Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols

Code Wallon de Bonnes Pratiques

Guide de Référence pour l'Etude de Risques

PARTIE D : Evaluation des risques pour les écosystèmes

Version 03

DIRECTION GÉNÉRALE OPÉRATIONNELLE [DGO 3]
DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT
DÉPARTEMENT DU SOL ET DES DÉCHETS
DIRECTION DE LA PROTECTION DES SOLS ET DIRECTION DE L'ASSAINISSEMENT DES SOLS

ABREVIATIONS SPECIFIQUES

BERISP-DSS : *Breaking Ecotoxicological Restraints in Spatial Planning - Decision Support System* – Système de Support à la Décision : Briser les restrictions écotoxicologiques dans l'aménagement du territoire

CCME : Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (Canada)

CEAEQ : Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (Québec, Canada)

Csol : Concentration représentative en polluant présent dans les sols

CSIS : Cavités Souterraines d'Intérêt Scientifique

DGT : Diffusive Gradients in Thin films – Gradients diffusifs dans des films fins

DNF : Département de la Nature et des Forêts

Eco-SSL : Ecological Soil Screening Level

ECx : Effect Concentration x % - Concentration de l'échantillon qui induit un effet pour x % de la population observée, comparativement aux populations témoins.

EDR-E : Evaluation Détaillée des Risques pour les Ecosystèmes

EE : Exposition Estimée

ER-E : Etude de Risques pour l'Ecosystème

ESR-E : Evaluation Simplifiée des Risques pour l'Ecosystème

IR : Indice de Risque

ISO : International Organization for Standardization – Organisation Internationale pour la Standardisation

Kow : Coefficient de partage octanol-eau

LCx : Lethal Concentration x % - concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée

LOEC : Lowest Observed Effect Concentration – Concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée

NOAEL : No Observable Adverse Effect Level – Dose la plus élevée pour laquelle aucun effet toxique n'est observé

NOEC : No Observed Effect Concentration – Concentration testée la plus élevée pour laquelle aucun effet significatif n'est observé par rapport aux témoins

PEDD : Plan d'Environnement pour le Développement Durable

QSAR : Quantitative Structure-Activity Relationship – Relation quantitative Structure-Activité

RAVEL : Réseau Autonome de Voies Lentes

RF : Réserves Forestières

RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National pour la Santé et l'Environnement (Pays-Bas)

RNA : Réserves Naturelles Agréées

RND : Réserves Naturelles Domaniales

SGIB : Sites de Grand Intérêt Biologique

US EPA : United States Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l'environnement (Etat-Unis)

VSE : Valeur Seuil pour les Ecosystèmes

ZHIB : Zones Humides d'Intérêt Biologique

Table des matières

ABREVIATIONS SPECIFIQUES ..... **I**
LISTE DES TABLEAUX ..... **III**
LISTE DES FIGURES ..... **IV**
LISTE DES LIENS INTERNET ..... **V**
INTRODUCTION **1**
1 CHAPITRE 1 : MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE **3**
1.1 Sélection des polluants et concentrations représentatives 3
1.2 Récepteurs écologiques 4
1.3 Voies d'exposition 4
1.4 Type d'effets considérés 5
1.5 Application à l'ESR-E 5
1.6 Application à l'EDR-E 6
2 CHAPITRE 2 : EVALUATION SIMPLIFIÉE DES RISQUES À L'ÉCOSYSTÈME (ESR-E) **7**
2.1 Conditions de réalisation d'une ESR-E et champ d'application 7
2.2 Analyse préliminaire et établissement du MCS-E 7
2.3 Etape 1 : Comparaison des concentrations représentatives aux valeurs limites VS_E 7
2.3.1 Principes d'application des tests de comparaison pour la couche de surface et les couches de sol de profondeur *7*
2.3.2 Etape 2 : Interprétation des résultats *9*
2.4 Interprétation des résultats de l'ESR-E 9
2.4.1 De l'ESR-E à l'EDR-E *9*
3 CHAPITRE 3 : EVALUATION DÉTAILLÉE DES RISQUES À L'ÉCOSYSTÈME (EDR-E) **13**
3.1 Méthode du quotient 14
3.2 Approches expérimentales 15
3.2.1 Méthodes physico-chimiques *16*
3.2.2 Tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols *17*
4 CHAPITRE 4 : ANALYSE DES INCERTITUDES **19**
5 CHAPITRE 5 : RAPPORT ET CONCLUSIONS **20**
RÉFÉRENCES **21**

Liste des tableaux

Tableau 1 – Voies d'exposition à considérer selon les récepteurs écologiques..... 5
Tableau 2 – Exemples des tests écotoxicologiques terrestre pour évaluer la biodisponibilité des polluants (exposition par le sol entier)..... 17

Liste des figures

Figure 1 : Procédure de comparaison des Csol $_{-\ surface}$ et Csol $_{-\ prof}$ aux VS_E pour la déduction des conclusions opérationnelles et additionnelles de l'ESR-E 8
Figure 2 : De l'ESR-E à l'EDR-E 12
Figure 3 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E). 13

Liste des liens internet

Site Internet du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Ecotoxicologie et Evaluation du Risque (CEAEQ)

http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/

Site Internet de la Direction de la Protection des Sols (DPS)

http://dps.environnement.wallonie.be

Site Internet du portail de la biodiversité en Wallonie

http://biodiversite.wallonie.be/fr/

RAMAS® Softwares

http://www.ramas.com/ramas.htm

Sanexen Services Environnementaux inc., logiciel TerraSys™

http://www.sanexen.com/fr/terrasys/

Site Internet de l'US EPA, données Eco-SSL

http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/

Introduction

Les définitions des concepts nécessaires à la bonne compréhension de ce guide sont réunies au sein d'un glossaire général constituant un volume individualisé du Code Wallon de Bonnes Pratiques.

L'évaluation des risques des écosystèmes (ER-E) constitue un processus rationnel d'évaluation permettant de porter un jugement global relatif au comportement environnemental de polluants présents dans le sol et à leur(s) effet(s) sur un ou plusieurs récepteurs écologiques (CEAEQ, 1998). Cette évaluation intègre ainsi les informations découlant des effets néfastes avérés ou probables chez des récepteurs en fonction de leur exposition à une ou plusieurs sources de stress (polluants chimiques ici), selon les caractéristiques propres à la source de pollution et du site étudié. Les informations obtenues permettent de guider les intervenants quant au choix du mode de gestion à adopter si une problématique pour l'écosystème est identifiée ou pour le site étudié de façon plus globale.

La méthodologie de l'ER-E du présent guide a été développée pour répondre aux besoins du décret sols. Cette méthodologie est basée sur les principes et les procédures adoptés par d'autres pays et organismes (US EPA, RIVM, CEAEQ, etc.). L'objectif général de l'ER-E vise ici à déterminer la présence avérée ou non d'un stress biologique pour l'écosystème, pour l'un ou l'autre des récepteurs écologiques considérés, du fait de la présence de polluants dans les sols. Le « **stress biologique** » est ici défini comme un changement défavorable dans le fonctionnement général de l'écosystème ou d'au moins une niche de cet écosystème, en d'autres termes que la survie d'une espèce, d'une population ou d'une communauté d'espèces est menacée par une pollution.

La méthodologie de l'ER-E comporte deux niveaux d'évaluation :

Niveau 1 : Evaluation simplifiée des risques à l'écosystème (ESR-E)

*Ce premier niveau permet de définir s'il existe une **indication** (base d'évaluation actuelle) **ou un potentiel** (base d'évaluation générique ou projetée) **de stress biologique**[1] pour l'écosystème, dans un contexte précis, à partir de scénarios conservateurs.*

Il permet également de mettre en évidence les polluants (ou les zones du site) qui justifient éventuellement davantage d'investigations.

Niveau 2 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E)

*Ce second niveau à pour objet principal de définir s'il existe **un stress biologique avéré** (base d'évaluation actuelle) **ou vraisemblable** (base d'évaluation générique ou projetée) pour l'écosystème.*

Le deuxième niveau permet également de caractériser et quantifier, le plus précisément possible et avec le minimum d'incertitude, l'existence ou le potentiel de stress biologique lorsque l'ESR-E aboutit à la conclusion d'une indication de stress biologique et que la réalisation d'étude détaillée est jugée pertinente. Cette évaluation détaillée porte alors sur les récepteurs, leurs conditions d'exposition et les sources de stress (substances chimiques) du site considéré.

En cas de présence d'un stress biologique avéré (EDR-E) pour l'écosystème, la conclusion de l'ER-E est que la pollution du sol constitue une **menace grave**, au sens de l'article 2,6° du décret sols.

1 Le concept d'indication de stress biologique constitue la transcription, dans le contexte de l'ER-E, du concept général « d'hypothèse de menace grave » introduit dans la partie A du GRER.

Cette partie du Guide de Référence pour l'Etude de Risques (GRER) présente quatre sections :

- le chapitre 1 présente les caractéristiques et les paramètres à prendre en considération pour compléter le Modèle Conceptuel du Site (MCS) afin qu'il réponde aux besoins spécifiques de l'ER-E ;
- le chapitre 2 présente la méthodologie à suivre pour réaliser le premier niveau de l'ER-E, c'est-à-dire l'ESR-E, et comment interpréter les résultats obtenus, notamment les cas de figure qui conduisent à la réalisation d'une EDR-E. Ce chapitre fournit également des informations sur les outils utilisés pour réaliser l'ESR-E, informations qui sont complétées dans les annexes D1, D2 et D3 ;
- le chapitre 3 propose des outils qui peuvent être utilisés pour réaliser le second palier de l'ER-E, c'est-à-dire l'EDR-E. Ce chapitre renvoie à des ouvrages de référence fournissant des lignes directrices pour mener à bien cette évaluation ;
- le chapitre 4 présente finalement des lignes directrices pour prendre en compte l'incertitude associée aux résultats obtenus dans leurs interprétations quant à l'existence d'un stress biologique ou non pour l'écosystème, et par conséquent d'une menace grave.

1 Chapitre 1 : Modèle conceptuel du site

Le modèle conceptuel du site développé dans le cadre de l'étude de caractérisation (MCSC) doit être vérifié sous l'angle des écosystèmes et, le cas échéant, être complété et affiné pour devenir spécifique à l'ER-E. Ce modèle devra tenir compte des polluants à considérer, définir les récepteurs écologiques pertinents, les voies d'exposition à considérer ainsi que les paramètres d'évaluation qui permettront d'estimer s'il existe ou non un stress biologique pour l'écosystème.

Sa complexité dépend de la problématique, notamment, du nombre de polluants présents, du nombre de récepteurs, de la nature des effets potentiels et des caractéristiques de l'écosystème. Son élaboration doit adopter une démarche systématique. Il doit schématiser et décrire tous les liens possibles entre la source de pollution dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs. Le modèle conceptuel doit également présenter les mécanismes de transport des polluants sur le site. Parmi les mécanismes de transport à considérer, notons : la mise en suspension de particules de sol par érosion éolienne, la volatilisation, le transfert vers les eaux de surface (*e.g.*, mares temporaires apparues à la suite de précipitations) ou les eaux souterraines, la bioconcentration et, éventuellement, la bioamplification.

Le modèle conceptuel écotoxicologique doit être présenté sous forme d'un texte structuré auquel est associé une représentation schématique (vue en coupe complétée si nécessaire d'une vue en plan). Il est essentiel que ce modèle soit le plus exhaustif possible car son analyse permettra de formuler des hypothèses et des questionnements quant aux mécanismes de perturbations potentielles des récepteurs et d'adapter au mieux toute la méthodologie d'évaluation des risques qui en résulte, et donc sa pertinence.

Des exemples de modèles conceptuels définis pour l'ER-E sont disponibles dans les documents suivants : « Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine » du CCME (2006) et « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour l'assainissement des terrains contaminés » du CEAEQ (1998).

1.1 Sélection des polluants et concentrations représentatives

L'ER-E porte sur les polluants qui ont été ciblés par l'EC pour faire l'objet d'une ER et qui ont été détectés dans les sols de surface (0 – 1 mètre). Les sols de profondeur (> 1m) sont pris en considération afin de déterminer si des mesures de sécurité doivent être imposées sur le terrain afin de prévenir de l'enlèvement du recouvrement du sol en place (si cela est pertinent) ainsi que du retour en surface de terres polluées. Il y a donc lieu de définir des concentrations représentatives établies sur base d'un nombre suffisant d'échantillons selon les modalités du GREC pour la couche de sols de surface et pour la couche de sols de profondeur.

Pour la réalisation des méthodes de l'EDR-E, d'autres types de mesure des concentrations, orientées sur les fractions biodisponibles des polluants, peuvent être utilisées (section 3.2.). Ces mesures des concentrations biodisponibles seront également exploitées par référence aux prescriptions ci-dessus (concentrations biodisponibles représentatives).

Pour être valablement utilisées dans les méthodes de l'ESR-E ou de l'EDR-E, l'expert doit pouvoir argumenter que les concentrations représentatives des couches de surface utilisées ne sous-estiment pas les concentrations en polluants présentes ou susceptibles d'être présentes dans la couche superficielle 0 - 20 cm de la couche de surface.

Enfin, dans tous les cas, l'expert doit qualifier son approche en tant que « choix réaliste » ou « choix conservateur ». Cette approche doit être considérée pour l'interprétation générale des résultats ainsi que pour la prise de décision finale en matière d'acceptation du risque (conjointement avec la prise en considération des autres facteurs d'incertitude, voir chapitre 4).

1.2 Récepteurs écologiques

Les récepteurs biologiques constituent les cibles spécifiques au volet écosystème.

En raison de la variabilité naturelle des écosystèmes et de leur complexité écologique spécifique, la sélection des récepteurs écologiques (microorganismes du sol, végétation herbacée, batraciens, etc.) dépend fortement du jugement de l'expert, basé lui-même sur des méthodes simples telle qu'une visite de site et l'observation des milieux environnants (exemple : présence d'une forêt ou d'une rivière). Habituellement, la sélection des récepteurs écologiques se concentre sur des espèces susceptibles de représenter les populations indigènes du site étudié. Les principaux niveaux trophiques présents sur le site étudié doivent être représentés. Par ailleurs, il peut s'avérer important de ne pas négliger les espèces migratrices qui peuvent être affectées par les polluants chimiques.

Afin d'assurer une protection adéquate de l'écosystème, les récepteurs écologiques qui doivent être considérés dans le MCS sont, au minimum, les suivants : les processus biologiques du sol, les plantes et les invertébrés du sol.

Pour les usages de type I et II, les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont également retenus :

- les oiseaux et les mammifères pour les usages I (naturel) ;
- les herbivores pâturant pour les usages II (agricole).

1.3 Voies d'exposition

Les voies d'exposition pertinentes à considérer pour chaque catégorie de récepteurs écologiques sont décrites dans le tableau 1.

Le contact direct pour les organismes du sol correspond au lien étroit entre les organismes et le sol, sans distinguer les phases aqueuse et solide dans lesquelles sont répartis les polluants. Le contact cutané n'est pas retenu pour les oiseaux et les mammifères car la présence de plumes et de fourrure est supposé limiter l'exposition aux polluants par la peau (Sample *et al.*, 1997 ; US EPA, 2003a).

Tableau 1 – Voies d'exposition à considérer selon les récepteurs écologiques.

Catégorie de récepteurs écologiques	Voies d'exposition
Processus biologiques	Contact direct
Plantes	Contact direct
Invertébrés du sol	Contact direct
Oiseaux	Inhalation Ingestion de sol Ingestion d'eau Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés du sol Ingestion de petits vertébrés (oiseaux prédateurs)
Mammifères	Inhalation Ingestion de sol Ingestion d'eau Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés du sol Ingestion de petits vertébrés (mammifères prédateurs)

1.4 Type d'effets considérés

Un effet ou une réponse écologique se définit chez un récepteur comme le ou la série de changements d'ordre physiologique, biochimique ou comportemental induits en réponse à une stimulation occasionnée par un agent de stress, un polluant chimique dans le cas présent.

Un facteur important lors de la réalisation d'une ER-E consiste à distinguer, parmi les réponses observées ou potentielles des récepteurs, celles qui présentent un intérêt pour la prise de décision. Il faut juger de la signification écologique de l'effet (évaluer sa réponse écologique).

Les effets considérés pour les ER-E et inclus dans le MCS sont :

- la diminution voire la disparition d'un ou de plusieurs processus biologiques du sol;
- la diminution de la survie, de la croissance et/ou de la reproduction de l'un ou de plusieurs des représentants des catégories de récepteurs écologiques retenus.

1.5 Application à l'ESR-E

Des représentants des différents niveaux trophiques retenus doivent être identifiés. La sélection de ces représentants doit se faire, au stade de l'ESR-E, à l'aide de méthodes simples. Une visite de site doit ainsi permettre de déterminer les récepteurs potentiellement présents sur le site :

- identification du type d'écosystème présent sur le site (*e.g.*, friche herbacée, bois), ainsi que les écosystèmes proches, comme un boisé ou un plan d'eau (les organismes occupant ces milieux pourraient fréquenter le site pollué) ;
- observations d'espèces ou d'empreintes d'espèces présentes sur le site.

Ces informations permettent ainsi d'établir une première liste de récepteurs potentiellement présents sur le site. La consultation des descriptions des organismes types colonisant le type d'écosystème rencontré sur le site doit permettre d'affiner cette liste de récepteurs. De plus, la consultation des listes d'espèces menacées et vulnérables ainsi que leurs aires de répartition peut être utile avant la visite de site et permettre de déterminer si ces espèces

sont présentes ou absentes du site à l'étude. Ces informations sont notamment disponibles sur le site internet suivant : http://biodiversite.wallonie.be/fr/.

1.6 Application à l'EDR-E

Pour la réalisation de l'EDR-E, il peut être utile d'étoffer le MCS élaboré pour la réalisation de l'ESR-E. Ainsi, le choix des récepteurs écologiques, en particulier pour les représentants des oiseaux et des mammifères et les voies d'exposition à considérer peut être affiné.

Pour exemple, des approches du type : inventaires floristique et faunistique, relevés taxonomiques ou encore transects écologiques peuvent être utilisées pour sélectionner adéquatement les représentants des oiseaux et des mammifères indigènes. De plus, tel qu'indiqué au tableau 1, les voies d'exposition à considérer pour ces récepteurs sont plus nombreuses que dans le cadre de l'ESR-E (il ne s'agit plus uniquement de l'empoisonnement secondaire c'est-à-dire lié à l'ingestion de proies, animales ou végétales, ayant accumulées une ou des substances toxiques).

2 Chapitre 2 : Evaluation simplifiée des risques à l'écosystème (ESR-E)

2.1 Conditions de réalisation d'une ESR-E et champ d'application

Dans toutes les situations où une ESR est initiée, quelque soit le type d'usage considéré, l'ESR-E est réalisée, en parallèle des évaluations des risques à la santé humaine et aux eaux souterraines. L'ESR-E s'intéresse uniquement à la qualité des sols.

2.2 Analyse préliminaire et établissement du MCS-E

L'analyse préliminaire correspond à l'ensemble des travaux préalables et indispensables à la réalisation de l'étape de comparaison des concentrations représentatives du sol aux valeurs limites VS_E. Il s'agit en particulier :

- d'identifier les récepteurs écologiques ;
- de consolider ou d'actualiser le MCS. L'expert veillera à mettre en évidence les récepteur écologiques identifiés au droit du site et les voies de transfert pouvant conduire la pollution à impacter ceux-ci ;
- de sélectionner et justifier les concentrations représentatives retenues pour la couche de sol de surface (entre 0 et 1 m-ns)- $C_{Sol\text{-}surface}$, d'une part et pour la couche de sols de profondeur (> à 1 m-ns)- $C_{Sol\text{-}prof}$, d'autre part.

2.3 Etape 1 : Comparaison des concentrations représentatives aux valeurs limites VS_E

L'ESR-E consiste à comparer, séparément, au moyen de l'outil ESR.xlsm et pour chacune des bases d'évaluation à considérer, les concentrations représentatives de la couche de sols de surface (0 -1 m-ns), et de la couche de profondeur (>1 m-ns), aux valeurs limites VS_E. Les principes d'application de ces tests sont distingués ci-dessous (section 2.3.1.).

Les valeurs des VS_E sont fournies à l'**Annexe D1** du présent document. Les hypothèses et les principes qui ont prévalu à l'établissement de ces valeurs sont repris dans le détail aux annexes D2 et D3. Si les valeurs limites VS_E ne sont pas disponibles, trois possibilités s'offrent à l'expert :

- utiliser des données équivalentes aux VS_E disponibles dans une législation étrangère ayant recourt à des approches méthodologiques rigoureuses pour produire ce type de données (exemples : CCME, CEAEQ, RIVM, US EPA, Efroymson *et al.*, 1997a et b) ;
- calculer des VS_E suivant la procédure de calcul détaillée aux **Annexes D2** et **D3** ;
- évaluer la nécessité de la réalisation d'une EDR-E et/ou d'un assainissement.

Préalablement à la mise en œuvre de ces stratégies, il est recommandé à l'expert de s'informer auprès de la DAS sur l'existence d'éventuelles études de risques dans lesquelles le polluant pourrait déjà avoir été abordé et sur les éventuelles valeurs guides équivalentes aux VS_E disponibles.

2.3.1 Principes d'application des tests de comparaison pour la couche de surface et les couches de sol de profondeur

La procédure de comparaison aux valeurs limites consiste tout d'abord à comparer les concentrations représentatives en polluants présents dans les sols de surface (0 -1 m-ns), $Csol_{_Surface}$ aux valeurs seuils relatives à la protection des écosystèmes, les VS_E, en vue de définir les suites éventuelles à donner à l'ER-E (conclusions opérationnelles) ;

Ensuite, il y a lieu de comparer les concentrations représentatives en polluants présents dans les couches de sols de profondeur (> 1 m-ns), $Csol_{-Profondeur}$, aux VS_E. Cette comparaison permet de conclure sur la nécessité de mettre en place des mesures de sécurité et de suivi (conclusions additionnelles) destinées à prévenir le retour en surface des terres de profondeur.

La figure 1 schématise la procédure de comparaison des $Csol_{-Surface/profondeur}$ aux VS_E et ses conclusions opérationnelles et additionnelles.

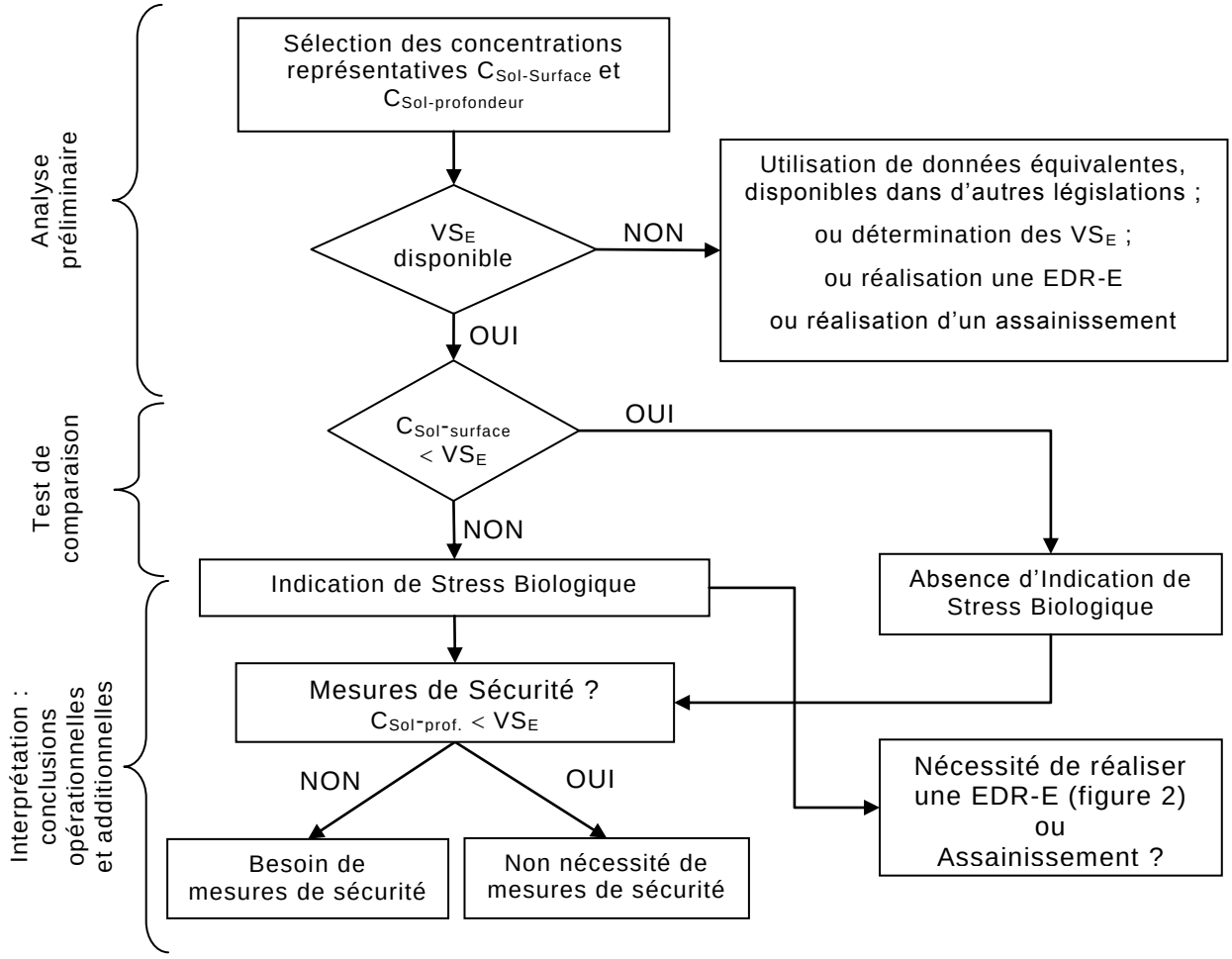

Figure 1 : Procédure de comparaison des $Csol_{-surface}$ et $Csol_{-prof}$ aux VS_E pour la déduction des conclusions opérationnelles et additionnelles de l'ESR-E

2.3.2 Etape 2 : Interprétation des résultats

L'interprétation des résultats et des conclusions opérationnelles et additionnelles doivent être réalisées pour chacune des bases d'évaluation considérée.

Conclusions opérationnelles

Dans le cadre des comparaisons réalisées pour la base d'évaluation menant aux conclusions opérationnelles :

- Si la concentration $C_{s\ -\ Surface}$ est inférieure à la VS_E pour tous les polluants présents, alors l'ER-E conclut à une absence d'indication de stress biologique (ASB) et *a fortiori*, à une absence de menace grave pour les écosystèmes et l'ER-E ne doit pas être poursuivie par une EDR-E.
- Si la concentration $Csol_{\ -\ surface}$ est supérieure à la VS_E pour un ou plusieurs polluants, alors l'ER-E conclut à une indication de stress biologique (ISB). L'ER-E peut se poursuivre par une EDR-E. La nécessité de cette EDR-E est notamment fonction du type d'usage considéré (section 2.4.1).

Conclusions additionnelles

Dans le cadre des comparaisons réalisées pour les bases d'évaluations menant aux **conclusions additionnelles** :

- Si la concentration $Csol_{-surface}$ est inférieure à la VSE pour tous les polluants présents, alors l'ER-E conclut à l'absence de stress biologique pour ces bases d'évaluations ;
- Si la concentration $Csol_{-surface}$ est supérieure à la VS_E pour un ou plusieurs polluants, alors l'ER-E conclut à la nécessité d'établir des mesures de sécurité et/ou de suivi pour ces bases d'évaluations ;
- Si la concentration $Csol_{-profondeur}$ est inférieure à la VS_E pour tous les polluants, alors l'ER-E conclut à l'absence de stress biologique pour la couche de sol de profondeur ;
- Si la concentration $Csol_{-profondeur}$ est supérieure à la VS_E pour un ou plusieurs polluants, alors l'ER-E conclut à la nécessité d'établir des mesures de sécurité et de suivi visant le non retour en surface des terres polluées et/ou le maintien du revêtement présent si pertinent ;

2.4 Interprétation des résultats de l'ESR-E

2.4.1 De l'ESR-E à l'EDR-E

Si la procédure de comparaison des $CSOL_{-Surface}$ aux VS_E conclut à une indication de stress biologique (cf. Figure 1), donc à la présence potentielle d'une menace grave pour l'écosystème tel que définit dans le décret sols, l'ER-E peut se poursuivre par une évaluation détaillée des risques à l'écosystème EDR-E.

Les différents cas de figure pouvant faire l'objet d'une EDR-E sont décrits ci-dessous et repris sur la Figure 2.

Pour les usages I et II définis dans le décret sols

La nécessité de réaliser une EDR-E est déterminée par un **comité de concertation** (figure 2). L'avis du comité doit être sollicité, selon les modalités définies par l'administration, avant l'introduction de l'étude dans le cadre de laquelle l'ER est réalisée. Ce comité est composé d'intervenants de la Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGO3) tels que des intervenants du Département du Sol et des Déchets (DSD), du Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA), du

Département de la Nature et des Forêts (DNF), et de l'Institut scientifique de Service public (ISSeP). D'autres intervenants pourront être consultés selon les problématiques et les projets. Il est par ailleurs toujours loisible de réaliser une EDR-E de manière volontaire.

Pour les usages III à V définis dans le décret sols

L'avis du comité de concertation doit être sollicité afin de décider ou non de la réalisation d'une EDR-E sur le terrain dans les cas suivants, en lien avec les réglementations visant la protection des milieux sensibles ou zones d'intérêt tel que défini dans l'encadré 2 (adapté de l'OVAM, 2010) :

- si le terrain est affecté à un des usages repris dans l'encadré 1 ;
- si le MCS a mis en évidence la présence d'un milieu sensible ou d'une zone d'intérêt (encadré 2) sur le terrain évalué ;
- si le MCS a mis en évidence la présence d'une source de pollution et d'une voie de transfert vers un milieu sensible ou une zone d'intérêt sensible (encadré 2) située à proximité du terrain étudié.

Encadré 1 – Liste des usages assimilés aux usages I et II pour l'EDR-E.

➢ Usage III

- Parcs résidentiels de week-end (équipement touristique).

➢ Usage IV

- Berges des voies navigables et des plans d'eau, chemins de halage et Réseau autonome de voies lentes (RAVEL);
- Parcs publics et privés, parcs d'attraction, parcs de récréation touristique (dans le cas de zones présentant d'importants aménagements paysagers).

Encadré 2 – Milieux sensibles et zones d'intérêt pour la protection de la biodiversité.

- ➢ Cavités souterraines d'intérêt scientifiques (CSIS);
- ➢ Parcs naturels de Wallonie;
- ➢ Présence d'espèces à protéger, faune et flore (menacées d'extinction, vulnérables, etc.);
- ➢ Présence d'un sujet inscrit sur la liste des arbres et des haies remarquables;
- ➢ Proximité d'un site classé sur la Liste du patrimoine exceptionnel de la Région Wallonne;
- ➢ Proximité d'un site classé sur la Liste du patrimoine immobilier exceptionnel de la Région wallonne;
- ➢ Réserves naturelles domaniales (RND);
- ➢ Réserves naturelles agréées (RNA);
- ➢ Réserves forestières (RF);
- ➢ Sites de grand intérêt biologique (SGIB);
- ➢ Zones humides d'intérêt biologique (ZHIB);
- ➢ Zones humides d'importance internationale (sites Ramsar);
- ➢ Zones Natura 2000;
- ➢ Zones agricoles au sens des plans de secteur ;
- ➢ Zones d'espaces verts au sens des plans de secteur ;
- ➢ Zones forestières au sens des plans de secteur ;
- ➢ Zones naturelles au sens des plans de secteur.

Dans les autres cas, il est possible de réaliser une EDR-E sur une base volontaire, notamment si le projet comprend la mise en place d'une zone paysagée pouvant attirer des organismes biologiques sur le site. Ce type d'aménagements permet de réaliser un gain environnemental et promeut la restauration de la qualité biologique de ces sites, en lien avec la Politique générale sur la qualité des sols (Plan d'environnement pour le développement durable, PEDD).

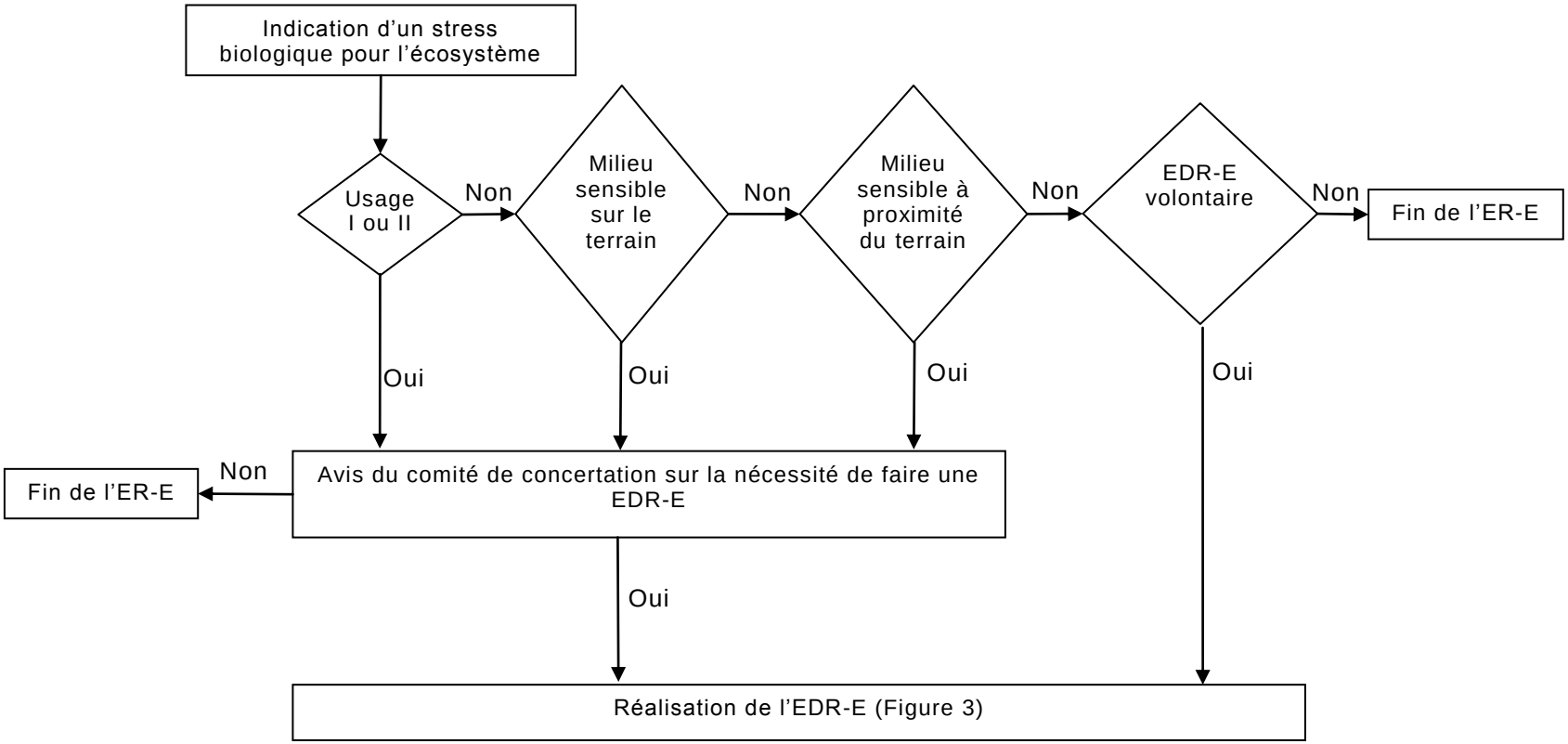

Figure 2 : De l'ESR-E à l'EDR-E

3 Chapitre 3 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E)

L'évaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E) (figure 3) a pour objectif de :

- confirmer ou d'infirmer l'indication de stress biologique pour l'écosystème mis en évidence lors de l'ESR-E ;
- préciser les risques de stress biologique pour l'écosystème qui ont été identifiés lors de l'ESR-E.

Si la conclusion de l'EDR-E est qu'il n'existe pas de stress biologique avéré (base d'évaluation actuelle) ou vraisemblable (base d'évaluation générique ou projetée) pour l'écosystème, l'ER-E est terminée.

Si la conclusion de l'EDR-E est qu'il existe un stress biologique avéré (base d'évaluation actuelle) ou vraisemblable (base d'évaluation générique ou projetée) pour l'écosystème, l'expert devra identifier les mesures qui doivent être mises en place (assainissement, mesures de sécurité et/ou de suivi), pour faciliter la récupération biologique du site. Dans ce cas, la méthode retenue devra en effet favoriser la restauration de la qualité biologique du milieu, sans nécessairement entraîner de surcoût.

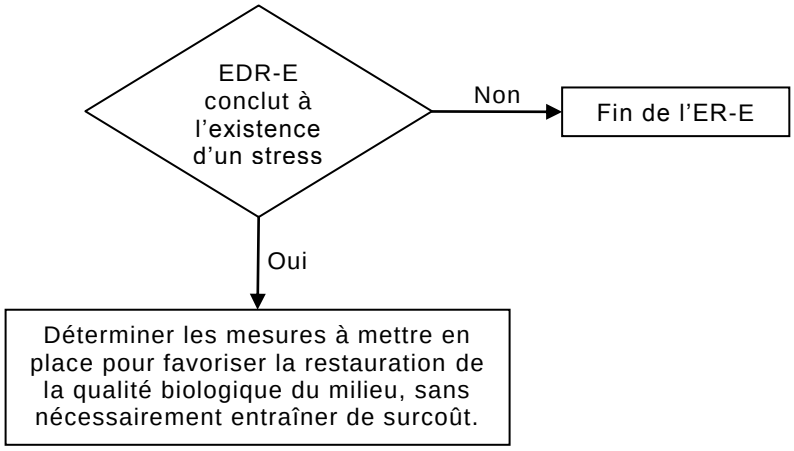

Figure 3 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E).

Le niveau de détails de l'EDR-E est défini selon les besoins de connaissance sur tel ou tel aspect particulier du site pollué, afin d'affiner la méthode d'évaluation et le niveau de certitude dans les risques estimés. L'EDR-E peut donc être adaptée d'un site à l'autre.

La présente section n'a pas pour objectif de décrire une procédure précise mais plutôt de présenter un certain nombre d'options méthodologiques et de documents de référence disponibles pour l'expert qui devra mener une EDR-E. Les auteurs ne prétendent pas avoir référencé l'ensemble des outils et des méthodes disponibles actuellement.

3.1 Méthode du quotient

La méthode du quotient peut être utilisée en première approche pour l'EDR-E (CCME, 1996; CEAEQ, 1998; US EPA, 1998). L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$IR = \sum_{i,j=1}^{n} \left(EE_{ij} / Vréf_{ij} \right)$$

avec :

IR : indice de risque estimé ;

EE_{ij} : exposition estimée (concentration, dose) pour la substance i et la voie d'exposition j ;

$Vréf_{ij}$: valeur de référence (concentration, dose) pour la substance i et la voie d'exposition j.

Les indices de risques sont établis pour chaque polluant et chaque récepteur écologique identifiés dans le MCS.

Si l'indice de risque IR est inférieur à 1,0, le polluant considéré n'induit pas de stress biologique pour le récepteur écologique considéré. Si c'est le cas pour tous les polluants présents dans le sol, l'EDR-E conclut à une absence de stress biologique pour l'écosystème. L'ER-E est terminée.

Si l'indice de risque est supérieur à 1,0, le polluant considéré induit un stress biologique pour le récepteur écologique considéré. L'EDR-E conclut à la présence avérée (usage effectif) ou vraisemblable (usage planologique) d'un stress biologique, soit à une menace grave pour l'écosystème.

L'exposition est estimée pour chaque récepteur considéré, de façon indépendante, à partir des concentrations de polluants dans les différents média d'exposition du récepteur : particules de sol, eau de surface, nourriture, air. Elle peut être déterminée à partir de mesures directes, telle que l'analyse des concentrations en polluants dans les végétaux et les invertébrés du sol, ou par une modélisation de l'exposition. Ces modélisations font appel à un certains nombres d'équations allométriques ainsi qu'à des facteurs d'exposition spécifiques aux espèces retenues pour l'évaluation : régime alimentaire, taux d'ingestion d'eau, de sols, de nourriture, aire d'alimentation, etc.

Le document de l'US EPA décrivant la procédure d'établissement des valeurs Eco-SSL (*Ecological soil screening level* ; US EPA, 2005 ; US EPA 2007a) fournit une liste des équations généralement utilisées pour évaluer l'exposition des oiseaux et des mammifères aux polluants présents dans le sol. US EPA a produit en 1993 un document, en deux volumes, répertoriant les facteurs d'exposition d'un grand nombre d'organismes. Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec a par ailleurs produit en 2008 des fiches descriptives pour 20 mammifères et 28 oiseaux qui fournissent des exemples des facteurs d'exposition qui sont nécessaire pour estimer l'exposition des organismes des niveaux trophiques supérieurs (http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/).

Les valeurs toxicologiques de référence pour les récepteurs écologiques, VRE[2], correspondent au niveau d'effet tolérable pour l'organisme, c'est-à-dire qui n'induit pas de stress biologique non acceptable, pour un niveau d'effet donné (20, 40 ou 50 % d'effet accepté selon les usages considérés). Les valeurs de référence, comme la concentration ou la dose d'exposition doivent être déterminées pour chaque catégorie de récepteurs considérés, et de façon indépendante. Tel que précisé dans l'**Annexe D2** de ce document, il existe différentes méthodes pour déterminer ces valeurs de références. L'**Annexe D2** en propose une qu'il convient d'adapter pour obtenir une valeur pour chaque catégorie de récepteur. Les références scientifiques suivantes en proposent d'autres : US EPA, 2003b; US EPA, 2007b; Triffault-Bouchet *et al.*, 2011. Un certain nombre d'organismes ont d'ores et déjà proposé des valeurs de référence : US EPA avec les Eco-SSL (10 % d'effet), les valeurs de référence du CEAEQ (20 et 40 % d'effet, respectivement nommées N2 et N3; CEAEQ, 2000), les valeurs proposées par Efroymson *et al.* (20 % d'effet; 1997a et b).

Notons également que quelques logiciels ont été développés pour estimer les risques pour les récepteurs écologiques. Il existe deux catégories de modèle de simulation (Pastorok *et al.*, 2002) :

- les modèles de population qui sont utilisés pour estimer les réponses directes sur une population. Citons en exemple RAMAS GIS® qui permet de relier des données spatiales avec la viabilité d'une population et RAMAS Metapop® qui permet de réaliser des analyses de viabilité pour des populations vivant sur des territoires fragmentés (RAMAS® Softwares, http://www.ramas.com/ramas.htm).
- les modèles multispécifiques qui sont utilisés pour estimer les réponses directes sur une communauté ainsi que les réponses indirectes sur une population. Citons en exemple : TerraSys™ (http://www.sanexen.com/fr/terrasys/) permettant la modélisation des concentrations et de l'exposition des récepteurs écologiques, dans des systèmes complexes comprenant plusieurs niveaux trophiques et type d'habitats (Trépanier, 2003), développé par Sanexen Services Environnementaux inc.

Afin d'améliorer la prédiction des modèles d'exposition utilisés, il est également possible de réaliser un certain nombre d'expérimentations pour obtenir des données spécifiques au site à l'étude tel que des facteurs de bioconcentration sol-plantes ou sol-invertébrés, ou encore les K_{ow}. L'exposition ainsi que les VRE peuvent être également représentées par des distributions de valeurs.

3.2 Approches expérimentales

L'EDR-E peut être réalisée à l'aide de méthodes expérimentales qui permettront d'affiner les résultats pour telle ou telle voie d'exposition, tel ou tel récepteur écologique, etc. Pour ce faire, il est possible d'avoir recours à différentes approches qui peuvent être réalisées au besoin selon les risques identifiés pour le site à l'étude (*e.g.*, Jensen & Mesman, 2007). Ces approches visent à mettre en relation l'exposition effective des récepteurs aux polluants présents et les effets observés ou potentiels sur les récepteurs écologiques.

2 Ces valeurs toxicologiques de référence pour les récepteurs écologiques ne sont pas les valeurs de l'annexe 1 du « décret sols » mais des concentrations seuils d'effet comme il est précisé dans cette section.

Les approches disponibles sont les suivantes :

- estimation des concentrations en polluants biodisponibles par des méthodes chimiques : différents extractants chimiques sont utilisés pour évaluer la fraction mobile et disponible du ou des polluants ;
- réalisation de tests écotoxicologiques de laboratoire (encadré 3) ou *in situ* pour évaluer l'effet de la fraction biodisponible de tous les polluants présents dans le sol, en tenant compte d'éventuels effets d'additivité, de synergie et d'antagonisme. Les paramètres d'effets mesurés sont la croissance, la reproduction, la mortalité, la bioaccumulation, etc. ;
- étude écologique sur le site : inventaires floristique et faunistique (Jensen & Mesman, 2007).

Une **démarche du poids de la preuve** est ensuite utilisée pour interpréter les résultats obtenus avec ces différentes approches (Menzie *et al.*, 1996). Cette méthode est définie comme « le processus par lequel les paramètres de mesure sont liés à un paramètre d'évaluation afin de déterminer si un risque important est causé à l'environnement » (Menzie *et al.*, 1996). Les références suivantes proposent des méthodologies : Menzie *et al.*, 1996; CEAEQ, 1998; Jensen & Mesman, 2007; Environmental agency, 2008.

3.2.1 Méthodes physico-chimiques

De nombreuses **méthodes physico-chimiques d'estimation de la fraction biodisponible** des polluants ont été développées ces dernières années. La norme française ISO 18772 (2008) et la norme internationale ISO/FDIS 17402 (2008) répertorient l'ensemble des méthodes actuellement disponibles et fournissent un cadre pour la sélection des outils à utiliser. C'est également le cas dans le guide de la procédure d'évaluation proposée par Jensen & Mesman (2007). La liste suivante présente des exemples des méthodes existantes, non normées :

- extraction à l'eau pour les polluants dissous dans l'eau porale ;
- extraction avec une solution de chlorure de calcium $CaCl_2$ pour mimer la fraction disponible de certains métaux pour des plantes et des invertébrés du sol ;
- extraction par diffusion passive pour évaluer la disponibilité des polluants vis-à-vis des végétaux. Ces méthodes simulent la diffusion des polluants à travers une membrane, *e.g.*, DGT : *Diffusive Gradients in Thin films* (Davidson *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 1998) ;
- extraction à l'acide, *e.g.*, acide nitrique HNO_3 ;
- détermination de la bioaccessibilité, méthode qui consiste à simuler l'absorption gastro-intestinale dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs (US EPA, 2008; Poucha & Zagury, 2006) ;
- extraction avec différents adsorbants, *e.g.*, Tenax® (résine de polymères poreuse) ;
- extraction séquentielle sélective (Tessier *et al.*, 1979; Zagury *et al.*, 2006) pour déterminer quantitativement la répartition des métaux entre différentes phases du sol : fraction échangeable (liée aux carbonates), fraction réductible (liée aux

oxydes de fer et de manganèse) et fraction oxydable (liée à la matière organique).

3.2.2 Tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols

De nombreux développements ont été réalisés ces dix dernières années pour **les tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols pour déterminer la fraction biodisponible** des polluants. La norme internationale ISO/FDIS 17402 (2008) répertorie l'ensemble des tests disponibles. Le document de l'*Environmental agency* de la Grande-Bretagne (2008) fournit également des informations utiles quant au choix des tests à utiliser, de même que le document de Jensen & Mesman (2007). Le tableau 2 présente des exemples des méthodes disponibles.

Tableau 2 – Exemples des tests écotoxicologiques terrestre pour évaluer la biodisponibilité des polluants (exposition par le sol entier).

Organisme	**Paramètre mesuré**	**Méthode**
Microorganismes du sol	Respiration	ISO 14240-1 (1997a) et ISO 17155 (2002)
	Nitrification	ISO 14238 (1997b)
Plantes	Germination/croissance	ISO 11269-2 (2005)
Collemboles : *Folsomia candida*	Reproduction	ISO 11267 (1999)
Vers de terre : *Eisenia fetida* ou *andrei*	Évitement	ISO 17512-1 (2008c)
	Survie	ISO 11268-1 (1993)
	Reproduction	ISO 11268-2 (1998)

Encadré 3 – Tests écotoxicologiques

Il existe une grande variété d'outils d'évaluation des effets écotoxicologiques des polluants. Les récepteurs qu'ils considèrent, le niveau de complexité qu'ils intègrent, la sévérité et les types d'effets considérés, qu'ils permettent d'évaluer, leur mise en œuvre (tests en laboratoire ou *in situ*, observations de terrain) sont autant de points qui les distinguent. En règle générale, les tests écotoxicologiques consistent à exposer une ou plusieurs espèces biologiques à un échantillon de sol, d'eau, de média pollué ou à des polluants, en concentrations croissantes et à exprimer la relation concentration-effet par des paramètres caractéristiques définis. Ils sont censés refléter l'écotoxicité pour les milieux naturels terrestres ou aquatiques, à court terme (tests aigus) et à long terme (tests chroniques) ainsi que la génotoxicité (tests de génotoxicité).

L'application de ces outils de manière régulée dans le cadre d'une étude des risques écotoxicologiques permet d'appréhender les effets écotoxicologiques que l'on souhaite mettre en relation avec les concentrations totales en polluants dans le sol en fonction des propriétés du sol. Ces tests s'avèrent alors intégrateurs puisqu'ils tiennent compte de la biodisponibilité et des interactions entre polluants (antagonisme, additivité ou synergie). A contrario, les tests écotoxicologiques ne permettent pas le ciblage des composés responsables de l'écotoxicité dans le cas de mélange de polluants. C'est pourquoi, lors d'une étude des risques écotoxicologiques, les données relatives à la chimie des polluants est indispensable pour révéler l'identité des constituants écotoxiques, particulièrement dans une matrice complexe comme le sol.

Les résultats des tests écotoxicologiques sont généralement exprimés par les paramètres d'effet (*endpoints*) dont on retrouve, parmi les principaux :

- LCx : (*Lethal Concentration x %*) - concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée ;
- ECx : (*Effect Concentration x* %) - concentration de l'échantillon qui induit un effet sur x % de la population observée, comparativement aux populations témoins ;
- NOEC : (*No Observed Effect Concentration*) - concentration sans effet observé, concentration testée la plus élevée pour laquelle aucun effet significatif n'est observé par rapport aux témoins ;
- LOEC : (*Lowest Observed Effect Concentration*) - plus petite concentration testée pour laquelle on observe un effet significatif par rapport aux témoins ;
- NOAEL : (*No Observable Adverse Effect Level*) - ou dose sans effet toxique c'est-à-dire la dose la plus élevée d'une substance pour laquelle aucun effet toxique n'est observé.

4 Chapitre 4 : Analyse des incertitudes

L'ER-E doit être réalisée en tenant compte des facteurs d'incertitude. Les phénomènes étudiés étant des milieux naturels et des organismes vivants, il existe, en effet, initialement une grande variabilité naturelle (incertitude stochastique) : variabilité des paramètres physico-chimiques du milieu, sensibilité différente d'une espèce à l'autre, interaction des espèces avec le milieu qui peut changer selon la saison ou le cycle de vie de l'espèce, etc. Par ailleurs, cette procédure fait appel à de nombreuses estimations, des extrapolations, des modèles prédictifs, etc., qui sont des outils traduisant plus ou moins fidèlement les phénomènes étudiés (mobilité des polluants, transferts abiotiques, bioconcentration, etc.). Ces modélisations sont empreintes d'un certain niveau d'imprécisions du fait du manque de connaissance sur les processus physico-chimiques et biologiques ainsi que du fait d'erreur expérimentale (erreur d'échantillonnage, erreur de mesures, erreur de compilation, erreur de transcription, etc.).

L'analyse de l'incertitude aide les décideurs à déterminer si des renseignements supplémentaires doivent être obtenus avant qu'une décision d'assainir ou non soit prise (Sutter, 1993). L'analyse de l'incertitude doit donc porter sur les sources d'incertitude et de variabilité majeures et permettre de limiter le niveau d'incertitude associé aux résultats obtenus, soit une présence ou non d'un stress biologique pour l'écosystème et la nécessité d'un éventuel assainissement. Parmi les sources d'incertitude majeures, notons :

- l'incertitude associée à l'estimation des concentrations en polluant dans le milieu (sol, eau de surface, air, nourriture) ;
- l'incertitude associée aux VS_E et aux VI_E du fait de l'incertitude associée aux données d'écotoxicité utilisées (*e.g.*, biodisponibilité des polluants variable d'une étude à l'autre) ainsi qu'aux modalités techniques retenues pour la procédure de détermination des VS_E et des VI_E (utilisation de données d'écotoxicité aquatique, utilisation de QSAR, non prise en compte des taux métaboliques pour les oiseaux et les mammifères, etc.).

Plusieurs documents de référence sont disponibles pour mener à bien cette analyse d'incertitude : Sutter, 1993; CEAEQ, 1998; Warren-Hicks and Moore, 1998; Hull and Swanson, 2006; CCME, 2006. Ainsi, pour mener à bien une analyse d'incertitude, il convient de :

- faire l'inventaire des sources d'incertitude associées à l'étude ;
- déterminer, si possible, l'influence relative des sources d'incertitude sur l'estimation du risque ;
- déterminer pour chaque source d'incertitude la pertinence et la faisabilité de réduire cette incertitude en modifiant la méthode d'estimation du risque ou en réalisant de nouvelles expérimentations ou recherche de données ;
- déterminer un niveau de confiance au risque estimé en fonction de tous les éléments analysés.

Lorsque c'est possible, l'incertitude pourra être quantifiée avec des méthodes basées sur la logique floue, des méthodes probabilistes (Cullen and Frey, 1999) telle que la méthode de simulation de Monte-Carlo, ou une analyse de sensibilité qui permet d'analyser un modèle mathématique en étudiant l'impact de la variabilité des facteurs d'entrée du modèle (concentration en polluants, etc.) sur la variable de sortie (concentration d'exposition des récepteurs, indice de risque, etc.).

5 Chapitre 5 : Rapport et conclusions

L'ER-E se finalise par l'intégration de l'ensemble des résultats produits, en fonction du MCS et de l'analyse de l'incertitude, pour caractériser le risque de stress biologique à l'écosystème et, l'identification d'une menace grave pour l'écosystème, au sens du décret sols.

L'expert présente les résultats obtenus ainsi que leur interprétation et les conclusions qui s'y rapportent dans un rapport détaillé conformément aux modalités fixées dans la partie E du présent guide.

Références

Aldenberg, T. & Joworska, J.S., 2000, Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distribution, *Ecotoxicological and environmental safety*, 46:1-18.

Aldenberg, T., 1993, ETX 1.3a, A program to calculate confidence limits for hazardous concentrations based on small samples of toxicity data, RIVM, report n° 719102015, Bilthoven, The Netherlands.

Aldenberg, T. & Slob, W., 1993, Confidence limits for hazardous concentrations based logistically distributed NOEC toxicity data, *Ecotoxicologal & environmental Safety*, 25, 48-63.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2000, Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres, Ministère de l'Environnement du Québec, 129 p.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1998, Procédure d'évaluation du risqué écotoxicologique pour la assainissement des terrains contaminés, Ministère de l'Environnement du Québec, 145 pages.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1996, A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME-EPC-101E.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1997, Cadre de travail pour l'évaluation du risqué écotoxicologique : annexes techniques.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2006, Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, ISBN-10 1-896997-46-5, 242 p.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2008, Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in soil : Scientific Rationale. Suporting Technical Document. Canadian Council of Minister of the Environment.

Crommentuijn, G.H., van de Plassche, E.J. & Canton, J.H., 1994, Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil pollution in view of the intervention value for soil clean-up, RIVM, report n° 955001003, Bilthoven, The Netherlands.

Crommentuijn, T., Polder, M.D. & van de Plassche, E.J., 1997, Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account, RIVM, report n° 601501001, Bilthoven, The Netherlands.

Cullen A.C. & Frey H.C., 1999, Probabilistic techniques in exposure assessment – A handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs, Plenum Press, New York, US, 335 p.

Davison, W., Zhang, H. & Warnken, K.W., 2007, Theory and application of DGT measurements in soils and sediments. In "Passive Sampling Techniques in Environmental Monitoring", Eds R. Greenwood, G. Mills, B. Vrana, Elsevier Science, pp. 353-378.

Denneman, C.A.J. & van Gestel, C.A.M., 1990, Bodemverontreiniging en bodem ecosystemen: voorstel voor C-(toetsing)warden op basis van ecotoxicologische risico's, RIVM, report n° 725201001, Bilthoven, The Netherlands.

De Temmerman, L.O., Istas, J.R., Hoenig, M., Dupire, S., Ledent, G., Van Elsen, Y., Baeten, H. & De Meyer, A., 1982, Définition des teneurs « normales » des éléments en trace de certains sols belges en tant que critère de base pour la détection et l'interprétation de la pollution des sols en général, *Revue de l'agriculture*, 35(2), 1915-1944.

Efroymson, R.A., Will, M.E. & Suter II. G.W., 1997a, Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc., for the US Department of Energy.

Efroymson, R.A., Will, M.E., Suter II. G.W. & Wooten, A.C., 1997b, Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc., for the US Department of Energy.

Environment Agency - UK, Guidance on the use of bioassays in ecological risk assessment, 2008, Science report SC0070009/SR2c, 53 p.

Environment Agency - UK, Guidance on the attribution of cause and effect in ecological risk assessment, 2008, Science report SC0070009/SR2e, 21 p.

Goyvaerts, M.P. & Cornelis, C., 1997, Voorstel voor normering van bodemverontreiniging bij type I-betemmingen (natuur), Bijlage rapport 1997/DIA/R/051, VITO, Mol, Belgique.

Halen, H., 1993, Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol, Thèse, Université Catholique de Louvain, Louvain-La-Neuve.

Halen, H., Kreit, J.F. & Vanderheyden, V., 1998, Normes de qualité pour les produits/déchets valorisables sur les terres agricoles dans le cadre d'un plan d'environnement durable, Siterem – Direction Générale de l'Agriculture.

Halen, H., 1999, Attribution de normes de qualité aux sols de la Région Wallonne: annexes techniques, SPAQuE.

Harwell, M., Gentile, J., Norton, B. & Cooper, W., 1994, Issue Paper on Ecological Significance, in: US EPA, Ecological Risk Assessment Issue Paper, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-94/009, pp 2.1 – 2.49.

Hayet, A. & Deram, A., 2009, Méthodes d'évaluation des risqué écologiques et application aux sites contaminés. 2èmes rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, 20 et 21 octobre 2009, Paris, France.

Hull, R.N. & Swanson, S., 2006, Sequential analysis of lines of evidence – an advanced weight of evidence approach for ecological risk assessment, *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2(4): 302-311.

Irwin, R.J., 1997, Environmental Contaminants Encyclopedia Entry on Cyanide(s) in General, National Park Service, Water Resources Divisions.

ISO, 2008a, Qualité du sol – Lignes directrices relatives aux modes opératoires de lixiviation en vue d'essais chimiques et écotoxicologiques ultérieurs des sols et matériaux des sols, ISO 18772, 35 p.

ISO, 2008b, Qualité du sol – Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et dans les matériaux du sol, ISO/FDIS 17402, 37 p.

ISO, 2008c, Qualité du sol – Essai d'évitement pour contrôler la qualité des sols et les effets des produits chimiques sur le comportement – Partie 1 : Essai avec des vers de terre (*Eisenia fetida* et *Eisenia andrei*), ISO 17512-1, 26 p.

ISO, 2005, Qualité du sol – Détermination des effets des polluants sur la flore du sol – Partie 2 : Effets des substances chimiques sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs, ISO 11269-2, 11 p.

ISO, 2002, Qualité du sol – Détermination de l'abondance et de l'activité de la microflore du sol à l'aide de courbes de respiration, ISO 17155, 12 p.

ISO, 1999, Qualité du sol – Inhibition de la reproduction de Collembola (*Folsomia candida*) par des polluants du sol, ISO 11267, 16 p.

ISO, 1998, Qualité du sol – Effet des polluants vis-à-vis des vers de terre (*Eisenia fetida*) – Partie 2 : Détermination des effets sur la reproduction, ISO 11268-2, 16 p.

ISO, 1997a, Qualité du sol – Détermination de la biomasse microbienne du sol – Partie 1 : Méthode par respiration induite par le substrat, ISO 14240-1, 5 p.

ISO, 1997b, Qualité du sol – Méthodes biologiques – Détermination de la minéralisation de l'azote et de la nitrification dans les sols, et de l'influence des produits chimiques sur ces processus, ISO 14238, 11 p.

ISO, 1993, Qualité du sol – Effet des polluants vis-à-vis des vers de terre (*Eisenia fetida*) – Partie 1 : Détermination de la toxicité aiguë en utilisant des substrats artificiels, ISO 11268-1, 6 p.

Jensen, J. & Folker-Hansen, P., 1995, Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°47.

Jensen, J., Kristensen, H.L. & Scott-Fordsmand, J.J., 1997, Soil Quality Criteria for Selected Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°83.

Jensen, J. & Mesman, M., 2006, Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations. RIVM, report n° 711701047, Bilthoven, The Netherlands.

Jongbloed, R.H., Traas, T.P. & Luttik, R., 1996, A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators, II. Calculations for dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and cadmium, *Ecotoxicological and environmental safety*, 34:279-306.

Köster, H.W., Risk assessment of historical soil pollution with cyanides ; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Value. RIVM, report n° 711701019, Bilthoven, The Netherlands.

Menzie, C., Henning, M.H., Cura, K., Finkelstein, K., Gentile, J., Maughan, J., Mitchell, D., Petron, S., Potocki, N., Svirsky, S. & Tyler, P., 1996, Special report of the Massachusetts weight-of-evidence workgroup: A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks, *Human and ecological risk assessment*, 2(2) : 277-304.

National Academy of Sciences, 1980, *Mineral Tolerance of Domestic Animals*, Washington DC.

[ORNL] Oak ridge national laboratory, 1998, A guide to the ORNL ecotoxicological screening benchmarks: background, development and application, ORNL, Environmental Sciences Division, Publication n° 4783.

[OVAM] Openbare vlaamse afvalstoffebmaatschappij, 2010, Code van geode pratijk: Uitvoeren van risico-evaluaties, OVAM-publicaties, Belgique, 61 p.

Pasrorok, R.A., Bartell, S.M., Ferson, S., Ginzburg, L.R., 2002, Ecological modeling in risk assessment – Chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes, Lewis Publishers, New York, U.S., 302 pp.

Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., van de Meent, D. & Struijs, J., 1996, Een conceptuele basis voor het omgaan met risicogrenzen en achtergrondgehalten bij het afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen, RIVM, report n° 719101018, Bilthoven, The Netherlands.

Perrin, D., 2001, Etat des connaissances scientifiques concernant les tests toxicologiques, in : Biodisponibilité et écotoxicité des polluants dans les sols de la Région wallonne. Revue bibliographique. Identification des acteurs scientifiques. Proposition d'étude complémentaire. Convention SPAQuE – IRCO – ISSeP, pp 77 – 107.

Posthuma, L., van Gestel, C.A.M., Sumit, C.E., Bakker, D.J. & Vonk, W., 1998, Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report, RIVM, report n° 607505004, Bilthoven, The Netherlands.

Pouchat, P. & Zagury, G.J., 2006, *In vitro* gastrointestinal bioavailability of arsenic in soils collected near CCA-treated utility poles. *Environmental Science and Technology,* 40, 4317-4323.

[RIVM] Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, 1998, Environmental Risk Limits in the Netherlands, Bilthoven, The Netherlands.

Romijn, C.A.F.M., Luttik, R., & Canton, J.H., 1994, Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria, 2. Terrestrial food chains, *Ecotoxicology and environmental safety*, 27: 107-127.

Romijn, C.A.F.M., Luttik, R., Sloof, W. & Canton, J.H., 1991, Presentation of a general algorithm for effect-assessment on secondary poisoning, II terrestrial food chains, RIVM, report n° 679102007, Bilthoven, The Netherlands.

Sample, B.E., Opresko, D.M. & Suter II. G.W., 1996, Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc, for the US Department of Energy.

Sample, B.E., Aplin, M.S., Efroymson, R.A., Sutter II, G.W. & Welsh, C.J.E., 1997, Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife of contaminants. Rapport technique prepare pour le U.S. Department of energy, ORNL/TM-13391 Oak Ridge, TN, 113 p.

Scott-Fordsmand, J.J. & Pedersen, M.B., 1995, Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°48.

Seak Park, H. & San juan, C., 2000 A method for assessing leaching potential for petroleum hydrocarbons release sites: multiphase and multisubstance equilibrium partitioning, *Soil and Sediment Pollution*, 9(6) : 611-632.

Sutter II G.W., 1993, Ecological risk assessment, Lewis Press, Chelsea, MI, US,

Swartjes, F.A., 1999, Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency, *Risk Analysis*, 19, 1235-1249.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M., 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Analytical Chemistry*, 51: 844-851.

Traas, T.P., 2001, Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits, RIVM, report n° 601501012, Bilthoven, The Netherlands.

Trépanier, J.P., 2003, Un nouvel outil pour l'évaluation des risques écotoxicologiques lies aux terrains contaminés : le logiciel TerraSys, Vecteur environnement, mai 2003, 36(3) : 40-50.

Triffault-Bouchet, G., Gauthier, R., Martel, L., 2011, Validation des critères B et C relatifs à la qualité des sols – Protection des écosystèmes, *Vecteur environnement*, Mars : 46-52.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2008, Standard operating procedure for an in vitro bioaccessibility assay for lead in soil, EPA 9200.1-86; U.S. EPA: Washington, DC, USA, 1-10.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2007a, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Exposure factors and bioaccumulation models for derivation of wildlife Eco-SSLs (attachment 4-1), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 111 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2007b, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Eco-SSL standard operation procedure (SOP) #6: derivation of wildlife toxicity reference value (TRV) (attachment 4-5), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 32 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2005, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 85 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Evaluation of dermal contact and inhalation exposure pathways for the purpose of setting Eco-SSLs (attachment 1-3), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 18 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003b, Eco-SSL standard operating procedure (SOP) #2: Plant and soil invertebrate literature evaluation,

data extraction, and Eco-SSL calculation (attachment 3-2), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 32 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Evaluation of dermal contact and inhalation exposure pathways for the purpose of setting Eco-SSLs, http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 18 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1998, Guideline for ecological risk assessment, EPA/630/R-95/002F, 188 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1993, Wildlife exposure factors handbook, Volume I of II, EPA/600/R-93/187, 84 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1993, Wildlife exposure factors handbook – Appendix: Literature review database, Volume II of II, EPA/600/R-93/187, 6 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1992, Framework for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum, EPA/630/R/-92/001.

van de Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., van Gestel, C.A.M. & Sloof, W., 1990, Streven naar waarden, Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem", RIVM, report n° 670101 001, Bilthoven, The Netherlands.

van den Hoop, M.A.G.T., 1995, Metal speciation in Dutch soils: Field-based partition coefficients for heavy metals at background levels, RIVM, report n° 719101013, Bilthoven, The Netherlands.

van de Plassche, E.J., 1994, Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning, RIVM, report n° 679101 012, Bilthoven, The Netherlands.

van Hesteren, S., van de Leemkule, M.A. & Pruiksma, M.A., 1998, Minimum soil quality, A use-based approach from an ecological perspective, Part I: Metals, Technical Soil Protection Committee (TCB), The Hague, The Netherlands.

van Leeuwen, C.J., van der Zandt, P.T.J., Aldenberg, T., Verhaar, H.J.M., Hermens, J.L.M., 1992, Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment: I. Narcotic industrial pollutants, *Environmental Toxicological and Chemistry*, 11: 267-282.

Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R. & van Wezel, A.P., 2001, Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds, RIVM, report n° 711701020, Bilthoven, The Netherlands.

Warren-Hicks, W.J. & Moore, D.R.J, 1998, Uncertainty analysis in ecological risk assessment, Proceedings from the Pellston workshop on uncertainty analysis in ecological risk assessment, 23-28 august 1995, Pellston, Michigan, US. SETAC press, Pensacola, US, 314 p.

Zagury, G.J., Neculita, C.M., Bastien, C. & Deschênes, L., 2006, Mercury fractionation, bioavailability, and ecotoxicity in highly contaminated soils from chlor-alkali plants, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 243-252.

Zhang, H., Davison, W., Knight, B. & McGrath, S., 1998, *In situ* measurement of solution concentrations and fluxes of trace metals in soils using DGT. *Environmental Science and Technology,* 32, 704-710.