GRER Partie D
Annexes D2 et D3

Explicatif des sigles adoptés, acronymes et autres conventions de langage

Seules les abréviations spécifiques au volet écosystèmes se retrouvent ici. Les abréviations génériques sont reprises dans le « Glossaire ».

ACR	*Acute-to-Chronic Ratio*
BCF	*Bio-Concentration Factor*
BMF	*Bio-Magnification Factor*
Cb	Concentration de fond
CBP	Code de Bonnes Pratiques
CCME	*Canadian Council of Ministers of the Environment*
CEAEQ	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CEC	Capacité d'Echange Cationique
CMA	Concentration Maximum Admissible
DMJP	Dose Maximale Journalière assimilable par ingestion
EC	*Effect Concentration*
eCEC	Capacité d'Echange Cationique Effective
ECHA	*European Chemical Bureau*
ECO-SSL	*Ecological Soil Screening Levels*
EFSA	*European Food Safety Authority*
EPA	*Environmental Protection Agency*
FPA	Fraction Potentiellement Affectée
HC	*Hazardous Concentration*
ICMM	*International Council on Mining and Metals*
LOEC	*Lowest Observed Effect Concentration*
MATC	*Maximal Acceptable Toxicant Concentration*
MAR	*Maximum Acceptable Risk Level*
MPC	*Maximum Permissible Concentration*
MPO	Micro-Polluants Organiques

NOEC	*No Observed Effect Concentration*
PNEC	*Predicted No-Effect Concentration*
QSAR	*Quantitative Structure Activity Relationship*
RAR	*Risk Assessment Reports*
RIVM	*RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu* (Pays-Bas)
SC	Score de Confiance
SRC_{eco}	*Serious Risk Concentration*
SSD	*Species Sensitivity Distribution (*courbe de distribution de sensibilité des espèces)
TGD	*Technical Guidance Document*
TNC	(Seuil limite pour) Terres Non Contaminées (AGW 14/06/2001)
TP	Taux de Protection
UCL	Université catholique de Louvain

TABLE DES MATIÈRES

ANNEXE D2 : PROCÉDURE DE CALCUL DES VSE POUR LES HYDROCARBURES AROMATIQUES NON HALOGÉNÉS, LES HYDROCARBURES CHLORÉS, LES CYANURES ET LES HYDROCARBURES PÉTROLIERS 9

1. INTRODUCTION 10

2. VS_E POUR LES ESPÈCES ET LES PROCESSUS BIOLOGIQUES DU SOL 12

1.1. Collecte et sélection des données d'écotoxicité 12

1.1.1. Données d'écotoxicité pour les espèces et les processus biologiques du sol 12

1.1.2. Données d'écotoxicité aquatiques 14

1.1.3. QSAR 14

1.1.4. Cas des hydrocarbures pétroliers 17

1.2. Ajustement des données d'écotoxicité pour les propriétés des sols 17

1.2.1. Cas des métaux 17

1.2.2. Cas des polluants organiques 20

1.3. VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol 21

1.3.1. Présentation des méthodes d'extrapolation utilisées 21

2.1.1.1. Extrapolation statistique 21

2.1.1.2. Extrapolation par application de facteurs 22

2.1.1.3. Théorie de la partition à l'équilibre 22

1.3.2. Traitement des données avant extrapolation 23

1.3.3. Détermination des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol 24

2.1.1.4. Règle 1 – Traiter les données « espèces du sol » et « processus biologiques du sol » séparément 24

2.1.1.5. Règle 2 – Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} \geq 4$ 24

2.1.1.6. Règle 3 - Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} < 4$ 25

2.1.1.7. Règle 4 – Utilisation des QSAR 27

1.4. Correction pour les concentrations de fond dans le cas des métaux 27

3. VS_E POUR LES ESPÈCES DES NIVEAUX TROPHIQUES SUPÉRIEURS 28

1.5. Détermination des VSE 28

1.5.1. Oiseaux et mammifères 28

1.5.2. Herbivores pâturant 29

3.1.1.1. Dose Maximale Journalière Tolérable, DMJT (mg/j) 29

3.1.1.2. Dose Maximale Journalière assimilable par Ingestion, DMJP (mg/j) 30

3.1.1.3. Dose Journalière assimilable par ingestion de particules de Sol, DJS (mg/j) 30

3.1.1.4. Dose journalière assimilable par ingestion de plantes, DPJ (mg/j) 30

3.1.1.5. VS_E : Concentration dans le sol associée à la DMJP (mg/kg m.s.) 31

4. VS_E POUR LA PROTECTION DE L'ÉCOSYSTÈME 32

1.6. Détermination des VS_E 32

1.6.1. Usages de types I et II 32

1.6.2. Usages de types III 32

5. CONTAMINANTS PARTICULIERS 32

1.7. Hydrocarbures pétroliers 32

1.8. Cyanures libres 33

6. EXEMPLES D'APPLICATION DE LA PROCÉDURE DE CALCUL DES VS_E À UN POLLUANT 35

1.9. Phénol 35

1.9.1. Risques pour les espèces/processus terrestres 35

1.9.2. Risques pour les processus biologiques du sol 35

1.9.3. Traitement des données d'écotoxicité aquatique 35
1.9.4. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs 36
1.9.5. Tableaux de calcul 36
7. DONNÉES RELATIVES AUX CALCULS DES VS_E 38
ANNEXE D3 : PROCÉDURE DE CALCUL DES VS_E POUR LES MÉTAUX LOURDS ET LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES 76
1. DÉVELOPPEMENT DÉTAILLÉ DE LA MÉTHODOLOGIE 77
1.1. La méthode a ses origines dans les travaux et références suivantes : 77
1.2. Principe général 77
1.3. Étapes générales de la procédure 78
1.4. Principale limitation 80
1.5. Détail de l'étape 1 - Recherche et sélection des données écotoxicologiques pertinentes 81
1.5.1. Recherche des données pertinentes 81
1.5.2. Sélection des données 82
1.6. Détail de l'étape 2 - Correction des données sélectionnées pour les effets de lessivage-vieillissement (Aging/Leaching Effect) 82
1.7. Détail de l'étape 3 - Normalisation des données aux propriétés retenues pour le sol générique. 85
1.7.1. Propriétés du sol générique prises comme référence 85
1.7.2. Normalisation des données dans le cas des polluants organiques 86
1.7.3. Normalisation des données dans le cas des polluants inorganiques 86
1.8. Détail de l'étape 4 : Extrapolation à l'écosystème et recherche des valeurs de concentration critiques assurant un impact négligeable sur l'écosystème 87
1.8.1. Procédure générale de traitement des données écotoxicologiques ajustées 87
1.8.2. Détail de la procédure 89
1.8.3. Non correction des HC_x pour les facteurs d'évaluation (« assessment factor » selon les recommandations méthodologiques du TGD) 94
1.8.4. Détermination des HC_x pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs (empoisonnement secondaire) 94
1.8.5. Considération générale des HC_x et des valeurs CMA issues des calculs de l'empoisonnement secondaire dans l'élaboration des propositions finales de VS_E révisées 96
1.9. Attribution d'un score de confiance (SC) sur les valeurs HC_x finales 96
1.10. Justification des choix portés à propos des valeurs des paramètres sensibles à caractère stratégique et conventionnels : $HC_{(100-TP\%)}$, Cb et φ 97
2. RÉSULTATS 99
2.1. Résultats pour les métaux lourds 99
2.1.1. Cuivre 99
2.1.2. Nickel 100
2.1.3. Plomb 101
2.1.4. Zinc 102
2.1.5. Arsenic 103
2.1.6. Cadmium 104
2.1.7. Chrome 105
2.1.8. Mercure 106
2.2. Résultats pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques 107
2.2.1. Benzo(a)pyrène 107
2.2.2. Benzo(b)fluoranthène 108
2.2.3. Chrysène 109
2.2.4. Fluoranthène 110

2.2.5. Indéno(1,2,3-cd)pyrène 111
2.2.6. Phénanthrène 112
2.2.7. Acénaphtène 113
2.2.8. Acénaphtylène 114
2.2.9. Anthracène 115
2.2.10. Benzo(a)anthracène 116
2.2.11. Benzo(g,h,i)pérylène 117
2.2.12. Benzo(k)fluoranthène 118
2.2.13. Dibenzo(a,h)anthracène 119
2.2.14. Fluorène 120
2.2.15. Naphtalène 121
2.2.16. Pyrène 122

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Démarche d'élaboration des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. 12

Figure 2 : Étape 1 : Le nombre de données chronique terrestre est-il supérieur à 4 ? 25

Figure 3 : Étape 2 : Comment traiter les données lorsque le nombre de données chronique terrestre est supérieur à 4 ? 26

Figure 4 : Représentation graphique d'une courbe « concentration – réponse » issue d'un test écotoxicologique avec report de quelques points-limites : NOEC (No Observed Effect Concentration) : la concentration sans effet observé correspondant à la plus forte des concentrations testées (dans un essai concentrations-réponses) à laquelle aucun effet sur l'organisme vivant n'a été observé ; ECx (Effect Concentration x %) correspondant à la concentration en polluant qui engendre un effet sur x % de la population par rapport aux échantillons témoins non soumis au polluant. (Source : Payetr, J. & Hugonnot, AiiDA, guide méthodologique version 1.1.). 79

Figure 5 : Exemple d'une courbe SSD cumulative. L'axe X représente la concentration du point-limite écotoxicologique considéré (NOEC ou EC_{10}) des différentes espèces constitutives d'un groupe taxonomique donné ; l'axe Y représente la fraction potentiellement affectée (FPA) des différentes espèces constitutives du groupe taxonomique considéré. 80

Figure 6 : Photo du dessus : croissance de l'orge mesurée sur un sol pollué en zinc dans les conditions de terrain : tests de concentrations croissantes obtenues en mélangeant (dans des rapports pondéraux décroissants de gauche à droite) le sol pollué avec du sol de nature équivalente non pollué. Photo du dessous : croissance de l'orge mesurée sur un sol pollué en zinc à des concentrations croissantes par l'ajout de $ZnCl_2$. La différence entre les deux photos montre la toxicité réduite du zinc existant dans les conditions de terrain relativement à celle du zinc introduit sous forme de sel. (Figure reprise de SNOWMAN (2014), cf. 2.1. (3) ci-dessus)..83

Figure 7 : Gammes de variation des valeurs empiriques des facteurs (A/L) Ageing/Leaching mesurés sur une série de 3 (Co, Zn, Ni, Pb) à 7 (Cu) sols sur lesquels ont été effectués entre 3 (Pb) et 9 (Co) tests écotoxicologiques différents. (Figure reprise de Smolders et al. (2009), cf. 2.1. (3) ci-dessus). 84

Figure 8 : Exemple de classification taxonomique pour l'espèce Daphnia magna. 89

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – QSAR proposés par van Leeunwen et al. (1992) pour les contaminants au mode d'action par narcose, non spécifique.....16

Tableau 2 – Valeurs des VS_E pour les espèces et les processus du sol selon les types d'usages. 25

Tableau 3 – Extrapolation par application de facteurs en fonction du niveau de protection souhaité.....26

Tableau 4 – VS_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers, exprimées en mg/kg m.s. 33

Tableau 5 – VS_E pour les cyanures libres en mg/kg m.s. 33

Tableau 6 : Valeurs du paramètre (A/L) proposées pour la correction des données brutes (Valeurs issues). 84

Tableau 7 : Propriétés du sol générique (valeurs reprises du GRER v03 – partie B).....85

Tableau 8 : Propriétés utilisées pour la correction des données pour la biodisponibilité (repris du rapport MERAG (cf. 2.1.1 (3)) ainsi que de l'outil « Metal_PNECsoil_calculator _v4_1.xlsm »). 87

Tableau 9 : Facteurs à appliquer aux données d'écotoxicité distingués en fonction des niveaux de protection souhaités de 80 %, 60 % (et à titre orientatif (en gris) : 95 %, 90 % et 50 %) et des espèces potentiellement présentes et des processus microbiens normalement attendus dans le sol générique.....90

Tableau 10 : Valeurs empiriques des facteurs estimateurs des valeurs des percentiles 50, 40, 20, 10, et 5 déduites des courbes SSD relatives au Pb (processus) et au Zn (processus). Les valeurs correspondent au quotient entre la moyenne géométrique et la valeur du percentile – X déduit du traitement statistique de la courbe SSD. Les facteurs estimateurs finaux sont déduits de la moyenne des valeurs empiriques, après arrondi. Il s'agit des valeurs par lesquelles il faut diviser la moyenne géométrique pour avoir une estimation du percentile - X. 91

Tableau 11 : Valeurs moyennes et percentiles-90 (en mg/kg $_{sol\ sec}$) déduites des teneurs moyennes en métaux dans les 163 profils échantillonnés dans le cadre de la convention POLLUSOL. Les teneurs moyennes dans les profils échantillonnés correspondent aux concentrations mesurées dans les différents horizons pondérées par la hauteur de ceux-ci (SPAQuE, 2004).....93

Tableau 12 : Critères pour l'attribution d'un score SC qualifiant le degré de confiance à accorder aux valeurs calculées des paramètres HC_x d'après l'état des données écotoxicologiques disponibles dans la littérature.....96

Annexe D2 : Procédure de calcul des VSE pour les hydrocarbures aromatiques non halogénés, les hydrocarbures chlorés, les cyanures et les hydrocarbures pétroliers

1. Introduction

L'interprétation des concentrations en contaminants dans les sols repose sur l'utilisation de valeurs seuil (VS). Les valeurs seuil VS_E sont spécifiques à la protection des écosystèmes et sont utilisées dans les évaluations des risques à l'écosystème, pour s'assurer de l'absence d'un stress significatif pour les récepteurs biologiques.

La VS_E est définie comme la concentration en polluant dans le sol au-delà de laquelle les risques pour les espèces et les processus biologiques du sol sont susceptibles d'être inacceptables.

Les VS_E correspondent à des niveaux de protection des espèces et des processus biologiques qui diffèrent selon le type d'affectation ou d'usage du sol :

Type I, naturel :	protection de 80 % des récepteurs biologiques;
Type II, agricole :	protection de 80 % des récepteurs biologiques;
Type III, résidentiel :	protection de 60 % des récepteurs biologiques;

Plusieurs méthodologies ont été développées pour établir des valeurs seuil ou des concentrations critiques en agents polluants dans les sols. La plupart consiste à estimer la sensibilité des écosystèmes à un agent polluant donné à partir de données d'écotoxicité monospécifiques ou relatives à des processus biologiques du sol (*e.g.*, la respiration microbienne, la minéralisation de l'azote). Ces données, recensées dans la littérature, sont généralement issues d'études ayant permis de définir des relations « concentration – effet » pour différentes espèces présentes dans les écosystèmes terrestres. Pour la plupart, elles proviennent de tests pratiqués en laboratoire sur des échantillons de sol artificiellement enrichis en agents polluants. Ces données sont ensuite extrapolées à l'écosystème.

La procédure retenue par SPAQuE S.A. pour le calcul des VS_E est largement inspirée de l'approche développée par le RIVM[1] (Pays-Bas) pour le calcul des *Serious Risk Concentration for the ecosystem* (SRC_{eco}; RIVM, 1998; Traas, 2001; Verbruggen *et al.*, 2001). Le choix de l'approche néerlandaise se justifie d'une part par l'expérience acquise par le RIVM dans cette matière, et d'autre part, par les possibilités d'intégrer les options prises dans le cadre des travaux d'élaboration du Décret sols wallon, à savoir :

- la distinction entre cinq types d'usage du sol auxquels sont associés huits sols standards (plus un remblai standard) présentant des propriétés distinctes (**Annexe B3**, Partie B : Méthodologie pour l'évaluation des risques à la santé humaine -CWBPV01).

Contrairement aux SRC_{eco} néerlandaises calculées pour un seul sol standard et un seul niveau de risque, les VS_E sont calculées pour trois types d'usage auxquels sont associés des propriétés du sol, des types et des niveaux de risque différents.

La méthodologie utilisée pour établir les VS_E comprend trois étapes :

[1] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Pays-Bas.

- détermination des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol (section 2 de la présente annexe);

- détermination des VS_E pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs (oiseaux, mammifères) (section 3 de la présente annexe);

- détermination des VS_E pour la protection de l'écosystème (section 4 de la présente annexe).

Chacune de ces étapes est décrite dans la suite de ce document.

2. VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol

La Figure 1 présente la démarche générale qui a été utilisée pour générer les valeurs des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. Chaque étape est détaillée dans les sections suivantes.

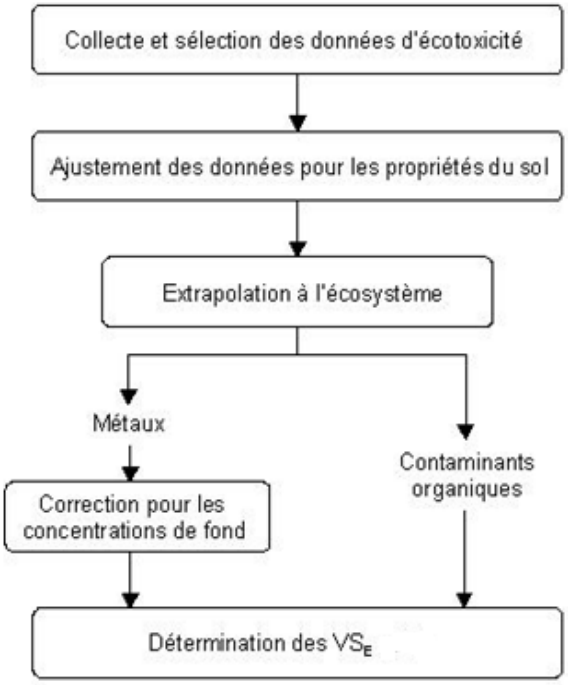

Figure 1 : Démarche d'élaboration des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol.

1.1. Collecte et sélection des données d'écotoxicité

Cette étape consiste en la recherche et la sélection dans la littérature scientifique de données d'écotoxicité relatives au polluant considéré concernant, d'une part, les espèces du sol (plantes et invertébrés) et, d'autre part, les processus biologiques du sol.

1.1.1. Données d'écotoxicité pour les espèces et les processus biologiques du sol

Comme les effets d'un agent polluant sur les espèces et sur les processus biologiques du sol sont très différents, ces deux catégories de données sont traitées séparément pour donner une concentration critique qui servira à déterminer une VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. Ainsi, les données d'écotoxicité recherchées sont les suivantes :

(1) les données relatives à la sensibilité directe des espèces vivant dans le sol (plantes, invertébrés du sol), qui expriment l'effet d'un agent polluant sur une

espèce particulière et sont essentiellement des données d'écotoxicité rapportées pour des tests écotoxicologiques monospécifique, avec une mono-contamination;

(2) les données relatives aux processus biologiques du sol (nitrification, respiration, activité de l'ATPase, de la phosphatase, de l'uréase, etc.), qui traduisent l'effet d'un agent polluant sur les fonctions biologiques du sol.

Les données d'écotoxicité sont essentiellement recherchées dans les sources suivantes :

- travaux du RIVM, en particulier les rapports techniques de Denneman & Van Gestel, 1990; van de Meent *et al.*, 1990; Crommentuijn *et al.*, 1997; Verbruggen *et al.*, 2001;
- mise à jour des données du RIVM, réalisée par le VITO[2] pour les métaux (Goyvaerts & Cornelis, 1997);
- base de données ECOTOX de l'US EPA[3], rassemblant les bases de données AQUIRE, PHYTOTOX et TERRETOX. Actuellement, la base de données ECOTOX ne contient que des données relatives aux effets sur les espèces et non sur les processus biologiques du sol;
- travaux du ORNL[4] (Efroymson *et al.*, 1997a; Efroymson *et al.*, 1997b; Sample *et al.*, 1996);
- travaux de la Danish EPA (Scott-Fordsmand & Pedersen, 1995; Jensen & Folker-Hansen, 1995; Jensen *et al.*, 1997);
- fiches toxicologiques de l'INERIS[5].

Les critères de sélection suivant s'appliquent lors de la recherche des données :

(1) Pour les organismes, il est nécessaire de collecter des données de différents groupes taxonomiques. En effet, le choix de la méthode de détermination des VS_E dépend du nombre de groupes d'espèces pour lesquelles on dispose de données d'écotoxicité. En effet, on peut supposer que des espèces proches du point de vue anatomique et physiologique répondent de façon semblable à la présence d'un polluant. Pour exemple, Crommentuijn *et al.* (1994) et Traas (2001) proposent la classification précisée dans l'encadré 1. Cette classification ne suit pas *stricto sensu* la classification taxonomique.

Encadré 1 – Groupes d'espèces selon Crommentuijn *et al.* (1994) et Traas (2001)

Bactéries	Annélides
Protozoaires	Arachnides
Macrophytes	Insectes
Fungi	Diplopodes
Platyhelmintehes	Chilipodes
Nématodes	Isopodes

[2] Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek.
[3] United States Environmental Protection Agency.
[4] Oak Ridge National Laboratory, USA.
[5] Institut National de l'Environnement industriel et des Risques, France.

(2) Pour les processus biologiques du sol, il convient de disposer de plus d'une donnée par processus.

(3) Les données d'écotoxicité chronique[6] telles que les NOEC (*No Observed Effect Concentration*) et les EC_{10} (*Effect Concentration* 10 %) sont privilégiées par rapport aux données d'écotoxicité aiguë[7] : EC_{50} (*Effect Concentration* 50 %) et LC_{50} (*Lethal Concentration* 50 %).

(4) Lorsque l'on dispose de moins de 4 données d'écotoxicité chronique (NOEC et EC_{10}) pour des groupes d'espèces différents, les données d'écotoxicité aiguë (EC_{50} et LC_{50}) sont recherchées.

(5) Les études dont sont issues les données d'écotoxicité doivent fournir les caractéristiques physico-chimiques du sol pour permettre l'ajustement des données aux trois sols standards. Minimalement pour les métaux : pH, contenu en argile (% A), teneur en matière organique (% M.O.), capacité d'échange cationique (CEC)[8]. Minimalement pour les polluants organiques : pH (particulièrement pour les polluants organiques ionisants) et teneur en matière organique (% M.O.).

1.1.2. Données d'écotoxicité aquatiques

Les données d'écotoxicité chronique et aiguë relatives aux organismes aquatiques d'eau douce et d'eau de mer sont recherchées :

- si le nombre de données d'écotoxicité chronique relatives à des espèces ou des processus du sol, est inférieur à 4;
- si les données d'écotoxicité terrestre ne sont pas disponibles.

Les recherches sont effectuées dans les sources identifiées pour les données d'écotoxicité pour les espèces du sol (section 2.1.1) à l'aide des critères de sélection (1) et (3) (section 2.1.1).

1.1.3. QSAR

Pour les polluants organiques, lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité n'est disponible ou lorsque le nombre de données d'écotoxicité aquatique est inférieur à 4 (chronique ou aiguë), les *Quantitative Structure-Activity Relationships* (QSAR) sont utilisés. Ceux-ci établissent des corrélations entre la toxicité chronique pour les espèces aquatiques d'un polluant particulier et un ou plusieurs paramètres caractérisant ce composé (*e.g.*, le coefficient de partition octanol-eau K_{ow}). Ces relations sont établies pour des composés au mode d'action similaire.

Les QSAR qui sont utilisés sont ceux développés par van Leeuwen *et al.* (1992) pour les contaminants ayant un mode d'action non spécifique (appelé narcose), uniquement lié à leur hydrophobicité, dont le log K_{ow} est compris entre 0 et 5-6 (RIVM, 1998). Le tableau 1 présente les 19 équations proposées pour prédire les effets chroniques

[6] Issues de tests écotoxicologiques réalisés sur une longue période par rapport à la durée de vie des organismes et caractérisant l'effet potentiel à long terme des polluants.
[7] Issues de tests écotoicologiques réalisés sur une courte période par rapport à la durée de vie des organismes et caractérisant l'effet potentiel à court terme des polluants.
[8] Si la CEC n'est pas disponible, elle peut être estimée par la relation empirique suivante (Halen, 1993) : CEC = 1,8 + 1,6 * %M.O. + 0,21 * %A (%M.O. : % matière organique ; %A : % argiles).

(NOEC) de ce type de contaminants sur des espèces représentant différents niveaux trophiques.

Tableau 1 – QSAR proposés par van Leeunwen et al. (1992) pour les contaminants au mode d'action par narcose, non spécifique.

Espèces	QSAR
Bactéries	
Clostridium botulinum	log NOEC = - 0,82*log Kow - 0,29
Bacillus subtilis	log NOEC = - 0,64*log Kow - 2,03
Pseudomonas putida	log NOEC = - 0,64*log Kow - 1,60
Photobacterium phosphorum	log NOEC = - 0,68*log Kow - 1,52
Algues	
Skeletonema costacum	log NOEC = - 0,72*log Kow - 1,42
Scenedesmus subspicatus	log NOEC = - 0,86*log Kow - 1,41
Selenastrum capricornutum	log NOEC = - 1,00*log Kow - 1,71
Champignons	
Saccharomyces cerevisiae	log NOEC = - 0,78*log Kow - 0,35
Protozoaires	
Tetrahymena pyriformis	log NOEC = - 0,80*log Kow - 1,28
Coelentérés	
Hydra oligactis	log NOEC = - 0,86*log Kow - 2,05
Mollusques	
Lymnaea stagnalis	log NOEC = - 0,86*log Kow - 2,08
Arthropodes	
Nitocra spinipes	log NOEC = - 0,78*log Kow - 2,14
Daphnia magna	log NOEC = - 1,04*log Kow - 1,70
Aedes aegypti	log NOEC = - 1,09*log Kow - 1,36
Culex pipiens	log NOEC = - 0,86*log Kow - 1,98
Poissons	
Pimephales promelas / Brachydanio rerio	log NOEC = - 0,87*log Kow - 2,35
Amphibiens	
Ambystoma mexicanum	log NOEC = - 0,88*log Kow - 1,89
Rana temporaria	log NOEC = - 1,09*log Kow - 1,47
Xenopus laevis	log NOEC = - 0,90*log Kow - 1,79

1.1.4. Cas des hydrocarbures pétroliers

Dans le cas précis des fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers, qu'elles soient considérées globalement (mélange des constituants aliphatiques et aromatiques sur base de leur Equivalence Carbone, EC[9]) ou spécifiquement (fractions aliphatiques ou aromatiques exprimées en EC), le manque de données d'écotoxicité propres à ces fractions, et donc l'impossibilité d'appliquer rigoureusement la présente méthodologie, a conduit à évaluer d'autres approches méthodologiques pour obtenir des valeurs réalistes de VS_E.

La section 5 de ce document présente l'approche qui a été utilisée pour déterminer des VS_E pour les hydrocarbures pétroliers.

1.2. Ajustement des données d'écotoxicité pour les propriétés des sols

Selon la nature et les propriétés du sol (le pH, la teneur et le type de matière organique et de minéraux argileux, la CEC, le contenu en oxy-hydroxydes de fer, etc.,) et selon l'organisme considéré, la fraction biodisponible d'un contaminant varie. Cette fraction biodisponible peut être définie comme la fraction d'un contaminant présente dans un sol, qui peut être adsorbée par un organisme vivant, puis, potentiellement, induire un stress voir un effet toxique. Selon les caractéristiques des sols, le contaminant se répartira différemment entre les phases liquide, solide et gazeuse du sol. Cette répartition se fait suivant des réactions physico-chimiques (hydrolyse, complexation, précipitation, adsorption, volatilisation, etc.) de nature différente qui peuvent être réversibles ou non. Selon ces réactions, le contaminant peut devenir non accessible pour les organismes, c'est à dire non biodisponible.

Les données d'écotoxicité issues de la littérature sont obtenues dans des conditions expérimentales généralement très différentes et qui ne correspondent pas nécessairement aux propriétés des sols pour lesquels sont déterminées les VS_E. Ces données sont donc difficilement comparables entre elles du fait des différences de biodisponibilité des contaminants. Ce problème peut être contourné en ajustant les données d'écotoxicité «brutes» pour tenir compte de l'influence des propriétés du sol sur la biodisponibilité des polluants dans le sol.

1.2.1. Cas des métaux

L'ajustement des données d'écotoxicité pour les métaux[10] est réalisé en utilisant l'égalité suivante :

$$data_{aj} = data_{\exp} \times \frac{Kd_{aj}}{Kd_{\exp}}$$

avec :

$data_{aj}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité ajustée aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E;

[9] Le nombre d'équivalent carbone (EC) d'un composé organique donné fournit le nombre d'atomes de carbone d'un n-alcane hypothétique qui aurait le même point d'ébullition et le même temps de rétention dans une colonne chromatographique que celui dudit composé organique.
[10] La justification de la méthode d'ajustement retenue est disponible dans l'encadré 2.

$data_{exp}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité « brute » (résultat expérimental);

Kd_{aj} [L/kg_{sol}] : la valeur estimée du coefficient de distribution correspondant aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E;

Kd_{exp} [L/kg_{sol}] : la valeur estimée du coefficient de distribution correspondant aux conditions expérimentales.

L'estimation du coefficient de distribution (Kd) se fait à partir des propriétés du sol à l'aide d'équations de régression établies via des résultats d'analyse de sols pollués. A partir des valeurs de paramètres, tels que le pH, les teneurs en matière organique et en argile ainsi que la concentration en métal qui caractérisent les conditions expérimentales du test d'écotoxicité, ces équations de régression fournissent une estimation du Kd_{exp}, soit le Kd aux conditions expérimentales. De même, à partir des valeurs des paramètres qui caractérisent le sol pour lequel on recherche les valeurs de VS_E, les équations fournissent une estimation du Kd_{aj}, soit le Kd ajusté aux conditions du sol pour lequel on recherche les valeurs de VS_E. Les procédures permettant d'établir ces Kd sont précisées dans l'annexe C 3.1 de la Partie C : Méthodologie pour l'évaluation des risques à l'eau souterraine.

Lors de l'utilisation des équations de régression, il est vérifié que les valeurs des inputs (pH, % A, % M.O., CEC, etc.) sont comprises dans la gamme de validité de ces équations (annexe C 3.1 de la Partie C : Méthodologie pour l'évaluation des risques à l'eau souterraine). Dans le cas contraire, les données corrigées sur base de Kd estimés devront être considérées avec circonspection et seront au besoin écartées.

Encadré 2 – Quelle méthode d'ajustement utiliser pour les données d'écotoxicité relatives aux métaux ?

Plusieurs approches d'ajustement des données d'écotoxicité pour les métaux ont été évaluées pour répondre aux besoins des VS_E.

L'approche néerlandaise d'ajustement des données relatives aux métaux fait appel à des relations empiriques obtenues par analyse des corrélations entre les concentrations de fond en métaux et les teneurs en matière organique et en argile dans les sols (Edelman, 1984, cité par Traas, 2001). Cette approche n'a pas été retenue. En effet, cette méthode se base sur des relations établies à partir de données concernant des sols non-pollués, ce qui pose la question de son bien fondé dans le cas des sols utilisés lors des tests d'écotoxicité, qui sont généralement artificiellement enrichis à des concentrations dépassant largement les concentrations de fond. D'autre part, les seuls paramètres pris en compte dans les formules de correction sont les teneurs en matière organique et en argile. Or ces paramètres sont insuffisants pour rendre compte de la disponibilité des métaux présents dans les sols. Le pH notamment est un paramètre majeur non considéré. Divers travaux du RIVM concernant des essais de validation des seuils écotoxicologiques considérés aux Pays-Bas soulignent l'importance d'améliorer les formules d'ajustement des données utilisées actuellement pour mieux prendre en compte la biodisponibilité des métaux, que ce soit en faisant intervenir le pH (Posthuma *et al.*, 1998) ou un Kd estimé à partir des propriétés du sol (van den Hoop, 1995). Cependant, même dans les travaux récents de mise à jour de l'approche néerlandaise (Traas, 2001), aucune alternative n'est proposée.

Ainsi, deux autres approches d'ajustement des données d'écotoxicité « brutes » ont été évaluées afin de tenir compte de l'influence des propriétés du sol sur la biodisponibilité des métaux pour déterminer les valeurs de VS_E :

(1) ajustement des données d'écotoxicité en utilisant le coefficient de distribution (Kd) du métal entre les phases solide et liquide ;

(2) ajustement des données d'écotoxicité en utilisant la fraction de métal extractible par une solution de chlorure de calcium $CaCl_2$ diluée.

Dans les deux cas, l'ajustement repose sur des relations empiriques entre les propriétés du sol (pH, teneurs en matière organique et argile, etc.) et le Kd ou la fraction extractible par une solution diluée de $CaCl_2$. Cette approche repose sur l'hypothèse que les propriétés du sol influencent les niveaux de réponse des organismes comme elles influencent le Kd ou la fraction extractible par $CaCl_2$. Il ressort de ces comparaisons (document SPAQuE S.A. non publié), une efficacité supérieure de la formule d'ajustement basée sur le coefficient de distribution du métal entre les phases solide et liquide (Kd). C'est donc cette méthode qui a été retenue pour ajuster les données d'écotoxicité pour la détermination des VS_E.

1.2.2. Cas des polluants organiques

L'approche néerlandaise a été utilisée pour l'ajustement des données d'écotoxicité relatives aux polluants organiques. Cette méthode est basée sur les teneurs en matière organique des sols expérimentaux et standards et utilise l'égalité suivante :

$$data_{aj} = data_{\exp} \times \frac{MO_{aj}}{MO_{\exp}}$$

avec :

$data_{aj}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité ajustée aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E;

$data_{exp}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité (résultat expérimental);

MO_{aj} [%] : la teneur en matière organique dans le sol standard pour lequel se fait le calcul de VS_E;

MO_{exp} [%] : la teneur en matière organique dans le sol utilisé lors de la mesure expérimentale.

Cette formule d'ajustement est similaire à celle proposée pour les métaux. En effet, le coefficient de distribution (Kp[11]) des polluants organiques entre les phases solide et liquide est fonction de l'affinité du polluant pour la matière organique (hydrophobicité plus ou moins marquée, mesurée par le coefficient de partition carbone organique-eau K_{oc}), de la fraction de carbone organique présent dans le sol (f_{oc}) et de la fraction dissociée du polluant au pH du sol dans le cas des polluants organiques ionisants :

$$Kp = K_{oc} \times f_{oc} \times fnd$$

avec :

Kp [L/kg_{sol}] : coefficient de partition entre les phases solide et liquide;

K_{oc} [$L/kg_{carbone}$] : coefficient de partition carbone organique-eau;

f_{oc} [-] : fraction de carbone organique dans le sol;

fnd [-] : fraction non-dissociée qui prend la valeur de « 1 » pour les composés non-ionisants et la valeur de « $1 / (1+10^{(pH-pKa)})$ » dans le cas des composés ionisants.

Le rapport Kp_{aj}/Kp_{exp} est donc équivalent au rapport des teneurs en matière organique, qu'elles soient exprimées sous forme de f_{oc} ou de % M.O[12].

[11] Par convention, le coefficient de distribution entre les phases solide et liquide est symbolisé par Kd dans le cas des métaux et Kp dans le cas des polluants organiques.
[12] Pour la conversion entre ces valeurs, on considère que la matière organique est constituée de 58% de C. Se référer au Compendium wallon des méthodes d'échantillonnage et d'analyse (CWEA) pour la méthodologie analytique en vigueur en Région wallonne.

1.3. VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol

Pour estimer les VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol, il est nécessaire d'utiliser des méthodes d'extrapolation des données d'écotoxicité à l'écosystème. Trois méthodes d'extrapolation ont été retenues : l'extrapolation statistique, l'extrapolation par application de facteurs et la théorie de la partition à l'équilibre. Ces méthodes sont présentées à la section 2.3.1.

Afin d'harmoniser la procédure utilisée entre les différents polluants, les données d'écotoxicité sont transformées selon les règles présentées à la section 2.3.2, avant l'application des méthodes d'extrapolation. Le choix de la méthode d'extrapolation à appliquer pour déterminer les VS_E dépend du nombre et du type de données d'écotoxicité disponibles tel que précisées à la section 2.3.3.

1.3.1. Présentation des méthodes d'extrapolation utilisées

2.1.1.1. Extrapolation statistique

La méthode d'extrapolation statistique retenue (Denneman et Van Gestel, 1990; van de Meent *et al.*, 1990; Aldenberg & Slob, 1993) repose sur le principe suivant : en utilisant au minimum 4 données d'écotoxicité chronique qui concernent des groupes d'espèces différents (au sens précisé au point 2.1.1) ou des processus biologiques du sol différents, il est possible de prédire, pour une concentration, la proportion des espèces normalement présentes dans le sol qui ne sera pas affectée par un polluant donné.

Le traitement statistique des données repose donc sur l'hypothèse que les espèces analysées représentent un échantillon sans biais des populations d'organismes susceptibles d'être présentes dans n'importe quel écosystème terrestre. Ce traitement statistique utilise le modèle de Aldenberg et Slob (1993) supposant une distribution log-logistique des données d'écotoxicité (et non celui de Aldenberg et Jaworska (2000) supposant une distribution log-normale, actuellement utilisé aux Pays-Bas[13]).

Le pourcentage (p) des espèces non protégées à une concentration donnée (Cs) est ainsi calculé au moyen de la relation suivante (Aldenberg et Slob, 1993; Aldenberg, 1993) :

$$p(Cs) = \frac{100}{1 + e^{\left(\frac{\alpha - \log Cs}{\beta}\right)}}$$

avec :

α = la moyenne des valeurs de log NOEC;

$$\beta = \frac{\sigma\sqrt{3}}{\pi} \quad ;$$

σ = la déviation standard des log NOEC.

[13] Les différences entre ces deux distributions sont marginales (Verbruggen *et al.*, 2001). De plus, pour des échantillons de petite taille, ce qui est généralement le cas dans la problématique qui nous occupe, il n'y a pas de justification statistique ou théorique au choix d'une distribution normale plutôt que logistique (Traas, 2001).

De façon pratique, l'équation ci-dessus a été transposée dans le programme ETX 1.3, développé par Aldenberg (1993). Ce programme fournit à partir des données NOEC et avec un intervalle de confiance de 50 % :

- les concentrations dans le sol correspondant à des niveaux fixés de protection des espèces ou des processus biologiques du sol. Ces concentrations sont notées HCx[14] où x est le pourcentage d'espèces non protégées;

- les niveaux de protection des espèces ou des processus biologiques du sol attendus pour des concentrations en polluant dans le sol définies par l'utilisateur.

L'avantage du programme ETX 1.3 est de pouvoir adapter le niveau de protection des espèces et des processus biologiques au type d'usage du sol, ainsi qu'en fonction de la finalité du seuil de concentration calculé. Les détails sur la mise en œuvre de la méthode pour le calcul de VS_E sont exposés au point 2.3.2. et 2.3.3.

2.1.1.2. Extrapolation par application de facteurs

La méthode d'extrapolation par application de facteurs consiste à appliquer un facteur de sécurité aux données d'écotoxicité disponibles[15]. Ce facteur est appliqué soit à la moyenne géométrique des données, soit à la valeur la plus faible, selon le nombre et le type de données disponibles. La valeur du facteur dépend du nombre et du type de données (écotoxicité aiguë ou chronique).

Cette méthode est basée sur l'hypothèse qu'il y a une différence constante et identique entre toxicité aiguë et chronique et entre la sensibilité d'une espèce (laboratoire) et celle de l'écosystème. On peut donc faire l'extrapolation d'une donnée de toxicité aiguë (EC, LC) à une donnée de toxicité chronique (NOEC) et de la plus faible valeur de toxicité chronique (NOEC) à la situation de terrain en appliquant un même facteur pour chaque extrapolation.

Encadré 3 – Extrapolation par application de facteurs aux Pays-Bas

Aux Pays-Bas, la méthode a été simplifiée pour la détermination des *Serious Risk Concentration for the ecosystem* SRC_{eco} (Traas, 2001). Elle consiste à diviser par un facteur 10 (*acute-to-chronic ratio* ou ACR) la moyenne géométrique des données d'écotoxicité aiguë de type EC_{50} et LC_{50}. C'est cette méthode simplifiée qui a été adaptée pour déterminer les VS_E en tenant compte de niveaux de protection des espèces et des processus biologiques différents selon le type d'affectation du sol (section 2.3.3.3).

2.1.1.3. Théorie de la partition à l'équilibre

Lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité relative à des espèces ou des processus biologiques du sol n'est disponible, la procédure prévoit le recours à la théorie de la partition à l'équilibre qui consiste à estimer les concentrations critiques dans le sol à partir de données d'écotoxicité relatives à des organismes aquatiques.

Cette méthode se fonde sur les hypothèses suivantes :

(1) la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité sont étroitement associées aux

[14] Hazardous concentration.
[15] Méthode utilisée, aux Pays-Bas, pour déterminer les *Maximum Permissible Concentrations* (MPC) : concentrations correspondant à un objectif de protection de 95 % des espèces et des processus du sol. Aux Pays-Bas, les MPC sont divisés par 100 pour donner les *Negligible Concentrations* (NC) à partir desquelles sont dérivées les *Target Values*.

concentrations en polluants dans l'eau porale;

(2) la sensibilité des organismes aquatiques est comparable à celle des organismes terrestres;

(3) un équilibre existe entre les concentrations en polluant adsorbé sur la phase solide et présent en solution, et ces concentrations sont reliées par un coefficient de partition.

Les concentrations critiques établies pour l'eau à partir de données d'écotoxicité aquatique sont multipliées par le coefficient de partition du polluant entre les phases solide et liquide (c*f* sections 2.2 et 2.3.3).

1.3.2. Traitement des données avant extrapolation

Avant extrapolation à l'écosystème, les données d'écotoxicité doivent être transformées. La liste ci-dessous précise les règles à suivre pour ce faire :

(1) Les données d'écotoxicité relatives à une même espèce (plantes ou invertébrés du sol), à un même paramètre d'effet et à une même durée d'exposition sont regroupées en calculant la moyenne géométrique, de sorte que pour une espèce, un paramètre d'effet et une durée d'exposition, une seule valeur intervient lors de l'extrapolation des données à l'écosystème.

(2) Lorsque l'on dispose, pour une même espèce, de données équivalentes (soit des NOEC ou EC_{10}, soit des EC_{50} ou des LC_{50}) concernant plusieurs paramètres d'effet (reproduction, croissance, etc.), la valeur correspondant au paramètre d'effet le plus sensible est retenu, c'est à dire donnant la valeur la plus faible.

(3) Les données relatives à un même processus biologique du sol sont regroupées en calculant la moyenne géométrique, de sorte que pour un processus biologique donné, seule une valeur intervient lors de l'extrapolation statistique (cf encadré 4).

Encadré 4 – Regroupement des données relatives aux processus biologiques et méthode néerlandaise.

Dans les dernières modifications (Crommentuijn *et al.*, 1997; Verbruggen *et al.*, 2001), la méthode néerlandaise ne procède au regroupement des données relatives à un même processus biologique du sol que lorsqu'elles ont été obtenues dans un même sol. La justification en est que les NOEC relatives à un même processus mais obtenues dans des sols différents sont très probablement des NOEC relatives à des populations différentes de bactéries et/ou de microorganismes. Dans la pratique cependant, l'absence de regroupement des données par processus conduit pour certains polluants à accorder un poids excessif à certains processus par rapport à d'autres. C'est ce qui explique que cette règle n'a pas été retenue ici.

1.3.3. Détermination des VS_E pour les espèces et les processus biologiques du sol

Les méthodes d'extrapolation des données d'écotoxicité présentées à la section 2.3.1 sont utilisées pour estimer les valeurs VS_E. Tel que précisé en introduction, ces seuils de concentration diffèrent par le niveau de protection des espèces et processus biologiques qu'ils sont censés assurer. Selon le nombre et le type de données d'écotoxicité disponibles, différentes règles sont appliquées pour déterminer les valeurs des VS_E.

2.1.1.4. Règle 1 – Traiter les données « espèces du sol » et « processus biologiques du sol » séparément

Les données d'écotoxicité relatives aux espèces du sol et les données d'écotoxicité relatives aux processus biologiques du sol sont traitées séparément afin de fournir deux valeurs distinctes de concentration critique.

2.1.1.5. Règle 2 – Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} \geq 4$

Si **le nombre de données d'écotoxicité chronique** (de type NOEC) relatives à des espèces ou à des processus biologiques du sol **est supérieur à 4**, le calcul des concentrations critiques dans le sol porte uniquement sur ces données. Les VS_E sont déterminées en utilisant la méthode d'extrapolation statistique à l'aide du modèle ETX 1.3 d'Aldenberg et Slob (1993). Cette méthode est appliquée aux données d'écotoxicité ajustées (section 2.2) aux propriétés des trois sols standards. Les valeurs de HC20, HC40 et HC50 calculées à l'aide du modèle ETX 1.3 donnent les valeurs de VS_E tel que précisé dans le tableau 2.

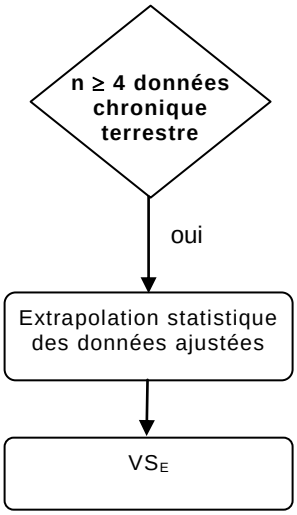

Figure 2 : Étape 1 : Le nombre de données chronique terrestre est-il supérieur à 4 ?

Tableau 2 – Valeurs des VS_E pour les espèces et les processus du sol selon les types d'usages.

	Type d'usage I	Types d'usage II, III
HC20	VS_E type I	VS_E type II
HC40	-	VS_E type III

2.1.1.6. Règle 3 - Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} < 4$

Lorsque **le nombre de données d'écotoxicité chronique** (de type NOEC) relatives à des espèces ou à des processus biologiques du sol **est inférieur à 4**, les données d'écotoxicité terrestre disponibles (chronique et aiguë) et les données d'écotoxicité aquatique sont traitées, séparément, pour donner deux valeurs de concentration critique. Les plus faibles valeurs sont retenues comme valeurs de VS_E.

- Données d'écotoxicité terrestre

Les données d'écotoxicité chronique et aiguë sont traitées séparément pour donner deux concentrations critiques. La concentration retenue est la plus faible.

Lorsque $n \geq 4$ données relatives à des groupes d'espèces du sol ou à des processus biologiques différents, l'extrapolation statistique à l'aide du modèle ETX 1.3 est utilisée. Dans ce cas, puisqu'il s'agit de données d'écotoxicité aiguë, les valeurs de HC20, HC40 et HC50 obtenues sont divisées par un facteur 10.

Lorsque $n < 4$ données relatives à des groupes d'espèces du sol ou à des processus biologiques différents, l'extrapolation par application de facteurs est utilisée. Les facteurs (tableau 3) sont appliqués à la moyenne géométrique des données d'écotoxicité ajustées pour les propriétés du sol et dépendent de l'objectif de protection et du type de donnée (toxicité chronique ou aiguë).

Tableau 3 – Extrapolation par application de facteurs en fonction du niveau de protection souhaité.

Niveau de protection	NOEC et EC_{10}	$L(E)C_{50}$
80%	Moyenne géom./3	Moyenne géom./30
60%	Moyenne géom./1,5	Moyenne géom./15
50%	Moyenne géom.	Moyenne géom./10

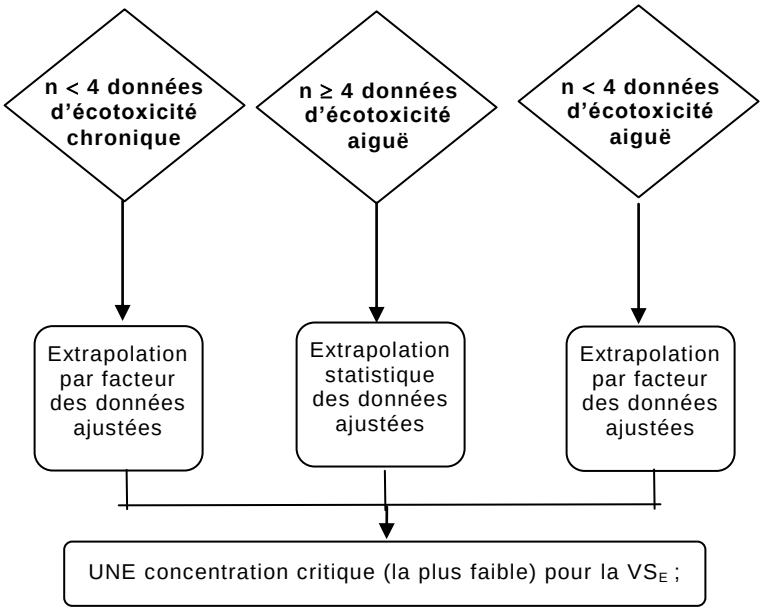

Figure 3 : Étape 2 : Comment traiter les données lorsque le nombre de données chronique terrestre est supérieur à 4 ?

- Données d'écotoxicité aquatique

Les données d'écotoxicité aquatique considérées sont :

- des données d'écotoxicité chronique seules s'il existe plus de 4 données de d'écotoxicité chronique relatives à des groupes taxonomiques différents;

- ou des données d'écotoxicité chronique et aiguë dans le cas contraire.

Pour les données aquatiques, la théorie de la partition à l'équilibre est appliquée : les résultats sont multipliés par les coefficients de partition du polluant entre les phases solide et liquide calculés pour les trois sols standards, en respectant les associations entre sols standards et objectifs de protection. Une concentration critique est déterminée pour chaque catégorie : chronique et aiguë. La concentration retenue est la plus faible des deux.

2.1.1.7. Règle 4 – Utilisation des QSAR

Dans le cas des polluants organiques, lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité n'est disponible ou lorsque ces données sont peu nombreuses, on a recours aux *Quantitative Structure Activity Relationships* (QSAR).

Pour chaque polluant, la comparaison des valeurs obtenues par les QSAR aux quelques valeurs de NOEC expérimentales disponibles permet de confirmer/infirmer le mode d'action de type narcotique (*i.e.*, non spécifique) justifiant l'utilisation de ces QSAR. En l'absence totale de données expérimentales, le mode d'action narcotique peut être supposé comme « action toxique minimale ».

Les valeurs obtenues par extrapolation des NOEC estimées à l'aide des QSAR sont divisées par un facteur 10 pour donner les VS_E.

1.4. Correction pour les concentrations de fond dans le cas des métaux

Pour les métaux, les concentrations critiques obtenues ont été majorées avec la fraction supposée biologiquement inactive (φ) des concentrations de fond (Cb) en utilisant l'égalité suivante (Peijnenburg *et al.*, 1996) :

$$VS_E = CC + (1-\varphi)Cb$$

avec :

CC [mg/kg_{sol}] : concentration critique pour une protection de 80, 60 ou 50 % des espèces ou processus biologiques;

φ : fraction biologiquement active ou biodisponible des concentrations de fond, déterminée sur base des données de la littérature;

Cb [mg/kg_{sol}] : concentration de fond, fixée au percentile-90 des teneurs en métaux mesurées en surface dans les sols wallons, ce qui correspond, pour les métaux lourds, aux valeurs de référence du « Décret sols ».

Encadré 5 – Correction pour les concentrations de fond pour les métaux ?

Pour les métaux, il est possible de corriger les concentrations critiques obtenues en ajoutant les concentrations de fond dans les sols. Cette correction se justifie par le fait que les relations expérimentales de base « concentrations – effet » utilisées correspondent en fait à des relations « concentrations ajoutées – effet », qui ne sont en principe pas directement assimilables aux relations « concentration totale dans le sol – effet » recherchées. L'écart tient dans le fait que les concentrations de fond du sol se révèlent en général essentiellement non biodisponibles (conséquence de l'*ageing effect*), alors que les concentrations ajoutées seraient en majorité biodisponibles.

3. VS_E pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs

Les risques pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont considérés pour les polluants susceptibles de bioaccumulation/bioamplification, dans les cas d'usages sensibles, c'est-à-dire pour les sols appartenant aux types d'usages I (naturel) et II (agricole).

Dans le cas de l'usage de type naturel (I), c'est le risque d'empoisonnement secondaire des oiseaux et des mammifères qui est considéré. Dans le cas de l'usage de type agricole (II), c'est le risque d'empoisonnement secondaire des herbivores pâturant.

Ces types de risques sont considérés pour tous les métaux. Dans le cas des polluants organiques par contre, ils ne sont pris en compte que pour les substances dont le poids moléculaire est inférieur à 600 et la valeur de log K_{ow} supérieure à 3 (RIVM, 1998).

1.5. Détermination des VSE

1.5.1. Oiseaux et mammifères

La prise en compte des risques d'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et mammifères s'effectue selon la méthode de Romijn *et al.* (1991, 1994), qui considère une chaîne trophique simplifiée : sol → vers de terre → oiseaux & mammifères consommant des vers de terre.

Cette méthode consiste à calculer un *Maximum Acceptable Risk Level* (MAR), soit une concentration maximale admissible en polluant dans le sol (mg/kg) à l'aide de l'égalité suivante :

$$MAR = NOEC_{oiseaux,\ mammifères} / BCF_{vers}$$

avec :

MAR : concentration maximale admissible en polluant dans le sol, mg/kg;

NOEC [mg/kg] : *No Observed Effect Concentration*;

BCF_{vers} [-] : facteur de bioconcentration sol-vers.

L'application de cette méthode implique de disposer de données de type NOEC pour des oiseaux et des mammifères, données exprimées en mg de polluant/kg d'aliment.

Les valeurs de BCF_{vers} sont disponibles dans la littérature, notamment dans US EPA (2000), Romijn *et al.* (1991), van de Plassche (1994). Si possible, ces données doivent être accompagnées des propriétés du sol dans lequel elles ont été mesurées. L'ajustement des valeurs de BCF aux propriétés du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E pourra s'effectuer à partir de régressions établies entre les valeurs de BCF et les propriétés du sol, pour autant que le nombre de données disponibles le permette ou si ce type de relation est disponible dans la littérature. Le plus souvent, cependant, l'ajustement aux propriétés du sol ne sera pas faisable.

Etant donné la vulnérabilité différente des oiseaux et des mammifères vis-à-vis de certains polluants, il convient de traiter les données d'écotoxicité séparément pour ces deux groupes d'espèces. Notons qu'il peut s'avérer nécessaire de considérer globalement les données des deux groupes d'espèces (oiseaux + mammifères) si la

valeur de MAR obtenue par le calcul utilisant la valeur la plus faible conduit à un résultat nettement inférieur à la valeur bruit de fond communément admise.

Si les données d'écotoxicité sont en nombre suffisant ($n \geq 4$), l'extrapolation statistique par la méthode d'Aldenberg & Slob (1993) est utilisée pour déterminer la $NOEC_{oiseaux}$ ou la $NOEC_{mammifères}$. Dans le cas contraire ($n < 4$), il convient d'utiliser la méthode par application de facteurs telle que décrite pour les espèces du sol et les processus biologiques du sol (section 2.3.3.3). La valeur retenue est celle qui assure un taux de protection de 80 % des espèces. La concentration critique finale retenue est la plus faible des deux valeurs obtenues pour les oiseaux et pour les mammifères.

Pour les métaux, les MAR obtenues sont corrigées tel que décrit à la section 2.4 pour tenir compte de la fraction biologiquement inactive ou non biodisponible des concentrations de fond lorsque les facteurs de bioconcentration sol-vers sont déterminés avec des échantillons de sol artificiellement contaminés en laboratoire.

1.5.2. Herbivores pâturant

Afin d'assurer la protection des herbivores communément rencontrés dans les pâturages wallons, une concentration critique en polluants dans les sols est déterminée par l'utilisation d'une procédure dérivée de la méthode proposée par le CCME (1996). Cette concentration critique permet de prendre en considération les risques d'empoisonnement secondaire pour les herbivores pâturant.

L'application de cette méthode implique la recherche de données de type NOEC pour des herbivores pâturant, données exprimées en mg de polluant/kg d'aliment. Les données relatives à l'espèce la plus sensible sont retenues pour le calcul. Pour les métaux, des données de ce type sont notamment reprises dans un ouvrage publié par la *National Academy of Sciences* américaine (National Academy of Sciences, 1980).

Les sections suivantes présentent l'ensemble des doses qu'il convient de déterminer pour estimer la concentration en polluant dans le sol associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion T_{DMJP}, c'est-à-dire, la VS_E pour les herbivores pâturant.

3.1.1.1. Dose Maximale Journalière Tolérable, DMJT (mg/j)

En premier lieu, il convient de déterminer la Dose Maximale Journalière Tolérable (DMJT). Deux cas de figure :

- (1) Si des données d'écotoxicité sous forme de concentration maximale dans la diète sont disponibles :

$$DMJT\ (mg/j) = CM_{diète} * QMSJ$$

avec :

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j;

$CM_{diète}$: concentration maximale de polluant dans la diète en mg/kg m.s;

QMSJ : quantité totale de matière sèche ingérée par jour, kg m.s./j, estimée par :

QMSJ = 0,0687 * P 0,822 pour un mammifère;

QMSJ = 0,0582 * P 0,651 pour un oiseau;

où P: Poids corporel de l'animal (kg m.c.).

- (2) Si des données d'écotoxicité sous forme de NOAEL sont disponibles :

$$DMJT\ (mg/j) = NOAEL * P$$

avec :

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j;

NOAEL : *No observable adverse effect level*, en mg/kg m.c. j

P : poids corporel de l'animal en kg.

3.1.1.2. Dose Maximale Journalière assimilable par Ingestion, DMJP (mg/j)

La Dose Maximale Journalière Assimilable par ingestion (DMJP) correspond à la consommation de plantes et l'ingestion directe de sol. Elle est déterminée en considérant que la consommation d'eau, l'absorption par la peau et l'inhalation représentent 25 % de l'exposition totale. La DMJP se détermine avec l'égalité suivante :

$$DMJP\ (mg/j) = 0,75 * DMJT$$

avec :

DMJ : dose maximale journalière assimilable par ingestion, mg/j;

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j.

3.1.1.3. Dose Journalière assimilable par ingestion de particules de Sol, DJS (mg/j)

L'estimation de la dose journalière de polluant assimilée par ingestion directe de particules de sol se fait à l'aide de l'égalité suivante :

$$DJS = T * QSJ$$

avec :

DJS : dose journalière assimilable par ingestion de particules de sol, mg/j;

T : teneur en polluant dans le sol, mg/kg;

QSJ : quantité de sol ingérée par jour [kg m.s./j], estimée par :

QSJ = 0,083 * QMSJ pour les espèces domestiques;

QSJ = 0,077 * QMSJ pour les espèces sauvages;

où QMSJ (quantité totale de matière sèche ingérée par jour, kg m.s./j) est estimée selon les relations données.

3.1.1.4. Dose journalière assimilable par ingestion de plantes, DPJ (mg/j)

L'estimation de la dose journalière de polluant assimilée par ingestion de plantes se fait à l'aide de l'égalité suivante :

$$DPJ = T * BCF_{sol\text{-}plantes} * QPJ$$

avec :

DPJ : dose journalière assimilable par ingestion de plantes, mg/j;

T : teneur en polluant dans le sol, mg/kg;

$BCF_{sol\text{-}plantes}$: facteur de bioconcentration sol-plante du polluant;

QPJ (kg m.s./j) : quantité de plante ingérée par jour, estimée par : QPJ = QMSJ – QSJ

3.1.1.5. VS_E : Concentration dans le sol associée à la DMJP (mg/kg m.s.)

Finalement, la concentration en polluant dans le sol théoriquement associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion (T_{DMJP}, mg/kg), c'est-à-dire la VS_E pour les herbivores pâturant, est établie à partir de l'équation suivante :

$$VS_E = T_{DMJP} = \frac{DMJP}{QSJ + (BCF \; x \; QPJ)}$$

avec :

$VS_E = T_{DMJP}$: concentration en polluant dans le sol théoriquement associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion, exprimée en mg/kg m.s. ;

DMJP : dose maximale journalière assimilable par ingestion, mg/kg;

QSJ : quantité de sol ingérée par jour, kg m.s./j;

$BCF_{sol\text{-}plantes}$: facteur de bioconcentration sol-plante du polluant;

QPJ : quantité de plante ingérée quotidiennement, kg m.s./j.

La concentration critique obtenue n'est pas corrigée pour les concentrations de fond étant donné l'exposition aux polluants par ingestion de particules de sol.

4. VS_E pour la protection de l'écosystème

La procédure générale décrite dans les paragraphes qui précèdent aboutit au calcul de concentrations critiques en polluant dans le sol pour deux niveaux de risque (VS_E) pour les espèces du sol (faune, flore), les processus biologiques du sol et l'empoisonnement secondaire des organismes des niveaux trophiques supérieurs.

Ces concentrations critiques permettent de déduire les valeurs de VS_E pour la protection de l'écosystème.

1.6. Détermination des VS_E

1.6.1. Usages de types I et II

Dans le cas des usages de types I (naturel) et II (agricole), la valeur seuil VS_E tient compte des risques pour les espèces du sol (faune, flore), les processus biologiques du sol et les niveaux trophiques supérieurs.

C'est la plus faible des concentrations critiques calculées qui est retenue comme valeur de VS_E pour l'écosystème.

Il faut toutefois noter que des valeurs très faibles, largement inférieures au bruit de fond, sont souvent obtenues pour la concentration critique fondée sur la limitation des risques d'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et mammifères, dans le cas des usages de type I. Étant donné les incertitudes liées à la méthode d'évaluation de ce type de risque, il sera préférable dans ces cas de ne pas tenir compte de ces valeurs dans le calcul de VS_E.

1.6.2. Usages de types III

Dans le cas des usages de type III (résidentiel) la VS_E tient compte des risques pour les espèces du sol (faune et flore) et les processus biologiques du sol. Des deux concentrations critiques estimées pour le calcul de VS_E et associées à ces deux types de risque, la plus faible est retenue comme valeur de VS_E.

5. Contaminants particuliers

1.7. Hydrocarbures pétroliers

Dans le cas précis des fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers, qu'elles soient considérées globalement (mélange des constituants aliphatiques et aromatiques sur base de leur Equivalence Carbone, EC) ou spécifiquement (fractions aliphatiques ou aromatiques exprimées en EC), le manque de données d'écotoxicité propres à ces fractions ne permet pas d'appliquer rigoureusement la méthodologie présentée dans ce document.

Les VS_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers ont été déterminées en adaptant au contexte wallon les standards pancanadiens pour les hydrocarbures pétroliers développés par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2008 ; Encadré 4). Les VS_E ont été extrapolées sur la base

d'un sol à texture fine, en conservant l'optique « *worst case* », à l'ensemble des calculs à partir de ces standards pancanadiens en considérant :

- que les standards pancanadiens ne sont pas exprimés en fonction de sols standardisés;
- que les sols wallons sont comparables aux sols canadiens à texture fine.

Tableau 4 – VS_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers, exprimées en mg/kg m.s.

		Type I	Type II	Type III
EC $_{5-8}$	VS_E	105	105	105
EC $_{8-10}$	VS_E	105	105	105
EC $_{10-12}$	VS_E	75	75	75
EC $_{12-16}$	VS_E	75	75	75
EC $_{16-21}$	VS_E	650	650	650
EC $_{21-35}$	VS_E	650	650	650

1.8. Cyanures libres

Le calcul des VS_E pour les cyanures libres basé sur la procédure décrite précédemment donne des valeurs extrêmement faibles, non compatibles, à la fois avec la valeur bruit de fond naturelle des cyanures libres communément admise de 1 mg/kg_{sol} (Köster, 2001; Irwin, 1997) et la limite de quantification de la méthode analytique proposée dans le Compendium des analyses de l'ISSeP (CWEA). Cette particularité est certainement à mettre en relation avec le fait que seules des données d'écotoxicité aquatiques étaient disponibles pour ces calculs et qu'elles ont été transposées au sol moyennant le recours à un coefficient de partition Kd conventionnellement fixé à 0,1 l/kg.

Compte tenu de la très large incertitude de ces calculs et du caractère non réaliste de l'utilisation d'une telle VS_E, il a été décidé d'aligner les VS_E sur des critères de qualité écologique convenus dans d'autres législations.

Le seuil de 1 mg/kg m.s. pour les cyanures libres a été adopté au Pays-Bas comme SRC_{eco}. Cette valeur est reprise comme VS_E. Elle équivaut également à la valeur des teneurs en cyanures libres dans un sol naturel mais aussi à la valeur de la limite de quantification analytique.

Tableau 5 – VS_E pour les cyanures libres en mg/kg m.s.

		Type I	Type II	Type III
Cyanures libres (mg/kg m.s.)	VS_E	1	1	1

Encadré 5 – Les standards pancanadiens du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (2008).

Plusieurs approches méthodologiques ont été envisagées pour déterminer les VS_E pour les hydrocarbures pétroliers : la méthode d'évaluation axée sur les QSAR ainsi que la comparaison à d'autres systèmes normatifs. La SPAQuE S.A. a établi des valeurs à

partir de QSAR mais ces données n'ont pas été validées par des mesures expérimentales. C'est la méthode utilisée pour déterminer les standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les sols, élaborés par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 2008), qui a été retenue pour déterminer les VS_E, avec quelques adaptations.

Les standards pancanadiens sont disponibles pour quatre grandes fractions physico-chimiques d'hydrocarbures pétroliers, définies selon le nombre équivalent carbone (tableau ci-dessous). Ces fractions ont été établies à partir des sous-fractions définies par le *Total petroleum hydrocarbon criteria working group* (TPHCWG, 1997), regroupement de chercheurs universitaires, industriels et gouvernementaux américains dont le mandat était de développer une approche permettant de gérer les sites contaminés par les hydrocarbures pétroliers. Les standards pancanadiens présentent l'avantage d'être issus de données expérimentales (non utilisables directement pour l'application de notre méthodologie) et calculées à partir d'une méthode axée sur le poids de la preuve pour décider de la valeur des différentes sources de données.

Les standards pancanadiens ont été définis pour 2 catégories d'usages (agricole/résidentiel et commercial/industriel) et deux types de sols (à texture fine et à texture grossière) tel que présentés dans le tableau ci-dessous.

Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les sols, en mg/kg m.s.

Fraction	Atomes de carbone	Agricole/ résidentiel	Commercial/ industriel	Agricole/ résidentiel	Commercial/ industriel
		Sols à texture fine		Sols à texture grossière	
Fraction 1	C6 à C10	210	320	210	320
Fraction 2	>C10 à C16	150	260	150	260
Fraction 3	>C16 à C34	1300	2500	300	1700
Fraction 4	>C34	5600	6600	2800	3300

6. Exemples d'application de la procédure de calcul des VS_E à un polluant

1.9. Phénol

Seule une donnée d'écotoxicité chronique est disponible pour les espèces terrestres. Par conséquent, les données d'écotoxicité terrestre chronique et aiguë sont traitées parallèlement, et les résultats obtenus sont comparés aux résultats du traitement des données d'écotoxicité aquatique.

1.9.1. Risques pour les espèces/processus terrestres

Les données d'écotoxicité terrestre disponibles sont les suivantes : une NOEC relative à un groupe taxonomique (macrophytes) et quatre L(E)C50 relatives à deux groupes taxonomiques (macrophytes et annélides). Ces données sont en nombre insuffisant pour permettre une extrapolation statistique. L'estimation des concentrations critiques se fait donc par application de facteurs (tableau 3).

Données d'écotoxicité chronique

Les facteurs sont appliqués aux NOEC, ajustées à l'aide du coefficient de partition entre les phases solide et liquide (Kp) comme mentionné au point 2.2.2 de l'annexe 2.

Données d'écotoxicité aiguë

Les facteurs sont appliqués à la moyenne géométrique des $L(E)C_{50}$, ajustées à l'aide du coefficient de partition Kp, divisée par un ACR (*Acute to Chronic Ratio*) de 10.

1.9.2. Risques pour les processus biologiques du sol

Aucune donnée n'est disponible concernant les risques pour les processus biologiques du sol.

1.9.3. Traitement des données d'écotoxicité aquatique

On dispose des données d'écotoxicité chronique aquatique suivantes : douze NOEC pour des espèces d'eau douce appartenant à six groupes taxonomiques différents et une NOEC pour une espèce marine (algue). La NOEC pour l'algue marine s'intègre bien dans la distribution des NOEC pour toutes les espèces d'eau douce (Verbruggen *et al.*, 2001). Par conséquent, les données « eau douce » et « eau marine » sont combinées (tableau 3).
L'extrapolation statistique par ETX 1.3 donne les résultats suivants :

- HC20 = 0,94 mg/l;
- HC40 = 3,89 mg/l;

Avec une valeur de K_{oc} de 33,1 l/kg et un pK_a de 10 pour le phénol (Lijzen *et al.*, 2001), les valeurs de Kp calculées pour les teneurs en matière organique des 3 sols standards sont :

- sol de type I : 0,5 l/kg ;
- sol de type II-III : 0,31 l/kg ;

Les concentrations critiques sont finalement obtenues en multipliant les valeurs de HC par les Kp comme suit :

➢ Pour le calcul de VS_E :

- Type I: HC20 * $Kp_{type\ I}$ = 0,5 mg/kg
- Type II: HC20 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 0,3 mg/kg
- Type III: HC40 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 1,2 mg/kg

1.9.4. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs

Avec une valeur de log K_{ow} inférieure à 5 (log K_{ow} = 1,47), le phénol présente peu de risques de bioaccumulation/bioamplification dans la chaîne trophique.

1.9.5. Tableaux de calcul

Calcul de VS_E **Phénol**

Type d'usage		**I**	**II**	**III**
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	0,50	0,30	1,20
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**1,2**

Tableau C : Traitement des données d'écotoxicité relatives aux espèces pour le phénol

Phénol - Seuils génériques

Koc =	33,1	l/kg
pKa =	10	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{hd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp. I	Données aj./esp. II, III, IV	Données aj./esp. V	Taxon
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Dennemen	7,8	0,99373	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	NOEC	7 j	croissance	32	59,76	37,05	37,05	59,76	37,05	37,05	Macroph.
																geomean	59,76	37,05	37,05	
																	6,0	3,7	3,7	
																I, II	**19,9**	**12,4**	12,4	
																III, IV	39,8	**24,7**	24,7	
																V	59,8	37,1	**37,1**	
Espèces (tox. aiguë)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,8	0,010	0,35	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	79	114,39	70,92	70,92	189,15	117,27	117,27	Macroph.
	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	168	312,77	193,92	193,92				
Eisenia foetida	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman a	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	401	104,20	64,60	64,60	104,20	64,60	64,60	Ann.
Allolobophora tuberculata	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman a	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	450	116,93	72,50	72,50	116,93	72,50	72,50	Ann.
																geom./10	13,21	8,19	8,19	
																Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë				
																	1,3	0,8	0,8	
																I, II	**4,4**	**2,7**	2,7	
																III, IV	8,8	**5,5**	5,5	
																V	13,2	8,2	**8,2**	
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce																				
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC		données combinées:	65							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			33							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			140							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			64							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			280							
cyan	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			4,6							
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			7,5							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,84							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,28							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			2,2							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,1							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,75							
Marines																				
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			13							

HC 5	0,10
HC 20	0,94
HC 40	3,89
HC 50	6,98

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
0,5	0,31	0,31

	0,05	0,03	
I, II	**0,5**	**0,3**	0,3
III, IV	1,9	**1,2**	1,2
V	3,5	2,2	**2,2**

7. Données relatives aux calculs des VS_E

Calcul de VS_E — Benzène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	10,67	6,44	14,40
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**10,7**	**6,4**	**14,4**

Benzene - Seuils génériques

Koc =	74,13 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																
QSAR													(mg/l)				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			720				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			32				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			85				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			84				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			87				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			45				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			11				
fung	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			760				
prot	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			81				
coel	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			10				
moll	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			9,6				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			12				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			9,5				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			16				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			12				
pisc	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			4,9				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			13				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			13				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			15				

							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	2,67	**Kp std** (l/kg)				3,0	1,8		
HC 20	9,61	I	II, III, IV	V	I, II	**10,7**	**6,4**	6,4	
HC 40	21,49	1,11	0,67	0,67	III, IV	23,9	**14,4**	14,4	
HC 50	29,97				V	33,3	20,1	**20,1**	

Calcul de VS_E — Toluène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	6,20	9,70	19,50
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	6,00	3,60	8,50
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**6,0**	**3,6**	**8,5**

Toluene - Seuils génériques

Koc =	123	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
TERRESTRES																	
Espèces																	
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Denneman	7,8	1	1,4	0,008	1,00	1,85	1,11	1,11	NOEC	7 j	croissance	100	184,79	110,87	110,87	Macroph.
Eisenia foetida	Vonk et al., 1986, cité par Denneman & van	6	1	10	0,058	7,15	1,85	1,11	1,11	NOEC	4 sem	prod. cocon	49,6	12,83	7,70	7,70	Annélide
													geomean	48,69	29,22	29,22	

	4,9	2,9	2,9
I, II	**16,2**	**9,7**	9,7
III, IV	32,5	**19,5**	19,5
V	48,7	29,2	**29,2**

AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																
QSAR													(mg/l)				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			270				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			15				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			41				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			39				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			38				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			16				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,3				
fung	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			310				
prot	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			32				
coel	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,7				
moll	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,4				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			5				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			2,7				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,3				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,3				
pisc	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			1,7				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,7				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,3				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			5,2				

HC 5	0,83
HC 20	3,26
HC 40	7,68
HC 50	10,94

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
1,85	1,11	1,11

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	1,5	0,9	
I, II	**6,0**	**3,6**	3,6
III, IV	14,2	**8,5**	8,5
V	20,2	12,1	**12,1**

Calcul de VS_E

Xylènes
(à comparer à la somme des isomères o-, m- et p-)

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	1,86	1,12	2,04
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**1,9**	**1,1**	**2,0**

Moyenne des xylènes			
p-Xylène			
	0,82	0,49	
I, II	**2,68**	**1,61**	1,60
III	5,64	**3,38**	3,40
o-Xylène			
	0,42	0,25	
I, II	**1,05**	**0,63**	0,60
III	1,86	**1,12**	1,10
m-Xylène			
	1,06	0,64	
I, II	**2,30**	**1,37**	1,40
III	3,74	**2,24**	2,20
Moyenne géométrique pour les trois isomères:			
	0,72	0,43	
I, II	**1,86**	**1,12**	1,10
III,	3,40	**2,04**	2,02

o-Xylène - Seuils génériques

Koc =	151,4 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
bact	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			9,2				
alg	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			4,7				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			6,7				
ins	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			19				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			16				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			18				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			12				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			7,8				
amph	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			73				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			24				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			6				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			1,3				
echi	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			4,1				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			11				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
HC 5 **/10**	0,19			
HC 20 **/10**	0,46	I	II, III, IV	V
HC 40 **/10**	0,82	2,26	1,36	1,36
HC 50 **/10**	1,04			

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	0,4	0,3	
I, II	**1,0**	**0,6**	0,6
III, IV	1,9	**1,1**	1,1
V	2,4	1,4	**1,4**

m-Xylène - Seuils génériques

Koc =	257	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
alg	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			4,9				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			18				
ins	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			22				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			27				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			13				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			8,4				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			19				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			12				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			3,7				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			9,2				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
HC 5 **/10**	0,28			
HC 20 **/10**	0,60	I	II, III, IV	V
HC 40 **/10**	0,97	3,86	2,31	2,31
HC 50 **/10**	1,18			

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	1,1	0,6	
I, II	**2,3**	**1,4**	1,4
III, IV	3,7	**2,2**	2,2
V	4,6	2,7	**2,7**

p-Xylène - Seuils génériques

Koc =	457,1 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd} -	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.** (l/kg)	**Kp std** (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.** (mg/kg)	**Données aj.** I	II, III, IV	V	**Tax/proc**
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			46				
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11				110				
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11				3,2				
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			17				
ins	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			22				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			16				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			8,8				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2,6				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			25				
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V
HC 5 **/10**	0,12	6,86	4,11	4,11
HC 20 **/10**	0,39			
HC 40 **/10**	0,82			
HC 50 **/10**	1,12			

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
I, II	0,8	0,5	
III, IV	**2,7**	**1,6**	1,6
V	5,6	**3,4**	3,4
	7,7	4,6	**4,6**

Calcul de VS_E — Ethylbenzène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	7,80	4,70	11,60
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**7,80**	**4,70**	**11,60**

Ethylbenzène - Seuils génériques

Koc =	338,8 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd} -	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.** (l/kg)	**Kp std** (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.** (mg/kg)	**Données aj.** I	II, III, IV	V	**Tax/proc**
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																
QSAR													(mg/l)				
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			140				
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			9,5				
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			26				
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			23				
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			22				
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			8,1				
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,5				
fung	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			170				
prot	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			17				
coel	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,8				
moll	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,7				
crus	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,7				
crus	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,1				
ins	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,7				
ins	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,2				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			0,86				
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,3				
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,3				
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,5				

									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,37	**Kp std** (l/kg)					1,9	1,1	
HC 20	1,54	I	II, III, IV	V	I, II	**7,8**	**4,7**	4,7
HC 40	3,81	5,08	3,05	3,05	III, IV	19,4	**11,6**	11,6
HC 50	5,54				V	28,1	16,9	**16,9**

Calc 'S$_E$ et VI$_E$ Styrène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS$_E$				
Valeurs de HC:	Espèces aqu.	7,33	4,52	9,04
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS$_E$	**7,33**	**4,52**	**9,04**

Styrène - Seuils génériques

Koc =	380,2 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Données	Source	pH exp	f_{ind} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Tax/proc
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES																	
Marines (tox. chronique)	néant												(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)																	
bact	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			36				
cyan	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			34				
prot	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			93				
												geom.	48,4642				
													4,8464	**Kp std** (l/kg)			
												I, II	16,1547	I	II, III, IV	V	
												III, IV	32,3095	5,74	3,54	3,54	
												V	48,4642				
Marines (tox. aiguë)													(mg/L)				
crus	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50		données combinées	68				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			9,1				
Eau douce (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			64				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			41				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			75				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			25				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			33				
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			46				
												geom./**10**	3,8291				
											2 taxons -> geom/fact		0,3829	**Kp std** (l/kg)			
												I, II	1,2764	I	II, III, IV	V	
												III, IV	2,5527	5,74	3,54	3,54	
												V	3,8291				
QSAR													(mg/L)				
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			203,3				
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			12,6				
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			33,8				
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			31,0				
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			29,7				
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			11,7				
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,3				
Fungi	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			232,3				
Protozoaires	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			23,8				
Coelentérés	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,7				
Mollusques	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,5				
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,8				
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			1,8				
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,8				
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,2				
Poissons	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			1,3				
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,4				
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,1				
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,7				
													(ETX)				
												HC 5	0,5734	**Kp std** (l/kg)			
												HC 20		I	II, III, IV	V	
												HC 40		5,74	3,54	3,54	
												HC 50	8,0805				

(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)

	27,82	17,16	
I, II	**92,73**	**57,19**	57,19
III, IV	185,46	**114,38**	114,38
V	278,18	171,56	**171,56**

(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (L(E)C50))

	2,20	1,36	
I, II	**7,33**	**4,52**	4,52
III, IV	14,65	**9,04**	9,04
V	21,98	13,56	**13,56**

	3,29	2,03	
I, II			
III, IV			
V	46,38	28,60	**28,60**

Calcul de VS_E — Phénol

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	0,50	0,30	1,20
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**1,2**

Phénol - Seuils génériques

Koc =	33,1	l/kg
pKa =	10	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp. I	Données aj./esp. II, III, IV	Données aj./esp. V	Taxon
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Dennemen	7,8	0,99373	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	NOEC	7 j	croissance	32	59,76	37,05	37,05	59,76	37,05	37,05	Macroph.
																geomean	59,76	37,05	37,05	
																	6,0	3,7	3,7	
																I, II	**19,9**	**12,4**	12,4	
																III, IV	39,8	**24,7**	24,7	
																V	59,8	37,1	**37,1**	
Espèces (tox. aiguë)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-	7,5	0,996848	1,8	0,010	0,35	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	79	114,39	70,92	70,92	189,15	117,27	117,27	Macroph.
	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-	7,5	0,996848	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	168	312,77	193,92	193,92				
Eisenia foetida	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	401	104,20	64,60	64,60	104,20	64,60	64,60	Ann.
Allolobophora tuberculata	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	450	116,93	72,50	72,50	116,93	72,50	72,50	Ann.
																geom./10	13,21	8,19	8,19	
																Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë				
																	1,3	0,8	0,8	
																I, II	**4,4**	**2,7**	2,7	
																III, IV	8,8	**5,5**	5,5	
																V	13,2	8,2	**8,2**	
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce																				
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC	données combinées:		65							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			33							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			140							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			64							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			280							
cyan	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			4,6							
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			7,5							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,84							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,28							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			2,2							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,1							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,75							
Marines																				
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			13							

HC 5	0,10
HC 20	0,94
HC 40	3,89
HC 50	6,98

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
0,5	0,31	0,31

	0,05	0,03	
I, II	**0,5**	**0,3**	0,3
III, IV	1,9	**1,2**	1,2
V	3,5	2,2	**2,2**

Calcul de VS_E — MTBE

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	6,70	4,02	8,04
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**6,70**	**4,02**	**8,04**

MTBE - Seuils génériques

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Koc =	6,7	l/kg
pKa =	/	

Données	Source	pH exp	f_{oc}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
TERRESTRES			-														
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)																	
Pimephales promelas	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,06	NOEC	7 d	data combinées	234				pisc
Pimephales promelas	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	IC20	31 d		279				pisc
Ceriodaphnia dubia	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,06	NOEC	5 d		202				crus
Daphnia magna	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	NOEC	21 d		51				crus
Scenedesmus subspicatus	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,06	NOEC	72 h		470				alg
Pseudomonas putida	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,06	EC10	18 h		710				bact
Marines (tox.chronique)																	
Mysidopsis bahia	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	NOEC	28 d		26				crus

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	22	2,17	1,30
HC 20	67	**6,70**	**4,02**
HC 40	134	**8,04**	8,04
HC 50	179	17,88	10,73

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Tax/proc			
			I, II	**6,70**	**4,02**	4,02
0,10	0,06	0,06	III, IV	13,40	**8,04**	8,04
			V	17,88	10,73	**10,73**

Données	Source	pH exp	f_{oc}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
Eau douce (tox. aiguë)																	
Pimephales promelas	Geiger et al., 1988, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 20						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h	data combinées	672				pisc
Pimephales promelas	Veith et al., 1983, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 200						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		706				pisc
Pimephales promelas	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		929				pisc
Pimephales promelas	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		980				pisc
Oncorhynchus mykiss	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		887				pisc
Lepomis macrochirus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		1054				pisc
Daphnia magna	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		651				crus
Daphnia magna	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		681				crus
Daphnia magna	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	48 h		542				crus
Daphnia magna	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		472				crus
Ceriodaphnia dubia	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	48 h		340				crus
Brachionus calyciflorus	Werner et al., 1998, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2						0,10	0,06	0,04	EC50	24 h		960				rotifère
Physa gyrina	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		559				moll
Hexagenia limbata	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		581				ins
Chironomus tentans	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		1742				ins
Hyalella azteca	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		473				crus
Selenastrum capricomutum	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		184				alg
Selenastrum capricomutum	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	IC50	96 h		491				alg
Marines (tox.aiguë)																	
Menidia beryllina	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		574				pisc
Gasterosteus aculeatus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		297				pisc
Cyprinodon variegatus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		663				pisc
Mysidopsis bahia	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		136				crus
Mysidopsis bahia	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		187				crus
Neomysis mercedis	Werner et al., 1998, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		236				crus
Callinectes sapidus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		306				crus
Palaemonetes pugio	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		166				crus
Crassostrea virginica	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		150				moll
Rhepoxynius abronius	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		294				crus

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))			
HC 5 **/10**	15	1,55	0,93
HC 20 **/10**	28	**2,77**	**1,66**	1,66
HC 40 **/10**	40	4,01	**2,41**	2,41
HC 50 **/10**	47	4,67	2,80	**2,80**

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Tax/proc			
			I, II	**2,77**	**1,66**	1,66
0,10	0,06	0,06	III, IV	4,01	**2,41**	2,41
			V	4,67	2,80	**2,80**

Données	Source	pH exp	f_{oc}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
QSAR													(mg/l)				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			5253				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			153				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			413				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			447				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			506				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			359				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			125				
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			5082				
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			567				
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			82				
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			77				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			82				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			115				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			220				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			97				
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			40				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			113				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			171				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			135				

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	26	2,6	1,6
HC 20	84	**8,4**	**5,0**	5,0
HC 40	175	17,5	**10,5**	10,5
HC 50	237	23,7	14,2	**14,2**

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Tax/proc			
			I, II	**8,4**	**5,0**	5,0
0,10	0,06	0,06	III, IV	17,5	**10,5**	10,5
			V	23,7	14,2	**14,2**

Calcul de VS_E — Dichlorométhane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	2,95	1,77	3,68
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	16,10	9,70	20,30
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**3,0**	**1,8**	**3,7**

DICHLOROMETHANE - Seuils génériques

Koc =	16,60	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)									(mg/l)		
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,25	0,15	0,15	NOEC	nr	data combinée population growth	275	LOEC=550 (NOEC=LOEC/2)	Cyanobactérie	
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978	0,25	0,15	0,15	NOEC	nr	population growth	725	LOEC=1450 (NOEC=LOEC/2)	algue verte	
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991	0,25	0,15	0,15	EC10	1 j	assimilation	700		algue verte	
Pseudokirchneriella subcapitata	EPA, 1978	0,25	0,15	0,15	NOEC	4 j	Chorophylle	56		algue verte	
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,25	0,15	0,15	LC10	8 j	effets multiples	0,98		batracien	
Danio rerio	Roderer, 1990	0,25	0,15	0,15	NOEC	14 j	comportement	65,5		poisson	
Marines (tox.chronique)											
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981	0,25	0,15	0,15	NOEC	4 j	mortalité	130		poisson	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
HC 5	1,68	**Kp std** (l/kg)				0,42	0,25		
HC 20	14,14	I	II, III, IV	V	I, II	**3,54**	**2,12**	2,12	
HC 40	54,03	0,25	0,15	0,15	III, IV	13,51	**8,10**	8,10	
HC 50	94,08				V	23,52	14,11	**14,11**	

Eau douce (tox. aiguë)											
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980	0,25	0,15	0,15	EC50	3h	data combinée photosynthèse	1477,8		algue verte	
Chlorococcales sp.	Deutsche Gewass. Mitteil., 1991	0,25	0,15	0,15	EC50	1 j	assimilation	1000		algue verte	
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980	0,25	0,15	0,15	EC50	3 h	photosynthèse	2293,1		algue verte	
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994	0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	2021,3		rotifère	
Daphnia magna	Abernethy et al, 1986	0,25	0,15	0,15	EC50	2 j	intoxication immob.	135,8		crustacé - branchiopode	
Daphnia magna	LeBlanc et al, 1990	0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	220		crustacé - branchiopode	
Carassius auratus	Jensen, 1978	0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	420		poisson	
Pimephales promelas	Alexander, 1978	0,25	0,15	0,15	EC50	4 j	intoxication immob.	99		poisson	
Danio rerio	Roderer, 1990	0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	254		poisson	
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	220		poisson	
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986	0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	1005,4		poisson	
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	524,5		poisson	
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,25	0,15	0,15	EC50	8 j	effets multiples	17,78		batracien	
Lemna minor	Merlin et al, 1992	0,25	0,15	0,15	EC50	21 j	croissance	2000		macrophytes	
Marines (tox.aiguë)											
Palaemonetes pugio	Burton at al, 1990	0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	108,5		crustacé	
Americamysis bahia	EPA, 1978	0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	256		crustacé	
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997	0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	101,18		crustacé - branchiopode	
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981	0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	330		poisson	
Fundulus heteroclitus	Burton et al, 1990	0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	97		poisson	

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
HC 5	3,69	**Kp std** (l/kg)				0,92	0,55		
HC 20	11,80	I	II, III, IV	V	I, II	**2,95**	**1,77**	1,77	
HC 40	24,54	0,25	0,15	0,15	III, IV	6,14	**3,68**	3,68	
HC 50	33,21				V	8,30	4,98	**4,98**	

QSAR						(mg/kg)	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	4112,08	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	125,62	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	338,11	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	362,29	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	406,50	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	278,01	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	93,12	
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	4018,47	
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	445,72	
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	63,69	
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	59,44	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	65,17	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	84,93	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	160,90	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	74,83	
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	31,01	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	86,91	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	124,90	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,25	0,15	0,15	NOEC	103,29	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
HC 5	19,94	**Kp std** (l/kg)				5,0	3,0		
HC 20	64,57	I	II, III, IV	V	I, II	**16,1**	**9,7**	9,7	
HC 40	135,32	0,25	0,15	0,15	III, IV	33,8	**20,3**	20,3	
HC 50	183,73				V	45,9	27,6	**27,6**	

Calcul de VS_E — Trichlorométhane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	4,11	2,56	8,49
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	14,20	8,90	19,50
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**4,1**	**2,6**	**8,5**

TRICHLOROMETHANE - Seuils génériques

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Koc =	45,71	l/kg
pKa =	/	

AQUATIQUES

								(mg/l)		
Eau douce (tox. chronique)							data combinée			
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,69	0,43	0,43	NOEC	nr	population growth	92,5	LOEC=185 (NOEC=LOEC/2)	Cyanobactérie
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978	0,69	0,43	0,43	NOEC	nr	population growth	550	LOEC=1100 (NOEC=LOEC/2)	algue verte
Haematococcus pluvialis	Knie et al, 1983	0,69	0,43	0,43	EC10	nr	population growth	440		algue verte
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	0,69	0,43	0,43	EC10	3 j	nr	3,61		algue verte
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991	0,69	0,43	0,43	EC10	1 j	assimilation	300		algue verte
Skeletonema costatum	Cowgill et al, 1989	0,69	0,43	0,43	NOEC	5 j	Biomasse	216		Diatomée
Daphnia magna	Kuehn et al, 1989	0,69	0,43	0,43	NOEC	21 j	mortalité	6,3		crustacé - branchiopode
Ceriodaphnia dubia	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	NOEC	10 j	mortalité	3,4		crustacé - branchiopode
Dreissena polymorpha	Matthias et al, 1994	0,69	0,43	0,43	NOEC	10'	comportement	16,5	LOEC=33 (NOEC=LOEC/2)	
Rana pipiens	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC10	9 j	effets multiples	0,38		batracien
Lepomis macrochirus	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4 j	mortalité	86,6		poisson
Danio rerio	Roderer, 1990	0,69	0,43	0,43	NOEC	14 j	comportement	6,1		poisson
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,69	0,43	0,43	NOEC	10 j	mortalité	122		poisson
Oncorhynchus mykiss	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4 j	mortalité	31,75		poisson
Marines (tox.chronique)										
Panaeus duorarum	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4	mortalité	32		crustacé - décapodes

			Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,89						0,61	0,38	
HC 20	5,95	I	II, III, IV	V		I, II	**4,11**	**2,56**	2,56
HC 40	19,75	0,69	0,43	0,43		III, IV	13,63	**8,49**	8,49
HC 50	32,42					V	22,37	13,94	**13,94**

Eau douce (tox. aiguë)							data combinée			
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	3h	photosynthèse	382,02		algue verte
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	0,69	0,43	0,43	EC50	3 j	nr	13,3		algue verte
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	0,69	0,43	0,43	EC50	1 j	assimilation	500		algue verte
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	3 h	photosynthèse	405,89		algue verte
Scenedesmus subspicatus	Kuehn, 1990	0,69	0,43	0,43	EC50	2 j	assimilation	560		algue verte
Skeletonema costatum	Cowgill et al, 1989	0,69	0,43	0,43	EC50	5 j	biomasse	437		Diatomée
Brachionus calyciflorus	Schell, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	1 h	mortalité	2		rotifère
Brachionus plicatilis	Schell, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	1 h	mortalité	2,4		rotifère
Daphnia magna	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	EC50	10 j	reproduction	135,8		crustacé - branchiopode
Ceriodaphnia dubia	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	9 j	mortalité	235		crustacé - branchiopode
Streptocephalus proboscideus	Calleja et al, 1994	0,69	0,43	0,43	LC50	1 j	mortalité	771,19		crustacé - branchiopode
Helisoma trivolvis	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	232,4		mollusque - gastéropode
Chironomus riparius	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	2 j	mortalité	84,34		insecte - diptères
Tallaperla maria	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	134,21		insecte - plecoptères
Carassius auratus	Cherkin et al, 1964	0,69	0,43	0,43	EC50	1 h	intoxication immob.	131,04		poisson
Cyprinus carpio	Mattice et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	5 j	mortalité	97		poisson
Pimephales promelas	EPA ECOTOX	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	100,89	geomean	poisson
Ictalurus punctatus	Bean et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	75		poisson
Danio rerio	Roderer, 1990	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	121		poisson
Micropterus salmoides	Bean et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	51,04		poisson
Lepomis macrochirus	Black et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC50	7 j	mortalité	2,03		poisson
Oncorhynchus mykiss	Black et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC50	28 j	mortalité	1,24		poisson
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,69	0,43	0,43	LC50	10 j	mortalité	215		poisson
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	0,69	0,43	0,43	LC50	2 j	mortalité	175,9		poisson
Bufo woodhousei	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	7 j	effets multiples	35,14		batracien
Pseudacris crucifer	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	7 j	effets multiples	0,27		batracien
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	8 j	effets multiples	20,55		batracien
Rana pipiens	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	9 j	effets multiples	4,16		batracien
Marines (tox.aiguë)										
Panaeus duorarum	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	LC50	4	mortalité	81,5		crustacé - décapodes
Artemia salina	Foster et al, 1985	0,69	0,43	0,43	EC50	1 j	intoxication immob.	32,69		crustacé - branchiopode

HC 5	1,72
HC 20	10,65
HC 40	33,60
HC 50	54,03

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

			Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	**0,17**						0,12	0,07	
HC 20 **/10**	**1,07**	I	II, III, IV	V		I, II	**0,73**	**0,46**	0,46
HC 40 **/10**	**3,36**	0,69	0,43	0,43		III, IV	2,32	**1,44**	1,44
HC 50 **/10**	**5,40**					V	3,73	2,32	**2,32**

QSAR						(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	1484,33
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	61,11
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	164,49
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	164,94
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	173,19
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	93,91
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	24,94
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	1550
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	166,32
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	21,51
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	20,08
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	25,14
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	21,29
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	37,12
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	25,28
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	10,30
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	28,40
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	28,82
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	32,65

			Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	5,89						4,1	2,5	
HC 20	20,65	I	II, III, IV	V		I, II	**14,2**	**8,9**	8,9
HC 40	45,45	0,69	0,43	0,43		III, IV	31,4	**19,5**	19,5
HC 50	62,99					V	43,5	27,1	**27,1**

Calcul de VS_E — Tétrachlorométhane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	0,45	0,28	1,99
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	3,70	2,30	5,50
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**2,0**

TETRACHLOROMETHANE - Seuils génériques

Koc =	56,23	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)

Espèce	Référence				Type	Durée	Effet (data combinée)	(mg/l)	Remarque	Groupe
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,85	0,52	0,52	NOEC	8 j	croissance pop.	52,5	LOEC=105 (NOEC=LOEC/	cyanobactérie
Escherichia coli	Yamamoto et al, 1988	0,85	0,52	0,52	EC10	1 h	croissance	3700		bactéries
Pseudomonas putida	Bringmann et al, 1976 (cité par De Jong, 207)	0,85	0,52	0,52	NOEC	16 h	croissance	30		bactéries
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC10	3 j	biomasse	0,0717		algue verte
Entosiphon sulcatum	Bringmann et al, 1979	0,85	0,52	0,52	NOEC	nr	croissance	770		protozoaire
Daphnia magna	Nite database (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	NOEC	21 j	reproduction	0,41		crustacé - branchiopode
Brachydanio rerio	Roderer, 1990	0,85	0,52	0,52	NOEC	14 j	comportement	2,5		poisson
Pimephales promelas	Kimball, 1978	0,85	0,52	0,52	NOEC	7 j	mortalité	37,1		poisson
Lepomis macrochirus	Dawson et al, 1977	0,85	0,52	0,52	LC10	4 j	mortalité	63		poisson
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	LC10	8 j	effets multiples	0,113		amphibien
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	LC10	8 j	effets multiples	0,436		amphibien

Marines (tox.chronique)

Espèce	Référence				Type	Durée	Effet	(mg/l)	Groupe
Cypronodon variegatus	Mayer et al, 1994	0,85	0,52	0,52	NOEC	nr	mortalité	4,5	poisson

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,024					0,02	0,01	
HC 20	0,535	I	II, III, IV	V	I, II	**0,45**	**0,28**	0,28
HC 40	3,826	0,85	0,52	0,52	III, IV	3,25	**1,99**	1,99
HC 50	8,631				V	7,34	4,49	**4,49**

Eau douce (tox. aiguë)

Espèce	Référence				Type	Durée	Effet (data combinée)	(mg/l)	Remarque	Groupe
Vibrio fischeri	Kaiser et al, 1995	0,85	0,52	0,52	EC50	30'	croissance	34		bactéries
Escherichia coli	Yamamoto et al, 1988	0,85	0,52	0,52	EC50	1 h	croissance	8700		bactéries
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	ammonia use	51		bactéries
Nitrobacter sp.		0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	nitrite use	527		bactéries
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	biomasse	0,246		algue verte
Selenastrum capricornutum	Nite, 2007	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	biomasse	0,89		algue verte
Scenedesmus subspicatus	Freitag et al, 1994	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	inhib. croissance	21		algue verte
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	prolifération	830		protozoaire - cilié
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994	0,85	0,52	0,52	LC50	1 j	mortalité	5799		rotifère
Daphnia magna	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	EC50	2 j	immobilité	19,98	geomean	crustacé - branchiopode
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986	0,85	0,52	0,52	LC50	3 h	mortalité	2,3		crustacé - branchiopode
Gammarus pseudolimneaus	Brooke, 1987	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	11,1		crustacé - amphipode
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986	0,85	0,52	0,52	LC50	7 j	mortalité	0,2		platyhelminthes - turbellarié
Pimephales promelas	EPA ECOTOX	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	29,9	geomean	poisson
Poecilia reticulata	Könemann, 1981	0,85	0,52	0,52	LC50	14 j	mortalité	67		poisson
Brachydanio rerio	Roderer, 1990	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	24,3		poisson
Lepomis macrochirus	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	55,23	geomean	poisson
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,85	0,52	0,52	LC50	10 j	mortalité	96		poisson
Leuciscus idus melanotus	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	LC50	2 j	mortalité	72,3	geomean	poisson
Bufo woodhousei	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	2,83		amphibien
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	0,9		amphibien
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	2,37		amphibien

Marines (tox.aiguë)

Espèce	Référence				Type	Durée	Effet	(mg/l)	Groupe
Artemia salina	Foster et al, 1984	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	immobilité	30,40	crustacé - branchiopode
Menidia beryllina	Dawson et al, 1977	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	146,00	poisson
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2005	0,85	0,52	0,52	CE50	4 j	mortalité	50,00	poisson

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,028					0,02	0,01	
HC 20	0,314	I	II, III, IV	V	I, II	**0,27**	**0,16**	0,16
HC 40	1,426	0,85	0,52	0,52	III, IV	1,21	**0,74**	0,74
HC 50	2,667				V	2,27	1,39	**1,39**

QSAR

Groupe	Référence				Type	(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	377,06
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	22,17
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	59,68
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	55,29
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	53,63
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	22,04
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,44
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	426,20
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	43,96
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,05
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,71
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	6,91
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	3,50
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,52
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,93
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	2,37
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	6,41
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,29
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	7,08

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,11					0,9	0,6	
HC 20	4,41	I	II, III, IV	V	I, II	**3,7**	**2,3**	2,3
HC 40	10,51	0,85	0,52	0,52	III, IV	8,9	**5,5**	5,5
HC 50	15,05				V	12,8	7,8	**7,8**

Calcul de VS_E — Tétrachloroéthène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	0,83	0,51	1,21
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	5,70	3,50	8,90
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**0,8**	**0,5**	**1,2**

TETRACHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc = 263,03 l/kg
pKa = /

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{ind} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj/esp I	Données aj/esp II, III, IV	Données aj/esp V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Eisenia fetida	Vonk et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	NOEC	28 j	apparition de vers	*24*	6,25	3,85	3,85	30,63	18,85	18,85	annélide
Eisenia fetida	Römbke et al, 1991	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	NOEC	14 j	mortalité	*577*	150,17	92,44	92,44				annélide
																geomean	30,63	18,85	18,85	
																	3,06	1,89	1,89	
																I, II	**10,21**	**6,28**	6,28	
																III, IV	20,42	**12,57**	12,57	
																V	30,63	18,85	**18,85**	
Espèces (tox. aigue)																				
Eisenia fetida	Vonk et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	179	46,59	28,68	28,68	51,57	31,75	31,75	annélide
Eisenia fetida	Römbke et al, 1991	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	945	245,95	151,40	151,40				annélide
Eisenia fetida	Van de Plassche et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	46	11,97	7,37	7,37				annélide
																geomean	51,57	31,75	31,75	
																	5,16	3,17	3,17	
																I, II	**17,19**	**10,58**	10,58	
																III, IV	34,38	**21,16**	21,16	
																V	51,57	31,75	**31,75**	
AQUATIQUES																				
Eau douce (tox. chronique)												data combinée	(mg/l)							
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)						3,98	2,45	2,45	EC10	3 j	Biomasse	1,77				algue verte			
Daphnia magna	Hahn et al, 1989						3,98	2,45	2,45	NOEC	21 j	reproduction	0,4				crustacé - branchiopode			
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						3,98	2,45	2,45	NOEC	14 j	comportement	0,6				poisson			
Oryzias latipes	Schell, 1987						3,98	2,45	2,45	NOEC	10 j	mortalité	17				poisson			
Jordanella floridae	Smith et al, 1991						3,98	2,45	2,45	NOEC	28 j	survie	1,99				poisson			
Marines (tox.chronique)																				
Cypronodon variegatus	Heitmulller et al, 1981						3,98	2,45	2,45	NOEC	4 j	mortalité	29				poisson			

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,116					0,46	0,28	
HC 20	0,618	I	II, III, IV	V	I, II	2,46	**1,51**	1,51
HC 40	1,770	3,98	2,45	2,45	III, IV	7,04	4,34	4,34
HC 50	2,733				V	10,88	6,70	**6,70**

Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Photobacterium phosphoreum	Bazin et al, 1987 (cité par ECB, 2004)						3,98	2,45	2,45	EC50	10 '	nr	68				bactéries			
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par Inéris, 2006)						3,98	2,45	2,45	EC50	1 j	nr	112				bactéries			
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	biomasse	3,64				algue verte			
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985						3,98	2,45	2,45	EC50	1 j	croissance	100				protozoaire - cilié			
Daphnia magna	Richter et al, 1983						3,98	2,45	2,45	EC50	2 j	immobilité	7,98	geomean			crustacé - branchiopode			
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986						3,98	2,45	2,45	LC50	3 h	mortalité	1,8				crustacé - branchiopode			
Gammarus annulatus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,1				crustacé - amphipode			
Gammarus minus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	28,6				crustacé - amphipode			
Physa heterostropha	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	93,4				mollusque - gastéropode			
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986						3,98	2,45	2,45	EC50	7 j	mortalité	1,12	geomean			platyhelminthes - turbellarié			
Tanytarsus dissimilis	Call et al, 1979						3,98	2,45	2,45	EC50	2 j	mortalité	7				insecte			
Tallaperla maria	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	3,6				insecte			
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13,4				poisson			
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,3				poisson			
Jordanella floridae	Smith et al, 1991						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5,81	geomean			poisson			
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13				poisson			
Oncorhynchus mykiss	Ahmad et al, 1984						3,98	2,45	2,45	LC50	32 j	mortalité	1,4				poisson			
Oryzias latipes	Schell, 1987						3,98	2,45	2,45	LC50	10 j	mortalité	25				poisson			
Marines (tox.aiguë)																				
Heterosigma akashiwo	Wang et al, 1996						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	croissance	0,2				algue verte			
Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2006						3,98	2,45	2,45	EC50	nr	carbon uptake	10,5				diatomée			
Skeletonema costatum	Wang et al, 1996						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	photosynthèse	0,2				diatomée			
Neanthes arenaceodentata	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	1,3				annélide - oligochète			
Acartia tonsa	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13,2				crustacé - copépode			
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997						3,98	2,45	2,45	LC50	1 j	mortalité	3,7				crustacé - branchiopode			
Eliminius modestus	Pearson, 1975						3,98	2,45	2,45	LC50	2 j	mortalité	3,5				crustacé - maxillopodes			
Mysidopsis bahia	EPA, 1978						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	10,2				crustacé - branchiopode			
Crangon septemspinosa	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	17,4				crustacé - décapodes			
Palaemonetes pugio	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	1,3				crustacé - décapodes			
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2006						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5,00				poisson			
Menidia beryllina	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	28,10				poisson			
Cypronodon variegatus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,8				poisson			
Pleuronectiformes sp.	Pearson et al, 1975						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5				poisson			

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,053					0,21	0,13	
HC 20	0,208	I	II, III, IV	V	I, II	**0,83**	**0,51**	0,51
HC 40	0,493	3,98	2,45	2,45	III, IV	1,96	**1,21**	1,21
HC 50	0,704				V	2,80	1,73	**1,73**

QSAR																				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			(mg/l) 138,57							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			10,32							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			27,78							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			24,42							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			22,47							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			7,69							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,29							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			165,07							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			16,58							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,76							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,64							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,68							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			0,96							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,42							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,07							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			0,82							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,18							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,11							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,34							

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,325					1,3	0,8	
HC 20	1,426	I	II, III, IV	V	I, II	**5,7**	**3,5**	3,5
HC 40	3,615	3,98	2,45	2,45	III, IV	14,4	**8,9**	8,9
HC 50	5,311				V	21,1	13,0	**13,0**

Calcul de VS_E — Trichloroéthène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	3,14	1,93	6,21
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	10,40	6,40	14,90
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**3,1**	**1,9**	**6,2**

Trichloroéthène - Seuils génériques

GUIDE DE REFERENCE POUR L'ETUDE DE RISQUE-PARTIE D – Annexes D2-D3

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Koc =	114,82 l/kg
pKa =	/

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)

									(mg/l)		
								data combinée			
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	1,74	1,07	1,07	NOEC	nr	croissance pop.	31,5	LOEC=63 (NOEC=LOEC/2)	cyanobactérie	
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	1,74	1,07	1,07	EC10	3 j	Biomasse	12,3		algue verte	
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	1,74	1,07	1,07	EC10	1 j	assimilation	230		algue verte	
Scenedesmus subspicatus	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	EC10	4 j	prolifér. cellulaire	52,97	geomean	algue verte	
Daphnia magna	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	NOEC	21 j	reproduction	2,3		crustacé - branchiopode	
Dreissena polymorpha	Matthias et al, 1994	1,74	1,07	1,07	NOEC	10 '	comportement	4,6	LOEC=8,12 (NOEC=LOEC/2)	mollusque - bivalves	
Brachydanio rerio	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	NOEC	14 j	comportement	3,1		poisson	
Oryzias latipes	Schell, 1987	1,74	1,07	1,07	NOEC	10 j	mortalité	40		poisson	
Jordanella floridae	Smith et al, 1991 (cité par Inéris, 2005	1,74	1,07	1,07	NOEC	28 j	mortalité	5,76		poisson	
Xenopus laevis	Fort et al, 1993	1,74	1,07	1,07	NOEC	4 j	croissance	14,5	LOEC=29 (NOEC=LOEC/2)	amphibien	

Marines (tox.chronique)

Dunaliella tertiolecta	De Jong et al, 2007	1,74	1,07	1,07	NOEC	nr	mortalité	0,1		algue verte	

									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,28	**Kp std** (l/kg)							0,49	0,30	
HC 20	1,81	I	II, III, IV	V		I, II	**3,14**	**1,93**	1,93		
HC 40	5,81	1,74	1,07	1,07		III, IV	10,11	**6,21**	6,21		
HC 50	9,42					V	16,39	10,08	**10,08**		

Eau douce (tox. aiguë)

								data combinée			
Photobacterium phosphoreum	De Zwart et al, 1983 (cité par ECB, 2004)	1,74	1,07	1,07	EC50	15'	nr	115		bactéries	
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par ECB, 2004)	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	nr	0,81		bactéries	
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	1,74	1,07	1,07	EC50	3 j	biomasse	36,5		algue verte	
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	assimilation	530		algue verte	
Scenedesmus abundans	Geyer et al, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	croissance	450		algue verte	
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	croissance	410		protozoaïre - cilié	
Hydra oligactis	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	75		cnidaire - hydridae	
Daphnia magna	Abernethy et al, 1986	1,74	1,07	1,07	EC50	2 j	immobilité	7,76		crustacé - branchiopode	
Daphnia cucullata	Canton et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	57	geomean	crustacé - branchiopode	
Daphnia pulex	Canton et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	44,6	geomean	crustacé - branchiopode	
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	3 h	mortalité	2,3		crustacé - branchiopode	
Gammarus pulex	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	24		crustacé - amphipode	
Asellus aquaticus	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	30		crustacé - isopode	
Lymnaea stagnalis	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	56		mollusque - gastéropode	
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	7 j	mortalité	1,7		platyhelminthes - turbellarié	
Erpobdella octoculata	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	75		annélides - clitellate	
Aedes aegypti	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	48		insecte	
Chironomus riparius	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	64		insecte	
Cloeon dipterum	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	42		insecte	
Culex pipiens	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	55		insecte	
Ischnura elegans	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	49		insecte	
Nemoura cinerea	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	70		insecte	
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	immobilité	21,9		poisson	
Brachydanio rerio	Slooff, 1979	1,74	1,07	1,07	LC50	2	mortalité	60		poisson	
Jordanella floridae	Smith et al, 1991	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	3,1		poisson	
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	45		poisson	
Oncorhynchus mykiss	Slooff et al, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	42		poisson	
Oryzias latipes	Schell, 1987	1,74	1,07	1,07	LC50	10 j	mortalité	82		poisson	
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	166,16	geomean	poisson	
Xenopus laevis	Fort et al, 1993	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	développement	36		amphibien	
Ambystoma mexicanum	Slooff et al, 1980	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	48		amphibien	

Marines (tox.aiguë)

Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par ECB, 2004	1,74	1,07	1,07	EC50	nr	carbon uptake	8		diatomée	
Skeletonema costatum	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	EC50	4j	croissance	119,37	geomean	diatomée	
Eliminius modestus	Pearson, 1975	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	20		crustacé - maxillopodes	
Mysidopsis bahia	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	19,44	geomean	crustacé - branchiopode	
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	16,00		poisson	
Cypronodon variegatus	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	71,75		poisson	

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,35	**Kp std** (l/kg)							0,61	0,38	
HC 20	1,22	I	II, III, IV	V		I, II	**2,13**	**1,31**	1,31		
HC 40	2,68	1,74	1,07	1,07		III, IV	4,66	**2,87**	2,87		
HC 50	3,70					V	6,44	3,96	**3,96**		

QSAR

									(mg/l)		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				488,34		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				26,21		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				70,55		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				66,70		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				66,03		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				29,13		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				6,29		
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				540,91		
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				56,35		
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				6,67		
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				6,23		
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				8,77		
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				5,06		
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				8,20		
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				7,84		
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				3,15		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				8,55		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				6,37		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC				9,55		

									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,56	**Kp std** (l/kg)							2,7	1,7	
HC 20	5,99	I	II, III, IV	V		I, II	**10,4**	**6,4**	6,4		
HC 40	13,95	1,74	1,07	1,07		III, IV	24,3	**14,9**	14,9		
HC 50	19,80					V	34,4	21,2	**21,2**		

Calcul de VS_E — Cis-1,2-dichloroéthène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	4,46	2,72	5,45
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	11,40	6,90	15,20
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**4,5**	**2,7**	**5,5**

Cis-1,2-DICHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	35,48 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)

									(mg/l)				
								data combinée					
Pimephales promelas	Great Lakes Environment Center, 2005		0,54	0,33	0,33	NOEC	1 j	mortalité	100	cis		poisson	

Marines (tox.chronique)

								geomean	100				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
								HC 5	10,0	**Kp std** (l/kg)			5,40 3,30
								HC 20	33,3	I	II, III, IV	V	I, II **18,00** **11,00** 11,00
								HC 40	66,7	0,54	0,33	0,33	III, IV 36,00 **22,00** 22,00
								HC 50	100,0				V 54,00 33,00 **33,00**

Eau douce (tox. aiguë)

								data combinée					
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)		0,54	0,33	0,33	EC50	1 j	ammonia use	80	trans		bactéries	
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992		0,54	0,33	0,33	EC50	1 j	nitrite use	1777	trans		bactéries	
Daphnia magna	LeBlanc, 1980		0,54	0,33	0,33	LC50	2 j	mortalité	220	trans		crustacé	
Pimephales promelas	Kaiser et al, 1995		0,54	0,33	0,33	LC50	4 j	mortalité	207	cis		poisson	
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981		0,54	0,33	0,33	LC50	4 j	mortalité	140	cis+trans		poisson	

Marines (tox.aiguë)

Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995		0,54	0,33	0,33	EC50	30'	bioluminescence	1536	trans		bactéries	
Vibrio fischeri	De Jong, 2007		0,54	0,33	0,33	EC50	30'	bioluminescence	905	cis		crustacé	
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997		0,54	0,33	0,33	LC50	1 j	mortalité	11,20	cis+trans		crustacé	

								geomean	248				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
								geomean/10	24,8				
								HC 5	2,5	**Kp std** (l/kg)			1,34 0,82
								HC 20	8,3	I	II, III, IV	V	I, II **4,46** **2,72** 2,72
								HC 40	16,5	0,54	0,33	0,33	III, IV 8,91 **5,45** 5,45
								HC 50	24,8				V 13,37 8,17 **8,17**

QSAR

									(mg/l)				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			1483,55				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			58,36				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			157,07				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			159,11				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			168,77				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			94,82				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			26,09				
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			1533,57				
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			165,39				
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			21,72				
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			20,27				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			24,87				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			22,50				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			39,73				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			25,52				
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			10,43				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			28,82				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			30,84				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,54	0,33	0,33	NOEC			33,30				

													(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
								HC 5	6,09	**Kp std** (l/kg)			3,3 2,0
								HC 20	21,05	I	II, III, IV	V	I, II **11,4** **6,9** 6,9
								HC 40	45,95	0,54	0,33	0,33	III, IV 24,8 **15,2** 15,2
								HC 50	63,46				V 34,3 20,9 **20,9**

Calcul de VS_E — Trans-1,2-dichloroéthène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	6,52	4,04	8,09
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	14,40	8,90	19,60
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**6,5**	**4,0**	**8,1**

Trans-1,2-DICHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	52,48	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

									data combinée	(mg/l)			
Eau douce (tox. chronique)													
Pimephales promelas	Great Lakes Environment Center, 2005			0,79	0,49	0,49	NOEC	1 j	mortalité	100	cis		poisson
Marines (tox.chronique)													
									geomean	100			

							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	10,0		**Kp std** (l/kg)				7,90	4,90	
HC 20	33,3	I	II, III, IV	V		I, II	**26,33**	**16,33**	16,33
HC 40	66,7	0,79	0,49	0,49		III, IV	52,67	**32,67**	32,67
HC 50	100,0					V	79,00	49,00	**49,00**

									data combinée				
Eau douce (tox. aiguë)													
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)			0,79	0,49	0,49	EC50	1 j	ammonia use	80	trans		bactéries
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992			0,79	0,49	0,49	EC50	1 j	nitrite use	1777	trans		bactéries
Daphnia magna	LeBlanc, 1980			0,79	0,49	0,49	LC50	2 j	mortalité	220	trans		crustacé
Pimephales promelas	Kaiser et al, 1995			0,79	0,49	0,49	LC50	4 j	mortalité	207	cis		poisson
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981			0,79	0,49	0,49	LC50	4 j	mortalité	140	cis+trans		poisson
Marines (tox.aiguë)													
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995			0,79	0,49	0,49	EC50	30'	bioluminescence	1536	trans		bactéries
Vibrio fischeri	De Jong, 2007			0,79	0,49	0,49	EC50	30'	bioluminescence	905	cis		crustacé
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997			0,79	0,49	0,49	LC50	1 j	mortalité	11,20	cis+trans		crustacé
									geomean	248			
									geomean/10	24,8			

							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	2,5		**Kp std** (l/kg)				1,96	1,21	
HC 20	8,3	I	II, III, IV	V		I, II	**6,52**	**4,04**	4,04
HC 40	16,5	0,79	0,49	0,49		III, IV	13,04	**8,09**	8,09
HC 50	24,8					V	19,56	12,13	**12,13**

QSAR								(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	1299,88
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	52,64
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	141,68
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	142,59
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	150,28
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	82,55
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	22,21
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	1352,39
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	145,38
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	18,91
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	17,65
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	21,93
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	19,02
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	33,33
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	22,22
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	9,07
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	25,01
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	25,87
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,79	0,49	0,49	NOEC	28,81

							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	5,23		**Kp std** (l/kg)				4,1	2,6	
HC 20	18,22	I	II, III, IV	V		I, II	**14,4**	**8,9**	8,9
HC 40	39,98	0,79	0,49	0,49		III, IV	31,6	**19,6**	19,6
HC 50	55,32					V	43,7	27,1	**27,1**

Calcul de VS_E — Chloroéthène

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces			
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	15,00	9,30	19,80
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**15,0**	**9,3**	**19,8**

CHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	36,31	l/kg
S =	8800	mg/l

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. aiguë)

							data combinée	(mg/l)	
Tetrahymena pyriformis	Sauvant et al, 1995	0,55	0,34	0,34	EC50	9 h	proliferation rate	405	protozoaïre
Micropterus salmoïdes	Hann et Jensen, 1974 repris par GDCh, 1989	0,55	0,34	0,34	LC50	96 h	mortalité	1100	poisson
Lepomis macrochirus	Hann et Jensen, 1974 repris par GDCh, 1989	0,55	0,34	0,34	LC50	96 h	mortalité	1200	poisson

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

HC 5	235,5
HC 20	453,2
HC 40	684,4
HC 50	811,6

HC 5 **/10**	**23,6**
HC 20 **/10**	**45,3**
HC 40 **/10**	**68,4**
HC 50 **/10**	**81,2**

Kp std (l/kg)		
I	II, III, IV	V
0,55	0,34	0,34

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	12,95	8,01	
I, II	**24,93**	**15,41**	15,41
III, IV	37,64	**23,27**	23,27
V	44,64	27,59	**27,59**

> 88000

QSAR

						(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	1817,52
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	62,10
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	167,14
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	174,69
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	191,20
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	119,86
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	36,80
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	1820,87
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	199,47
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	27,46
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	25,63
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	29,53
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	32,74
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	60,13
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	32,26
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	13,29
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	37,01
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	46,67
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC	43,44

HC 5	8,230
HC 20	27,350
HC 40	58,270
HC 50	79,658

Kp std (l/kg)		
I	II, III, IV	V
0,55	0,34	0,34

	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	4,5	2,8	
I, II	**15,0**	**9,3**	9,3
III, IV	32,0	**19,8**	19,8
V	43,8	27,1	**27,1**

Calcul de VS_E — 1,1,1-trichloroéthane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	1,65	1,02	3,47
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	12,30	7,50	18,30
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**1,7**	**1,0**	**3,5**

1,1,1-trichloroéthane - Seuils génériques

Koc = 109,65 l/kg
pKa = /

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{ed} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/l)	Données aj. I	II, III, IV	V	Données aj./esp I	II, III, IV	V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Brassica napus	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC10	14 j	croissance	10,84	1,31	0,80	0,80				plante sup.
Sorghum bicolor	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC10	14 j	croissance	41,02	4,95	3,04	3,04	2,54	1,56	1,56	plante sup.
																geomean	2,54	1,56	1,56	
																I, II	0,25	0,16	0,16	
																III, IV	0,85	0,52	0,52	
																V	1,69	1,04	1,04	
																	2,54	1,56	1,56	
Espèces (tox. aigue)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al, 1993	7,5	1	1,8	0,03096	3,395	1,66	1,02	1,02	EC50	21 j	croissance	32	15,65	9,61	9,61	6,65	4,08	4,08	plante sup.
Brassica napus	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC50	14 j	croissance	25,59	3,09	1,90	1,90				plante sup.
Sorghum bicolor	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC50	14 j	croissance	50,47	6,09	3,74	3,74				plante sup.
																geomean	6,65	4,08	4,08	
																	0,66	0,41	0,41	
																I, II	2,22	1,36	1,36	
																III, IV	4,43	2,72	2,72	
																V	6,65	4,08	4,08	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)						1,66	1,02	1,02	EC10	3 j	Biomasse	0,213				algue verte			
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991						1,66	1,02	1,02	EC10	1 j	assimilation	100				algue verte			
Daphnia magna	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	NOEC	17 j	mortalité	1,3				crustacé - branchiopode			
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978						1,66	1,02	1,02	LC10	4 j	mortalité	30,8				poisson			
Cyprinus carpio	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	NOEC	14 j	croissance	7,7				poisson			
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						1,66	1,02	1,02	NOEC	14 j	comportement	3,4				poisson			
Marines (tox.chronique)																				
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981						1,66	1,02	1,02	NOEC	4 j	mortalité	43				poisson			
																				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
												HC 5	0,152	Kp std (l/kg)				0,25	0,16	
												HC 20	1,167	I	II, III, IV	V	I, II	1,94	1,19	1,19
												HC 40	4,208	1,66	1,02	1,02	III, IV	6,99	4,29	4,29
												HC 50	7,155				V	11,88	7,30	7,30
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Nitrosomonas sp.	Blum et a, 1991, cité par De jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	ammonia use	2,78				bactéries			
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	nitrite use	1653				bactéries			
Escherichia coli	Nendza et al, 1988, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	16 h	inhib. croissance	2028				bactérie			
Spirochaeta aurania	Pill et al, 1991, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	30 '	inhib. croissance	414				bactérie			
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980						1,66	1,02	1,02	EC50	3h	photosynthèse	280,14				algue verte			
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)						1,66	1,02	1,02	EC50	3 j	biomasse	0,536				algue verte			
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	assimilation	320				algue verte			
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980						1,66	1,02	1,02	EC50	3 h	photosynthèse	153,41				algue verte			
Scenedesmus subspicatus	Freitag et al, 1994						1,66	1,02	1,02	EC50	3 j	croissance	813				algue verte			
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	1 j	mortalité	2				rotifère			
Daphnia magna	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	LC50	17 j	mortalité	5,4				crustacé - branchiopode			
Streptocephalus proboscideus	Calleja et al, 1994						1,66	1,02	1,02	LC50	1 j	mortalité	1314				crustacé - branchiopode			
Poecilia reticulata	Könemann, 1981						1,66	1,02	1,02	LC50	7 j	mortalité	133				poisson			
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978						1,66	1,02	1,02	EC50	4 j	immobilité	11,1				poisson			
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	55				poisson			
Lepomis macrochirus	EPA ECOTOX, 2008						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	64,62	geomean			poisson			
Oncorhynchus mykiss	Black et al, 1980						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	52				poisson			
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	440				poisson			
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	123				poisson			
Marines (tox.aiguë)																				
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995						1,66	1,02	1,02	EC50	30 '	bioluminescence	8				bactérie			
Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	nr	carbon uptake	5				diatomée			
Eliminius modestus	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	7,5				crustacé - maxillopodes			
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	mortalité	34,18	geomean			crustacé - branchiopode			
Mysidopsis bahia	EPA, 1978						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	31,20				crustacé - branchiopode			
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	33,00				poisson			
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	71				poisson			
																				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								
												HC 5	0,142	Kp std (l/kg)				0,24	0,14	
												HC 20	0,996	I	II, III, IV	V	I, II	**1,65**	**1,02**	1,02
												HC 40	3,402	1,66	1,02	1,02	III, IV	5,65	**3,47**	3,47
												HC 50	5,653				V	9,38	5,77	**5,77**
QSAR													(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
																				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
												HC 5	2,07	Kp std (l/kg)				3,4	2,1	
												HC 20	7,40	I	II, III, IV	V	I, II	**12,3**	**7,5**	7,5
												HC 40	17,99	1,66	1,02	1,02	III, IV	29,9	**18,3**	18,3
												HC 50	25,41				V	42,2	25,9	**25,9**

Calcul de VS_E — 1,1,2-trichloroéthane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	3,48	2,15	4,15
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	30,60	19,00	40,90
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**3,5**	**2,2**	**4,2**

1,1,2-trichloroéthane - Seuils génériques

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Koc =	50,12	l/kg
pKa =	/	

AQUATIQUES							data combinée	(mg/l)		
Eau douce (tox. chronique)										
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,76	0,47	0,47	EC10	3 j	Biomasse	26,3		algue verte
Daphnia magna	LeBlanc, 1980	0,76	0,47	0,47	NOEC	2 j	mortalité	1		crustacé - branchiopode
Lymnea stagnalis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	16 j	morphologie	10		mollusque
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983	0,76	0,47	0,47	NOEC	32 j	nr	6		poisson
Oncorhynchus mykiss	Ahmad et al, 1984	0,76	0,47	0,47	NOEC	32 j	croissance	6		poisson
Brachydanio rerio	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	30	LOEC=60 (NOEC=LOEC/2)	poisson
Gambusia affinis	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	17	LOEC=34 (NOEC=LOEC/2)	poisson
Macquaria ambigua	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	28,5	LOEC=57 (NOEC=LOEC/2)	poisson
Melanotaenia duboulayi	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	24	LOEC=48 (NOEC=LOEC/2)	poisson
Marines (tox.chronique)										
Ophryotrocha labronica	Rosengerg et al, 1975	0,76	0,47	0,47	LC10	15 j	éclosion	59		annélide
Artemia salina	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	21 j	reproduction	10		crustacé - branchiopode
Pleuronectus platessa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	56 j	mortalité	3		poisson

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,61					1,23	0,76	
HC 20	4,58	I	II, III, IV	V	I, II	**3,48**	**2,15**	2,15
HC 40	8,83	0,76	0,47	0,47	III, IV	6,71	**4,15**	4,15
HC 50	11,59				V	8,80	5,44	**5,44**

							data combinée			
Eau douce (tox. aiguë)										
Nitrosomonas sp.	Blum et a, 1991, cité par De jong, 2007	0,76	0,47	0,47	EC50	1 j	ammonia use	1,9		bactéries
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992, cité par De Jong, 2007	0,76	0,47	0,47	EC50	1 j	nitrite use	490		bactéries
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,76	0,47	0,47	EC50	3 j	biomasse	57		algue verte
Chlorella pyrenoïdosa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	inhib. croissance	170		algue verte
Scenedesmus subspicatus	Behechti et al, 1995	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	croissance	181,84		algue verte
Daphnia magna	Richter et al, 1983	0,76	0,47	0,47	EC50	28 j	immobilité	31		crustacé - branchiopode
Ceriodaphnia dubia	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	EC50	2 j	immobilité	53,41	geomean	crustacé - branchiopode
Lymnea stagnalis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	16 j	morphologie	36		mollusque
Dreissena polymorpha	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	14 j	mortalité	140		mollusque
Chironomus riparius	Roghair et al, 1994	0,76	0,47	0,47	LC50	2 j	mortalité	147		insecte
Poecilia reticulata	Adema et al, 1981, cité par De Jong, 2007	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	43		poisson
Jordanella floridae	Smith et al, 1991	0,76	0,47	0,47	EC50	28	mortalité	36,6		poisson
Pimephales promelas	Geiger et al, 1985	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	81,6		poisson
Gobius minutus	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	43		poisson
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	40		poisson
Marines (tox.aiguë)										
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995	0,76	0,47	0,47	EC50	30 '	bioluminescence	176		bactérie
Phaeodactylum tricornutum	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	croissance	60		diatomée
Artemia salina	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	21 j	reproduction	15,00		crustacé - branchiopode
Temora longcornis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	43,00		crustacé
Crangon crangon	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	42,00		crustacé
Chaetogammarus marinus	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	21 j	mortalité	41,00		crustacé
Mytilus edulis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	14 j	mortalité	65		mollusque
Ophryotrocha labronica	Rosengerg et al, 1975	0,76	0,47	0,47	LC50	15 j	éclosion	86,6		annélide
Pleuronectes platessa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	56 j	mortalité	5,5		poisson

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,761					0,58	0,36	
HC 20	2,107	I	II, III, IV	V	I, II	**1,60**	**0,99**	0,99
HC 40	3,999	0,76	0,47	0,47	III, IV	3,04	**1,88**	1,88
HC 50	5,212				V	3,96	2,45	**2,45**

QSAR						(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	11,89					9,0	5,6	
HC 20	40,32	I	II, III, IV	V	I, II	**30,6**	**19,0**	19,0
HC 40	86,97	0,76	0,47	0,47	III, IV	66,1	**40,9**	40,9
HC 50	119,49				V	90,8	56,2	**56,2**

Calcul de VS_E — 1,2-dichloroéthane

Type d'usage		I	II	III
Calcul de VS_E				
Valeurs de HC:	Espèces	5,25	3,24	8,91
	Processus	-	-	-
	QSAR/EP method	22,50	13,90	29,50
	Chaîne trophique	-	-	-
	VS_E	**5,3**	**3,2**	**8,9**

1,2-DICHLOROETHANE - Seuils génériques

Koc =	30,90 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)									(mg/l)		
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978		0,47	0,29	0,29	NOEC	nr	data combinée			
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978		0,47	0,29	0,29	NOEC	nr	population grow th	52,5		cyanobactérie
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991		0,47	0,29	0,29	EC10	1 j	population grow th	355		algue verte
Daphnia magna	Richter et al, 1983 (ciré par Inéris, 2006)		0,47	0,29	0,29	NOEC	28 j	assimilation	500		algue verte
Danio rerio	Hahn et al, 1989		0,47	0,29	0,29	NOEC	14 j	?	11		crustacé - branchiopode
Pimephales promelas	Benoit et al, 1982 (cité par Inéris, 206)		0,47	0,29	0,29	NOEC	32 j	Food consumpt.	1,82		poisson
								?	29		poisson
Marines (tox.chronique)											
Palaemon serratus	cité par Verschueren Handbook, 1996		0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	?	25		crustacé - décapodes
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981		0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	mortalité	130		poisson
Limanda limanda	cité par Verschueren Handbook, 1996		0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	?	60		poisson

													(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	2,24		**Kp std** (l/kg)										1,05	0,65	
HC 20	11,17	I	II, III, IV	V								I, II	**5,25**	**3,24**	3,24
HC 40	30,73	0,47	0,29	0,29								III, IV	14,44	**8,91**	8,91
HC 50	46,69											V	21,94	13,54	**13,54**

Eau douce (tox. aiguë)											
Haematococcus pluvialis	Knie et al, 1983		0,47	0,29	0,29	EC50	nr	data combinée			
Scenedesmus subspicatus	Behechti et al, 1995		0,47	0,29	0,29	EC50	4 j	population grow th	130		algue verte
Skeletonema costatum	EPA, 1978		0,47	0,29	0,29	EC50	4 j	population grow th	188		algue verte
Daphnia magna	Richter et al, 1983		0,47	0,29	0,29	EC50	2 j	photosynthèse	433		diatomée
Gammarus fasciatus	Johnson et al, 1980		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	intoxication immob.	170		crustacé - branchiopode
Pteronarcys californicus	Mayer et al, 1986		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	100		crustacé - amphipode
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	100		insecte
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	125,6		poisson
Oncorhynchus mykiss	Mayer et al, 1986		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	430		poisson
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	225		poisson
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978		0,47	0,29	0,29	LC50	2 j	mortalité	114,93		poisson
									380,18		poisson
Marines (tox.aiguë)											
Elminius modestus	Pearson et al, 1975		0,47	0,29	0,29	LC50	2 j	mortalité	186		crustacé - maxillopode
Americamysis bahia	EPA, 1978		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	113		crustacé
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997		0,47	0,29	0,29	LC50	1 j	mortalité	14,42		crustacé - branchiopode
Artemia salina	Foster et al, 1985		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	intoxication immob.	53,90		crustacé - branchiopode
Ophryotrocha labronica	Rosenberg et al, 1975		0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	600,00		annélide - polychète

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

													(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	3,29		**Kp std** (l/kg)										1,55	0,95	
HC 20	7,43	I	II, III, IV	V								I, II	**3,49**	**2,15**	2,15
HC 40	12,41	0,47	0,29	0,29								III, IV	5,83	**3,60**	3,60
HC 50	15,34											V	7,21	4,45	**4,45**

QSAR									(mg/l)		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			3159,52		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			105,74		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			284,59		
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			298,83		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			328,56		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			209,32		
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			65,32		
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			3150,80		
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			345,96		
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			47,95		
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			44,75		
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			51,10		
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			58,37		
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			107,83		
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			56,34		
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			23,23		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			64,78		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			83,70		
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,47	0,29	0,29	NOEC			76,21		

													(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	14,49		**Kp std** (l/kg)										6,8	4,2	
HC 20	47,95	I	II, III, IV	V								I, II	**22,5**	**13,9**	13,9
HC 40	101,80	0,47	0,29	0,29								III, IV	47,8	**29,5**	29,5
HC 50	138,97											V	65,3	40,3	**40,3**

Annexe D3 : Procédure de calcul des VS_E pour les métaux lourds et les hydrocarbures aromatiques polycycliques

1. Développement détaillé de la méthodologie

1.1. La méthode a ses origines dans les travaux et références suivantes :

(1) la méthodologie générale du RIVM utilisée pour la proposition des paramètres MPC (*Maximum Permissible Concentration*) et SRC_{eco} (*Serious Risk Concentration*) décrite dans les documents :

- Verbruggen E.M.J., R. Posthumus and A.P. van Wezel. (2001). Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water : updated proposals for first series of compounds (RIVM report N°711701 020) ;
- van Vlaardingen P.L.A. and E.M.K. Verbruggen. (2007). Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). RIVM report n°601782001/2007.

(2) les travaux de SPAQuE (2004)[16] qui ont transcrit et ajusté la méthodologie du RIVM pour la définition des valeurs seuil pour les écosystèmes (VS_E) dans le cadre du développement de la grille des valeurs de « normes » figurant en annexe du décret du 5 décembre 2008 ;

(3) les travaux de Smolders *et al.* (2009), les travaux de l'ICMM (*International Council on Mining and Metals*), ainsi que ceux du projet de recherche européen IBRACS sur la biodisponibilité des métaux lourds et les façons de prendre en compte les effets de «vieillissement» des polluants dans les procédures pour l'obtention de standards numériques de concentration en polluants à signification écotoxicologique :

- Smolders E., K. Oorts, P. Van Sprang, I. Schoeters, C.R. Janssen, S.P. McGrath and M.J. Mclaughlin. (2009). Toxicity of Trace Metals in Soil as Affected by Soil Type and Aging After Contamination: Using Calibrated Bioavailability Models to Set Ecological Soil Standards. Environmental Toxicology and Chemistry, 28: 1633–1642 ;
- MERAG (2016). Metals Environmental Risk Assessment Guidance. Fact sheet N°5. Bioavailability : water, soils and sediments[17] ;
- SNOWMAN (2014). Integrating Bioavailability in Risk Assessment of Contaminated Soils: opportunities and feasibilities, "http://snowmannetwork.com/wp-content/uploads/Final-report-IBRACS_13-February_revised.pdf";

(4) Sonnet Ph., H. Halen & K. Oorts. (2015). Intégration de la biodisponibilité dans l'évaluation des risques des sols pollués : opportunités et faisabilités (Rapport de la convention de recherche IBRACS pour le SPW, UCL, 10 novembre 2015). le rapport technique TGD (2003) : « *Technical Guidance Document on Risk Assessment* » (Part II) du European Chemical Bureau (ECHA).

1.2. Principe général

[16] SPAQuE (2004). Etablissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne ; Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI) ; Document de consultation, mars 2004. (Note : rapport repris à l'annexe D2 de la partie D du « Guide de référence pour l'étude des risques – GRER », téléchargeable sur : http://dps.environnement.wallonie.be)

[17] https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/chemicals-management/merag/merag-fs5-6-2016.pdf

De façon générale, les procédures de calcul de concentrations critiques en agents polluants dans les sols basées sur la limitation des risques écotoxicologiques consistent à estimer la sensibilité des écosystèmes à un agent polluant donné à partir de données écotoxicologiques monospécifiques[18] ou relatives à des processus biologiques enzymatiques ou microbiens définis (l'activité d'une enzyme, la respiration microbienne, la minéralisation de l'azote,...). Ces données, recensées dans la littérature, ont trait aux relations « concentration – effet » pour différentes espèces généralement présentes dans les écosystèmes terrestres (ou différents processus).

Suivant l'approche générale qui avait déjà été appliquée en 2004 pour la définition de la composante écotoxicologique des valeurs seuil (VS_E) de l'annexe 1 du décret du 5 décembre 2008, la procédure aboutit à préciser pour chaque polluant une courbe de distribution de sensibilité des espèces (ou des processus). Cette fonction statistique (courbes SSD), décrit la variation de la toxicité d'un polluant en fonction des espèces (ou des processus). Son traitement permet le calcul de la proportion d'espèces potentiellement affectées (ou de processus potentiellement affectés) par la présence du polluant dans le sol, à une concentration donnée (soit le paramètre FPA, la fraction Potentiellement Affectée exprimée en %).

Partant d'un choix de type stratégique sur les niveaux de protection des espèces et des processus à assurer sur les sols, en fonction de leur type d'usage – soit le paramètre TP, le taux de protection des espèces et des processus exprimé en pourcent et calculé comme 100-FPA – on en déduit des seuils limites de concentrations proposables au titre de VS_E.

1.3. Étapes générales de la procédure

La procédure comporte quatre étapes :

- **Etape 1** - Recherche dans les bases de données disponibles des données écotoxicologiques relatives au polluant considéré concernant :
  - les espèces terrestres d'une part (organismes du sol autres que microbiens),
  - les processus microbiens et enzymatiques terrestres d'autre part.

  Les données privilégiées sont celles portant sur des essais « concentration – réponse » de moyenne et longue durée de la vie des organismes (données de toxicité chronique ou sub-chronique) effectués sur des espèces biologiques pertinentes pour le contexte de la Wallonie et exprimés sous la forme des points-limites écotoxicologiques NOEC ou EC_{10} (cf. **Figure 4**). Si le nombre de données d'écotoxicité chronique relatives à des espèces ou des processus terrestres est inférieur à 4, les données d'écotoxicité aiguës concernant des espèces ou processus terrestres et les données d'écotoxicité chroniques et aiguës concernant des espèces aquatiques sont également recherchées.

[18] Données mesurées sur une espèce particulière et pour un agent polluant donné.

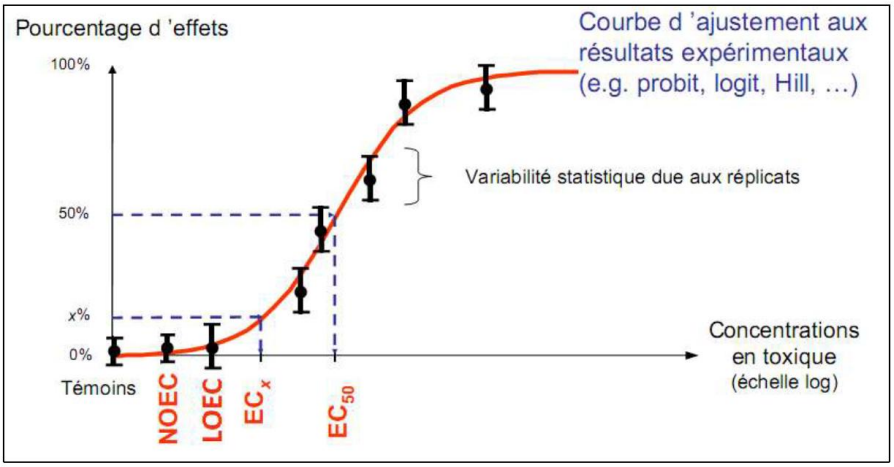

Figure 4 : Représentation graphique d'une courbe « concentration – réponse » issue d'un test écotoxicologique avec report de quelques points-limites : NOEC (No Observed Effect Concentration) : la concentration sans effet observé correspondant à la plus forte des concentrations testées (dans un essai concentrations-réponses) à laquelle aucun effet sur l'organisme vivant n'a été observé ; ECx (Effect Concentration x %) correspondant à la concentration en polluant qui engendre un effet sur x % de la population par rapport aux échantillons témoins non soumis au polluant. (Source : Payetr, J. & Hugonnot, AiiDA, guide méthodologique version 1.1.).

- **Etape 2** - Correction des données sélectionnées pour les effets de lessivage-vieillissement (*Aging/Leaching Effect*) ; la correction effectuée est fonction du type de polluant. Elle n'est pas effectuée dans le cas des HAPs.

- **Etape 3** - Normalisation des données aux propriétés retenues pour le sol générique (sol de calcul) tel que considéré dans les travaux pour la révision des normes de l'annexe 1 du décret du 5 décembre 2008. Un ajustement des données est effectué sur base d'une relation empirique, spécifique à chaque polluant, exprimant la loi de variation du point-limite écotoxicologique avec l'une et/ou l'autre des propriétés des terres parmi les plus déterminantes de la réponse écotoxique.

- **Etape 4** - Extrapolation à l'écosystème et recherche des valeurs de concentration assurant les Taux de Protection (TP en %) critiques considérés pour la définition des VS_E ; ces taux de protection critiques des espèces potentiellement présentes sont :
  - de 80 % (correspondant à une concentration critique HC_{20})[19] pour les usages de type I (nature) et II (agricole) ;
  - de 60 % (correspondant à une concentration critique HC_{40}) pour les usages de type III (résidentiel).

  Les choix à propos des taux de protection sont justifiés à la section 1.10 ci-après, conjointement avec les autres paramètres à caractère stratégique intervenant dans la méthode.

  En parallèle, des taux de protection de 95 %, 90 % et 50 % sont également considérés afin de déduire, à titre orientatif, des concentrations critiques - respectivement HC_5, HC_{10} et HC_{50} - qui pourraient éventuellement présenter un intérêt dans la pratique (par exemple dans le cadre de l'évaluation des risques pour les écosystèmes ou pour fixer des objectifs d'assainissement).

  La procédure d'extrapolation s'effectue alternativement comme suit :

[19] HCx : Hazardous Concentration for x % of species, la concentration dangereuse pour 5 % des espèces. Exemple : si la concentration en un polluant dans la terre excavée est inférieure à sa HC_5 alors 95 % des espèces biologiques dans (ou en lien avec) la terre excavée ne seront pas affectées par sa présence.

- Dans le cas où le nombre de données écotoxicologiques de la littérature est suffisant (données pour au moins 4 groupes taxonomiques différents ou 4 processus microbiens distincts), les données corrigées (pour le % vieillissement) et normalisées aux propriétés du sol générique sont traitées de façon à déduire des courbes statistiques de distribution de fréquence SSD ou les fréquences sont exprimées de façon cumulative (cf. Figure 5). Ces relations seront considérées comme des relations « concentration-réponse » représentatives de l'écosystème dans son ensemble. Dans le cas particulier de l'évaluation de l'empoisonnement secondaire, on utilisera des relations SSD représentatives du groupe taxonomique.

- Alternativement, dans le cas où le nombre de données écotoxicologiques de la littérature est insuffisant (données pour moins de 4 groupes taxonomiques différents), l'extrapolation à l'écosystème est effectuée par l'application de facteurs calibrés (cf. **Tableau 9**) pour aboutir à des approximations des valeurs de concentration critiques HC_{20} et HC_{40} et, à titre orientatif, HC_5, HC_{10} et HC_{50}.

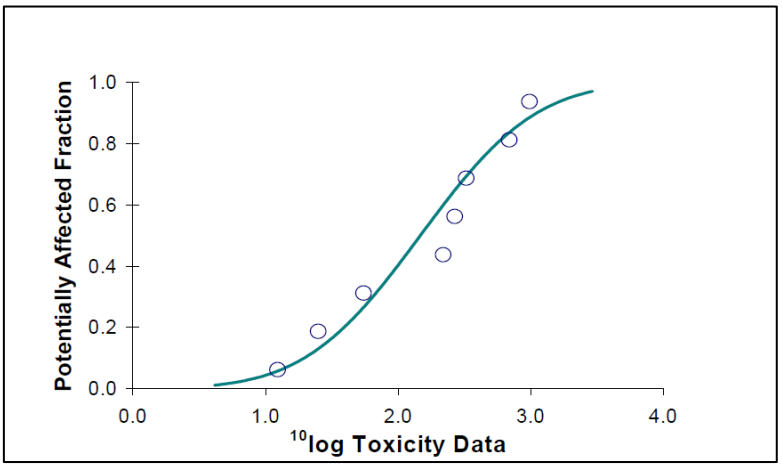

Figure 5 : Exemple d'une courbe SSD cumulative. L'axe X représente la concentration du point-limite écotoxicologique considéré (NOEC ou EC_{10}) des différentes espèces constitutives d'un groupe taxonomique donné ; l'axe Y représente la fraction potentiellement affectée (FPA) des différentes espèces constitutives du groupe taxonomique considéré.

1.4. Principale limitation

Les incertitudes associées à la méthode générale ont été présentées et discutées par l'ICCM (2007)[20].

La principale source d'incertitude sur les valeurs de concentrations critiques de type $HC_{100-TP\%}$ est l'abondance relative de données disponibles d'après la littérature, tout spécialement en ce qui concerne les données spécifiquement terrestres et portant sur des tests de toxicité chronique ou subchronique.

Afin de donner la possibilité de nuancer les implications que pourront avoir les dépassements de seuils limites qui seraient établis avec des niveaux de qualité des

[20] ICMM (2007) - Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG). Fact sheet N°7. Uncertainty analysis.

données-sources fortement distincts, la méthode ci-dessous, adaptée du RIVM, prévoit d'attribuer pour chaque polluant un score de confiance allant de 1 à 3 traduisant le degré de confiance faible (score de 1) ou élevé (score de 3) que l'on peut accorder aux propositions de seuils limites (cf. 1.9).

1.5. Détail de l'étape 1 - Recherche et sélection des données écotoxicologiques pertinentes

1.5.1. Recherche des données pertinentes

Les bases de données suivantes sont exploitées :

1. les fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS, France ;
2. les valeurs ECO-SSL (*Ecological Soil Screening Levels*) de l'U.S. EPA ;
3. TerraSys™ (version 1.09), logiciel canadien développé par la société *Sanexen Services Environnementaux Inc.* regroupant un ensemble de données écotoxicologiques ;
4. STARS (version 4.2.1), base de données allemande développée pour une utilisation dans le cadre de problèmes de santé et de pollution de sols (*Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety*) ;
5. les « EFSA (*European Food Safety Authority*) reports » (peer review) ;
6. les bases de données européennes publiées dans le cadre du règlement de l'Union européenne REACH *via* la consultation de leurs rapports techniques ainsi que de l'outil « *Soil PNEC Calculator 4.1* »[21] ;
7. pour les HAPs : le document de référence du RIVM pour le calcul des « *Environmental Risk Limits* »[22].

Le choix du type de données écotoxicologiques repose en majeure partie sur la proposition faite par l'Europe pour le calcul des $PNEC_{sol}$ (*Predicted No Effect Concentrations* pour les organismes du sol). Les données d'écotoxicité à long terme sont privilégiées dans la mesure où l'incertitude liée à l'extrapolation entre ce type de données de laboratoire et des données *in situ* serait réduite par rapport aux données de toxicité à court-terme.

Dans le cadre du calcul des $PNEC_{sol}$, les instances européennes recommandent l'utilisation de résultats de tests d'écotoxicité couvrant des fonctions écologiques de l'« écosystème sol » qui soient significatives et différentes. Afin de répondre à cet objectif, les données d'écotoxicité suivantes sont privilégiées :

- celles relatives aux producteurs primaires (plantes, représentant également une ressource importante pour les organismes hétérotrophes) ;
- celles relatives aux consommateurs (exemple : invertébrés, groupe important du compartiment sol jouant un rôle dans le maintien de la structure du sol) ;
- et enfin, celles relatives aux décomposeurs (exemple : microorganismes, jouant un rôle important dans la chaîne alimentaire et le recyclage des nutriments).

Suivant les lignes directrices du TGD (*Technical Guidance Document*), les données expérimentales (points-limite écotoxicologiques) sélectionnées sont les suivantes :

- les données de NOEC ou de ECx pour lesquelles le % d'effet x peut être de 5, 10 ou 20 % (les ECx sont selon les cas privilégiés aux NOECs car ces résultats sont plus facilement comparables entre eux d'un point de vue expérimental) ;
- les données de LOEC (*Lowest Observed Effect Concentration*) peuvent être converties en NOEC en fonction du niveau d'effet (x %) des LOECs :

[21] http://www.arche-consulting.be/
[22] Verbruggen. (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM report n°607711007/2012.

  - Si 10 < x < 20 % : NOEC = LOEC/2 ;
  - Si x ≥ 20 % : EC_{10} peut être calculé ou extrapolé ;
  - Si x est inconnu, aucune NOEC ne peut être déduite du LOEC ;
- les données de MATC (*Maximal Acceptable Toxicant Concentration*), correspondant à la moyenne géométrique de NOEC et LOEC, peuvent également être utilisées pour déduire un NOEC si celui-ci n'est pas rapporté dans l'expérimentation : NOEC = MATC/√2.

Si aucune donnée d'écotoxicité à long terme n'est disponible, les valeurs de type « EC_{50} » et « LC_{50} » sont alors sélectionnées.

Si enfin aucune donnée d'écotoxicité terrestre n'est disponible, la méthodologie de calcul prévoit que des données aquatiques puissent être utilisées.

Dans le cadre de l'évaluation de l'**empoisonnement secondaire**[23], le TDG prévoit également le calcul de « $PNEC_{oral}$ ». Ceux-ci évaluent donc pour les organismes supérieurs de la chaîne trophique (oiseaux et mammifères) le transfert des polluants à travers cette chaîne, depuis leur nourriture. Ces effets de transfert sont généralement étudiés au cours de tests de toxicité chronique - résultant en des $NOEC_{oiseaux/mammifères}$ exprimées en milligrammes de polluants par kilogramme de nourriture - afin d'évaluer les effets de la diète sur la mortalité, la reproduction ou la croissance des organismes. Ce transfert peut être notamment évalué *via* un facteur de bio-transfert (*Bio-Concentration Factor*, BCF) (et éventuellement un facteur de bio-amplification (*Bio-Magnification Factor*, BMF)).

Pour l'évaluation de l'empoisonnement secondaire, les données suivantes sont ainsi également recensées :

- données de toxicité ($NOEC_{oiseaux/mammifères}$ [mg de polluant/kg de nourriture] ou $NOAEL_{oiseaux/mammifères}$ [mg de polluant/kg de poids corporel/jour][24] ;
- $BCF_{\text{« nourriture »}}$ [litre/$kg_{nourriture\ fraiche}$] (exemple : ver de terre).

1.5.2. Sélection des données

Les données inventoriées au terme de l'exploration des différentes bases de données font l'objet d'un tableau de synthèse. La sélection finale des données brutes qui serviront de base pour le calcul des valeurs de concentration critiques (HC_{20} et HC_{40} et à titre orientatif les HC_5, HC_{10} et HC_{50}) s'opère ensuite sur la base d'une analyse destinée à supprimer les doublons (jeux de données communs à plusieurs bases de données).

1.6. Détail de l'étape 2 - Correction des données sélectionnées pour les effets de lessivage-vieillissement (Aging/Leaching Effect)

De nombreux travaux scientifiques, dont notamment ceux cités en 2.1. (3) *supra*, ont pu démontrer - dans le cas des métaux lourds - que les résultats des tests écotoxicologiques tels qu'ils ont pu être communément réalisés jusqu'à ce jour surestiment l'effet toxique associé aux polluants. La raison fondamentale est que la méthode standard mise en œuvre dans les tests écotoxicologiques (tests concentration-réponse dont les résultats se trouvent dans les bases de données) est une méthode de laboratoire où des échantillons d'un sol sain ont été artificiellement portés à des concentrations croissantes de métal en introduisant celui-ci artificiellement sous une forme soluble (ajout du métal sous forme de sel soluble).

[23] L'évaluation de l'empoisonnement secondaire s'effectue de façon séparée ; la procédure est détaillée à la section 1.8.3

[24] La NOAEL exprimée en mg de polluant/kg de poids corporel/jour peut être convertie en NOEC (mg de polluant/kg de nourriture) par l'intermédiaire du poids corporel de l'animal et du taux d'ingestion de celui-ci.

La différence entre les effets écotoxiques mesurables sur un sol artificiellement enrichi sous forme de sel et un sol pollué dans les conditions réelles de terrain est visible à la **Figure 6** qui concerne à titre d'exemple le zinc et ses effets sur la croissance de l'orge.

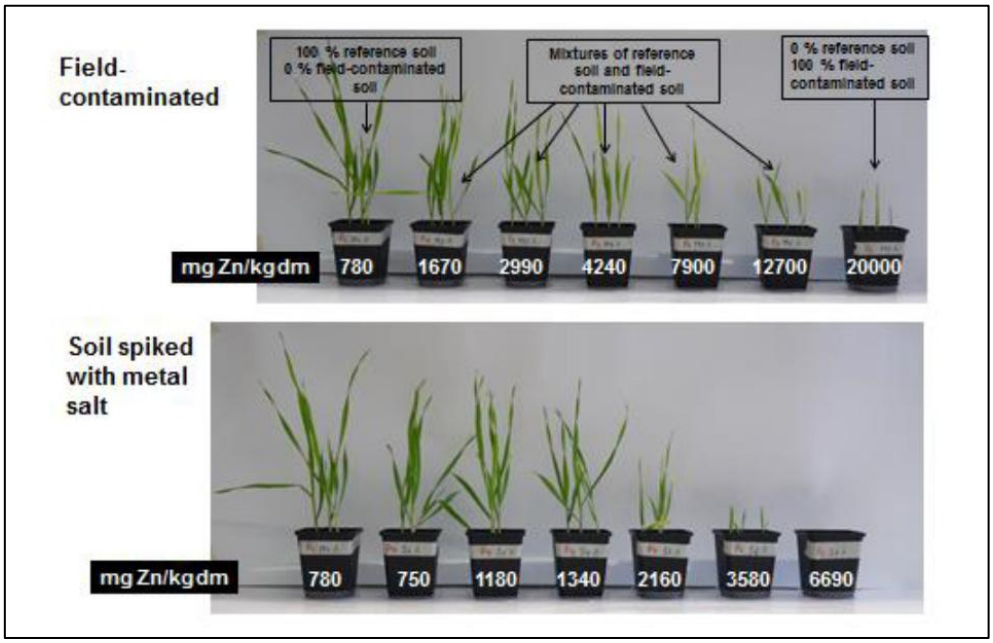

Figure 6 : Photo du dessus : croissance de l'orge mesurée sur un sol pollué en zinc dans les conditions de terrain : tests de concentrations croissantes obtenues en mélangeant (dans des rapports pondéraux décroissants de gauche à droite) le sol pollué avec du sol de nature équivalente non pollué. Photo du dessous : croissance de l'orge mesurée sur un sol pollué en zinc à des concentrations croissantes par l'ajout de $ZnCl_2$. La différence entre les deux photos montre la toxicité réduite du zinc existant dans les conditions de terrain relativement à celle du zinc introduit sous forme de sel. (Figure reprise de SNOWMAN (2014), cf. 2.1. (3) ci-dessus).

La différence s'explique principalement par le fait que le métal introduit sous forme de sel soluble dans les essais de laboratoire n'a pas eu le temps de s'équilibrer avec la phase solide du sol (absence de vieillissement). Le processus physico-chimique à la base de l'effet mesuré est le processus de « fixation » par lequel sous l'effet du temps le métal diffuserait à l'intérieur des structures minérales où il deviendrait irréversiblement indisponible sur le plan biologique. Un autre effet invoqué expliquant les différences d'écotoxicité mesurables entre les sols pollués et les sols artificiellement enrichis en laboratoire est le lessivage des sols pollués qui a pu aboutir à une réduction (comparativement plus forte que pour les échantillons dopés) des formes les plus mobiles du métal dans le sol (formes solubles et échangeables).

Il s'ensuit que les points-limites écotoxicologiques (NOEC, etc.) déduits des essais de laboratoire doivent être corrigés pour pouvoir traduire l'écotoxicité réelle des sols pollués de terrain. Cette correction peut s'effectuer au départ des données empiriques dont la littérature scientifique dispose actuellement à propos des rapports entre les points-limites d'écotoxicité mesurables sur des sols pollués et ceux mesurés sur des échantillons dopés en sels de métal, soit les facteurs (A/L) *Ageing/Leaching.* A titre d'exemple, un facteur A/L d'une valeur de 2 signifie qu'il faut que la concentration soit deux fois plus élevée dans un sol lessivé et vieilli pour que métal produise le même effet que dans une expérience classique de toxicité réalisée au laboratoire.

Des gammes de valeurs empiriques des facteurs (A/L) ont pu être rapportées pour les différents métaux lourds. Elles sont reprises graphiquement ci-dessous.

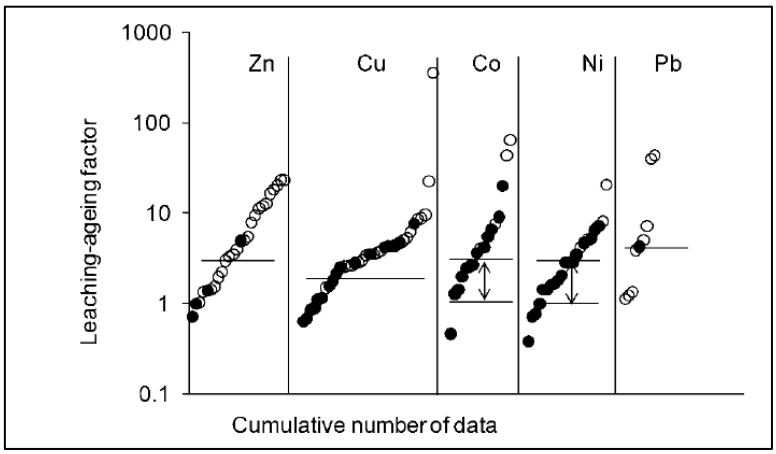

Figure 7 : Gammes de variation des valeurs empiriques des facteurs (A/L) Ageing/Leaching mesurés sur une série de 3 (Co, Zn, Ni, Pb) à 7 (Cu) sols sur lesquels ont été effectués entre 3 (Pb) et 9 (Co) tests écotoxicologiques différents. (Figure reprise de Smolders et al. (2009), cf. 2.1. (3) ci-dessus).

En pratique, pour corriger les données sélectionnées (cf. 1.5.2) pour les effets de lessivage-vieillissement, les valeurs du tableau 1 (représentées schématiquement par les barres horizontales à la **Figure 7**) sont proposées pour être considérées. Pour le cobalt et le nickel, il a pu être mis en évidence expérimentalement une variation des facteurs (A/L) avec le pH du sol, de sorte que la valeur à retenir (selon le pH retenu pour une terre excavée standard) peut être déduite de ces relations. Pour le cuivre, le plomb et le zinc, aucune règle de variation avec les propriétés du sol n'a encore pu être mise en évidence, de sorte que les facteurs proposés sont des valeurs à caractère générique (applicable sans distinction à tout type de sol ou de matière). Il est important de noter que ces valeurs gardent un caractère conventionnel compte tenu de la gamme de variation des valeurs expérimentales. Elles sont proposées pour être retenues dans la mesure où elles résultent d'un choix de type « conservatif » qui a été opéré par les experts désignés par les Etats membres de l'Union européenne dans le cadre des dossiers REACH et de la définition des procédures de l'Union européenne pour l'évaluation des risques et la dérivation de valeurs PNEC[25].

Tableau 6 : Valeurs du paramètre (A/L) proposées pour la correction des données brutes (Valeurs issues).

Elément	**Facteur de vieillissement-lessivage (*ageing/leaching factor*)**
Arsenic (2)	2
Cadmium	/
Chrome (2)	2,5
Cobalt (1)	1,2 à 3,5 (selon la valeur du $pH_{CaCl2\ 0,01M}$ du sol)
Cuivre (1)	2
Mercure (3)	2,5
Nickel (1)	1 à 4 (selon la valeur du $pH_{CaCl2\ 0,01M}$ du sol)
Plomb (1)	4
Zinc (1)	3

[25] Le propos vaut strictement pour le zinc, le cuivre, le nickel et le plomb. Pour l'arsenic et le chrome les valeurs sont reprises des options retenues de l'approche méthodologique qui a été développée en 2011 en Australie pour la définition de seuils limites écotoxicologiques pour les sols. Pour le mercure, la valeur est fixée par analogie avec le chrome d'après la moyenne des valeurs du paramètre (A/L) proposées pour le cadmium, le cuivre, le cobalt, le nickel, le plomb et le zinc.

(1) Données issues de Smolders *et al.* (2009) mises à jour dans l'outil « *Metal_PNECsoil_calculator _v4_1.xlsm* » (http://www.arche-consulting.be/_metal-csa-toolbox/soil-pnec-calculator/).

(2) Données issues du NEPC (2011). Soil Quality Guidelines for Arsenic, Chromium (III), Copper, DDT, Lead, Naphthalene, Nickel & Zinc.

(3) Valeur fixée d'après la moyenne des valeurs du paramètre (A/L) proposées pour le Cd, Cu, Co, Ni, Pb et Zn.

Suivant le protocole méthodologique préconisé dans Smolders *et al.*, le facteur (A/L) s'applique à la donnée écotoxicologique (NOEC ou EC_{10}) de laquelle a été préalablement déduite la concentration de fond (la concentration d'origine géogénique) du polluant pour l'expérimentation réalisée (*Equations 1 et 2*). La logique sous-jacente est d'assurer que les corrections effectuées ne portent bien que sur le métal ajouté sous forme de sel soluble et non pas sur la concentration totale. On obtient ainsi un paramètre NOEC (ou EC_{10}) corrigé pour la concentration de fond expérimentale ($NOEC_{exp-Cfond}$)[26] puis corrigé pour les effets de vieillissement/lessivage ($NOEC_{a-l}$)[27] :

$$NOEC_{exp-Cfond} = NOEC_{exp} - Concentration\ de\ fond_{expérimentale} \quad \text{[Eq.1]}$$

$$NOEC_{a-l} = (NOEC_{exp-Cfond} \times \frac{A}{L} facteur) \quad \text{[Eq.2]}$$

Suivant les recommandations méthodologiques formulées dans les rapports européens, le facteur (A/L) n'est appliqué que pour la correction des données issues de tests de courte durée. En pratique, lorsque les données ont porté sur des échantillons de sols préalablement équilibrés avec les concentrations ajoutées durant au moins 10 jours, aucune correction n'a été effectuée (facteur (A/L) = 1).

Pour ce qui concerne les polluants de la famille des HAP's, aucune correction des données pour les effets de lessivage-vieillissement n'a été introduite. Ceci est justifié par le fait que les données scientifiques sur la réduction de l'écotoxicité des composés HAP's avec le temps ne sont à ce jour pas suffisamment documentées que pour opérer de façon analogue avec ce qui est proposé pour les métaux lourds[28].

1.7. Détail de l'étape 3 - Normalisation des données aux propriétés retenues pour le sol générique.

Un ajustement des données est ensuite effectué pour tenir compte du fait que la réponse écotoxique du polluant dans les sols peut varier en fonction des propriétés physico-chimiques des sols, ce que l'on attribue à une variation dans le taux de biodisponibilité du polluant considéré.

Partant des relations reportées dans la littérature à propos, soit des règles de variation de la biodisponibilité du polluant, soit des règles de variation de points-limites écotoxicologiques, on procède à une normalisation des données aux propriétés du sol que l'on prend pour référence (sol génériques). Cette normalisation tient compte de ce que le sol de référence n'a pas les mêmes propriétés que le sol des expériences.

1.7.1. Propriétés du sol générique prises comme référence

Ces propriétés sont reprises de celles qui figurent dans le GRER v03 – partie B et sont reprises ci-dessous :

Tableau 7 : Propriétés du sol générique (valeurs reprises du GRER v03 – partie B).

[26] Également désigné dans la littérature comme NOEC (ou EC_{10}) $_{added}$.
[27] Également désigné dans la littérature comme NOEC (ou EC_{10}) $_{aged}$.
[28] Sverdrup L.E., J. Jensen, P.H. Krogh, J. Stenersen. (2002). Studies on the effect of soil aging on the toxicity of pyrene and phenanthrene to a soil-dwelling springtail. Environ Toxicol Chem. 21(3):489-92.

Propriétés	Valeurs des paramètres
% Argile	9
pH (eau)(1)	5,0
pH ($CaCl_2$ 0,01 M)(1)	4,3
% Matière organique	2,3
CEC (cmolc/kg)	11,0
eCEC (2, 3) (cmolc/kg)	7,3

(1) Valeurs calculées au départ des relations empiriques entre les valeurs pH_{KCL} (M), $pH_{CaCl2\ -\ 0,01\ M}$ et pH_{eau} figurant dans S-Risk[29].
(2) Capacité d'Echange Cationique Effective : valeur de la CEC au pH du sol
(3) D'après la relation de Helling *et al.* (1964)[30]:

$$eCEC = (30 + 4.4\,pH) \times \frac{\%\ Argile}{100} + (-34.66 + 29.72\,pH) \times \frac{\%\ Matière\ Organique}{100}$$

1.7.2. Normalisation des données dans le cas des polluants organiques

Les données écotoxicologiques sont ajustées sur la base de la teneur en matière organique, considérée comme le facteur le plus déterminant de l'adsorption ainsi que de la biodisponibilité et au final l'écotoxicité des polluants. La relation suivante est utilisée:

$$NOEC\ (ou\ EC_{10}\ ou\ L(E)C_{50})_{(matière\ standard)} = NOEC\ (ou\ EC_{10}\ ou\ L(E)C_{50})_{(expérimental)} \times \frac{Fom\ (matière\ standard)}{Fom\ (sol\ expérimental)} \quad [Eq.3]$$

avec *Fom*, la fraction de matière organique [$kg.kg^{-1}$].

L'usage de cette relation pour la normalisation des données est introduit dans le rapport de Verbruggen *et al.* (2001) (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (1)). L'équation est également reprise dans la méthode de référence du TGD (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (4)). Suivant les lignes directrices formulées par le RIVM (Verbruggen *et al.* (2001)), la règle suivante est adoptée pour limiter la plage de valeurs sur laquelle l'équation [3] s'applique :

SI *Fom* > 30% ALORS Fom est plafonné à 30%.

1.7.3. Normalisation des données dans le cas des polluants inorganiques

L'ajustement se réalise à partir de pentes de régression établies au cours d'expériences réalisées sur des sols artificiellement pollués (en laboratoire). Ces pentes sont déduites de l'étude des corrélations pouvant exister entre la toxicité du polluant envers des espèces modèles et les propriétés générales des sols : pH, CEC ou eCEC, % d'argile, % matière organique). Il est important de noter que ces études ont également porté sur des sols artificiellement enrichis en métaux dans des essais de courte durée. La normalisation des données préalablement corrigées pour les effets de vieillissement s'effectue donc sous l'hypothèse, plus ou moins démontrée selon les cas, que les corrélations significatives mises en évidence restent valables après vieillissement des apports en métaux réalisés.

[29] VITO-ISSEP (2017). S-Risk version for the Walloon region: Technical guidance document.
[30] Helling C.S., H.G. Chesters and R.B Corey. (1964). Contribution of organic matter and clay topsoil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Science of America Proceedings*, 28, 517-520.

Les propriétés de sol considérées pour les différents métaux lourds sont données au **Tableau 8** ci-dessous. Elles s'appliquent distinctement selon les groupes d'espèces (plantes, invertébrés et micro-organismes/processus microbiens). Les valeurs de pente sont reprises des travaux qui sont à l'origine des différentes régressions et qui sont cités dans le rapport MERAG (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (3)).

Tableau 8 : Propriétés utilisées pour la correction des données pour la biodisponibilité (repris du rapport MERAG (cf. 2.1.1 (3)) ainsi que de l'outil « Metal_PNECsoil_calculator _v4_1.xlsm »).

	Propriété(s) du sol pour la normalisation des données d'écotoxicité
Cuivre	CEC, % matière organique, % argile et $pH_{CaCl2\ 0,01M}$
Plomb	eCEC
Nickel	CEC
Zinc	CEC, $pH_{CaCl2\ -\ 0,01M}$ et concentration de fond en zinc

Le paramètre $NOEC_{a-l}$ déduit de l'Equation [2] est ajusté d'après :

$$NOEC_{aj} = NOEC_{a-l} \times \left(\frac{Propriété\ matière\ standard}{Propriété\ expérimentale}\right)^{Pente} \quad [Eq.4]$$

Avec :

$NOEC_{aj}$ = la valeur de NOEC ajustée à la biodisponibilité attendue selon les propriétés de la matière standard ;

Propriété matière standard = valeur, pour la matière standard, de la propriété physico-chimique pour laquelle une régression significative avec un point-limite écotoxicologique a été mise en évidence ;

Propriété expérimentale = valeur, pour le sol expérimenté, de la propriété physico-chimique pour laquelle une régression significative avec un point-limite écotoxicologique a été mise en évidence ;

Pente = pente de régression à sélectionner pour le groupe taxonomique et l'espèce modèle étudiée.

Si plusieurs propriétés sont déterminées comme influençant significativement ensemble l'écotoxicité du polluant envers l'espèce étudiée, l'*Equation 4 bis* est plutôt utilisée :

$$NOEC_{aj} = NOEC_{a-l} \times \left(\frac{Propriété\ 1\ de\ la\ matière\ standard}{Propriété\ expérimentale\ 1}\right)^{Pente\ 1} \times \left(\frac{Propriété\ 2\ de\ la\ matière\ standard}{Propriété\ expérimentale\ 2}\right)^{Pente\ 2} \quad [Eq.4bis]$$

1.8. Détail de l'étape 4 : Extrapolation à l'écosystème et recherche des valeurs de concentration critiques assurant un impact négligeable sur l'écosystème

1.8.1. Procédure générale de traitement des données écotoxicologiques ajustées

A la suite de l'étape de normalisation, les données sont traitées afin d'en déduire les valeurs limites (VS_E) souhaitées, soit :

- HC_{20} : la concentration associée à un taux de protection (TP) de 80 %, déterminant la (proposition de) VS_E pour les usages de type I et II,
- HC_{40} : la concentration associée à un taux de protection (TP) de 60 %, déterminant la (proposition de) VS_E pour les usages de type III,

ainsi que les indices HC_5, HC_{10} et HC_{50} établis à titre orientatif.

Cette dernière étape peut faire intervenir trois catégories de traitement des données en fonction de divers critères que sont : le type de test (court-terme *versus* long terme), l'effet testé ou encore les groupes taxonomiques et espèces étudiés. Les trois catégories de traitement sont :

- l'extrapolation statistique,
- l'extrapolation par l'application de facteurs,
- les relations d'équilibre de partition sol/eau (pour l'exploitation de données portant sur le milieu aquatique, dans les cas où cela se révèle nécessaire).

La méthodologie de mise en application de ces trois traitements est relativement commune entre ce qui a été réalisé pour la Wallonie (GRER, 2012-2015) et ce qui est préconisé au niveau de l'Europe (TGD, 2003) et repris par les Pays-Bas (RIVM, 2007). La procédure mise en œuvre est la suivante :

- S'il existe un nombre suffisant de données écotoxicologiques (de toxicité aigüe ou chronique), la méthode générale de l'extrapolation statistique est mise en œuvre. La méthode est détaillée en 1.8.2 ci-dessous conjointement avec les autres méthodes.

  Par « un nombre suffisant de données écotoxicologiques », on entend l'existence de données pour au moins 4 groupes taxonomiques différents ou 4 processus microbiologiques différents.

  Par « groupe taxonomique » (ou « taxon[31] »), il est convenu d'entendre un embranchement (ou « phylum ») comme préconisé dans le TDG à l'échelle européenne. Le phylum est le deuxième des niveaux de classification classique des espèces vivantes (cf. **Figure 8**) ;

- S'il n'existe qu'un faible nombre de données écotoxicologiques (de toxicité aigüe ou chronique), c'est-à-dire concrètement des données pour moins de 4 groupes taxonomiques différents, c'est la méthodologie de l'application de facteurs qui est retenue.

- S'il n'existe aucune donnée écotoxicologique de type « terrestre », on fait appel aux relations d'équilibre sol/eau : les données écotoxicologiques de type « aquatique » sont alors exploitées *via* l'utilisation des coefficients de partition du polluant entre les phases liquide et solide (qui permettent la conversion de données de concentrations dans l'eau en concentrations dans une phase solide). Dans cette approche, les données relatives aux effets sur les poissons ne sont toutefois pas prises en compte.

[31] Le taxon est une unité quelconque (genre, famille, espèce, sous-espèce, etc.) des classifications hiérarchiques des êtres vivants.

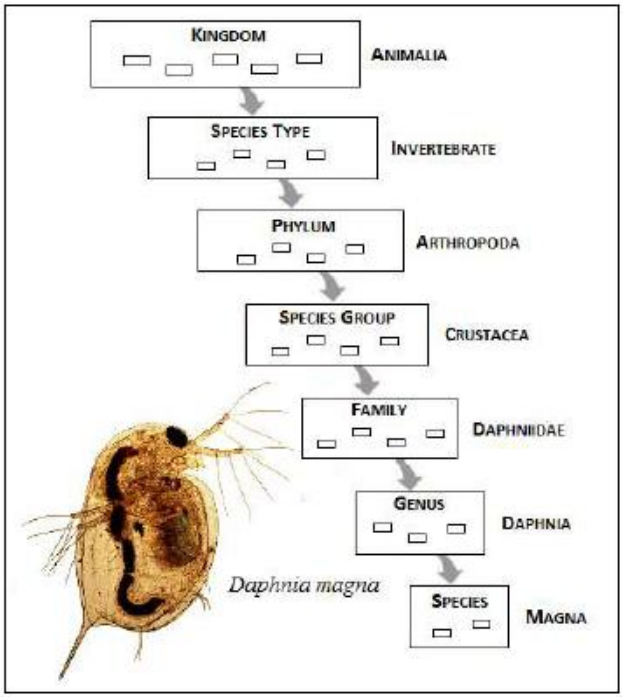

Figure 8 : Exemple de classification taxonomique pour l'espèce Daphnia magna.

1.8.2. Détail de la procédure

(1) Prétraitement des données

Avant d'entamer le traitement des données écotoxicologiques (les données corrigées et normalisées comme décrit en 1.6 et 1.7 *supra*) :

- on procède à leur regroupement par espèce (ou processus microbiologique) d'une part, puis par type d'effet étudié, d'autre part ;
- on établit ensuite la valeur de la moyenne géométrique pour les données relatives à une même espèce et à un même effet étudié ;
- on identifie pour chaque espèce l'effet le plus sensible : il s'agit de l'effet qui correspond à la moyenne géométrique la plus faible ; c'est cette valeur qui est finalement retenue pour chaque espèce.

(2) Détermination des valeurs $HC_{(100-TP\%)}$ pour les espèces du sol et processus biologiques du sol

Les données « processus biologiques » (microorganismes) et « espèces du sol » (invertébrés/plantes) sont traitées séparément afin de fournir dans un premier temps deux valeurs distinctes de concentrations critiques. On procède dans chaque cas comme suit :

- Si les données d'écotoxicité chronique (ex. : NOEC ou EC_{10}) se rapportent à plus de 4 groupes taxonomiques différents (ou 4 processus dans le cas des microorganismes), le calcul des concentrations critiques s'effectue uniquement sur la considération de ces données (on n'utilisera pas les données d'EC_{50}/LC_{50} éventuellement disponibles). Les seuils $HC_{(100-TP\%)}$ seront calculés par **extrapolation statistique** réalisée à partir des données après avoir vérifié qu'elles suivent bien la loi log-normale de distribution des valeurs[32]. Les percentiles 20, 40 (et à titre

[32] Deux remarques importantes :
- Pour la recherche des valeurs VS_E qui ont fondé les Valeurs Seuil (VS) du DGS c'est plutôt la loi log-logistique qui a été utilisée, conformément aux méthodes qui avaient été initialement préconisées par le RIVM (méthodes d'Aldenberg et Slob (1993) décrites dans le GRER v02 – partie D, annexe D2) ;

orientatif aussi : 50 (=médiane), 10 et 5) ainsi calculés permettront de déterminer les valeurs HC recherchées.

- Si le nombre de données d'écotoxicité chronique se rapporte à moins de 4 groupes taxonomiques différents (ou moins de 4 processus dans le cas des microorganismes), la méthode des facteurs est appliquée (voir ci-dessous pour la définition des facteurs appliqués). Selon les données disponibles, la méthode privilégiera d'abord le recours aux données terrestres puis aux données aquatiques.

- Pour le traitement des données terrestres, les données de toxicité aiguë et chronique sont traitées séparément et la moyenne géométrique des deux valeurs issues du traitement sera retenue. Le traitement des données terrestres de toxicité aigüe s'effectue de façon analogue (extrapolation statistique si les données se rapportent à minimum 4 groupes taxonomiques ou méthode par application de facteurs autrement).

- Pour ce qui concerne les facteurs utilisés lorsque la méthode statistique n'est pas applicable, il s'agit des valeurs présentées au **Tableau 9**. Ces valeurs sont justifiées comme suit :

    - les facteurs sélectionnés pour les NOEC et EC_{10} ont été recherchés d'après la moyenne des valeurs empiriques que l'on peut déduire des jeux de données où la méthode générale a pu être appliquée (recherche des facteurs permettant de retrouver les valeurs des percentiles 50, 40, 20, 10, et 5 au départ de la moyenne géométrique). Ces valeurs empiriques sont données au Tableau 10.

    - les facteurs sélectionnés pour les $L(E)C_{50}$ correspondent aux valeurs sélectionnées pour les NOEC et EC_{10} multipliées par un facteur 10 ; ceci suit une règle générale couramment adoptée selon laquelle un facteur de 10 peut être adopté par défaut pour convertir les données de toxicité aigüe en estimation de donnée chronique (*Acute-to-chronic ratio*, ACR)[33].

Tableau 9 : Facteurs à appliquer aux données d'écotoxicité distingués en fonction des niveaux de protection souhaités de 80 %, 60 % (et à titre orientatif (en gris) : 95 %, 90 % et 50 %) et des espèces potentiellement présentes et des processus microbiens normalement attendus dans le sol générique.

Niveau de protection	NOEC et EC_{10}	$L(E)C_{50}$
95 %	Moyenne géométrique /5	Moyenne géométrique /50
90 %	Moyenne géométrique /3,5	Moyenne géométrique /35
80 %	Moyenne géométrique/2,5	Moyenne géométrique/25

cependant, tel que mentionné dans les travaux plus récents du RIVM (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (1)), la loi log-normale, qui est d'application plus simple, peut également être appliquée.

- préalablement à l'application de loi statistique de distribution log-normale des valeurs (pour la recherche, par extrapolation des valeurs des paramètres $HC_{50,}$ $HC_{40,,}$ $HC_{20,}$ $HC_{10\ et}$ HC_5), il est impératif de déterminer si les données écotoxicologiques répondent effectivement à cette loi ou non (test statistique de normalité de Shapiro-Wilk appliqué sur les données transformées (ln(concentration))). Dans la négative, l'extrapolation statistique ne peut se réaliser et l'on passera par la méthode d'extrapolation via l'application de facteurs.

[33] Traas T.P. (2001). Guidance document on deriving Environmental Risk limits. RIVM report N°601501012, Bilthoven, The Netherlands.

60 %	Moyenne géométrique/1,3	Moyenne géométrique/13
50 %	Moyenne géométrique	Moyenne géométrique /10

Tableau 10 : Valeurs empiriques des facteurs estimateurs des valeurs des percentiles 50, 40, 20, 10, et 5 déduites des courbes SSD relatives au Pb (processus) et au Zn (processus). Les valeurs correspondent au quotient entre la moyenne géométrique et la valeur du percentile – X déduit du traitement statistique de la courbe SSD. Les facteurs estimateurs finaux sont déduits de la moyenne des valeurs empiriques, après arrondi. Il s'agit des valeurs par lesquelles il faut diviser la moyenne géométrique pour avoir une estimation du percentile - X.

Niveau de protection	Percentile	Rapports moyenne géométrique/percentile d'après la courbe SSD du Plomb (processus)	Rapports moyenne géométrique/percentile d'après la courbe SSD du Zinc (processus)	Moyenne	Moyenne arrondie
95 %	0,5	4,5	5,4	4,9	5
90 %	0,1	3,2	3,7	3,5	3,5
80 %	0,2	2,2	2,4	2,3	2,5
60 %	0,4	1,3	1,3	1,3	1,3
50 %	0,5	1	1,0	1	1

- Pour le traitement des <u>données aquatiques</u>, les données considérées sont des données d'écotoxicité chroniques seules si elles existent pour plus de 4 groupes taxonomiques différents. Dans ce cas, l'extrapolation statistique peut être réalisée et se conclut par l'application de la théorie de partition à l'équilibre. Dans le cas contraire, les données de toxicité chronique et aiguë sont traitées séparément. Pour chacune d'elle, la théorie de partition à l'équilibre est appliquée et la moyenne géométrique est retenue.

- Dans certains cas critiques où les données sont particulièrement peu nombreuses, les données terrestres chroniques, les données terrestres aiguës, les données aquatiques chroniques et les données aquatiques aiguës pourront éventuellement être traitées séparément et en parallèle afin de donner plusieurs options de valeurs de concentration critique. Dans ce cas la moyenne géométrique est en principe retenue sauf l'existence d'éléments d'analyse motivant un autre choix.

- Si, pour les polluants organiques, aucune donnée d'écotoxicité n'est disponible, ou lorsque le nombre de données d'écotoxicité aquatiques (chroniques ou aiguës) est inférieur à 4, un recours aux *Quantitative Structure Activity Relationships* (QSARs[34]) peut être fait. Les valeurs obtenues par extrapolation des NOEC estimées à l'aide des QSARs sont divisées par un facteur 10 pour déterminer les HC.

(3) Correction pour les concentrations de fond dans le cas des métaux.

[34] L'approche QSAR se fonde sur des corrélations entre la toxicité d'un composé particulier et l'un ou l'autre paramètre structurel caractérisant ce composé (le coefficient de partition octanol-eau K_{ow} par exemple). L'approche QSAR dans le cadre précis de la recherche de points limites de concentration à signification écotoxicologique est détaillée dans la partie III du TGD (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (4)).

Dans le cas particulier des métaux, les valeurs de HC obtenues pour les processus et les espèces concernent des fractions ajoutées (*Added Risk Approach*). Elles doivent encore être majorées de la fraction supposée biologiquement inactive de la concentration de fond. La relation suivante (Equation 5)[35] est utilisée:

$$HC_x = CC_x + (1 - \varphi)Cb \qquad \text{[Eq. 5]}$$

avec :

HC_x [mg/kg_{sol}] : la concentration du sol (générique) assurant un taux de protection de (100 - x) % des espèces ou processus biologiques normalement présents ;

CC_x [mg/kg_{sol}] : la concentration critique pour un taux de protection de (100 - x) % des espèces ou processus biologiques telle que déduite des opérations décrites *supra* (approche « *risk added* » où les concentrations de fond des sols expérimentaux ont été défalquées des valeurs des points-limites) ;

φ [-] : la fraction biologiquement active ou biodisponible de la concentration de fond considérée pour le sol générique;

Cb [mg/kg_{sol}] : la concentration de fond considérée pour le sol générique.

L'application de l'équation [5] suppose de définir la concentration de fond Cb caractéristique du sol générique et, d'autre part, la fraction φ de cette concentration de fond qui est biologiquement active ou biodisponible.

Pour ce qui concerne la valeur de la concentration de fond Cb, il a été convenu de l'attribuer d'après le percentile-90 de la distribution des teneurs habituelles du sol dans la Base de données POLLUSOL 1[36]. Il s'agit d'une option identique à celle qui a été considérée dans les travaux de 2004 pour l'établissement de la composante écotoxicologique (VS_E) des valeurs seuil du décret du 5 décembre 2008[37].

Cette option est encore justifiée à la section 1.10 ci-après.

Concernant la signification de la valeur, il y a lieu de considérer que l'objectif des travaux de POLLUSOL 1 était d'estimer et de cartographier les concentrations de fond en éléments traces métalliques (ETM) et micropolluants organiques (MPO) dans les sols de la Wallonie, à l'exception de ceux susceptibles de porter l'empreinte de pollutions atmosphériques de proximité. Au cours de cette étude 163 points de sondage ont été investigués par carottage et analyse du sol de surface et de profondeur. Il s'agit de sites (points de sondage) éloignés de toutes sources de pollution, représentatifs des différents types de sol présents en Wallonie et répartis sur l'ensemble du territoire wallon (points de sondage sélectionnés de façon à couvrir les différents types de sol de façon proportionnelle à leur représentativité respective en terme de surface). En moyenne, 3 échantillons par site (en surface et à 2 profondeurs), soit au total 484 échantillons, ont été analysés pour leur contenu en éléments traces métalliques (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn).

Les valeurs des percentiles-90 ont été calculées au départ des teneurs représentatives des concentrations rencontrées dans le profil, lesquelles correspondent aux moyennes des concentrations mesurées dans les différents horizons pondérées par la hauteur de ceux-ci. Les résultats obtenus constituent les propositions pour le paramètre Cb. Ils sont donnés au **Tableau 11** conjointement avec les valeurs moyennes.

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

[36] Convention d'étude SPAQuE – UCL – FUSAGx : Établissement et cartographie des teneurs bruits de fond en éléments traces métalliques (ETM) et micro-polluants organiques (MPO) dans les sols de la Région Wallonne » (POLLUSOL). Rapport final, janvier 2003).

[37] SPAQuE (2004). Etablissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne ; Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI) ; Document de consultation, mars 2004.

Tableau 11 : Valeurs moyennes et percentiles-90 (en mg/kg $_{sol\ sec}$) déduites des teneurs moyennes en métaux dans les 163 profils échantillonnés dans le cadre de la convention POLLUSOL. Les teneurs moyennes dans les profils échantillonnés correspondent aux concentrations mesurées dans les différents horizons pondérées par la hauteur de ceux-ci (SPAQuE, 2004[38]).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	mg/kg							
Teneur moyenne (mg/kg) dans les 163 profils échantillonnés dans le cadre de POLLUSOL	11,6	0,20	33,9	13,9	0,05	24,1	24,5	67,2
Valeurs des percentiles 90	18	0,58	49	20	0,2	34	105	120

Pour ce qui concerne la fraction φ biologiquement active ou biodisponible, il s'agit d'un paramètre encore[39] difficilement maîtrisé[40]. Partant du fait que la biodisponibilité des concentrations naturelles géogéniques est considérablement plus basse que celle qui est déterminée dans les tests écotoxicologiques, l'approche hollandaise a considéré, pour des raisons pratiques, que le métal d'origine géogénique est entièrement non biodisponible (φ = 0). Cette hypothèse rencontre cependant deux objections. D'une part, la vie sur terre elle-même ne serait pas possible si le zinc, le cuivre (pour les enzymes) ou le molybdène (pour la fixation de l'azote) du sol n'étaient pas au moins partiellement biodisponibles. D'autre part, les concentrations mesurables dans les sols - même en absence de pollution d'origine locale (avec source d'émission identifiable) - ne sont plus en aucun endroit du territoire exclusivement d'origine exclusivement géogénique : elles peuvent au moins en partie aussi résulter de pollutions diffuses (dont des pollutions atmosphériques de proximité) ou d'apports de matières exogènes s'il s'agit de sols urbains ou sub-urbains qui ont pu être remaniés et mélangés avec des matériaux d'apport.

Considérant le contexte dans lequel s'inscrit le développement de la présente méthode (qui impose de justifier suffisamment de précaution dans le calcul des valeurs HC finales), il est proposé de s'écarter légèrement de l'approche suivie aux Pays-Bas ainsi que dans le TGD en adoptant par défaut[41] une valeur fixe pour le paramètre : φ = 0,3.

Cette valeur par défaut provient de l'application aux données du **Tableau 7** de l'équation suivante :

$$\varphi = 1{,}824 - 0{,}249 \times pH_{eau} \text{ (n = 34, } r^2 = 0.72) \qquad \text{[Eq. 6]}$$

qui a été considérée dans les méthodes adoptées pour le calcul des valeurs seuil de l'annexe 1 du décret du 5 décembre 2008 (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (2))[42].

L'option de sélectionner une valeur de φ = 0,3 - correspondant à fraction non biologiquement active de 70 % - est encore justifiée à la section 1.10 ci-après.

[38] SPAQuE (2004). Etablissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne ; Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI) ; Document de consultation, mars 2004.

[39] Selon notre connaissance de la littérature à ce sujet. (NB : une revue de la littérature scientifique récente sur la question de la biodisponibilité des teneurs en métaux lourds d'origine strictement géogénique sort du cadre du travail et n'a pas été effectuée).

[40] La méthode de Peijnenburg *et al.* (cf. note de bas de page n°35) prévoyait de pouvoir faire varier le paramètre φ de 0 à 100 %.

[41] A défaut de valeurs plus détaillées et ajustées pour les différents polluants d'après un examen détaillé de la littérature scientifique récente.

[42] Il s'agit d'une relation statistique dégagée entre le Cd extractible sur base de tests de lessivages de longue durée réalisés en laboratoire avec une solution saline diluée, et les propriétés générales de 34 sols représentatifs des sols de Wallonie. Cette équation n'est strictement valable que pour le cadmium et dans les conditions où elle a été obtenue ; elle est néanmoins maintenue pour une approximation du paramètre φ à défaut d'une meilleure proposition d'équation prédictive connue de notre part à ce jour.

1.8.3. Non correction des HC_x pour les facteurs d'évaluation (« assessment factor » selon les recommandations méthodologiques du TGD)

Les recommandations méthodologiques du TGD ont prévu une évaluation finale des incertitudes associées au calcul des valeurs et, le cas échéant, l'introduction d'un facteur multiplicateur (*assessment factor*) supplémentaire. Dans la mesure où les méthodes du TGD concernent strictement la recherche de valeurs PNEC, les facteurs d'évaluation du TGD s'appliquent à des HC_5.

Des facteurs multiplicateurs de 2 ont été avancés pour le nickel et le plomb et des facteurs allant de 1 à 2 pour le cadmium et le zinc.

Le bien-fondé relatif de l'usage des « *assessment factor* » est discuté dans les publications du MERAG[43] et dans Smolders *et al.* (2009)[44].

Par convention, ces facteurs n'ont pas été utilisés ici. La raison est que les méthodes sont ici mises en œuvre avec la finalité d'en déduire des valeurs limites qui ne sont pas des objectifs de qualité mais des valeurs destinées à discriminer, parmi les terrains pollués, ceux à considérer comme potentiellement préoccupants et ceux qui ne le sont pas. Cette finalité impose, pour des raisons de pragmatisme d'application, de considérer une certaine marge de risque comme raisonnablement acceptable (cette considération n'étant pas de mise pour la définition de PNEC).

1.8.4. Détermination des HC_x pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs (empoisonnement secondaire)

Les risques pour les oiseaux/les mammifères sont envisagés pour les polluants ayant tendance à la bioaccumulation/bioamplification. Suivant les recommandations du RIVM (1998)[45], ces risques sont considérés pour tous les métaux et dans le cas des polluants organiques, uniquement pour les substances dont le poids moléculaire est inférieur à 600 et la valeur de log K_{ow} supérieure à 3.

Deux procédures de calculs sont réalisées en parallèle. L'une s'attache à l'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et mammifères en considérant une chaîne trophique extrêmement simplifiée: sol → vers → oiseaux et mammifères. L'autre vise spécifiquement les herbivores pâturants.

Les deux procédures sont mises en œuvre respectivement comme suit :

- Pour les oiseaux et mammifères (hors herbivores) : le principe suivi repose sur l'approche initialement développée par Romijn *et al.* (1991)[46] pour le calcul d'une *Maximum Acceptable Risk Level* (MAR) : une concentration maximale admissible en polluant dans le sol n'entraînant pas d'effet néfaste pour l'oiseau/le mammifère. Le paramètre MAR s'exprime globalement comme suit :

  $$MAR = NOEC_{oiseaux/mammifères}/BCF_{vers} \qquad [Eq.\ 7]$$

  avec NOEC, *No Observed Effect Concentration,*

[43] ICMM (2007) - Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG). Fact sheet N°7. Uncertainty analysis.
[44] Smolders E., K. Oorts, P. Van Sprang, I. Schoeters, C.R. Janssen, S.P. McGrath and M.J. Mclaughlin. (2009). Toxicity of Trace Metals in Soil as Affected by Soil Type and Aging After Contamination: Using Calibrated Bioavailability Models to Set Ecological Soil Standards. Environmental Toxicology and Chemistry, 28: 1633–1642.
[45] de Bruijn J., T. Crommentuijn, K. van Leeuwen, E. van der Plassche, D. Sijm, M. van der Weiden. (1998). Environmental Risk Limits in the Netherlands, RIVM report N° 601640001, Bilthoven, The Netherlands.
[46] Romijn C.A.F.M., R. Luttik, W. Sloof & J.H. Canton. (1991). Presentation of a general algorithm for effect-assessment on secondary poisoning. II terrestrial food chains. RIVM, report n° 679102007, Bilthoven, The Netherlands.

BCF_{vers}, facteur de transfert sol-vers du polluant.

Dans ce calcul, on considère que l'oiseau/le mammifère consomme un maillon trophique intermédiaire, représenté dans le modèle par un ver de terre. Cette relation fait intervenir d'une part :

- un facteur de bioconcentration « sol → vers » (BCF_{vers}), modélisant la fraction de polluant passant du sol jusqu'au ver (($mg_{polluant}/kg_{vers\ poids\ frais}$)/(mg $mg_{polluant}/kg_{sol\ sec}$)) ;
  et d'autre part, une $NOEC_{oiseaux/mammifères}$, extraite de la littérature et représentant la concentration maximale en polluant dans la diète de l'oiseau/du mammifère (ici, supposée constituée exclusivement de vers), n'entraînant pas d'effet néfaste sur ce dernier (exprimée en $mg_{polluant}$ /kg d'aliment.

Dans la procédure telle qu'elle a été suivie, les règles de traitement des données $NOEC_{oiseaux/mammifères}$ sont identiques à celles décrites pour les processus biologiques et espèces du sol, de façon à aboutir par analogie sur des valeurs HC_x assurant une protection de 80 % ou 60 % (et à titre orientatif de 95 %, 90 % et 50 %) des espèces d'oiseaux et mammifères potentiellement présents dans l'écosystème. Dans la procédure, les données oiseaux sont toutefois traitées séparément des données mammifères (étant donné leur sensibilité potentiellement différente au polluant considéré) aboutissant à deux propositions de valeurs HC_x. Une autre différence avec les méthodes précédentes est que l'échelle du groupe taxonomique est ramenée à celle de l'espèce et non de l'embranchement.

- Pour les herbivores pâturants : le principe suivi repose sur une méthode décrite par le CCME (1996)[47] consistant à calculer une concentration maximale admissible en polluant dans le sol n'entraînant pas d'effet néfaste pour l'herbivore consommant de l'herbe sur sa pâture ainsi que du sol entraîné lors du broutage[48]. Pour calculer cette concentration maximale admissible en polluant dans le sol, il est nécessaire de calculer le rapport entre la dose maximale journalière assimilable par ingestion (DMJP) et la diète de l'herbivore :
  - la DMJP dépend de la concentration maximale admissible en polluant dans la diète (c'est-à-dire une $NOEC_{herbivore}$, nommée $CM_{diète}$ dans le modèle) et qui est une valeur à rechercher dans la littérature pour l'herbivore d'intérêt ;
  - la diète de l'herbivore est composée dans ce modèle :
    - d'une part, d'herbe (dont la concentration en polluant peut être estimée à partir facteur de bioconcentration ($BCF_{sol\text{-}plante}$)),
    - et, d'autre part, du sol supposé ingéré quotidiennement lors du broutage et dont la quantité peut être déduite de relations empiriques, distinctes pour les espèces domestiques d'une part et les espèces sauvages d'autre part.

  La valeur déduite de cette approche est la concentration maximale en polluant dans le sol permettant de ne pas dépasser la dose maximale journalière assimilable par ingestion (DJMP). Il s'agit d'une valeur unique, non distinguée entre les différents niveaux de protection.

  Dans l'application qui a été effectuée de la méthode, la vache a été prise pour référence. La concentration limite en polluant dans le sol permettant de ne pas dépasser la DJMP pour la vache (soit le paramètre CMA, la Concentration Maximum Admissible) est comparée avec les valeurs HC_x déduites des autres approches (espèces du sol et processus biologiques, d'une part, empoisonnement secondaire pour l'oiseau/le mammifère d'autre part) de façon à vérifier que les valeurs de HC_x

[47] CCME (1996). A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME-EPC-101E.

[48] Dans ce modèle, l'exposition de l'herbivore au polluant par l'herbe et le sol qu'il consomme est fixée à 75 % de son exposition totale (les 25 autres pourcents proviennent d'une exposition autre telle que la consommation d'eau par exemple).

issues des autres approches sont suffisamment précautionneuses pour prévenir aussi l'empoisonnement secondaire des herbivores pâturants.

1.8.5. Considération générale des HC_x et des valeurs CMA issues des calculs de l'empoisonnement secondaire dans l'élaboration des propositions finales de VS_E révisées

Il est prévu d'une façon générale que les résultats des calculs de l'empoisonnement secondaire seront consignés en vue de pouvoir être repris dans certains contextes où ils pourraient être utiles (études de risques, situations particulières en exploitation agricole, …). Pour ce qui concerne leur prise en compte dans l'élaboration des VS_E, compte tenu des incertitudes qui pèsent sur certains paramètres sensibles intervenant dans les calculs (BCF_{vers} notamment), l'option méthodologique retenue est de considérer l'empoisonnement secondaire au cas par cas, en croisant l'ensemble des indications disponibles et en concertant les jugements experts.

1.9. Attribution d'un score de confiance (SC) sur les valeurs HC_x finales

Le tableau ci-dessous (adapté de Lijzen *et al.* (2001))[49] est finalement utilisé pour attribuer un score traduisant la confiance relative avec laquelle il faut considérer les valeurs finales (ou intermédiaires) des valeurs des paramètres HC_x. Le score de confiance (SC) traduit la qualité relative des données à partir desquelles les HC_x sont établies. Il est important de noter que la portée des scores SC se limite à la comparaison entre des résultats qui seraient issus de jeux de données de qualités distinctes : l'incertitude propre à la façon dont les valeurs sont établies n'est pas prise en compte dans les facteurs SC.

Tableau 12 : Critères pour l'attribution d'un score SC qualifiant le degré de confiance à accorder aux valeurs calculées des paramètres HC_x d'après l'état des données écotoxicologiques disponibles dans la littérature.

Espèces et processus	
SC élevé (SC = 3)	≥ 4 groupes taxonomiques terrestres disponibles et utilisés
SC moyen (SC = 2)	< 4 groupes taxonomiques terrestres disponibles et utilisés
SC faible (SC = 1)	La valeur HC_x repose uniquement sur l'exploitation de données aquatiques
Empoisonnement secondaire	
SC élevé (SC = 3)	Données disponibles pour 4 espèces différentes ou plus
SC moyen (SC = 2)	Données disponibles pour moins de 4 espèces différentes
SC faible (SC = 1)	Seulement une donnée disponible

[49] Lijzen J.P.A. , A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel. (2001).Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023, Bilthoven, The Netherlands.

Les critères du **Tableau 12** sont utilisés à titre de règle générale. Les scores obtenus sont encore modulés par concertation entre les jugements experts, prenant l'ensemble des éléments disponibles en considération.

1.10. Justification des choix portés à propos des valeurs des paramètres sensibles à caractère stratégique et conventionnels : $HC_{(100-TP\%)}$, Cb et φ

Les choix à propos des trois paramètres sensibles ($HC_{(100-TP\%)}$, Cb et φ) ont fait l'objet de travaux de concertation en comité technique restreint.

Concernant les seuils caractéristiques de protection des espèces (et processus) les valeurs de HC_{20} (types d'usage I et II) et HC_{40} (usage III) ont été retenues sur l'argument principal que ces conventions stratégiques sont celles qui ont été adoptées dans le premier travail de définition des VS_E réalisé entre 2002 et 2004[50].

Pour ce qui concerne les usages les plus sensibles (types I et II) pour lesquels l'enjeu écologique est plus particulièrement important, l'idée qui a été discutée d'éventuellement opter pour des taux de protection (TP %) plus importants n'a pas été retenue sous l'argument que la première fonction des seuils recherchés est d'effectuer un tri parmi les terrains pollués pour identifier ceux susceptibles de représenter une préoccupation sérieuse (la « menace grave »). A ce titre, le seuil de protection de 80 % (HC_{20}) est d'application plus réaliste et traduit mieux la notion de risque acceptable que les options plus strictes de 90 % (HC_{10}) ou 95 % (HC_5) plutôt caractéristiques des niveaux de risques négligeables.

Les concertations ont également abouti à opter pour rendre systématiquement équivalentes les valeurs HC_x de même que les valeurs VS_E proposables pour les usages de types I et II. Ce choix s'oppose à celui qui consisterait à opérer des distinctions notamment parce que les espèces représentatives sont différentes et également que les sols des zones naturelles ont des propriétés générales (e.a. de pH et de teneur en matières organiques) significativement différentes de celles des sols des zones agricoles (arguments qui ont prévalu dans les travaux de 2004). L'option pour des HC_x et VS_E équivalentes a finalement été retenue sous les arguments : d'une part de simplifier, et d'autre part de ne pas laisser entendre que l'un ou l'autre des deux types d'affectation serait à privilégier sous l'angle de la protection écologique.

Concernant le choix à propos de la statistique descriptive à retenir pour définir la valeur de concentration de référence Cb (cf. 2.8.2. (3) *supra*)), l'option de s'aligner sur la statistique (p-90 de la distribution des teneurs « habituelles ») qui avait déjà été considérée dans les travaux de 2004 a été retenue sous l'argument que cette valeur reste précautionneuse au regard de la distribution des concentrations de fond telle qu'on peut l'établir en incluant l'ensemble des surfaces où le décret sol est d'application. Pour le cuivre, à titre d'exemple, on peut montrer que le p-90 de la distribution des valeurs de teneurs habituelles (base de données POLLUSOL 1) correspond approximativement au p-25 de la distribution des concentrations en cuivre des sols repris dans la base de données du secteur de la construction[51].

Concernant le choix à propos du paramètre φ (la fraction biologiquement active ou biodisponible de la concentration de fond considérée pour le sol générique, cf. 2.8.2) il a

[50] SPAQuE (2004). Etablissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne - Procédure de calcul des normes pour le sol : valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI) - Document de consultation, mars 2004. (Note : rapport repris à l'annexe D2 de la partie D du « Guide de référence pour l'étude des risques – GRER », téléchargeable sur : http://dps.environnement.wallonie.be)

[51] Ram-Ses (2017). Validation (éco)toxicologique des seuils de concentration d'une série de dix polluants de la liste de l'Annexe II.1 de l'AGW du 14 juin 2001 et propositions pour une révision des valeurs. VALSECO - Rapport d'avancement N°3 : Définition détaillée de la méthodologie avec application à 10 polluants.

été convenu que le choix (***φ* = 0,3 ;** valeur fixée d'après une relation empirique disponible pour le cadmium) gardait une base plus intuitive que réellement scientifique. Selon toute vraisemblance, il s'agit d'un choix de type « *realistic worst case* » qui reste préférable à l'option ***φ* = 0.** Il a été convenu que la valeur de 0,3 reste à consolider dans le futur sur la base de nouvelles données scientifiques.

2. Résultats

2.1. Résultats pour les métaux lourds

2.1.1. Cuivre

	Seuils limites pour le cuivre corrigés (espèces et processus) pour la concentration de fond supposée inactive (14 mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	193	159	104	77	60	-	3	Données terrestres disponibles pour 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	200	156	90	62	46	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	1489	1145	596	425	298	-	2	Données disponibles pour 2 espèces
	Mammifères	990	559	148	55	24	-	3	Données terrestres disponibles pour 4 espèces différentes
	Herbivores pâturants (vache) Herbivores pâturants (mouton) Herbivores pâturants (moyenne géom.)			-	-	-	87 33 **53**	-	
	Minimum (espèces et processus)	193	**156**	**90**	62	46	-	**3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Cu/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	193	156	90	55	24	32	3	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Cu/kg sol]
	VS_E		**156**	**90**				**3**	La VSE pour les usages de type I et II est plafonnée à la valeur de 53 mg/kg pour tenir compte du risque d'empoisonnement secondaire pour les herbivores pâturants

2.1.2. Nickel

	Seuils limites pour le nickel corrigés pour la concentration de fond supposée inactive (24 mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	208	**166**	**98**	77	61	-	2	Données terrestres disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	183	**146**	**87**	69	56	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	13515	10396	5406	3861	2703	-	1	Données disponibles pour 1 espèce
	Mammifères	1123	864	449	321	225	-	2	Données terrestres disponibles pour 4 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	582	2	Une donnée terrestre disponible pour un herbivore
	Minimum (espèces et processus)	**183**	**146**	**87**	**69**	**56**	**-**	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Ni/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**183**	**146**	**87**	**69**	**56**	**582**	**1 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Ni/kg sol]
	VS_E		**146**	**87**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les processus du sol

2.1.3. Plomb

	Seuils limites pour le plomb corrigés (espèces et processus) pour la concentration de fond supposée inactive (73,5 mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	918	723	411	315	242	-	2	Données terrestres disponibles pour 3 groupes taxonomiques distincts
	Processus du sol	824	678	438	324	257	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	2267	1363	418	173	83	-	3	Données disponibles pour 5 espèces
	Mammifères	4887	3774	2071	1322	913	-	3	Données terrestres disponibles pour 9 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	3839	-	
	Minimum (espèces et processus)	**824**	**678**	**411**	**315**	**242**		**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Pb/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**824**	**678**	**411**	**173**	**83**	**3839**	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Pb/kg sol]
	VS_E		**678**	**411**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces (HC_{20}) et les processus du sol (HC_{40})

2.1.4. Zinc

	Seuils limites pour le zinc corrigés (espèces et processus) pour la concentration de fond supposée inactive (84 mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	514	415	256	207	170	-	2	Données terrestres disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	1344	1102	482	359	287	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	745	573	298	213	149	-	2	Données terrestres disponibles pour 2 espèces différentes
	Mammifères	598	377	129	58	30	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 espèces différentes
	Moyenne géométrique oiseaux et mammifères	667	465	196	111	67			
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	693	2	Une donnée terrestre disponible pour un herbivore
	Minimum (espèces et processus)	**514**	**415**	**256**	**207**	**170**	-	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Zn/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**514**	**377**	**129**	**58**	**30**	**693**	2 à 3	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Zn/kg sol]
	VS_E		**415**	**196**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol au niveau HC_{40} et les risques d'empoisonnement secondaire (oiseaux et mammifères) au niveau au niveau HC_{20}

2.1.5. Arsenic

	Seuils limites pour l'arsenic (mg/kg) pour une concentration de fond inactive de 12,6 mg/kg								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	43	36	25	21	19	-	2	Données terrestres disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	41	25	14	13	13	-	1	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents ; très grande plage de variation des données
	Oiseaux	469	361	188	134	94	-	2	Données disponibles pour 3 espèces
	Mammifères	253	191	99	61	40	-	3	Données terrestres disponibles pour 7 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	226	2	Une donnée terrestre disponible pour un herbivore (mouton)
	Minimum (espèces et processus)	**41**	**25**	**14**	**13**	**13**	**-**	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg As/kg]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**41**	**25**	**14**	**13**	**13**	-	**1 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg As/kg]
	VS_E		**32**	**21**				**1 à 2**	VS_E : moyenne des valeurs HC_x pour les espèces et les processus pondérée par leurs scores de confiance respectifs

2.1.6. Cadmium

	Seuils limites pour le cadmium corrigés (espèces et processus) pour la concentration de fond supposée inactive (0,41 mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_5	**CMA herbivores pâturants**	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	13,9	10,8	6,0	4,0	2,9	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	24,9	17,7	8,0	4,4	2,7	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	13,2	8,7	3,4	1,7	1,0	-	3	Données disponibles pour 5 espèces
	Mammifères	6,2	4,3	1,8	1,0	0,6	-	3	Données terrestres disponibles pour 5 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**13,9**	**10,8**	**6,0**	**4,0**	**2,7**	-	**3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Cd/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**6,2**	**4,3**	**1,8**	**1,0**	**0,6**	-	**3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Cd/kg sol]
	VS_E		**4,3**	**1,8**				**3**	VS_E articulée sur les risques d'empoisonnement secondaire pour les petits mammifères

2.1.7. Chrome

	Seuils limites pour le chrome (mg/kg) pour une concentration de fond inactive de 34,3 mg/kg								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_5	**CMA herbivores pâturants**	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	91	78	57	50	46	-	2	Données terrestres disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	414	325	191	133	102	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	919	707	368	263	184	-	2	Données disponibles pour 3 espèces
	Mammifères	443	237	56	19	8	-	3	Données terrestres disponibles pour 5 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**91**	**78**	**57**	**50**	**46**	**-**	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Cr/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**91**	**78**	**56**	**19**	**8**	**-**	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Cr/kg sol]
	VS_E		**78**	**57**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol qui constituent le groupe le plus sensible

2.1.8. Mercure

Seuils limites pour le mercure corrigés (espèces et processus) pour la concentration de fond supposée inactive (0,14 mg/kg)									
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	37	28	15	11	7	-	2	Données terrestres disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	87	48	12	4	2	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 processus microbiens différents
	Oiseaux	164	126	65	47	33	-	2	Données disponibles pour 3 espèces
	Mammifères	98	75	39	28	20	-	2	Données terrestres disponibles pour 3 espèces différentes
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	
	Minimum (espèces et processus)	**37**	**28**	**12**	**4**	**2**	-	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg Hg/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus))	**37**	**28**	**12**	**4**	**2**	**0**	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg Hg/kg sol]
	VS_E		**28**	**12**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol au niveau HC_{40} et sur les processus au niveau HC_{20}

2.2. Résultats pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques

2.2.1. Benzo(a)pyrène

	Seuils limites pour le benzo(a)pyrène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	4,6	3,6	1,9	1,3	0,9	-	2	Données terrestres chroniques disponibles pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; 6 espèces exploitables
	Processus du sol	10,7	8,3	4,3	3,1	2,1	-	2	Données terrestres chroniques disponibles pour 4 processus différents exploitables
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	864	665	346	247	92	-	1	Une donnée disponible (rat)
	Herbivores pâturants			-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**4,6**	**3,6**	**1,9**	**1,3**	**0,9**	-	**2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg BaP/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	4,6	3,6	1,9	1,3	0,9	-	1 à 2	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg BaP/kg sol]
	VS_E		**3,6**	**1,9**				**2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.2. Benzo(b)fluoranthène

	Seuils limites pour le benzo(b)fluoranthène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	4,3	3,3	1,7	1,2	0,9	-	1 à 2	Moyenne des résultats des traitements séparés des données terrestres aiguës, données aquatiques chroniques et données aquatiques aiguës
	Processus du sol	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**4,3**	**3,3**	**1,7**	**1,2**	**0,9**	**-**	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg BbF/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**4,3**	**3,3**	**1,7**	**1,2**	**0,9**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg BbF/kg sol]
	VS_E		**3,3**	**1,7**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.3. Chrysène

	Seuils limites pour le chrysène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	3,0	2,3	1,1	0,8	0,6	-	1	moyenne géométrique des propositions issues du traitement des données terrestres (une seule donnée NOEC exploitable), des données aquatiques (8 données d'écotoxicité aiguë) et de l'application de l'approche QSAR
	Processus du sol	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**3,0**	**2,3**	**1,1**	**0,8**	**0,6**	-	**1**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg chrysène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**3,0**	**2,3**	**1,1**	**0,8**	**0,6**	-	**1**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg chrysène/kg sol]
	VS_E		**2,3**	**1,1**				**1**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.4. Fluoranthène

	Seuils limites pour le fluoranthène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	93,9	72,2	37,5	26,8	18,8	-	2	Données terrestres disponibles pour 3 groupes taxonomiques distincts
	Processus du sol	15,0	11,6	6,0	4,3	3,0	-	1 à 2	Données terrestres disponibles pour un seul groupe taxonomique – 1 seul résultat exploitable - 2 données écartées
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	3099	2384	1240	885	620	-	1	Une donnée disponible
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**15,0**	**11,6**	**6,0**	**4,3**	**3,0**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg fluoranthène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**15,0**	**11,6**	**6,0**	**4,3**	**3,0**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg fluoranthène /kg sol]
	VS_E		**11,6**	**6,0**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les processus du sol

2.2.5. Indéno(1,2,3-cd)pyrène

	Seuils limites pour l'indéno(1,2,3,c,d)pyrène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	11,2	8,6	4,5	3,2	2,2	-	1	Moyenne des résultats du traitement par facteurs de 2 données aquatiques chroniques
	Processus du sol	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	11,2	**8,6**	**4,5**	3,2	2,2	-	**1**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg indéno(1,2,3-cd)pyrène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	11,2	8,6	4,5	3,2	2,2	-	1	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg indéno(1,2,3-cd)pyrène /kg sol]
	VS_E		**8,6**	**4,5**				**1**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.6. Phénanthrène

	Seuils limites pour le phénanthrène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	32,4	21,0	7,6	3,6	1,9	-	3	Données terrestres disponibles pour plus de 4 groupes taxonomiques
	Processus du sol	21,4	16,5	8,6	6,1	4,3	-	2	1 processus ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données terrestres chroniques et aigües
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	1045	804	418	299	209	-	1	Incertitude sur les valeurs BCF_{vers}
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**21,4**	**16,5**	**7,6**	**3,6**	**1,9**	-	**2 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg phénanthrène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**21,4**	**16,5**	**7,6**	**3,6**	**1,9**	-	**1 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg phénanthrène /kg sol]
	VS_E		**16,5**	**7,6**				**2 à 3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces (HC_{20}) et les processus (HC_{40}) du sol

2.2.7. Acénaphtène

	Seuils limites pour l'acénaphtène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_{5}	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	5,0	3,9	2,0	1,4	1,0	-	2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données terrestres chroniques et aiguës
	Processus du sol	87,6	67,4	35,0	25,0	17,5	-	1	Données aquatiques pour moins de 4 processus différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec l'unique donnée aquatique chronique et les données aquatiques aiguës
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données exploitables
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**5,0**	**3,9**	**2,0**	**1,4**	**1,0**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg acénaphtène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**5,0**	**3,9**	**2,0**	**1,4**	**1,0**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg acénaphtène/kg sol]
	VS_E		**3,9**	**2,0**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.8. Acénaphtylène

	Seuils limites pour l'acénaphtylène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	8,1	6,3	4,8	3,4	2,4	-	1 à 2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données de toxicité chronique et aiguë
	Processus du sol	11,9	9,1	4,8	3,4	2,4	-	1	Données aquatiques pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données aquatiques de toxicité chronique et aiguë
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	8,1	**6,3**	**4,8**	3,4	2,4	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg acénaphtylène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	8,1	6,3	4,8	3,4	2,4	-	1 à 2	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg acénaphtylène/kg sol]
	VS_E		**6,3**	**4,8**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol

2.2.9. Anthracène

Seuils limites pour l'anthracène (mg/kg)									
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	29,6	22,8	11,8	8,5	5,9	-	2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	29,4	22,6	11,8	8,4	5,9	-	1	Données terrestres pour 1 seul processus
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	749	576	300	214	150	-	1	Données exploitables pour une seule espèce (rat)
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**29,4**	**22,6**	**11,8**	**8,4**	**5,9**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg anthracène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**29,4**	**22,6**	**11,8**	**8,4**	**5,9**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg anthracène/kg sol]
	VS_E		**22,6**	**11,8**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces et les processus du sol (les procédures aboutissant à des résultats concordants)

2.2.10. Benzo(a)anthracène

	Seuils limites pour le benzo(a)anthracène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_{5}	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	0,5	0,4	0,2	0,1	0,1	-	1 à 2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données terrestres de toxicité chronique et aiguë ; peu de données exploitables
	Processus du sol	729	561	292	208	146	-	1	Données aquatiques pour moins de 4 processus différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données aquatiques de toxicité chronique et aiguë
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**0,5**	**0,4**	**0,2**	**0,1**	**0,1**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg B(a)A/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**0,5**	**0,4**	**0,2**	**0,1**	**0,1**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg B(a)A/kg sol]
	VS_E		**11,6**	**11,6**				**1 à 2**	VS_E justifiée à la section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, fondée sur la valeur de concentration saturante du benzo(a)anthracène calculée pour les propriétés du sol générique.

2.2.11. Benzo(g,h,i)pérylène

	Seuils limites pour le benzo(g,h,i)pérylène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	1,9	1,5	0,8	0,5	0,4	-	1 à 2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus d'une part du traitement des données de toxicité chronique et aiguë (terrestre et aquatiques) et d'autre part des de l'approche QSAR
	Processus du sol	6071	4670	2428	1735	1214	-	1	Données aquatiques de toxicité aiguë seulement pour moins de 4 processus différents . Valeurs très supérieure à la valeur de concentration saturante (5,2 mg/kg)
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**1,9**	**1,5**	**0,8**	**0,5**	**0,4**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg B(ghi)P/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**1,9**	**1,5**	**0,8**	**0,5**	**0,4**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg B(ghi)P/kg sol]
	VS_E		**1,5**	**0,8**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol.

2.2.12. Benzo(k)fluoranthène

	Seuils limites pour le benzo(k)fluoranthène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	2,6	2,0	1,0	0,8	0,5	-	1 à 2	Données terrestres (toxicité aiguë) et données aquatiques (toxicité aiguë) pour 1 seul groupe taxonomique ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec (1) la moyenne géométrique déduite du traitement des données terrestres et aquatiques de toxicité aiguë et (2) les résultats de l'application de relations QSAR
	Processus du sol	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**2,6**	**2,0**	**1,0**	**0,8**	**0,5**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg B(k)F/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**2,6**	**2,0**	**1,0**	**0,8**	**0,5**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg B(k)F/kg sol]
	VS_E		**2,0**	**1,0**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol.

2.2.13. Dibenzo(a,h)anthracène

	Seuils limites pour le dibenzo(a,h)anthracène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	32,3	24,8	12,9	9,2	6,5	-	1	Données aquatiques pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données aquatiques de toxicité chronique et aiguë
	Processus du sol	52627	40482	21051	15036	10525	-	1	Données aquatiques de toxicité aiguë seulement pour moins de 4 processus différents
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**32,3**	**24,8**	**12,9**	**9,2**	**6,5**	-	**1**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg DB(a,h)A/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**32,3**	**24,8**	**12,9**	**9,2**	**6,5**	-	**1**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg DB(a,h)A/kg sol]
	VS_E		**24,8**	**12,9**				**1**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol.

2.2.14. Fluorène

	Seuils limites pour le fluorène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	25,5	16,4	5,9	2,8	1,5	-	3	Données terrestres pour plus de 4 groupes taxonomiques différents
	Processus du sol	38	29	15	11	8	-	1 à 2	Données terrestres et aquatiques pour moins de 4 processus différents ; moyenne géométrique des résultats obtenus avec les données terrestres (toxicité chronique et aiguë) et les données aquatiques (toxicité chronique et aiguë)
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**25,5**	**16,4**	**5,9**	**2,8**	**1,5**	-	**3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg fluorène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**25,5**	**16,4**	**5,9**	**2,8**	**1,5**	-	**1 à 3**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg fluorène/kg sol]
	VS_E		**16,4**	**5,9**				**3**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol.

2.2.15. Naphtalène

	Seuils limites pour le naphtalène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	**HC_{40}**	**HC_{20}**	HC_{10}	HC_5	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	48,3	37,1	19,3	13,8	7,4	-	2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; 5 espèces exploitables
	Processus du sol	9,4	7,2	3,7	2,7	1,4	-	1	Données terrestres pour 1 seul processus
	Oiseaux	4969	3822	1988	1420	994	-	1	Donnée disponible pour une seule espèce
	Mammifères	1403	1079	561	401	281	-	2	Données disponibles pour 3 espèces
	Herbivores pâturants			-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**9,4**	**7,2**	**3,7**	**2,7**	**1,4**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg naphtalène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**9,4**	**7,2**	**3,7**	**2,7**	**1,4**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg naphtalène/kg sol]
	VS_E		**7,2**	**3,7**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les processus du sol.

2.2.16. Pyrène

	Seuils limites pour le pyrène (mg/kg)								
	Récepteurs écologiques	HC_{50}	HC_{40}	HC_{20}	HC_{10}	HC_{5}	**CMA** herbivores pâturants	**SCORE de confiance**	**Commentaires**
Récepteurs écologiques	Espèces du sol (plantes et invertébrés)	16,7	12,9	6,7	4,8	3,3	-	2	Données terrestres pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; 70 données
	Processus du sol	86,3	66,4	34,5	24,7	13,3	-	1	Données aquatiques pour moins de 4 groupes taxonomiques différents ; 2 données sur un processus microbien
	Oiseaux	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Mammifères	491	378	197	140	98	-	1	Données disponibles pour une seule espèce (souris domestique)
	Herbivores pâturants	-	-	-	-	-	-	-	Pas de données disponibles
	Minimum (espèces et processus)	**16,7**	**12,9**	**6,7**	**4,8**	**3,3**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire exclu) [mg pyrène/kg sol]
	Minimum (empoisonnement secondaire inclus)	**16,7**	**12,9**	**6,7**	**4,8**	**3,3**	-	**1 à 2**	Valeurs de seuil limite proposables (empoisonnement secondaire inclus) [mg pyrène/kg sol]
	VS_E		**12,9**	**6,7**				**1 à 2**	VS_E articulée sur les risques pour les espèces du sol.