interprétation des teneurs mesurées en l'absence d'autres référentiels.

7.2.3 ENCADREMENT DU SPÉCIFIQUE AU SITE

La nouvelle gestion des sites pollués fait appel à un outil de référence générique, pour l'appréciation des concentrations dans les milieux d'exposition: les valeurs réglementaires de gestion dans l'eau de boisson, les aliments, et l'air. Ces valeurs sont mises à disposition et présentées (INERIS, 2006h).

En outre, un ensemble d'outils est proposé pour la mise en œuvre de l'approche au cas par cas, à travers des textes et documents interreliés:

- Guides de démarches de gestion en fonction de la situation du site: Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), plan de gestion;
- Documents méthodologiques généraux: schéma conceptuel et de fonctionnement, mesures de gestion, diagnostic, EQRS, modèle et mesure, ...
- Documents de présentation et/ou d'analyse et de préconisation sur les techniques de traitement des sites, sur la caractérisation des milieux, sur la modélisation de l'exposition et des risques (avec évolution vers des guides);
- Banque de données et synthèses sur des paramètres: paramètres d'exposition (CIBLEX), concentrations de bruit de fond dans les sols et les milieux d'exposition, VTR,...

Moyennant les compléments attendus, les outils proposés répondent aux besoins laissés par l'absence de teneurs seuils génériques dans les sols ou de modèles de référence. Ils permettront par exemple le contrôle de plausibilité décrit au chapitre 4.1.2.1 sur des mesures de bruit de fond local dans les sols utilisées pour l'évaluation d'un site.

Deux démarches de gestion des risques sont proposées dans la nouvelle approche: Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), et plan de gestion. Elles ne sont pas conçues comme des carcans, mais comme une aide: des passerelles entre les démarches sont prévues, elles peuvent toutes deux faire appel aux mêmes outils d'application⁵³, seul compte le résultat final: la démonstration de la compatibilité entre la qualité des milieux et leur usage actuel ou prévu.

⁵³ selon leur utilité dans l'une ou l'autre démarche: un modèle de transfert sol-plante ne sera pertinent pour l'IEM, qui se fonde sur la mesure des teneurs actuelles dans les milieux d'exposition, que pour orienter la mesure. De même, les guides sur les techniques de dépollution ne seront pleinement utilisés que dans le cadre d'un plan de gestion. En revanche, les VTR et les outils de diagnostic par exemple seront pleinement applicables dans les deux démarches.

8. CONCLUSION

Un retour d'expérience est rapporté ici sur la gestion des sites pollués en France avant 2007, ainsi que, dans une moindre mesure, dans quelques autres pays.

Au delà de l'ESR, outil de hiérarchisation peu décisionnel quant à la gestion finale d'un site, le dispositif français avant 2007 se distingue par:

- une approche exclusivement au cas par cas, fondée sur l'évaluation quantitative des risques spécifique au site⁵⁴, et
- un recours restreint aux outils génériques pour cette évaluation au cas par cas. En effet, ce dispositif ne comprend pas de valeurs seuils décisionnelles ou de modèles de référence, et peu d'outils d'accompagnement du spécifique au site.

Divers usages abusifs des VDSS et VCI-sols, et auparavant des listes étrangères, ont été relevés en France. Des usages abusifs similaires ont été observés par le passé dans les autres pays sur leurs valeurs seuils respectives.

L'évaluation quantitative des risques sanitaires (l'EDR-santé) est apparue marquée par une dispersion des efforts et des résultats. Des évaluations lourdes et incertaines ont pu être engagées inutilement faute de moyens pour statuer rapidement sur des cas simples.

Les acteurs de la gestion des sites pollués en ressortent insécurisés dans leur travail d'évaluation des sites. Ils sont amenés à se construire eux-mêmes, isolément, leurs propres référentiels d'évaluation des sites (teneurs seuils et modèles). Des difficultés similaires ont été relevées par le passé à l'étranger, notamment aux Etats-Unis dans les années 1980.

Ce retour d'expérience français et international met ainsi en évidence le besoin d'un cadre générique pour l'évaluation des sites pollués. Quatre types d'outils génériques d'évaluation des sols potentiellement pollués sont identifiés:

1. Seuils de définition d'une contamination du sol, se rapportant au teneurs du bruit de fond ou de l'état initial dans les sols;
2. Teneurs seuils dans les sols fondées sur le risque, *i.e.* définissant une absence de risque inacceptable au regard des référentiels en vigueur;
3. Modèle de référence d'évaluation des risques au cas par cas;
4. Cadre pour le spécifique au site: procédures, préconisations sur les modèles et les valeurs des paramètres, pour le constat de contamination ou pour l'évaluation des risques.

Dans les pays étrangers consultés, l'application conséquente de tels outils a permis de lever les principales dérives et difficultés rencontrées. Le travail commun, non spécifique au site, est alors mutualisé, conduisant à des référentiels communs, indicatifs ou prescriptifs suivant les pays. Cette mutualisation accroît la cohérence et la transparence des évaluations de site, tout en épargnant les moyens d'étude et de contrôle des acteurs de la gestion des sites pollués.

⁵⁴ La même particularité se retrouve dans la gestion des impacts des ICPE. Plutôt que sur l'EQRS de chaque ICPE comme pratiqué en France, différents pays, par exemple l'Allemagne, se reposent sur des seuils à l'émission et dans les milieux d'exposition. Cette dernière logique est reprise au niveau européen dans la conception de seuils d'émission fondés sur les meilleures techniques disponibles à un coût raisonnable (BATNEC). Cf. aussi INERIS, 2006e.

Le choix de la nature et de la place des outils génériques dans l'évaluation des sites pollués est un choix de gestion multicritère, à faire en lien avec la politique suivie: il faut arbitrer entre les besoins d'opérationnalité et de rigueur scientifique, et tenir compte des pratiques et réflexes du moment des acteurs de la gestion des sites. Ainsi:

- Un référentiel de bruit de fond usuellement rencontré à l'échelle nationale ou régionale n'apporterait pas une pleine garantie pour juger d'une absence de contamination ou de risque inacceptable au regard des référentiels en vigueur;
- Des critères génériques rigoureusement fondés sur le risque seraient restrictifs soit en termes de seuils (exagérément bas, donc inapplicables), soit en termes de conditions du site (usages et/ou configurations fortement limités).
- Compte tenu des incertitudes et/ou de la variabilité en matière de modélisation des transferts, de l'exposition et des risques, des modèles de référence simples, univoques, ne sauraient être fondés sur un seul choix scientifique.
- Dans le contexte français actuel, des teneurs seuils dans les sols ou un modèle de référence risqueraient d'être abusivement "sacralisés": tout ajustement spécifique au site allant dans le sens d'une moindre sévérité -même dûment justifié- pourrait être difficile à faire accepter aux autorités de contrôle et au public.

Les choix de gestion, dans la construction d'un dispositif de gestion des sites pollués, devraient être actés comme tels, et leurs limites clairement explicitées. Pour éclairer ces choix, le présent rapport discute les quatre types d'outils génériques identifiés, notamment sous forme de bilans avantages/inconvénients (§ 6.3.5).

Une nouvelle approche française de gestion, assortie de nouveaux textes, est en préparation, pour une publication prévue début 2007 avec des compléments ultérieurs. Le projet actuel propose une boîte à outils permettant l'évaluation souhaitée par le MEDD des sites pollués: au cas par cas mais cadrée et cohérente au sein d'une gestion d'ensemble qui inclut notamment les valeurs de gestion en vigueur et les techniques de traitement des sites et qui rétablit un juste équilibre entre les différentes voies d'exposition à investiguer. La "boîte à outils" est composée de textes et documents interreliés:

- Guides de démarches de gestion en fonction de la situation du site: Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), plan de gestion;
- Documents méthodologiques généraux: schéma conceptuel et de fonctionnement, mesures de gestion, diagnostic, EQRS, modèle et mesure, ...
- Documents de présentation et/ou d'analyse et de préconisation sur les techniques de traitement des sites, sur la caractérisation des milieux, sur la modélisation des transferts, de l'exposition et des risques;
- Banque de données et synthèses sur des paramètres: valeurs réglementaires pour l'eau de boisson, les aliments, et l'air (INERIS, 2006h); concentrations de bruit de fond dans les sols et les milieux d'exposition; paramètres d'exposition (CIBLEX); VTR;...

Une démarche d'harmonisation pour l'évaluation des sites pollués est en cours au niveau européen suivant une même logique de boîte à outils. Elle prévoit une mise en œuvre adaptée à chaque pays en fonction de ses propres particularités et choix géographiques, culturels et politiques. L'évolution des outils en France pourra se faire en lien avec cette démarche.

9. RÉFÉRENCES

ADEME, 2006. Note (F. Marot) sur les apports du RMQS en gestion de sites pollués – décembre 2006. Document de travail pour la réunion de GT "outils méthodologiques" du MEDD du 20/12/2006.

AFSSA, 2002. Evaluation de l'exposition théorique des nourrissons et des enfants en bas âge aux résidus de pesticides apportés par les aliments courants et infantiles. M. Even I; M. Berta JL; M. Volatier JL. Janvier 2002.

Bachman, G., 1993b. Regulating Soil Cleanup and Protection. An Evaluation of Policy Options in Europe and the U.S.A. BdWi-Verlag, Septembre 1993.

Bachmann, G, 1993a. Soil values in German soil protection. Présentation à la conférence: "Developing cleanup standards for contaminated soil, sediment and groundwater: how clean is clean?" Water Environment Federation, Washington D.C., Janvier 1993.

Bailey, S.W. and G.N. Morekas, 1993. The Application of European Cleanup Standards at Contaminated Sites- Experiences in France. Présentation à la conférence: "Developing cleanup standards for contaminated soil, sediment and groundwater: how clean is clean?" Water Environment Federation, Washington D.C., Janvier 1993.

Bardos, R.P., 1993. Current Development in Contaminated Land Treatment Technologies in the U.K. Euroforum Altlasten, 30/11-2/12 1993.

Baize, 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions. Paris 1997.

van den Berg R., 1994. Human exposure to soil contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition). National Institute of Public Health and Environmental Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en milieu), Bilthoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994.

BET, 2000. ESR phase B sur un site chimique en Picardie. B. Hazebrouck. Septembre 2000.

Bieber, A., 2006. Country profile: Germany. *In* JRC, 2006.

CCME, 2006. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. Summary Tables. Update 6.0.2. November 2006. http://www.ccme.ca/assets/pdf/ceqg_soil_summary_table_v6_e.pdf

CCME, 1996b. "Guidance Manual for Developing Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada" CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Mars 1996. http://www.ccme.ca/assets/pdf/sqg_site_sp_guidance.pdf

CCME, 1997. Guidance Document on the Management of Contaminated Sites in Canada. Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME PN 1279. (Document d'orientation sur la gestion des lieux contaminés au Canada).

CCME , 1996a. A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Prepared by the CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites in Canada. CCME-EPC-101E. En 108-4/8-1996E. ISBN 0-662-24344-7.

CCME, 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Rapport CCME-EPC-CS34. Septembre 1991.

CCME, 1994. A Protocol for the Derivation of Ecological Effects-Based and Human Health-Based Soil Quality Criteria for Contaminated Sites. CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Final draft, July 1994.

Denneman, Carl, 1993: What is ecological risk? -risk-based environmental quality objectives-, présentation à la conférence "Ecological Risk Assessment, From theory to practice", october 1993, Melbourne.

Denneman, Carl A.J, Robberse, Jannita G., 1990. Ecotoxicological risk assessment as a base for development of soil quality criteria. In Contaminated Soil '90, 157-164. Third Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, M. Hinsenveld and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Eckard, A, L. Luckner, C. Müller, 1993. Concept of integrated evaluation of soil/groundwater contamination path in the State of Saxony. Contaminated Soil '93, 409-419. Fourth Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokkée, R Bosman and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Eikman Th, Kloke A., Eikman S., 1993. Environmental medical and toxicological assessment of soil contamination. In Contaminated Soil '93, 327-336. Fourth Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokkée, R Bosman and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Ewers, U., und Viereck-Götte, L., 1994. Erarbeitung von Vorschlägen für wissenschaftlich begründete nutzungs- und schutzgutbezogene Bodenprüfwerte. Pour le compte du Ministère Bavarois du Développement du Territoire et des Questions d'Environnement, août 1994.

Ewers, U., Viereck, L., Herget, J., 1994. Bestandsaufnahme der vorliegenden Richtwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen und Synoptische Darstellung der diesen Werten zugrundeliegenden Ableitungskriterien und -modell. Umweltbundesamt Texte 35/94, Juin 1994.

Feix, 1994. Projet de réglementation Sites et Sols Pollués. Min. Environnement - SEI. Réflexions sur les seuils de référence eaux et sols. Document de travail. ADEME Angers. 9/9/1994.

Ferguson, C. and J. Denner, 1993. Soil Guideline Values in the U.K.: New Risk-Based Approach. In Contaminated Soil '93. pp 365-372. Fourth Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokkée, R Bosman and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Ferguson, C. and J. Denner, 1994. Developing Guideline (Trigger) Values for Contaminants in Soil: Underlying Risk Analysis and Risk Management Concepts. Land Contamination and Reclamation. Volume 2/Number 3/1994.

Gaudet, C, A. Brady, M. Bonell, T. Nason and E.L. Hofmann, 1992. Canadian Approach to Establishing Cleanup Levels for Contaminated Sites. Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater. Vol 2. E.J.Calabrese and P.T. Kosteci (eds.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 49-65.

Gaudet, C. and P.M. Cureton, 1993. Setting Cleanup Goals for Contaminated

Sites: Towards a Nationally Consistent Approach in Canada. Présentation à la conférence: "Developing cleanup standards for contaminated soil, sediment and groundwater: how clean is clean?" Water Environment Federation, Washington D.C., Janvier 1993.

Grosso A., Fishwick S., Merrington G., 2006. Country profile: United Kingdom. *In* JRC, 2006.

Hazebrouck B., Hulot C., Gay G. Vapor emissions from contaminated soils into buildings: developments of the volasoil model for a multilayer soil. Consoil 2005 (poster) : proceedings of the 9th international FZK/TNO conference on soil-water systems, 3-7 october 2005, Bordeaux, France. Karlsruhe : Forschungszentrum Karlsruhe, 2005. www.ineris.fr, dossier "sites pollués".

Hempfling, R., Doetsch, P., Stubenrauch, S., Mahr, A., Bauer, D., Koschmieder, H.J. und Grünhoff, D, 1997. UMS-System zur Altlastenbeurteilung. 109 01 215, Erlangen: ARGE Fresenius-Focon, 1997.

Hulot (C.), Hazebrouck (B.), Gay (G.), Malherbe (L.), Pokryszka (Z). Vapor emissions from contaminated soils into buildings: comparison between predictions from transport models and field measurements. Consoil 2003 : proceedings of the 8th international FZK/TNO conference on soil-water systems, mai 2005, Gand, Belgium. Karlsruhe : Forschungszentrum Karlsruhe, 2003.

INERIS, 2001a. Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols. MATE. INERIS DRC-01-25587/DESP-R01. R. Bonnard, C. Hulot, S. Lévêque. Novembre 2001. <http://www.ineris.fr>

INERIS, 2001b. Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées, INERIS. R. Bonnard. <http://www.ineris.fr>

INERIS, 2002a. Tierce expertise de l'EDR du site d'une future école dans la Sarthe. B. Hazebrouck. Novembre 2002.

INERIS, 2002b. Tierce expertise de l'EDR du site d'une ancienne usine ayant fondu du plomb en Rhône-Alpes. C. Hulot. Décembre 2002.

INERIS, 2002-2003. Assistance à maître d'ouvrage sur un chantier de dépollution. Confidentiel. 2002-2003.

INERIS, 2002-2004. Suivi en analyse critique des aspects environnementaux d'un chantier de dépollution. Confidentiel. 2002-2004.

INERIS, 2003a. Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués en France. Réponses aux questions reçues par l'INERIS d'octobre 2000 à fin juillet 2003. Rapport d'avancement - Version finale. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. B. Hazebrouck - C. Hulot. INERIS-DRC-03-41200/DESP-R02c. 23 Décembre 2003.

INERIS, 2003b. Tierce expertise de l'EDR du site d'une ancienne usine ayant fondu du plomb en Rhône-Alpes. C. Hulot. Mars 2003.

INERIS, 2004a. Analyse des méthodes et pratiques à l'étranger pour l'évaluation des risques liés aux sites pollués - "Technical Working Group Research" du "Advisory Forum on the Soil Thematic Strategy" de l'Union Européenne -Compte-rendu de la participation de l'INERIS. Ministère de l'Ecologie et du Développement

Durable. B. Hazebrouck. INERIS DRC-04-57278-DESP/R03. 20 août 2004.

INERIS, 2004b. Prise en compte de l'exposition de bruit de fond pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux Installations Classées et aux sols pollués - Etude de cas : Site non impacté. Rapport projet. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. GT Exposition de bruit de fond. B. Hazebrouck. INERIS DRC-04-57278-DESP/R02a. VERSION PROJET. 15 Mars 2004.

INERIS, 2004c. Etude des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés aux sols pollués. Transfert de vapeur du sous-sol ou du vide sanitaire vers l'air intérieur. Version projet. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. B. Hazebrouck. INERIS DRC-04-57281-DESP/R01a. 28 juin 2004.

INERIS, 2005a. Tierce expertise de EDR d'un ancien site de traitement de bois en Rhône-Alpes. B. Hazebrouck. Septembre 2005.

INERIS, 2005b. Evaluation des aléas environnementaux dans les Plans de Prévention des Risques Miniers. Proposition de seuils de qualité des eaux et des sols - méthodologie de quantification de l'intensité des phénomènes de contamination et de cartographie de l'aléa. Programme EAT-DRS-03. INERIS-DRS-05-68970/R01a. M. Kimmel, B. Hazebrouck. Décembre 2005.

INERIS, 2005c. Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires INERIS-DRC-05-41113-ETSC/R01a - B. Doornaert, B. Hazebrouck, C.Boudet, L. Delery, A.Pichard, P. Hubert. 21/03/2006.

INERIS, 2006a. Analyse critique de l'EDR d'un terrain agricole ayant reçu des déchets en Ile de France. B. Hazebrouck. Novembre 2006.

INERIS, 2006b. Tierce expertise de l'EDR d'un ancien dépôt pétrolier en Ile de France. B. Hazebrouck. En cours en décembre 2006.

INERIS, 2006c. Tierce expertise de l'EDR d'une ancienne installation chimique en Rhône-Alpes C. Hulot. En cours en décembre 2006.

INERIS, 2006d. Evaluation des impacts des fumées de l'incendie de SBM Formulation - Comparaison des mesures environnementales à des référentiels. N° INERIS-DRC-06-72959/ERSA-R50F. L. Mosqueron. 13/06/2006.

INERIS, 2006e. Estimation de l'impact des rejets des installations industrielles et utilisation de la démarche d'évaluation des risques à l'étranger. Rapport d'étude N° 76413/197. R. Bonnard. 12/11/2006.

INERIS, 2006f. Choix des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) – Arsenic. DRC-06-66670/ETSC/Bdo-06DR082.doc. B. Doornaert. 18/12/2006.

INERIS, 2006g. Exercice d'évaluation (2004) d'un site non impacté par une activité industrielle particulière. Conséquence en terme de fixation de critères générique de qualité des sols. B. Hazebrouck. INERIS-DRC-06-75999/DESP-R10. 21/12/2006.

INERIS, 2006h. Eléments sur l'origine et le mode d'élaboration des valeurs réglementaires de l'eau, de l'air et des denrées alimentaires, applicables en France pour les substances chimiques. A. Floch-Barnaud. INERIS-DRC-06-75999/DESP-R1b. Juin 2006.

INRS, 1996. Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents physiques en

France, ND 1945-153-93, Décembre 1996.

IVS, 2002. Projet d'évaluation des risques pour la santé liés l'exposition à une sélection d'agents dangereux mesurés dans le quartier sud de Vincennes, avec comparaison à une situation urbaine de référence. Note concernant le choix de la zone de référence : Version définitive. janvier-02.

IPSN, 1999. Description du calcul des activités dans les différents compartiments de l'environnement terrestre, Merle-Szeremeta, Rommens C., Note technique SEGR SAER N° 99-35

IPSN, 2001. Adaptation du modèle de transfert GT3-GTNC dans un écosystème agricole aux polluants inorganiques non radioactifs, Paramètres de transfert, Beaugelin-Seiller K., Rapport IPSN DPRE, SERLAB/01-39

JRC, 2006. Derivation methods of soil screening values in Europe - A review of national procedures towards harmonisation. European Commission – Joint Research Centre. Claudio Carlon. Draft. 7th Nov. 2006.

Kiersky, M., 1994. A New Way to Wring Savings from Cleanups. Pollution Engineering, avril 1994.

Kovalick, W. W. Jr., 1994. Update of Technology Applications and Superfund Reauthorization. Nato/CCMS Pilot Study phase II, Septembre 1994.

LABO, 1996. Données-cadres destinées à l'appréciation des risques constitués par les voies d'action des pollutions de sol et de charges anciennes sur l'homme (transfert direct). Traduction du rapport de la société LABO-LAGA-AG: "Voie directe". Etat au 17 septembre 1996.

Lamé, P.J., 2006. Emerging substances in soil. Worshop on Emerging Environmental Pollutants. Key issues and Challenges. Stresa, Italy, 13-20 Juin 2006. Dans le cadre du programme européen d'Action Concertée Norman (Network of reference laboratories for the monitoring of emerging pollutants).

Macia, 2006. Communication personnelle sur un site en voie de réaménagement où l'administration demande une ESR. Novembre 2006.

MATE, 1999. circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement portant sur les principes de fixation des objectifs de réhabilitation pour les sites et sols pollués, datée du 10 décembre 1999

MATE, 2000. Ministère Français de l'Environnement. Gestion des sites pollués : Diagnostic approfondi – Evaluation détaillée des risques. Version 0. BRGM Editions. Juin 2000.

MATE, 2000-2002: Ministère Français de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement. Gestion des sites potentiellement contaminés. La visite préliminaire - Le Diagnostic initial – L'évaluation simplifiée des risques. Version 2. DPPR, INERIS, BRGM. BRGM Editions. Mars 2000. Annexe 5 de décembre 2002.

Mathieu, 2005. Communication personnelle. Arnaud Mathieu, Cellule Interrégionale d'Epidémiologie d'Ile de France. 15.04.2005.

MEDD, 2004. GT Méthodo du 9 mars 2004 – Fin des VDSS et VCI. Courriel du 20 février 2004.

MEDD, 2005. Dossier "Approche méthodologique harmonisée pour la gestion de stations-service autoroutières". <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr>

/GuidesMethodologiquesGest. html#Approche%20méthodologique

MEDD, 2006. Réunion INERIS-MEDD, bureau des sites et sols pollués, décembre 2006.

MFE, 1993. Ministère Français de l'Environnement: circulaire du 3/12/1993 relative à la "politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués".

MFE, 1995: Ministère Français de l'Environnement. Gestion des sites potentiellement contaminés. Version 0. DPPR et BRGM. BRGM Editions. 1995.

Moen, J.E.T., J.P. Cornet and C.W.A. Evers, 1986. Soil Protection and Remedial Action: Criteria for Decision- making and Standardization of Requirements. In: Contaminated Soil '86, pp 441-448. First. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. J.W. Assink and W.J. van den Brink (eds). Martinus Nijhoff Publishers.

Mossman, 2006. Note de réflexion sur les critères de comparaison applicables à un site présentant des teneurs élevées en métaux. Document de travail pour la réunion de GT "outils méthodologiques" du MEDD du 20/12/2006.

MP, 2005. REAL DECRETO 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

MVROM, 1982. Soil Protection (Interim) Act. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Décembre 1982.

MVROM, 1991. Environmental Quality Standards for Soil and Water. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.

MVROM, 1993. Soil Protection Guideline. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.

MVROM, 1994b. Circular on intervention values for soil remediation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Directorate General for environmental Protection. 9 May 1994

MVROM, 1994a. Soil Protection Act. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Mai 1994.

MVROM, 2000. Circular on target values and intervention values for soil remediation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Directorate General for environmental Protection. 4 February 2000.

MVROM, (2003), Schrijven aan Tweede Kamer met kenmerk BWL 2003096250 inzake vernieuwing. bodembeleid, vergaderjaar 2003-2004, 28663 en 28199 (Political Letter on Soil (*in Dutch*). BWL/2003096250. December 2003.)

OMS, 1993-1998. Guidelines for drinking water quality. Second Edition. Volume 1. Recommendations et Addendum to Volume 1. Organisation Mondiale de la Santé.

Otte P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes and C.W. Versluijs, 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM Report 711701021. March 2001.

OVAM, 1996. Basisinformatie voor risico-evaluaties. D/1996/5024/19. Juli 1996.

OVAM, 2005. Victor de Vries. Communication personnelle. Rencontre JRC. Fév. 2005.

Rippen, Gerd, 1994b. Sanierung kontaminierter Standorte; Plädoyer für gut geplante Flächensanierungen ohne Maximalförderungen. USWF-Z. Umweltchem. Ökotox.6 (5) 241 1994.

Rippen, 2000. Communication personnelle, 13.06.2000.

Rippen, 2003. Etude Arcadis Consult GmbH sur l'état de l'art allemand. Projekt: Studies on selected rules and practices of risk assessment in Germany – State of the art. 3rd Report: Integrating the background exposure for threshold effect and for cancerogenic substances into risk assessment. 28.01.03. Cf. Annexe 1.

Rippen, Gerd, 1994a. Sanierungsziele, Untersuchungsstrategie, Richtlinien und Sicherheitsaspekte. in Biologisch Bodensanierung, Methodenbuch, VCH.

Sheppard, S.C., C.Gaudet, M.I. Sheppard, P.M. Cureton, and M.P. Wong, 1992. The Development of Assessment and Remediation Guidelines for Contaminated Soils. A Review of the Science. Can. J. Soil Sci. 72:000-000. Juin 1992.

Swartjes, 2003a. Presentation (orale) de la review of the “NICOLE / ISG Risk Assessment Comparison Study” (Arcadis GMI). Consoil 2003.

Swartjes Franck A., 2003b. Rencontre RIVM-INERIS. Octobre 2003.

Swartjes Franck A., 2005. Variation in Calculated Human exposure: Comparison of Calculations with Seven European. Exposure Models - *Frank A. Swartjes -Nat. Inst. of Public Health and the Environ. (The NL)*. Ispra, february 2005.

Swartjes Franck A., Walthaus H., 2006. Country profile: The Netherlands. *In JRC*, 2006.

TA Amiens, 2002. Tribunal Administratif d'Amiens Affaire N° 96450. Société Prosign C/ Préfet de l'Oise. 22 janvier 2002.

TPHCWG, 1997. Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group. Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. Amherst Scientific Publishers. 1997. <http://www.aehs.com/publications/catalog/contents/tph.htm>.

UBA, 1998. Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundes-Bodenschutzgesetz). Umweltbundesamt. BMU-Referat WA 12 (R). Bonn. 06.02.98.

UBA, 1999a. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung). Umweltbundesamt. April 1999.

UBA, 1999b. Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmewerte nach der Bundes-Bodenschutz- und altlastenverordnung [boBBodScgV] - Bundesanzeiger Nr 161a, 28 August 1999

URS, 2003. Evaluation détaillée des risques - Etude comparative des concentrations dans les milieux d'exposition - Kodak Vincennes, URS. 17.03.2003.

US DOE, 1999. Guidance for conducting Risk Assessments and Related risk Activities for the DOE-ORO Environmental Program. Prepared by the university of Tennessee for the US Department of Energy. BJC/OR-271. April 1999.

US EPA, 1991. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I- Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals). Provisoire. Office of Emergency and Remedial Response.EPA/540/R/003. Décembre 1991.

US EPA, 1994. Technical Background Document for Draft Soil Screening Level Guidance. Office of Emergency and Remedial Response. EPA, février 1994. Interim document.

US EPA, 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. 9355.4-17A, Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, 1-168. <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/toc.htm>.

US EPA, 1997. Exposure factors handbook. Volume I : General factors, EPA/600/P-95/002Fa, august 1997 ; Volume III : Activity factors, EPA/600/P-95/002Fc, august 1997, Washington DC 20460, US Environmental Protection Agency.

US EPA, 2003. Johnson et Ettinger, 1991. Model for subsurface vapor intrusion into buildings. Users Guide. http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/programs/risk/airmodel/johnson_ettinger.htm.

US EPA, 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I- Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal risk Assessment). Final. Review Draft – For Public Comment. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/R/99/005. . OSWER 9285.7-02EP. PB99-963312. July 2004.

van den Berg, Reinier, Denneman, Carl A.J, and Roels, Jan M., 1993. Risk assessment of contaminated soil: Proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria. In Contaminated Soil '93. Fourth Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokkée, R Bosman and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Vegter, Joop J., Joke van Wensem & Lolijth de Jongh, 1990. On the adequacy of standards-based risk evaluation methods for contaminated land. In Contaminated Soil '90, 165-172. Third Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokkée, R Bosman and W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Viereck-Götte, L., und Ewers, U., 1994. Bestandsaufnahme der in Regelwerken und Handlungsanleitungen der Länder und Bundesbehörden vorliegenden Richtwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigung, Teil 1. Atlanten-Spektrum 4/94.

Visser, Wilma, 1993. Contaminated Land Policies in Some Industrialized Counties, Technical Soil Protection Committee:TCB R02. 1993.

Walker, K., M. Sadowitz, J. Graham, 1994. Confronting Superfund Mythology. The Case of Risk Assessment and Management. Center for Risk Analysis. Harvard School of Public Health. Janvier 1994.