

# Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols

## Code Wallon de Bonnes Pratiques

### Guide de Référence pour l'Etude de Risques

PARTIE C : Evaluation des risques pour les eaux  
souterraines

Version 01



DIRECTION GÉNÉRALE OPÉRATIONNELLE [DGO 3]

DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT

DÉPARTEMENT DU SOL ET DES DÉCHETS - DIRECTION DE LA PROTECTION DES SOLS



---

## Explicatif des sigles adoptés, acronymes, et autres conventions de langage

CBP	Cahier de Bonnes Pratiques (rédigé par la SPAQuE)
CBR <sub>N</sub>	Concentration (dans le sol) Basée sur les Risques pour la Nappe
CCS	Certificat de Contrôle du Sol
Chaîne S-T-C	chaîne 'Source-Transfert-Cibles'
C <sub>sol/nappe</sub>	Concentration représentative dans le sol/la nappe sur le terrain
CWBP	Code Wallon des Bonnes Pratiques
CWEA	Compendium Wallon des méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse
« Décret sols »	Décret du 5 décembre 2008 relatif à la Gestion des Sols
DNAPL	Phase Liquide Non-Aqueuse Dense ( <i>Dense Non-Aqueous Phase Liquid</i> )
DPS	Direction de la Protection des Sols
EC	Etude de Caractérisation
EDR	Evaluation Détaillée des Risques
EDR-N	Evaluation Détaillée des Risques pour les eaux souterraines
EO	Etude d'Orientation
ER	Etude de Risques
ER-N	Evaluations des risques pour les eaux souterraines
ESR	Evaluation Simplifiée des Risques
ESR-N	Evaluation Simplifiée des Risques pour les eaux souterraines
FAG	Facteur d'Atténuation Global
GREO	Guide de référence pour l'EO inclus dans le CWBP
GREC	Guide de référence pour l'EC inclus dans le CWBP
GRER	Guide de référence pour l'ER
GRPA	Guide de référence pour le Projet d'Assainissement inclus dans le CWBP

K	Conductivité hydraulique
$K_d$	Facteur de partition sol/eau
LNAPL	Phase Liquide Non-Aqueuse légère ( <i>Light Non-Aqueous Phase Liquid</i> )
MCS	Modèle Conceptuel du Site
MFS	Modèle des Feux de Signalisation ( <i>Traffic Light Model</i> )
MG	« menace grave » selon la terminologie adoptée dans le « décret sols »
« Normes »	les standards numériques VR, VS et VI figurant à l'annexe 1 du « décret sols »
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PS	Plan de secteur
VI	Valeur d'Intervention
VL	Valeur Limite : terme générique désignant un seuil quelconque de concentration en polluant utilisé comme standard numérique pour la comparaison des concentrations du sol ou de l'eau souterraine ou dans d'autres milieux. (Les standards numériques : VS, VI, $VS_E$ ,... sont des exemples de valeurs limites)
VR	Valeur de Référence
$VR_{nappe}$	Valeur de Référence pour l'eau souterraine (définie en $\mu\text{g/L}$ )
VS	Valeur Seuil
$VS_E$	Valeur Seuil pour l'Ecotoxicologie
$VS_H$	Valeur Seuil pour la santé Humaine
$VS_N$	Valeur Seuil limitant les risques pour les eaux souterraines par lessivage
$VS_{N_{aj}}$	Valeur Seuil ajustée limitant les risques pour les eaux souterraines par lessivage
$VS_{nappe}$	Valeur Seuil pour l'eau souterraine (définie en $\mu\text{g/L}$ )
$VI_{nappe}$	Valeur d'intervention pour l'eau souterraine (définie en $\mu\text{g/L}$ )

## Table des matières

Explicatif des sigles adoptés, acronymes, et autres conventions de langage .....	i
Liste des figures.....	v
<b>1. Objectifs de l'Evaluation des risques pour les eaux souterraines.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Concepts clés liés aux études de risque et aux notions hydrogéologiques .....</b>	<b>5</b>
<b>2.1 Concepts clés ayant trait à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines .....</b>	<b>5</b>
2.1.1 Concept de « risque » pour les eaux souterraines .....	5
2.1.2 Concept de « menace grave » .....	5
2.1.3 Concepts de « point de conformité » et point de contrôle.....	10
2.1.4 Base d'évaluation et scénarios .....	11
2.1.5 Modèle conceptuel du site pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.....	11
2.1.6 Modèle conceptuel du site standard .....	11
2.1.7 Concentration représentative .....	12
<b>2.2 Valeurs limites pour les eaux souterraines (<math>VS_{nappe}</math> et <math>VI_{nappe}</math>) et les sols (<math>VS_{N_{aj}}</math>, <math>VI_{N_{aj}}</math>) et <math>CBR_{N12}</math></b>	
2.2.1 Portée de $VS_{nappe}$ .....	14
2.2.2 Portée de $VI_{nappe}$ .....	15
2.2.3 Portée de $VS_N$ .....	16
2.2.4 Portée de $VI_N$ .....	17
<b>2.3 Concepts-clés liés aux notions hydrogéologiques.....</b>	<b>18</b>
2.3.1 Nappe exploitable et non exploitable .....	18
2.3.2 Classification des nappes aquifères .....	19
2.3.3 Nappe historiquement dégradée .....	20
<b>3. Introduction à la méthodologie générale .....</b>	<b>21</b>
<b>4. Outils pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.....</b>	<b>25</b>
<b>4.1 Introduction générale .....</b>	<b>25</b>
<b>4.2 Tableau de synthèse .....</b>	<b>26</b>
<b>4.3 Introduction aux outils et à leur sélection.....</b>	<b>29</b>
<b>5. Méthodologie .....</b>	<b>32</b>
<b>5.1 Présentation des deux paliers de la procédure.....</b>	<b>32</b>
5.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N) .....	32
5.1.2 Evaluation Détaillée des Risques (EDR-N) .....	33
<b>5.2 Etapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de « dispersion » .....</b>	<b>34</b>
5.2.1 Détail du modèle conceptuel du site .....	34
<b>5.3 Module lessivage.....</b>	<b>38</b>
5.3.1 Objectifs, stratégie et lignes méthodologiques générales .....	38
5.3.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage ( $ESR-N_{lessivage}$ ) .....	40
5.3.3 Evaluation Détaillée des Risques de lessivage ( $EDR-N_{lessivage}$ ) .....	49
<b>5.4 Module « dispersion » .....</b>	<b>55</b>
5.4.1 Objectifs et lignes méthodologiques générales .....	55
5.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion » .....	56
5.4.3 Evaluation Détaillée des Risques de « dispersion » .....	63
<b>5.5 Conclusion globale de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines .....</b>	<b>69</b>
5.5.1 Conclusion globale de l'évaluation simplifiée des risques (ESR-N) .....	69
5.5.2 Conclusions globales de l'évaluation détaillée des risques (EDR-N) .....	70

<b>6. Références bibliographiques .....</b>	<b>73</b>
<b>7. Glossaire.....</b>	<b>74</b>
<b>8. Annexes.....</b>	<b>78</b>



## Liste des figures

Figure 1 – Logigramme méthodologique d'évaluation des risques pour les eaux souterraines.....	4
Figure 2 – Logigramme méthodologique général pour le module « lessivage » .....	23
Figure 3 – Logigramme méthodologique pour le module « dispersion » .....	23
Figure 4 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 sans considération du temps .....	44
Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 avec considération du temps.....	45
Figure 6 – Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par ESR-N <sub>lessivage</sub> .....	48
Figure 7 – Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage.....	49
Figure 8 – Logigramme détaillé pour l'ESR-N <sub>dispersion</sub> - Partie 1.....	57
Figure 9 – Logigramme détaillé pour l'ESR -N <sub>dispersion</sub> Partie 2 par recours à des outils de pronostic simples et des hypothèses conservatoires.....	59
Figure 10 – Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par ESR-N <sub>dispersion</sub> ( S : valeurs de solubilité dans l'eau). .....	63
Figure 11 – Logigramme détaillé pour l'EDR dispersion - Palier2 .....	64



## 1. Objectifs de l'Evaluation des risques pour les eaux souterraines

Dans le cadre de ce guide, les risques pour les eaux souterraines sont évalués pour le lessivage et la « dispersion » dont les définitions sont par convention les suivantes :

- Lessivage : ensemble des processus de transfert de polluants dans la zone non-saturée. Lorsqu'un processus de désorption à partir d'une masse solide de polluants est observé en zone saturée, on parlera de mobilisation (par exemple : la mobilisation de métaux lourds à partir d'un remblai de scories présent en zone saturée) ;
- « Dispersion » : ensemble des processus de transfert de polluants dans la zone saturée. La notion de « dispersion », lorsqu'elle est mise entre guillemet, fait référence à l'acception générale du terme au sens où une substance « migre » de manière désordonnée dans l'environnement. Lorsqu'il est fait référence au processus hydrogéologique (au sens du phénomène de mélange essentiellement lié à la variabilité des vitesses, quelle qu'en soit l'échelle d'observation, au sein d'un milieu poreux – de Marsily, 1981), le terme dispersion apparaît sans guillemet.

L'évaluation des risques pour les eaux souterraines par lessivage de polluants et « dispersion » via la nappe aquifère (également désignée en abrégé ci-après : l'ER-N) a pour objet général de préciser les effets possibles d'une ou de plusieurs sources de pollution existant au droit d'un terrain sur les ressources en eau souterraine et les autres cibles/récepteurs associés aux eaux souterraines : eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau), captages, personnes exposées aux risques d'inhalation de vapeur, etc.

L'évaluation de ces effets possibles s'effectuera en prenant en considération les caractéristiques des pollutions (nature des polluants, concentration et localisation) et du milieu (météorologie, caractéristiques du sol et hydrogéologie) et se fondera sur une compréhension avec, le cas échéant, une modélisation des processus (transfert, atténuation) régissant l'évolution possible ou prévisible des polluants suite à leur lessivage dans le sol et/ou à leur « dispersion » par entraînement avec l'écoulement des eaux souterraines.

Il faut noter que les aspects de lessivage et de « dispersion » ne peuvent pas vraiment être séparés des aspects « santé humaine » et « écosystèmes », puisque la « dispersion » d'un polluant, à terme, peut avoir un impact sur la santé humaine et les écosystèmes en aval hydrogéologique de la source de pollution. Généralement, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines sera réalisée en comparant des concentrations aux normes applicables aux récepteurs considérés (par exemple, normes pour les eaux de surface). Dans certains cas, les normes seront absentes ou inapplicables aux récepteurs considérés. Les risques associés aux concentrations futures dans les eaux souterraines liées au lessivage et/ou à la « dispersion » seront alors appréciés par les évaluateurs des risques pour la santé et/ou pour les écosystèmes, soit directement (les concentrations au niveau de l'eau sont évaluées suivant les procédures des parties B et D), soit indirectement, si ceux-ci fournissent les objectifs d'assainissement à respecter. Une collaboration entre ces évaluateurs (au cas où les différentes évaluations ne seraient pas réalisées par le même expert) est donc requise dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Comme précisé dans l'introduction de la partie A du présent cahier, l'évaluation des risques, qui comprend l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, répond à des objectifs distincts selon l'étape de la gestion et du traitement des terrains (potentiellement) pollués dans laquelle on se trouve. Dans le cadre de l'investigation d'une pollution historique des terrains, l'évaluation des risques a pour objectif premier de vérifier si les risques doivent être considérés comme inacceptables, c'est-à-dire s'ils répondent au concept de « menace grave » développé ci-après (section 1.2.2) ou non. Selon les termes

du décret du Parlement wallon du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols, publié au Moniteur belge du 18 février 2009 (dénommé, dans la suite de la présente partie, «décret sols»), le fait que les risques sont considérés comme inacceptables entraînera dans le chef de la personne qui est tenue d'agir sur le terrain (le *titulaire des obligations*), une obligation de procéder à un assainissement du terrain. Pour ce qui concerne l'évaluation des risques pour les eaux souterraines en particulier, l'objectif sera de vérifier si les critères de « menace grave », spécifiquement définis pour les aspects relatifs à la qualité de l'eau souterraine, sont rencontrés ou non.

Dans ce cas de figure, l'étude de risque devra définir les objectifs d'assainissement minimum permettant de supprimer la « menace grave ».

Si l'assainissement de la pollution historique est reconnu comme nécessaire ou s'il s'agit d'une pollution nouvelle qui doit être assainie d'office, l'expert sera tenu de préciser l'urgence relative avec laquelle les travaux d'assainissement doivent être réalisés (éventuellement précédés de mesures conservatoires<sup>1</sup>). Préciser les délais endéans lesquels les actions d'intervention doivent être engagées constituera le deuxième objectif opérationnel de l'étude de risque. En ce qui concerne l'évaluation des risques pour les eaux souterraines en particulier, les délais pourront, notamment, être déduits des projections faites sur les temps de parcours nécessaires à un polluant donné pour que les critères de « menace grave » soient rencontrés (par exemple, atteinte d'une concentration limite donnée pour un polluant en un point donné, telle la limite périphérique du terrain dans la direction présumée de l'écoulement souterrain).

L'étude de risque aura aussi pour troisième objectif de préciser si des mesures de sécurité et/ou de suivi sont nécessaires. De façon générale, les mesures de sécurité consisteront en des mesures administratives de gestion des risques (telles que, par exemple, des restrictions d'utilisation inscrites dans les certificats de contrôle du sol et consignées dans la Base de données de l'état des sols) destinées à couvrir des risques potentiels (section 2.1.4), associés à certains usages du terrain ou à des modifications de configuration des terrains (par exemple : modifications de relief et retrait de couches étanches). En ce qui concerne l'évaluation des risques pour les eaux souterraines en particulier, les mesures liées aux modifications de configuration des terrains seront principalement envisagées, puisqu'elles sont déterminantes dans les risques de lessivage et de « dispersion ».

Les mesures de suivi, dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, consisteront, le plus fréquemment, en une obligation de suivi de la qualité des eaux souterraines selon un programme bien défini fixant les points de conformité relevés à la section 2.1.3 (piézomètres, puits d'observation, sources, captages concernés), les polluants à mesurer, le calendrier des analyses (fréquence et durée) et les seuils de qualité des eaux à respecter. Ces mesures auront pour objet de couvrir les incertitudes associées aux calculs de l'évaluation des risques.

Le principe général de la méthodologie adoptée pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines est représenté schématiquement sur le logigramme de la Figure 1 ci-dessous. Pour une présentation détaillée de la méthodologie, le lecteur se référera au chapitre 5, page 32.

---

<sup>1</sup> Au sens du « décret sols », les mesures conservatoires doivent être considérées comme des exemples particuliers de mesures de sécurité.

La méthodologie de l'évaluation des risques prévoit une démarche en 2 paliers de complexité croissante :

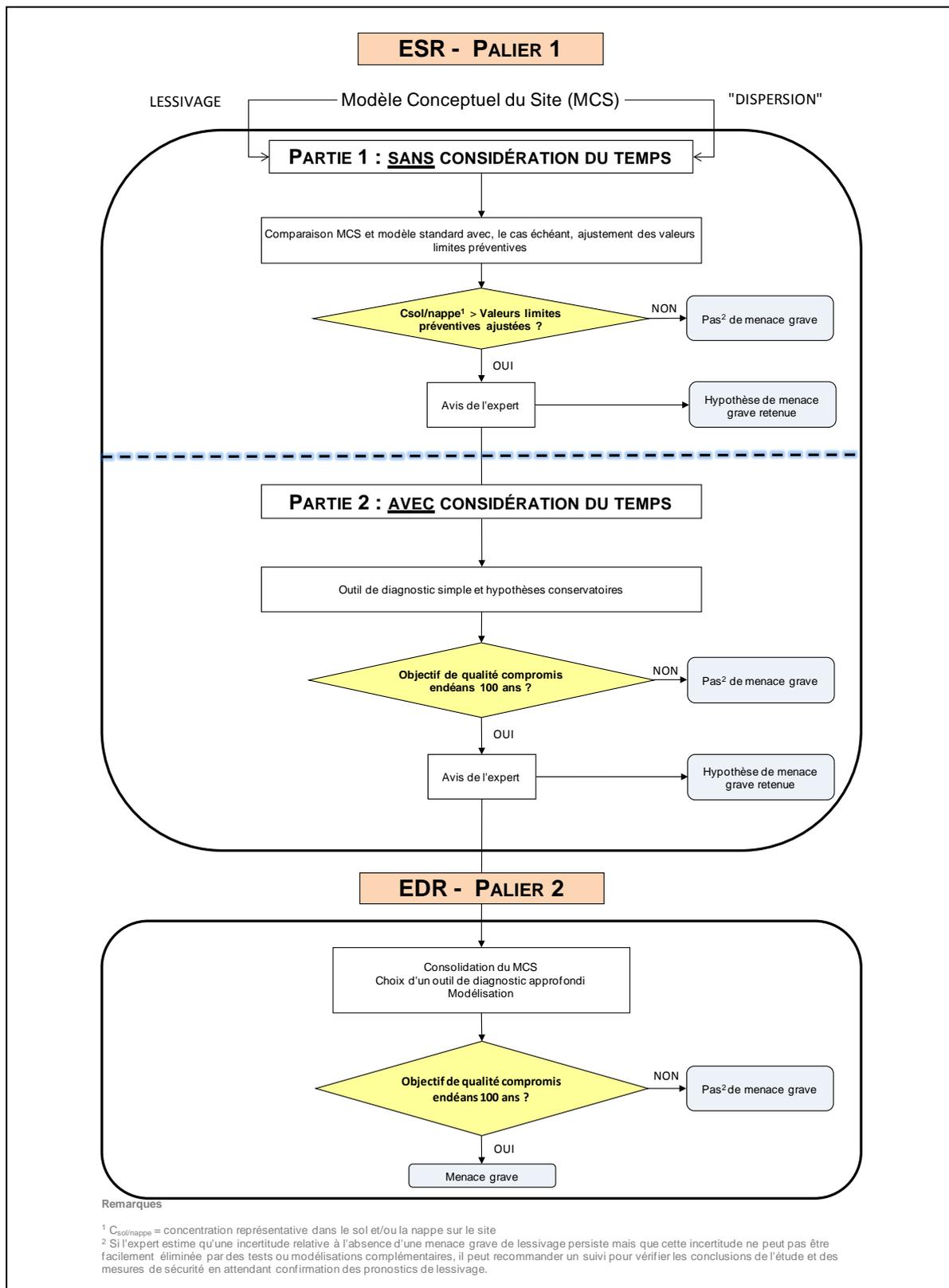
- L'évaluation simplifiée des risques (ESR-N – Palier 1) ayant recours à des outils simples à caractère conservatoire ;
- L'évaluation détaillée des risques (EDR-N – Palier 2) recourant à la modélisation et éventuellement à des mesures spécifiques afin de prendre en compte l'ensemble des caractéristiques du site et des pollutions présentes.

A chaque étape de l'interprétation, l'expert garde toutefois la possibilité de conclure à la présence d'une « menace grave ».

L'objectif poursuivi est de permettre à l'expert de mettre en œuvre des moyens d'interprétation en rapport avec la complexité du problème posé.

Après un bref rappel des concepts clés liés aux études de risques et aux notions hydrogéologiques, la méthodologie relative à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines est présentée de manière générale puis en détails pour le lessivage et la « dispersion » dans les chapitres suivants.

Figure 1 : Logigramme méthodologique d'évaluation des risques pour les eaux souterraines



## 2. Concepts clés liés aux études de risque et aux notions hydrogéologiques

La méthodologie générale fait appel à un certain nombre de concepts et de notions spécifiques dont certains sont définis à l'article 2 du «décret sols». Une liste de termes spécifiques avec leur définition se trouve dans le glossaire de la présente partie. Toutefois, certains concepts clés, qui ont un enjeu particulier dans le cadre de l'évaluation des risques relatifs aux eaux souterraines, sont détaillés à la section 2.1. La méthodologie de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines fait également appel à un certain nombre de valeurs limites de concentration en polluant définies pour les sols et les eaux souterraines. Ces valeurs limites sont présentées à la section 2.2. Quant aux concepts clés liés aux notions hydrogéologiques, ils sont introduits à la section 2.3.

### 2.1 Concepts clés ayant trait à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

#### 2.1.1 Concept de « risque » pour les eaux souterraines

Le concept général de risque a été défini dans la partie A du guide. Deux éléments spécifiques sont à signaler pour le cadre particulier de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines :

- l'eau souterraine est considérée à la fois comme cible (milieu récepteur) à protéger et/ou comme vecteur de transfert ;
- l'objectif minimal en matière de stratégie de gestion pour l'eau souterraine en tant que milieu récepteur sera, outre de mettre en place les mesures de gestion requises pour les situations de « menace grave » avérée, de prévenir toute dégradation significative ultérieure de sa qualité suivant le principe de « non-aggravation ». Cet objectif s'inscrit tant dans le cadre du volet « prévention de la pollution du sol » du « décret sols » (la définition du terme « sol » incluant explicitement l'eau souterraine) que dans le cadre plus général de la directive-cadre européenne sur l'eau.

#### 2.1.2 Concept de « menace grave »

Le «décret sols» définit, dans son article 2, 6°, la « pollution du sol constituant une « menace grave » comme suit :

« a. pollution du sol qui, eu égard aux caractéristiques du sol et aux fonctions remplies par celui-ci, à la nature, à la concentration et au risque de diffusion des polluants présents, constitue ou est susceptible de constituer une source de polluants transmissibles aux hommes, aux animaux et aux végétaux, portant certainement ou probablement préjudice à la sécurité ou à la santé de l'homme ou à la qualité de l'environnement ;  
b. pollution du sol susceptible de porter préjudice aux réserves en eau potabilisable<sup>2</sup> ».

<sup>2</sup> Le « décret sols » ne parle pas *stricto sensu* de « nappe potabilisable » mais de « réserves en eau potabilisable ». Sont considérées comme « eaux potabilisables » – selon le décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau – toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, sont destinées à être distribuées pour être bues sans danger pour la santé.

Pour l'exécution du «décret sols» et la réalisation de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, particulièrement pour les pollutions historiques, il y a lieu de transcrire ce concept clé en termes techniques et décisionnels afin de garantir que les mêmes critères feront référence pour tout type de situation. Le concept de pollution du sol<sup>3</sup> constituant une « menace grave », en ce qui concerne spécifiquement les risques pour les eaux souterraines, est transcrit dans les termes suivants :

Une pollution du sol constitue une « menace grave » au sens spécifique des risques pour les eaux souterraines lorsque :

- En ce qui concerne le lessivage : les polluants sont présents dans la zone non saturée<sup>4</sup> et s'y trouvent en quantités telles que, compte tenu des vitesses de transfert vertical (actuelles ou prévisibles) des polluants et des processus éventuels de dégradation, on peut considérer qu'ils atteindront, dans un intervalle de temps de cent ans, une nappe existant au droit de la zone polluée, avec des flux massiques à même de conduire à un impact significatif (voir paragraphe 5.3.1 pour la notion d'impact significatif).
- En ce qui concerne la « dispersion » : les flux de transport des polluants<sup>5</sup>, compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol et des vitesses de transfert (actuelles ou prévisibles) des polluants dans cette nappe, ainsi que des processus éventuels de dégradation, sont tels ou risquent d'être tels dans le futur qu'on peut raisonnablement considérer que, dans un intervalle de temps de cent ans, un (ou plusieurs) objectif(s) de qualité à respecter pour une ou des cibles particulières existant dans le contexte hydrogéologique local<sup>6</sup> risque(nt) d'être significativement compromis. Ces cibles particulières peuvent être : une eau de surface (cours d'eau, plan d'eau,...), un puits de captage ou une prise d'eau, une nappe exploitée ou exploitable à l'aval du terrain, des riverains susceptibles d'inhaler les vapeurs issues de la nappe, une zone d'intérêt biologique.

Il importe de noter que les critères de « menace grave » énoncés ci-dessus sont fondés sur la stratégie générale de prévenir toute dégradation significative ultérieure de la qualité des eaux (principe de non aggravation) qui pourrait advenir comme suite aux processus de transport (vertical et latéral) dans l'hypothèse où la pollution serait maintenue en place sans aucune forme de gestion. S'agissant des situations où les processus de lessivage et "dispersion" auraient déjà conduit – au moment de l'évaluation - à des impacts significatifs avérés sur la qualité de l'eau<sup>7</sup> (objectifs de qualité de l'eau non respectés pour une cible donnée), ces situations ne sont pas entendues comme constituant une « menace grave ». Toutefois, en vertu des règles additionnelles de nature administrative définies à la section 5.6.1.2 de la partie A du GRER, des travaux d'assainissement doivent être engagés si les travaux de caractérisation démontrent que les impacts s'étendent au-delà des limites du "Terrain" et concernent des volumes significatifs<sup>8,9</sup>.

---

<sup>3</sup> Le concept de « sol » au sens de l'article 2, 1°, du « décret sols » inclut l'eau souterraine (section 8).

<sup>4</sup> La présence de ces polluants dans la zone non saturée n'exclut pas qu'ils soient déjà présents dans la zone saturée.

<sup>5</sup> Dans la majorité des cas, le transport des polluants en zone saturée a lieu sur le plan horizontal. L'expert gardera toutefois à l'esprit que les situations de transport vertical peuvent également se présenter par exemple d'une nappe supérieure polluée vers une nappe inférieure exploitable non polluée.

<sup>6</sup> Eaux de surface (cours d'eau, plan d'eau,...), puits de captage public, nappe exploitée ou exploitable à l'aval du terrain, riverain susceptible d'inhaler les vapeurs issues de la nappe,....

<sup>7</sup> Eau souterraine ou de surface

<sup>8</sup> A noter que des conditions de dérogation à ces règles additionnelles sont également introduites et précisées dans la partie A.

<sup>9</sup> Les cours d'eau sont à ce titre à considérer comme des cibles situées à l'extérieur des limites des « Terrains » même dans le cas particulier où ils les traversent.

D'une façon générale, le qualificatif « significatif » a été introduit dans la définition des critères de la « menace grave » de manière à tenir compte de l'impact global de la pollution sur les eaux souterraines et non des aspects ponctuels non représentatifs.

Les objectifs de qualité retenus afin de définir la présence d'une « menace grave » pour les deux éléments cités sont développés ci-après.

De manière générale, une distinction est faite entre les nappes exploitables et les nappes non-exploitable au sens de la définition reprise au point 2.3.1, ci-dessous.

Le critère  $VS_{nappe}$  est retenu comme objectif d'assainissement par défaut pour les nappes exploitables alors que le critère de  $VI_{nappe}$  est retenu comme objectif d'assainissement par défaut pour les nappes non-exploitable. En l'absence de norme dans le « décret sols » pour un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera un critère équivalent à  $VS_{nappe}$  ou  $VI_{nappe}$  :

- soit issu d'une autre réglementation belge ou étrangère, moyennant justification ;
- soit en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**.

### Risque de lessivage

Dans le cadre de l'évaluation des risques de lessivage vers une nappe exploitable (qu'elle soit effectivement exploitée ou non), l'eau souterraine est considérée comme milieu récepteur et l'impact est évalué par comparaison avec une valeur normative indépendante d'autres cibles potentiellement présentes. La valeur normative retenue par défaut pour évaluer l'impact sur une nappe exploitable est la  $VS_{nappe}$ .

La valeur limite (au niveau des sols) pour prévenir les risques de lessivage vers une nappe exploitable est la  $VS_N$  ajustée (aux conditions du terrain).

Dans le cadre de l'évaluation des risques de lessivage vers une nappe non-exploitable, l'eau souterraine n'est pas considérée comme une cible (ou milieu récepteur) mais uniquement comme un vecteur de « dispersion » susceptible de compromettre l'objectif de qualité des eaux souterraines, fixé par défaut égal à la  $VI_{nappe}$  dans la nappe non-exploitable en limite aval du terrain.

La valeur limite (au niveau des sols) pour prévenir les risques de lessivage vers une nappe non-exploitable est la  $VI_N$  ajustée.

Lorsque celle-ci est dépassée, l'impact du lessivage sur la nappe non-exploitable sera évalué non pas au droit de la tache de pollution mais en limite aval du terrain. Dans ce cas, l'évaluation des risques devra déterminer le risque de « dispersion » vers l'aval du site associé au risque de lessivage suspecté en raison du dépassement de la  $VI_N$  ajustée (aux conditions du terrain).

Partant, l'expert pourra calculer la concentration basée sur les risques au niveau des sols ( $CBR_N$ ) susceptible de compromettre le critère de qualité de la nappe non-exploitable en limite aval du terrain (à savoir la  $VI_{nappe}$ ). L'expert gardera toutefois à l'esprit que l'interprétation des résultats doit également porter sur les risques d'utilisation du terrain qui seraient associés à la volatilisation des polluants (aspects « santé humaine ») sauf si ces aspects ont déjà été considérés dans la partie B du guide

## Produits libres en zone non-saturée

La présence de produit pur à l'état mobile et en des quantités dépassant les capacités physiques de rétention du sol (« produits libres ») en zone non-saturée ne constitue pas une « menace grave » par défaut. Toutefois, en vertu des règles additionnelles de nature administrative définies à la section 5.6.1. de la partie A du GRER, la présence de « produits libres » dans la zone non-saturée doit faire l'objet de travaux d'assainissement.

Cependant, lorsque l'expert peut démontrer que ces produits sont non mobiles et ne présentent de risques inacceptables ni pour la santé ni pour l'environnement, ils peuvent, sous réserve des autres conditions fixées à la section 5.6.1.2 de la partie A, être laissés en place moyennant l'adoption de mesures de sécurité et/ou de suivi (qui découlent automatiquement du fait que les concentrations mesurées dépassent la VI – art. 48, 2° du Décret sol).

Pour ces produits purs présents en zone non-saturée, l'absence de « menace grave » sera démontrée notamment par l'absence de risque d'impact significatif tel que développé au paragraphe 5.3.1 du présent guide.

## Risque de « dispersion »

Les objectifs de qualité à préserver dépendent des cibles identifiées à l'aval du terrain et éventuellement aussi au droit du terrain si des cibles particulières (captages publics, cours d'eau) à préserver existent à l'intérieur des limites périphériques du terrain :

- captage : par défaut  $VS_{nappe}$  pondérée<sup>10</sup> par les concentrations de fond ou la Valeur particulière<sup>11</sup>. Des normes plus ou moins restrictives pourraient, dans certains cas, s'appliquer suivant le captage sur site. Par exemple : si un industriel fait un usage d'eau de refroidissement de son captage, il peut se satisfaire d'une qualité d'eaux souterraines avec des concentrations pour les polluants incriminés plus élevées que celles imposées par la  $VS_{nappe}$ . A l'inverse, la présence d'un captage appartenant à un distributeur d'eau pourra induire l'utilisation de normes plus restrictives (par ex. normes pour les eaux destinées à la consommation humaine). Dans ces cas, l'expert pourra proposer des objectifs d'assainissement différents de la  $VS_{nappe}$  POUR AUTANT qu'aucun autre objectif de qualité ne soit compromis (tel que le critère de qualité en limite de la parcelle cadastrale par exemple).
- eau de surface : normes fournies dans le Code de l'eau en fonction de l'usage. Les normes issues du Code de l'eau comprennent, par exemple :
  - o la qualité de base pour les eaux de surface ordinaires (annexe X du Code de l'eau),
  - o les zones particulières :
    - zones d'eaux piscicoles (annexe XVI du Code de l'eau pour les paramètres de qualité ; annexe VIII pour l'identification des zones d'eaux piscicoles),
    - zones d'eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire (annexe XIII du Code de l'eau pour les paramètres de qualité ; annexe XVII pour les zones d'eau potabilisable et les points de contrôle),

<sup>10</sup> Le terme « VS pondérée par la concentration de fond » est issu du « décret sols ».

<sup>11</sup> Le « décret sols » définit, dans son article 2, 23°, la « Valeur particulière » comme suit : « valeur constatée suite à une étude d'orientation, à une étude de caractérisation ou atteinte suite à un assainissement et déterminée dans le certificat de contrôle du sol ».

- les zones d'eaux de baignade (définies dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 14 mars 2008 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la qualité des eaux de baignade) ;
- en aval hors terrain : par défaut  $VS_{nappe}$  pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière en présence d'une nappe exploitable et par défaut  $VI_{nappe}$  pour une nappe non-exploitable pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière ;
- cibles humaine et relative aux écosystèmes : le risque associé aux concentrations futures dans les eaux souterraines associées au lessivage et/ou à la « dispersion » sera également apprécié par les évaluateurs des risques pour la santé et/ou pour les écosystèmes. L'expert pourra également faire une proposition d'objectif de qualité pour ces cibles à l'autorité compétente, dans son rapport d'étude de risque. La  $VS_{nappe}$  pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière peut toujours être retenue comme objectif par défaut pour les nappes exploitables et la  $VI_{nappe}$  pour les nappes non-exploitable pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière.

S'il le juge pertinent, l'expert pourra soumettre à l'administration d'autres objectifs de qualité sur base d'une proposition motivée.

En particulier, l'expert appréciera l'aspect « significatif » de l'impact en fonction des résultats de l'évaluation et de l'incertitude qui y est associée, ainsi que de la nature du point de conformité (cf. 2.1.3 ci-dessous). Vu l'hétérogénéité du sol et son impact sur la perméabilité, la porosité et d'autres paramètres (tels la matière organique ou le pH) intervenant dans la « dispersion » des polluants, les résultats des modélisations comportent une certaine incertitude, particulièrement lorsque le modèle n'a pas pu être calibré sur la base d'un suivi de la migration des polluants de plusieurs années.

### **Produits libres en zone saturée et critère d'augmentation significative d'un panache dissous**

La présence d'une couche de produit pur à l'état mobile et en des quantités dépassant les capacités physiques de rétention du sol (« produits libres ») ne constitue pas une « menace grave » par défaut. Néanmoins, lorsque la présence de phases liquides non aqueuses (forme liquide ou à l'état pâteux) est mise en évidence sur un terrain, pouvant former des couches flottantes (LNAPL) ou des couches plongeantes (DNAPL) à hauteur de la nappe, ces produits doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des règles additionnelles de nature administratives définies à la section 5.6.1. de la partie A.

Toutefois, lorsque l'expert peut démontrer que ces produits sont non mobiles<sup>12</sup> et ne présentent de risques inacceptables ni pour la santé ni pour l'environnement, ils peuvent, sous réserve des autres conditions fixées à la section 5.6.1. de la partie A, être laissés en place moyennant l'adoption de mesures de sécurité et/ou de suivi (qui découlent automatiquement du fait que les concentrations mesurées dépassent la VI – art. 48, 2° du Décret sol).

Parmi les « autres conditions » citées à la section 5.6.1 de la partie A figure un critère de « non-aggravation » qui précise que le maintien en place des produits libres ne peut conduire à une augmentation significative de la masse dissoute des différents polluants (en ce compris ceux issus des processus de dégradation/atténuation).

---

<sup>12</sup> Voir la note de bas de page 8.

En l'occurrence, l'expert peut conclure au respect présumé du critère de non-aggravation si une modélisation accompagnée de données de validation (monitoring) montre que la longueur actuelle du panache dissous n'évolue pas de plus de 10m ou de plus de 25 % sur une période de 100 ans. Pour l'application de ce principe la longueur d'un panache est mesurée, pour chaque substance dissoute identifiée, en considérant la longueur du plus grand axe de la courbe d'iso-concentration correspondant à  $VS_{nappe}$ .

Si l'expert estime qu'une incertitude relative au respect du critère de non-aggravation persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de mobilisation.

### 2.1.3 Concepts de « point de conformité » et point de contrôle

La méthodologie développée dans les chapitres 4 et 5 ci-après s'appuie sur le concept de « point de conformité », lequel est défini<sup>13</sup> comme suit : « *le lieu de contrôle de la qualité de l'eau (souterraine et de surface) où les exigences applicables doivent être vérifiées* ».

Les points de conformité et les critères de conformité (ou objectifs de qualité) éventuellement associés sont proposés par l'expert à l'administration en tenant compte des législations applicables.

#### Exemples

- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est un captage, le point de conformité d'un captage est le puits de captage ;
- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est un cours d'eau, le point de conformité est l'eau du cours d'eau prélevée dans la zone de mélange avec l'eau de la nappe alluviale ;
- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est une nappe exploitable en aval du terrain, le point de conformité est un piézomètre placé en aval du terrain et de façon à pouvoir apprécier si la qualité de la nappe en aval est susceptible d'être compromise sur des volumes significatifs.

Pour évaluer si les objectifs de qualité aux points de conformité sont compromis ou susceptibles de l'être dans le futur sous l'effet des processus de transport, l'expert aura recours simultanément à la modélisation et au suivi analytique de la qualité de l'eau souterraine. A cet effet un ou plusieurs points de conformité « témoin », appelés *points de contrôle*, pourront être établis entre la source et la cible (en aval de la source de pollution dans l'axe du panache existant ou anticipé) de manière à permettre un suivi de l'évolution du panache et de vérifier les hypothèses de modélisation, validant ainsi la projection réalisée pour la cible effective en aval.

En tant que règle générale<sup>14</sup>, au moins deux points de contrôle sont à mettre en place en aval de la source de pollution. Lorsque la première cible à préserver est un cours d'eau ou une nappe en aval du terrain un des points de contrôle sera placé aussi près que possible de la limite de terrain. Partant des objectifs de qualité à assurer à hauteur des cibles retenues (points de conformité), des objectifs de

---

<sup>13</sup> La définition est adaptée de la définition reprise dans la directive-cadre sur l'eau (directive européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau). Par « point de conformité », on entend : le lieu de contrôle de la qualité d'un milieu où les exigences applicables pour un usage donné doivent être vérifiées.

<sup>14</sup> sauf à démontrer que le suivi de la dispersion peut être valablement assuré par le recours à un seul point de contrôle

qualité pourront éventuellement être aussi définis, par *backward-modeling*<sup>15</sup>, pour les différents points de contrôle.

Lorsque des incertitudes subsistent sur le cheminement exact des polluants et sur les variations potentielles de la direction de l'écoulement de l'eau, il est indispensable, en ce qui concerne les mesures de suivi, de proposer plusieurs points de conformité et points de contrôle, particulièrement dans les cas de pollutions de grande ampleur qui peuvent avoir de multiples impacts en aval.

#### 2.1.4 Base d'évaluation et scénarios

Les concepts relatifs aux bases et scénarios d'évaluation sont développés dans la partie A du guide.

Pour les risques relatifs aux eaux souterraines, ces concepts sont essentiellement liés à la configuration du site. En particulier, il appartiendra à l'expert d'évaluer les modifications de configuration relatives à la présence de revêtements de surface étanches (telle la présence de dalle de béton) dans les scénarios actuels ou futurs, dans la mesure où celles-ci ont un impact sur l'infiltration efficace.

Par convention, et comme précisé dans la partie A, la « menace grave » se réfère au site (y compris sa partie aval) dans sa configuration actuelle et son usage effectif.

#### 2.1.5 Modèle conceptuel du site pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

Le Modèle conceptuel du site (MCS) pour l'évaluation des risques fournit, sous la forme d'une représentation conceptuelle et schématique, un bilan de l'état de compréhension des différents processus intervenant dans la relation globale « source -> transfert -> cible » du site considéré. Dans le cadre d'une évaluation des risques pour les eaux souterraines, le Modèle conceptuel du site doit préciser les relations existantes ou potentielles entre :

- la ou les sources de pollutions ;
- le ou les différents vecteurs de transfert (sol, eaux souterraines, eaux de surface, air, poussière,...) ;
- la ou les voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact dermique,...) ;
- le ou les processus de transfert (lessivage, ruissellement, « dispersion », etc.) et le ou les comportements des polluants (sur la base des propriétés intrinsèques du polluant et des propriétés physico-chimiques du milieu de transfert) ;
- la ou les cibles à protéger : récepteurs physiques ou environnementaux, êtres vivants (homme, faune, flore) ou non (eau et bâtiments) soumis à un risque.

Une présentation détaillée du Modèle Conceptuel du Site est donnée à la section 5.2.1.

#### 2.1.6 Modèle conceptuel du site standard

Un Modèle conceptuel du site standard a été développé pour l'élaboration des valeurs limites dans les sols ( $VS_N$  et  $VI_N$ ) préventives des risques de lessivage et de « dispersion » et utilisées pour la fixation des Valeurs seuil du « décret sols ». Le Modèle Conceptuel du Site (MCS) standard est détaillé à l'**annexe C-1**.

---

<sup>15</sup> Modélisation de la cible vers la source au lieu d'une modélisation de la source vers la cible.

### 2.1.7 Concentration représentative

Le concept de concentration représentative a été introduit dans la partie A (section 3) du guide. Pour les applications de l'ER-N, les lignes directrices suivantes doivent être considérées :

- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (que l'on s'adresse au processus de transfert vertical ou horizontal) est une tache de pollution ou un panache dissous : la concentration représentative sera, par défaut, la concentration maximale observée dans la tache ou dans le panache. La prise en compte d'un autre descripteur statistique (par exemple, une concentration moyenne, ou une concentration moyenne pondérée en fonction de la surface ou des volumes déduite d'un travail d'interpolation géostatistique (lorsque les taches ou les panaches font état de gradients de concentration) ou la prise en considération de plusieurs valeurs (par exemple une valeur pour un choix réaliste et une valeur pour un choix conservateur) sont d'autres options possibles. Si une autre option que la concentration maximale est retenue, elle sera justifiée par l'expert.
- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (lorsque l'on s'adresse au processus de transfert vertical : module lessivage) est une pollution non distribuée par taches (zones de remblais pollués), on se référera aux descripteurs définis au Tableau 5 du GREC (section 2.2.2.B.). On retiendra parallèlement une valeur représentative du centre de la distribution statistique et une valeur représentative des concentrations extrêmes.

De ces deux valeurs, qui seront chacune testée et comparées dans l'application des méthodes (ESR-N ou EDR-N), il appartiendra à l'expert de préciser en fonction du contexte celle qu'il y a lieu de retenir pour évaluer si la situation répond au critère de « menace grave ». En tant que règle générale, pour les zones de remblais pollués qui ont été caractérisées en respectant les prescriptions formulées à la section 2.2.2.B3 du GREC, on pourra valablement se référer aux valeurs représentatives du centre de la distribution.

- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (lorsque l'on s'adresse au processus de transfert vertical : module lessivage) est une situation mixte, non tranchée entre les deux cas de figure ci-dessus (par exemple plusieurs taches de pollution non clairement individualisables et éventuellement superposées à de la pollution des remblais) les concentrations représentatives seront déduites par jugement en se référant à l'esprit des règles ci-dessus.
- Dans tous les cas, il appartiendra également à l'expert de qualifier son choix, eu égard à la situation analysée, en tant que « choix réaliste » ou « choix conservateur », ce choix étant appelé à être considéré au final, dans le cadre du travail d'interprétation générale des résultats, pour la prise de décision finale en matière d'acceptation du risque.

## 2.2 Valeurs limites pour les eaux souterraines ( $VS_{nappe}$ et $VI_{nappe}$ ) et les sols ( $VS_N$ et $VI_N$ ) et $CBR_N$

Des valeurs limites de concentration pour la partie non saturée du sol ( $VS_N$  et  $VI_N$ ) et pour l'eau souterraine ( $VS_{nappe}$  et  $VI_{nappe}$ ) sont proposées (**annexe C-1**) en tant qu'outils de palier 1 pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Toutefois, la méthodologie pour l'évaluation des risques – basée sur une approche par paliers – permet à l'expert, lorsqu'il le juge nécessaire, de faire appel à des outils d'évaluation plus discriminants des risques pour les eaux souterraines. Cette démarche peut l'amener à proposer, **sur une base motivée**, des objectifs d'assainissement différents des valeurs limites retenues par défaut.

**Il importe donc de noter que ces valeurs limites de concentration par défaut ne s'imposent pas nécessairement comme des objectifs d'assainissement.**

### 2.2.1 Portée de $VS_{\text{nappe}}$

La valeur seuil pour les eaux souterraines  $VS_{\text{nappe}}$  – c'est-à-dire la valeur seuil (VS) pour les eaux souterraines reprise à l'annexe 1 du « décret sols » et exprimée en  $\mu\text{g/l}$  – est une concentration en polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement constitue un des éléments déclencheurs<sup>16</sup> de l'étude de caractérisation. D'une façon générale, la valeur de concentration  $VS_{\text{nappe}}$  sera considérée comme l'objectif de qualité par défaut d'une nappe exploitable, en l'absence de normes plus pertinentes (section 2.1.2).

Sur le plan de leur signification, il importe de noter que les valeurs de  $VS_{\text{nappe}}$  ont été fixées sur la base d'un ensemble de critères traduisant le caractère d'eau « aisément potabilisable »<sup>17</sup>. L'objectif visant à respecter la valeur limite  $VS_{\text{nappe}}$  peut, dès lors, ne pas toujours s'avérer comme étant le plus pertinent (par exemple, en cas de présence d'une nappe qualifiée ou qualifiable de « non exploitable » (section 2.3.1).

#### Quels ont été les critères retenus pour la définition de $VS_{\text{nappe}}$ ?



- Les valeurs paramétriques (directive européenne 98/83/CE), transposées dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine, abrogeant également l'arrêté de l'Exécutif régional wallon du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau définissant les concentrations maximales admissibles.
- Les valeurs guides (OMS et Joint Expert Committee on Food Additives).
- Ou, à défaut d'un critère existant, une valeur calculée sur la base de la méthodologie de l'OMS en considérant – pour les polluants à effets à seuil – qu'une fraction (en règle générale 10 %) d'une Valeur toxicologique de référence est allouée à la consommation quotidienne de 2 l d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg ; pour les polluants à effets sans seuil, la valeur correspond à un risque additionnel de cancer de 1 pour 100.000 personnes.
- D'autres critères provenant de la littérature scientifique spécialisée (prise en compte de la coloration de l'eau, du dépassement de seuils organoleptiques, de critères d'écotoxicité).

Les règles et principes d'établissement de ces valeurs sont détaillés en **annexe C-1**.

<sup>16</sup> L'autre élément déclencheur étant le dépassement des Valeurs seuil établies pour le sol et reprises dans le décret sol. La  $VS_{\text{nappe}}$  peut être pondérée par les valeurs de fond ou remplacées par des Valeurs particulières.

<sup>17</sup> Dans le décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau, « l'eau potabilisable » est définie comme « toute eau souterraine ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, est destinée à être distribuée pour être bue sans danger pour la santé ».

**On veillera à ne pas confondre les Valeurs seuil définies pour l'eau souterraine dans le « décret sols » et les Valeurs seuil issues de la directive-cadre sur l'eau, reprises dans le Code de l'eau**

Les Valeurs seuil pour les eaux souterraines ( $VS_{nappe}$ ) définies dans le « décret sols » n'ont pas la même signification que les Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

Il sera fait référence aux  $VS_{nappe}$  du « décret sols » :

- dans le cadre de l'interprétation des concentrations mesurées dans l'eau souterraine au droit et aux alentours immédiats d'un terrain pollué en termes de risque ;
- dans la perspective de fixer les obligations légales pour la gestion du terrain pollué.

Il sera fait référence aux Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 dans le cadre de la prévention de la dégradation de la qualité de « masses d'eaux souterraines ». Les mesures ainsi proposées comprennent en particulier :

- des critères pour l'évaluation du bon état chimique des eaux souterraines ;
- des critères pour l'identification et l'inversion des tendances à la hausse significatives et durables, ainsi que pour la définition des points de départ des inversions de tendances.

Les Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 pourront être considérées – parmi d'autres types de valeurs – lors de l'établissement des objectifs d'assainissement.

Les différences actuelles entre les valeurs du « décret sols » et celles de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 se limitent aux substances suivantes :



Polluants	« Décret sols » (en $\mu\text{g/l}$ )	Arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 (en $\mu\text{g/l}$ )
Trichloroéthène	70	10
Tétrachloroéthène	40	10

## 2.2.2 Portée de $VI_{nappe}$

La Valeur d'intervention  $VI_{nappe}$  – c'est-à-dire la valeur d'intervention (VI) pour les eaux souterraines reprise à l'annexe 1 du « décret sols » et exprimée en  $\mu\text{g/l}$  – constitue un « outil » supplémentaire pour l'interprétation des concentrations en polluants dans les eaux souterraines en termes de risque. La Valeur d'intervention  $VI_{nappe}$  est une concentration en polluant dans les eaux souterraines correspondant à un niveau au-delà duquel une intervention est requise par le « décret sols », même en l'absence d'une « menace grave ». L'intervention peut prendre la forme d'un assainissement, de mesures de suivi et/ou de sécurité.

La  $VI_{nappe}$  a été retenue comme objectif d'assainissement par défaut d'une nappe non-exploitable en limite aval du terrain.

Elle constitue également le critère considéré en limite de terrain dont le dépassement impose à l'expert de calculer la valeur spécifique dans le sol des risques de lessivage ( $CBR_N$ ) pour prévenir les risques de « dispersion » significative hors du terrain.

Sur le plan de leur signification, les valeurs de  $VI_{nappe}$  englobent trois critères :

- un critère relatif à la santé humaine dont l'objectif est de traduire la notion de « risque excessif » exclusivement lié à l'utilisation d'eau souterraine à des fins de consommation ;
- un critère écotoxicologique dont l'objectif est d'éviter une dégradation sévère des écosystèmes aquatiques ;
- un critère relatif à la mobilité dont l'objectif est d'éviter la pollution de la parcelle voisine (via les eaux souterraines par « dispersion » de la pollution) ; l'établissement de ce critère se base sur une vision simplifiée des mécanismes susceptibles d'entrer en jeu (advection, adsorption/désorption, dispersion) et sur le Modèle conceptuel du site standard.

La valeur attribuée à  $VI_{nappe}$  a finalement été fixée à la concentration la plus contraignante parmi celles associées à ces trois critères.

### 2.2.3 Portée de $VS_N$

La Valeur seuil limitant les risques pour les eaux souterraines exploitables par lessivage ( $VS_N$ ) (exprimée en mg/kg m.s.<sup>18</sup>) constitue un troisième « outil » pour l'interprétation des concentrations en polluants en termes de risque.

Les valeurs de la  $VS_N$  générique sont reprises à l'**annexe C-1**, tandis que l'**annexe C-2** fournit la méthode permettant d'ajuster ces valeurs en fonction des caractéristiques du sol, des propriétés hydrogéologiques de la nappe et des caractéristiques de distribution des concentrations en polluants selon la profondeur dans la zone vadose ( $VS_{N\text{ ajustées}}$ ). En pratique, l'ajustement de la  $VS_N$  est obligatoire et doit être réalisé au palier 1.

L'ajustement de la  $VS_N$  permet de tenir compte des conditions spécifiques de chaque terrain. Les tableaux de synthèse de l'**annexe C-2** reprennent chaque paramètre avec leur valeur par défaut et les modalités d'ajustement ou, le cas échéant, les valeurs d'ajustement possibles.

Les valeurs attribuées à  $VS_N$  ont été obtenues par calcul en se référant à un Modèle conceptuel de site standard et à une vision simplifiée des mécanismes complexes – d'adsorption, de dilution, de transfert – déterminants quant à la relation entre la présence de polluants dans le sol et la présence de ces mêmes polluants dans l'eau souterraine, au droit et en aval de la source de pollution. Le choix des valeurs considérées par défaut (propriétés standard) s'est, en règle générale, effectué sur la base d'hypothèses conservatoires (**annexe C-1**) de manière à assurer la protection de la qualité des nappes wallonnes.

---

<sup>18</sup> Par « mg/kg m.s. », on entend « mg/kg de matière sèche ».

Conceptuellement, le respect des  $VS_N$  ajustées dans le sol garantit théoriquement le non-dépassement, même à long terme, des Valeurs seuil pour les eaux souterraines  $VS_{nappe}$  (section 2.2.1) sous-jacentes et donc l'absence de « menace grave » lorsque la  $VS_{nappe}$  est le critère de qualité retenu pour les eaux souterraines. Elles peuvent donc être utilisées comme critères de « menace grave » pour les nappes exploitables dans l'évaluation des risques de lessivage au niveau du palier 1, pour autant que les hypothèses simplificatrices du modèle utilisé pour développer les  $VS_N / VS_N$  ajustées soient applicables<sup>19</sup>.

A cet égard, l'attention de l'expert est attirée sur les cas particuliers suivants :

- Sols stratifiés : les hypothèses simplificatrices du modèle standard supposent qu'on est en présence d'un terrain homogène, ce qui est rarement le cas. La présence de sols stratifiés doit être prise en compte pour l'ajustement du facteur de partition sol/lixiviat. Pour ce facteur, il paraît naturel de considérer les paramètres intrinsèques de l'horizon de sol non saturé que le front de pollution doit encore traverser.

Si plusieurs horizons distincts sont pollués, il convient de considérer l'horizon le plus contraignant pour l'ajustement, ce qui revient à calculer le  $K_{sw}$  pour chaque horizon de sol distinct et à prendre le plus sécuritaire.

- Présence de voies de circulation préférentielle anthropiques : lorsque le terrain est caractérisé par la présence de voies de circulation préférentielle anthropiques telles que des gaines techniques, impétrants,... cette contrainte peut être assimilée à une des restrictions d'application reprises au § 5.3.2.1 assimilée à la présence de roche fissurée. L'expert doit alors considérer d'autres approches d'évaluation du transfert de la pollution.

Par ailleurs, comme mentionné dans la méthodologie (section 5.3), la valeur limite  $VS_N / VS_N$  ajustée ne constitue pas nécessairement un critère pertinent de « menace grave » au niveau du palier 1 de l'évaluation des risques de lessivage là où les  $VS_{nappe}$  ne sont pas applicables. Spécifiquement, dans le cas des nappes non exploitables, la  $VI_N$  est proposée pour l'évaluation des risques de lessivage.

De plus, pour rappel, les situations où des concentrations mesurées en hydrocarbures pétroliers (mesure globale  $C_{10-C_{40}}$  ou mesure de certaines fractions EC, distinguées ou non pour les fractions aliphatiques et aromatiques) ou en certains HAP dépassent le seuil de 20.000 mg/kg doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des règles additionnelles de nature administrative définies à la section 5.6.1 de la partie A du GRER. Certaines conditions peuvent néanmoins rendre l'assainissement non nécessaire.

#### 2.2.4 Portée de $VI_N$

De façon analogue à  $VS_N$ , des valeurs  $VI_N$  sont proposées à l'**annexe C-1**, correspondant aux seuils de concentrations dans le sol théoriquement garants du non-dépassement des valeurs limites pour l'eau souterraine  $VI_{nappe}$ . Les  $VI_N$  sont calculées suivant la même procédure que les  $VS_N$ , à partir des  $VI_{nappe}$ , et peuvent également être ajustés pour fournir des  $VI_N$  ajustées. Pour rappel, les  $VI_{nappe}$  sont considérées non ajustables (section 2.2.2).

---

<sup>19</sup> Un cas particulier rendant notamment le MCS standard de lessivage non applicable est celui où les caractéristiques de partition sol-eau d'un polluant ne peuvent valablement être anticipées en raison de la présence conjointe d'autres polluants (p. ex. des HAP dont la mobilité peut être fortement accrue par la présence de solvants). D'autres cas sont notamment le transfert des produits purs et le transfert facilité par l'existence de chemins préférentiels.

## 2.3 Concepts-clés liés aux notions hydrogéologiques

La méthodologie de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines fait également appel à un certain nombre de notions hydrogéologiques (nappe exploitable, nappe captive, etc.), développées ci-après.

### 2.3.1 **Nappe exploitable et non exploitable**

La productivité en eau des formations géologiques est fortement conditionnée par leur perméabilité (ou conductivité hydraulique) dépendant de la nature, de la cohésion et de la structure de la formation dans laquelle cette eau est stockée et circule. Les références internationales pour la classification des potentialités aquifères d'une formation géologique, reprises par la carte hydrogéologique de Wallonie<sup>20</sup>, font état des termes suivants pour qualifier le caractère plus ou moins perméable des formations rocheuses :

- le terme « aquifère » désigne une formation suffisamment perméable et poreuse permettant d'exploiter des quantités appréciables d'eaux souterraines ; l'aquifère contient par définition une nappe d'eau souterraine (ou nappe aquifère), cette dernière étant constituée de l'eau qui circule dans l'aquifère. Les termes d'aquifère et de nappe ne sont donc pas synonymes : le premier désigne le contenant, le second le contenu ;
- le terme « aquitard » définit une formation semi-perméable dans laquelle l'écoulement se fait à une vitesse plus réduite que dans un aquifère ; son exploitation est possible, mais de capacité limitée ;
- le terme « aquiclude » correspond à une formation à caractère imperméable ; elle n'est économiquement pas exploitable. »

Bien que ces définitions soient assez subjectives, ces termes sont utilisés ici afin de renseigner, à une échelle régionale, sur le caractère globalement perméable, semi-perméable ou imperméable d'un ensemble de couches géologiques (**annexe C-3.3**). Ils donnent une idée du potentiel économique que représentent les différentes unités hydrogéologiques en termes d'exploitation. Cette classification se base principalement sur la description lithologique des formations géologiques disponibles, entre autres, dans les cartes géologiques<sup>21</sup>.

La définition du caractère « exploitable » ou non d'une nappe d'eau est primordiale dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, car les principes de gestion des risques considérés sont distincts.

Or, dans la mesure où certains ouvrages de prise d'eau (notamment destinés à la distribution publique) sont répertoriés dans des formations dites aquitards ou aquicludes de la carte hydrogéologique, cette classification ne peut être utilisée comme référence pour déterminer le caractère exploitable ou non d'une nappe.

Dès lors, sont considérés comme nappes exploitables (dans le cadre de la gestion des risques) :

- Tous les terrains indurés (roche cohérente) saturés d'eau, indépendamment du débit pompé. Ce choix est motivé par l'existence avérée de nombreuses prises d'eau à usage de distribution publique au droit d'aquifère rocheux même peu productif (essentiellement les formations du Primaire au Sud du sillon Sambre et Meuse).

<sup>20</sup> Source : <http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartehydrogeo/concepts.htm#1>

<sup>21</sup> Source : <http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartegeologique/>

- Les terrains meubles saturés d'eau sur une épaisseur suffisante pour être « pompable », constituant une masse d'eau continue et pérenne et dont la perméabilité est  $> 10^{-7}$  m/s

Par conséquent, sont considérés comme nappes non-exploitable :

- Tous les remblais, les limons ainsi que les formations argileuses et/ou marneuses du IV, du III ou du II ;
- De manière plus générale, les formations saturées de trop faible épaisseur pour être « pompables », discontinues (par exemple, les zones saturées surmontant des lentilles argileuses), saisonnières, ou logées dans un terrain très peu perméable ( $K < 10^{-7}$  m/s)

Toutefois, l'expert gardera la possibilité de « déclasser » une nappe supposée exploitable si des données de terrain avérées attestent du contraire (absence d'eau, très faible perméabilité, concentration en Fe, Mn,... excessives, ...). Inversement, si des ouvrages de prises d'eau sont renseignés dans des formations supposées a priori non-exploitable, ces formations pourront (localement) faire l'objet d'un reclassement en nappe exploitable (comme l'usage de puits superficiels utilisés pour l'arrosage des jardins par exemple).

L'expert est tenu de vérifier la présence ou l'absence d'ouvrage de prise d'eau dans des formations supposées a priori non-exploitable via la base de données 10-Sous de la Région Wallonne et, le cas échéant, via l'administration communale. Dans la mesure où aucune prise d'eau ne serait répertoriée ni dans la base de données 10-Sous ni à l'administration communale, il sera considéré - par défaut - qu'il n'y a pas de captage et par conséquent, qu'il n'y a pas de cible.

Seuls les ouvrages **déclarés** sont à prendre en considération. La présence sur un site d'une prise d'eau **non déclarée** ne constitue pas une cible.

Par défaut, pour toute nappe pouvant être considérée comme exploitable, des critères de qualité de l'eau calés sur l'usage potentiel de la production d'eau potable ( $VS_{nappe}$ , section 2.2.1) seront d'application<sup>22</sup>.

Alternativement, lorsque le caractère « non exploitable » d'une nappe est démontré et documenté dans le cadre de l'étude de caractérisation, des objectifs de qualité de l'eau moins contraignants pour cette nappe, considérée en tant que vecteur de « dispersion », pourront être envisagés ; les autres objectifs de qualité relatifs aux cibles menacées par cette nappe en tant que vecteur de « dispersion », restant inchangés (exemple : une nappe exploitable sous-jacente, une eau de surface en limite du terrain, ...).

### 2.3.2 Classification des nappes aquifères

La classification des nappes aquifères peut se faire selon différents critères dont les 2 principaux sont :

- La piézométrie (niveau d'eau) ;
- la lithologie et la fracturation.

Le critère piézométrique est utilisé pour différencier les *nappes libres* des *nappes captives* :

- dans une *nappe libre*, la surface piézométrique peut, en fonction des conditions climatiques et de la recharge de la nappe par les précipitations, fluctuer « librement » dans la formation aquifère considérée (la surface piézométrique est à pression atmosphérique) ;

---

<sup>22</sup> Voir également les critères de « menace grave » à la section 2.1.2.

- dans une *nappe captive*, la formation aquifère est surmontée d'une couche imperméable (aquiclude). Son niveau piézométrique s'équilibre systématiquement au-dessus du toit de la formation aquifère (voire supérieur à la cote altimétrique du sol, créant, si une connexion est établie (notamment par forage), un phénomène d'artésianisme) ;
- le terme *nappe semi-captive* est utilisé lorsque l'aquifère est surmonté d'une couche de plus faible perméabilité ou semi-perméable (aquitard). Ce terme est parfois retenu pour une nappe captive d'une couche à certains endroits ou par intermittence.

Le critère lithologique et structural (fracturation) permette de distinguer les nappes suivantes :

- *nappes de porosité de pores* : elles se trouvent dans les roches meubles (constituées de sables, de graviers, de galets...). La nappe des sables bruxelliens et la nappe des graviers d'origine alluviale de la Meuse en sont deux exemples ;
- *nappes de fissures* : nappes se trouvant dans les axes de fissures, fracturations, diaclases,... ouvertes des formations cohérentes. Par exemple, la fissuration puis l'altération des grès en sables au niveau des fissures entraînent la formation de nappes de fissures au sein des formations gréseuses.

Les nappes des formations calcaires, du fait de la dissolution des carbonates provoquant l'apparition de phénomènes karstiques, constituent des aquifères à grand potentiel d'exploitation. Les nappes de ces aquifères sont soumis à de hauts risques de pollution en présence de connexions directes entre la nappe et la surface et au sein même de l'aquifère ;

- *nappes mixtes* : ces nappes sont présentes dans des formations caractérisées par une porosité de pores et de fissures. La nappe des craies et les nappes de manteau d'altération en sont 2 exemples.

### 2.3.3 Nappe historiquement dégradée

On emploiera le terme « nappe historiquement dégradée » pour toute nappe ayant été polluée par plusieurs activités anthropiques polluantes sans qu'aucune de ces activités ne puisse être clairement identifiée comme responsable du niveau de pollution déterminé à l'amont du terrain étudié.

L'autorité compétente<sup>23</sup> statue sur le caractère historiquement dégradé ou non d'une nappe, éventuellement sur proposition de l'expert dans son rapport de caractérisation et/ou d'étude de risque.

---

<sup>23</sup> Il s'agit de la Direction générale opérationnelle (DGO3) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGARNE) du Service public de Wallonie (SPW).

### 3. Introduction à la méthodologie générale

Pour rappel, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines consiste en une démarche se déclinant en deux paliers de complexité croissante :

- évaluation simplifiée des risques qui fait appel à des valeurs limites pour les risques de lessivage ou de « dispersion » (partie 1) ainsi qu'à des outils d'évaluation simples (partie 2).  
Pour la partie 1 de l'ESR pour le lessivage, les valeurs limites auxquelles les concentrations du terrain sont comparées doivent faire l'objet d'un ajustement de sorte qu'elles correspondent aux spécificités du terrain ;
- évaluation détaillée des risques pouvant inclure une phase de modélisation.

Pour chacune de ces étapes sont spécifiés les règles et les objectifs de qualité à respecter en vue de se prononcer sur l'acceptation ou non des risques, et donc sur la présence ou non d'une « menace grave »

Il est à noter que, si les données disponibles indiquent qu'il y a déjà « menace grave » pour les eaux souterraines (par exemple, impact mesurable au droit d'un captage) ou qu'une cible est exposée à court terme de manière évidente à une « menace grave », l'expert devra juger si l'évaluation des risques reste pertinente. Elle pourrait en effet par exemple apporter des informations permettant de mieux cibler les mesures d'assainissement à entreprendre<sup>24</sup> et/ou de préciser les risques encourus par les cibles dans la zone de « dispersion », de manière à déterminer l'urgence de l'assainissement et/ou les mesures de sécurité à mettre en œuvre.

Le passage du palier 1 au palier 2 est conditionné par un avis d'expert et peut notamment se fonder sur l'intérêt économique et environnemental de procéder à une étude plus détaillée. L'expert devra en effet apprécier si les coûts associés à la mise en œuvre de moyens techniques spécifiques supplémentaires requis pour l'EDR (réalisation de tests de lixiviation, tests de traçage, modélisation, etc.) sont justifiés ou non au regard de leur intérêt mesuré sur les plans :

- de la nécessité d'assainir (probabilité plus ou moins grande d'aboutir à un diagnostic moins contraignant au terme de l'EDR),
- en cas d'assainissement : d'une optimisation technique et financière que permettrait une vision plus nuancée et moins incertaine des risques par exemple par la réduction de la durée de l'assainissement ou l'augmentation de son efficacité.

L'expert doit évidemment tenir compte des conclusions des autres aspects de l'évaluation des risques (parties B et le cas échéant partie D). Si l'évaluation des risques pour la santé humaine conclut qu'un assainissement complet de la zone est requis et que cet assainissement éliminera les risques pour les eaux souterraines, il n'y a pas lieu de procéder à une évaluation des risques détaillée pour l'eau souterraine, sauf si elle est nécessaire pour préciser le degré d'urgence et/ou les mesures de sécurité nécessaires.

Lorsque l'expert conclut à l'absence de « menace grave » pour les eaux souterraines mais qu'il estime, d'une part, qu'une incertitude persiste quant à la robustesse de cette conclusion et, d'autre part, que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations complémentaires, alors il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti,

<sup>24</sup>Le lecteur pourra se référer à ce sujet au GRPA du CWBP.

éventuellement, de mesures de sécurité sur l'usage de l'eau). Il peut néanmoins recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude ainsi que des mesures de sécurité en attendant la confirmation des pronostics de lessivage.

L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin, entre autres, qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé.

On rappellera toutefois que si la  $VI_N$  est dépassée, le « décret sols » impose qu'une intervention soit entreprise, laquelle peut prendre la forme, le cas échéant simultanément, d'un assainissement, de mesure de sécurité et/ou de mesure de suivi.

De façon générale, la méthodologie est décrite pour les deux processus généraux pouvant conduire à un impact sur la qualité de l'eau souterraine : le lessivage et la « dispersion »<sup>25</sup>. Les deux processus sont évalués séparément pour les raisons suivantes :

- ils font appel à des outils qui peuvent être différents ;
- en vertu du principe de préservation de la qualité de la nappe, des objectifs de qualité spécifiques à la nappe en tant que milieu récepteur sont pris en compte dans le cadre de l'évaluation du lessivage. En effet, mieux vaut prévenir, si possible, un lessivage à la source que d'intervenir en aval pour protéger un récepteur ;
- la mise en évidence de la contribution du lessivage à la « dispersion » des polluants fournit une information importante dans le cadre de la prise de décision concernant un assainissement éventuel de la zone non-saturée et/ou saturée.

Les logigrammes repris aux figures 2 et 3 ci-après illustrent la méthodologie générale d'évaluation des risques pour les eaux souterraines respectivement pour les modules lessivage (estimation des risques de lessivage des polluants du sol et d'impact sur la qualité de l'eau souterraine) et « dispersion » (estimation du risque de déplacement des polluants existant – ou qui arriveront par lessivage – au niveau de la zone saturée et d'impact sur une cible donnée). Les logigrammes présentent les étapes de raisonnement qui sont proposées par défaut, d'une façon générale, pour la conduite de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

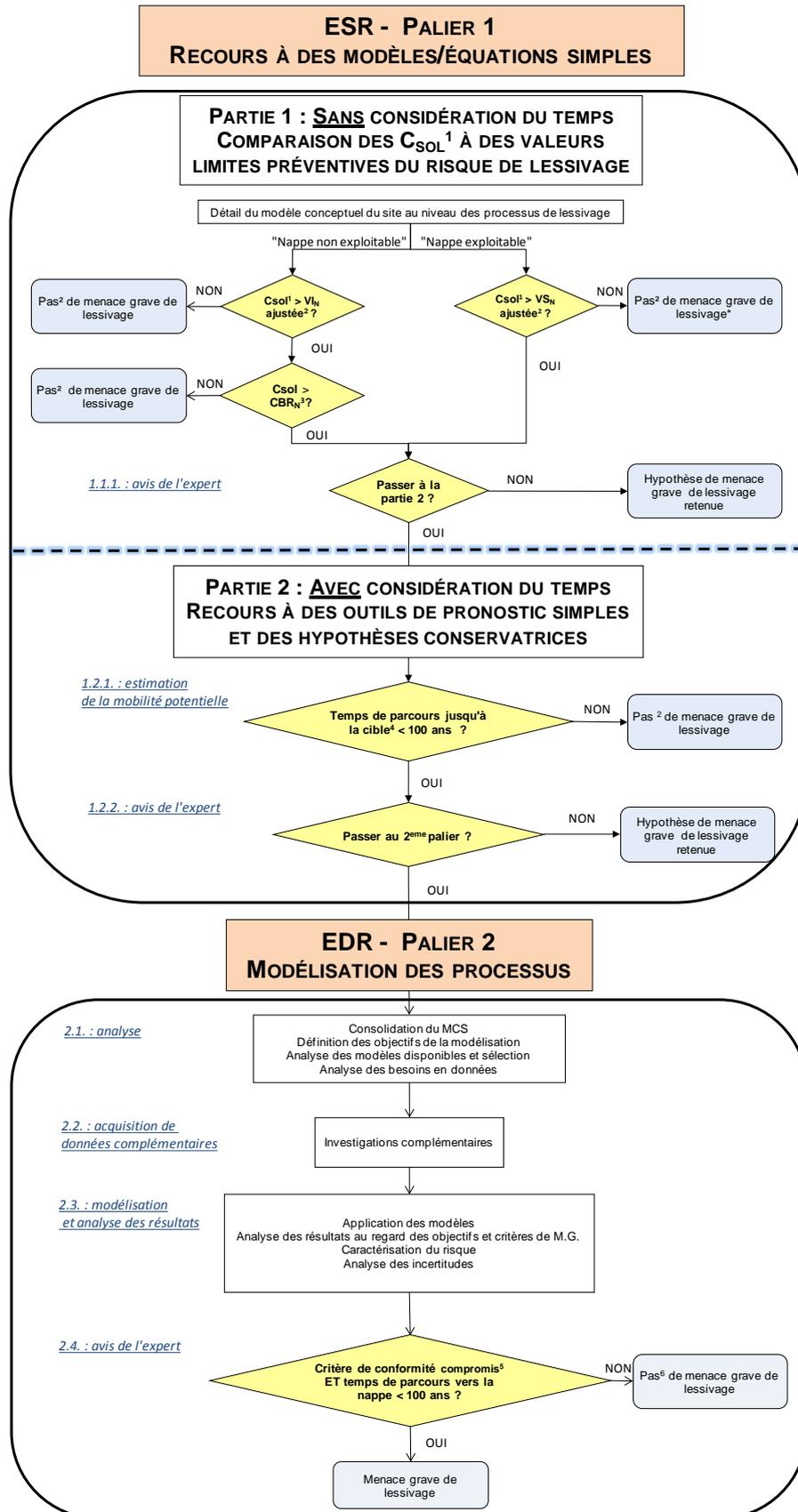
L'expert garde à tout moment la possibilité de déroger à ces étapes pour autant qu'il présente une argumentation motivée sur les raisons qui le conduisent à ce choix.

Les logigrammes méthodologiques sont décrits en détail au chapitre 5. Les outils auxquels ils font appel sont présentés sous forme de tableau récapitulatif au chapitre 4 et présentés en détail (hormis les outils couramment disponibles dans la littérature scientifique, sur Internet ou auprès de sociétés commerciales) dans les annexes de ce cahier.

---

<sup>25</sup> Les mécanismes principaux de « dispersion » des polluants sont l'*advection* et la *dispersion hydrodynamique* des polluants au sein de la nappe. A noter que le module nommé « dispersion » considère l'ensemble des mécanismes qui interviennent potentiellement dans le transport des polluants et non strictement les mécanismes de dispersion. Par contre, la diffusion moléculaire est négligée.

Figure 2- Logigramme méthodologique général pour le module lessivage



Remarques

<sup>1</sup>  $C_{sol}$  = concentration représentative dans le sol sur le site

<sup>2</sup> Avec valeur minimale =  $V_N$  ou  $VS_N$  non ajustée qui sont un critère fixe et un composant de la VI ou de la VS du décret sols

<sup>3</sup>  $CBR_N$  = concentration basée sur les risques pour la nappe avec  $VS_N$  générique comme borne inférieure

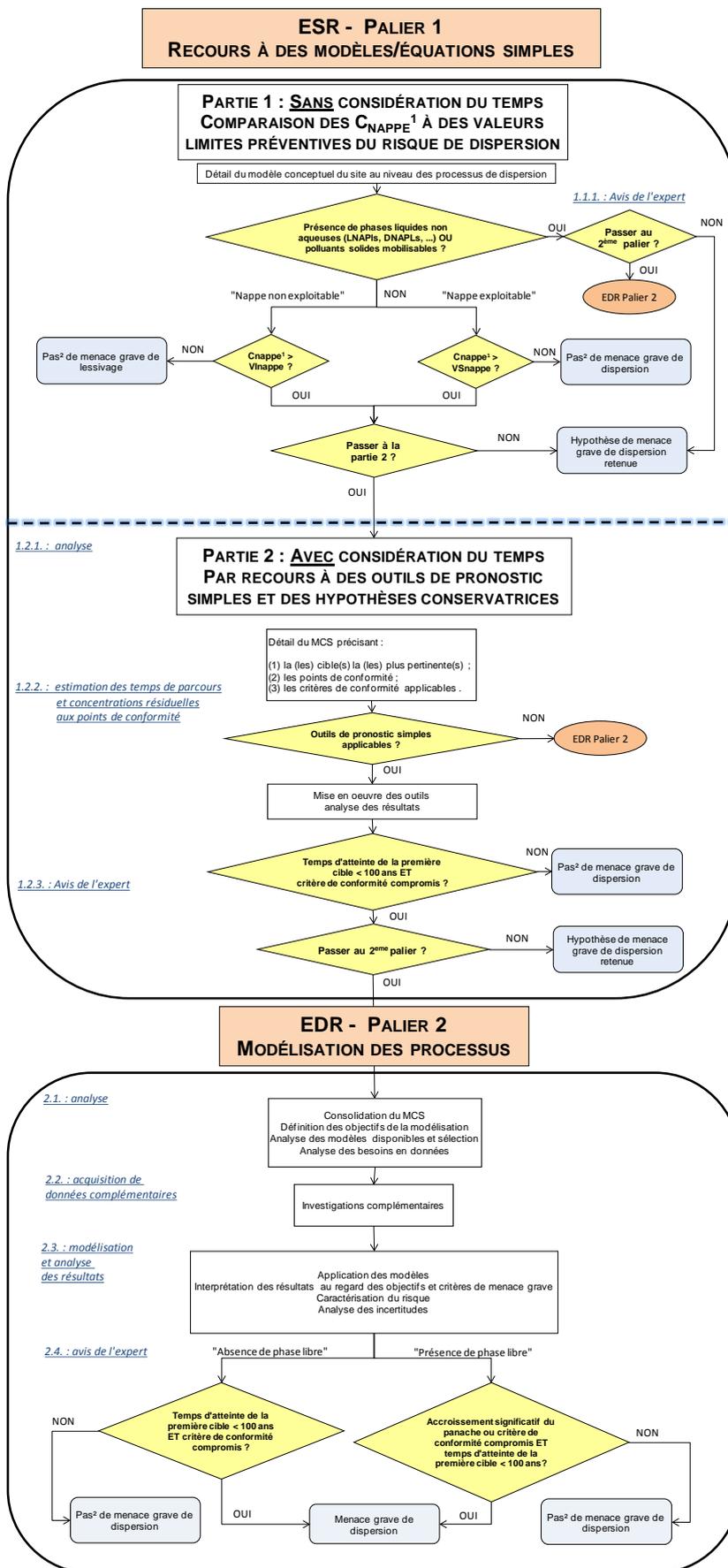
<sup>4</sup> Cible = nappe si elle est exploitable OU la limite aval du site, à défaut d'autres cibles, si nappe non exploitable

<sup>5</sup> Par défaut, pour une nappe exploitable :  $VS_{nappe}$  au droit de la contamination pour une nappe non exploitable :  $V_{nappe}$  en limite aval du site ;

<sup>6</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.



Figure 3 – Logigramme méthodologique pour le module « dispersion »



Remarques



<sup>1</sup> Cnappe = concentration représentative dans la nappe sur le site.

<sup>2</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de dispersion persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

## 4. Outils pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

### 4.1 Introduction générale

Comme déjà expliqué, la méthodologie pour l'évaluation des risques est basée sur une approche par paliers de complexité croissante permettant à chaque palier (ou partie de palier) de conclure à la présence ou l'absence de « menace grave » ou bien de poursuivre l'évaluation avec des outils plus discriminants des risques évalués (lessivage ou « dispersion »).

L'expert dispose ainsi de la possibilité d'approfondir son évaluation des risques en fonction du degré de complexité du site étudié et des enjeux qui y sont liés, dans le respect du principe de proportionnalité entre les moyens mis en œuvre et les problèmes à résoudre.

Afin de baliser cette démarche avec des outils appropriés à chaque étape de la méthodologie, le guide propose ci-dessous un tableau de synthèse des outils recommandés pour l'acquisition des paramètres nécessaires à l'établissement du Modèle Conceptuel du site, pour l'ajustement des valeurs limites et/ou pour l'élaboration d'un modèle numérique.

Lors de l'ajustement des  $VS_N$  /  $VI_N$ , l'expert utilise dans la mesure du possible les paramètres issus des données de terrain pour lesquels les outils sont présentés dans le tableau ci-dessous. Toutefois, tous les paramètres ne doivent pas nécessairement être ajustés sur base des données de terrain, notamment lorsque les coûts d'acquisition de ces données sont excessifs par rapport au problème posé. Dans ce cas, l'expert se référera aux paramètres par défaut proposé au tableau de l'**annexe C-2**.

## 4.2 Tableau de synthèse

	Tâches	Sous-tâches	Justification	Annexe	Critères à respecter	Paramètres à déterminer (1)	Paramètres à déterminer (2)	Outils	Annexe "outils"	Palier 1	Palier 2	
<b>Module Risque de lessivage</b>	Interprétation des concentrations dans le sol	(1) Evaluation du potentiel de lessivage par comparaison des concentrations dans le sol aux objectifs de qualité pour le sol	Modèle conceptuel de la $V_{S_{Najustée}}$ applicable (pas de voies de migration préférentielles, écoulement triphasiques, etc.)	1 et 2	Objectif de qualité pour le sol: $V_{S_{Najustée}}$ ou $V_{I_{Najustée}}$ (voir texte)	Concentration (représentative) en polluant dans le sol $C_s$ (mg/kg)		Mesure <i>in situ</i>	-	X	X	
						Facteur de partition sol lixiviat $K_{SW}$ ajusté	Coefficient de partage sol / lixiviat $K_{D\ corr}$ (l/g)	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X		
							Coefficient de partage sol / lixiviat $K_{D\ corr}$ (l/g) (mesure ou calcul en fonction du facteur de retard)	Test de lessivage <i>in situ</i> ou en laboratoire		X	X	
							Facteur de redistribution massique dans la vadose $F_V$ ajusté	Porosité efficace $n_{eff}$ , densité apparente à l'état sec de l'aquifère $\rho_b$ (g/l)	Données lithostratigraphiques issues des logs de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X	
								Porosité efficace $n_{eff}$	Mesure en laboratoire			X
								Densité apparente à l'état sec de l'aquifère $\rho_b$ (g/l)	Mesure en laboratoire			X
						Facteur de dilution ajusté $FD_{ajusté}$	Epaisseur de la vadose contaminée $d_{VC}$ (m)	Données de carottages	-	X		
							Conductivité hydraulique saturée $K$ (m/s)	Formation géologique de référence	3.3	X		
								Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage			X	
							Gradient hydraulique $\Delta H$ (m/m), Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain $L$ (m)	Carte piézométrique locale	-	X		
								Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain $L$ (m)	Données relatives à la géométrie de la source de pollution	-	X	
							Facteur de dilution ajusté $FD_{ajusté}$	Infiltration efficace $I$ (mm/an)	Formation géologique de référence Bilan hydrologique	3.4	X	X
								Dispersion longitudinale $\alpha_x$ (m)	Relation $\alpha_x = 0,1 \cdot L^{-1}$		-	X
								Dispersion verticale $\alpha_z$ (m)	Relation $\alpha_z = 0,056 \cdot \alpha_x^2$	-	X	
								Dispersion verticale $\alpha_z$ (m) (déduite à partir de la valeur de dispersion longitudinale $\alpha_x$ ou transversale $\alpha_y$ ) <sup>2</sup>	Essai de traçage	3.2		X
Epaisseur de l'aquifère $d_a$ (m)	Log de forage	-	X									
$D_{zm}$	Conductivité hydraulique saturée $K$ (m/s)	Formation géologique de référence Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage	3.3	X	X							
	Gradient hydraulique $\Delta H$ (m/m), Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain $L$ (m)	Carte piézométrique locale		-	X							
	Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain $L$ (m)	Données relatives à la géométrie de la source de pollution (étude de caractérisation)	-	X								
	Infiltration efficace $I$ (mm/an)	Formation géologique de référence Bilan hydrologique	3.4	X	X							
	(2) Evaluation du potentiel de lessivage par comparaison des concentrations attendues dans l'eau aux objectifs de qualité pour l'eau	Recours à la modélisation nécessaire	4	Objectif de qualité pour les eaux souterraines $V_{S_{nappe}}$ (nappe exploitable) ou $V_{I_{nappe}}$ (nappe non-exploitable ou exploitable sous conditions)	Concentration en polluant future dans l'eau au droit de la source $C_{nappe}$ (µg/l)		Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la vadose	4		X		
Evaluation du temps de lessivage	(1) Résolution analytique de l'équation $t = d_{vc} \cdot \theta_v \cdot R_f / I^3$	Recours à des équations simples	5	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du front de polluant au sein de la zone non saturée $t$ (s)	Infiltration efficace $I$ (mm/an)	Formation géologique de référence Bilan hydrologique	3.4	X	X		
							Teneur en eau volumique dans la vadose $\theta_v$ (-)		Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature	X		
Evaluation du temps de lessivage	(2) Modélisation du transport en milieu poreux non saturé	Recours à la modélisation nécessaire	4	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du front de polluant au sein de la zone non saturée $t$ (s)	Facteur de retard $R_f$ (mesure ou calcul en fonction de $K_D$ )	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X	X		
							Test de lessivage <i>in situ</i> ou en laboratoire		X			
Evaluation du passage au 2eme palier	Evaluation de l'intérêt économique ou environnemental du passage au 2eme palier	Hypothèse de menace grave de lessivage envisageable à ce stade	-	-	-	Coût supposé d'une action directe		-	-	X		
						Coût supposé de l'EDR						

1 Relation référencée par Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995), US-EPA (1986), Connor et al. (1997)  
 2 Relation référencée par Gelhar & Axness (1981), US-EPA (1996)  
 3 Relation référencée par Dragun (1988)

	Tâches	Sous-tâches	Justification	Annexe	Critères à respecter	Paramètres à déterminer (1)	Paramètres à déterminer (2)	Outils	Annexe "outils"	Palier 1	Palier 2		
Module Risque de dispersion	Interprétation des concentrations dans les eaux souterraines	(1) Sélection du périmètre d'étude	-	-	-	-	-	-	-	X	X		
		(2) Examen de l'impact présent du panache	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	
		(3) Comparaison des concentrations actuelles et futures dans les eaux souterraines aux critères normatifs			1	Objectif de qualité pour l'eau (VS <sub>nappe</sub> )	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe et concentration future résultant du lessivage, au droit de la source de pollution et concentration future résultant du lessivage C <sub>nappe</sub> (µg/l)		Mesure <i>in situ</i> et comparaison de C <sub>nappe</sub> avec VS <sub>nappe</sub>	-	X		
		(4) Examen de la validité de l'équation de Domenico (1987)				6	Nombre de pécllet Pe > 10	Nombre de pécllet Pe "site specific"	Infiltration efficace I (mm/an)	Formation géologique de référence	3.4	X	
									Bilan hydrologique			X	
									Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X <sub>s</sub> = [0 - 30 m] (m)	Carte topographique, piézométrique locale	-	X	
		(5) Résolution de la solution analytique approximative de Domenico (1987) pour un panache à l'équilibre (pas de considération du temps)				2 + 6	Objectif de qualité pour les eaux souterraines VS <sub>nappe</sub> ou en fonction des cibles présentes sous conditions	Facteur d'atténuation au sein de la nappe Fas	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe et concentration future résultant du lessivage, au droit de la source de pollution C <sub>nappe</sub> (µg/l)	Mesure <i>in situ</i>	-	X	X
									Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X <sub>s</sub> = [0 - 30 m] (m)	Carte topographique, piézométrique locale	-	X	
									Dispersivité longitudinale α <sub>x</sub> (m)	Relation α <sub>x</sub> = 0,1.L <sup>-1</sup>	-	X	
									Dispersivité transversale α <sub>y</sub> (m)	Relation α <sub>y</sub> = 0,33.α <sub>x</sub> <sup>2</sup>	-	X	
	Dispersivité verticale α <sub>z</sub> (m)								Relation α <sub>z</sub> = 0,056.α <sub>x</sub> <sup>2</sup>	-	X		
	Dispersivités longitudinale α <sub>x</sub> , transversale α <sub>y</sub> , verticale α <sub>z</sub> (m) (déduite par calcul), porosité efficace n <sub>eff</sub>								Essai de traçage	3.2		X	
	Constante de biodégradation λ (j <sup>-1</sup> )								Données issues de la littérature scientifique	3.7	X		
	Epaisseur de la zone de mélange D <sub>zm</sub> (m)								Voir l'annexe 2 traitant de l'ajustement de la VSN		X		
	Largeur du panache à la source S <sub>w</sub> (m)								Données relatives à la géométrie de la source de pollution	-	X		
	Conductivité hydraulique saturée K (m/s)								Formation géologique de référence	3.3	X		
	(6) Modélisation du transport en milieu poreux saturé			Recours à la modélisation nécessaire	4	Objectif de qualité pour les eaux souterraines VS <sub>nappe</sub> ou en fonction des cibles présentes sous conditions	Concentration en polluant au point de conformité C <sub>20</sub> (µg/l)		Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé en zone saturée	4		X	
								Gradient hydraulique ΔH (m/m)	Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage		X		
								Porosité efficace n <sub>eff</sub> , densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ <sub>s</sub> (g/l)	Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X		
								Porosité efficace n <sub>eff</sub>	Mesure en laboratoire		X		
								Densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ <sub>s</sub> (g/l)	Mesure en laboratoire		X		
								Coefficient de partage sol / lixiviat K <sub>D corr</sub> (l/g)	Régressions linéaires, données issues de la littérature		X		
								Facteur de retard R <sub>f</sub> (calcul en fonction de K <sub>D</sub> )			X		
								Coefficient de partage sol / lixiviat K <sub>D corr</sub> (l/g) (mesure ou calcul en fonction de R <sub>f</sub> )	Test de lessivage <i>in situ</i> ou laboratoire	3.1	X	X	
Facteur de retard R <sub>f</sub> (mesure ou calcul en fonction de K <sub>D corr</sub> )			X	X									
Evaluation du temps de parcours d'un polluant en zone saturée entre la source et la cible	(1) Résolution analytique de l'équation t = X <sub>s</sub> .n <sub>eff</sub> .R <sub>f</sub> / K.ΔH <sup>4</sup>		Recours à des équations simples	-	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du polluant au sein de la zone saturée t <sub>min</sub> (s)	Conductivité hydraulique saturée K (m/s)	Formation géologique de référence	3.3	X			
								Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage			X		
							Gradient hydraulique ΔH (m/m)	Carte piézométrique locale	-	X			
							Porosité efficace n <sub>eff</sub>	Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X			
							Porosité efficace n <sub>eff</sub>	Mesure en laboratoire		X			
	Facteur de retard R <sub>f</sub> (calcul en fonction de K <sub>D</sub> )	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X	X								
	Facteur de retard R <sub>f</sub> (mesure ou calcul en fonction de K <sub>D</sub> )	Test de lessivage <i>in situ</i> ou en laboratoire		X	X								
	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X <sub>s</sub> = [0 - 30 m] (m)	Carte topographique, piézométrique locale	-	X									
	(2) Estimation <i>in situ</i> du temps de transit				-	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit minimal du polluant au sein de la zone saturée t <sub>min</sub> (s)	Temps de transit minimal du pic de traceur t <sub>min traceur</sub> (s)	Essai de traçage	3.2		X	
								Facteur de retard R <sub>f</sub> (calcul en fonction de K <sub>D</sub> )	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X		
Facteur de retard R <sub>f</sub> (mesure ou calcul en fonction de K <sub>D</sub> )								Test de lessivage <i>in situ</i> ou laboratoire	X		X		
(3) Modélisation du transport en milieu poreux saturé basé sur			Recours à la modélisation nécessaire	4	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit minimal du polluant au sein de la zone saturée t <sub>min</sub> (s)	Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la zone saturée	4		X			
Evaluation de l'intérêt économique du passage au 2eme palier	Evaluation de l'intérêt économique du passage au 2eme palier	Hypothèse de menace grave de dispersion envisageable à ce stade		-			Coût supposé d'une action directe	Avis d'expert	-	X			
							Coût supposé de l'EDR						

4 Relation basée sur l'équation de DARCY

### Exemple pour l'utilisation du tableau « tâches et outils »

Dans le cadre du module lessivage, une des tâches est définie par l'interprétation des concentrations en polluants dans le sol. Cette tâche se subdivise en deux sous-tâches à exécuter, une justification y est associée. Dans ce cas, l'expert doit :

- ajuster  $VS_N$  ou  $VI_N$ , si les hypothèses du modèle général ayant servi au développement de la  $VS_N$  (absence de voies de migration préférentielles ou d'écoulement triphasique, etc.) sont applicables au terrain étudié<sup>26</sup> ;
- (2) modéliser le transport du polluant en milieu poreux non saturé, si le recours à la modélisation est nécessaire.

Les sous-tâches s'articulent en fonction de leur numéro d'attribution et de leur intervention au palier 1 ou 2 de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines ; certaines sont reprises par une annexe qui décrit les fondements scientifiques qui leur sont propres.

Les « sous-tâches » impliquent que l'expert vérifie le respect de certains critères associés au calcul ou à la mesure de paramètres par des outils de niveau 1 dans un premier temps, puis par des outils de niveau 2 s'il juge nécessaire de passer à ce second palier de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Dans le cadre de la « sous-tâche » (1), le critère « objectif de qualité pour le sol » devra être vérifié après :

- ajustement du FAG, lequel fait intervenir divers paramètres/outils tels que le facteur de partition sol/eau  $K_d$  ou la conductivité hydraulique  $K$  ;
- mesure in situ de la concentration en polluant dans le sol  $C_s$ .

Dans le cadre de la détermination du paramètre « conductivité hydraulique  $K$  », un outil est proposé pour chaque niveau de palier et une référence à l'**annexe C-3.3** permet à l'expert de disposer des ressources scientifiques utiles à la détermination de ce paramètre.

<sup>26</sup> Pour rappel, si les hypothèses du modèle conceptuel standard ne sont pas applicables, il appartient à l'expert de le justifier et de proposer, de manière motivée, une autre approche pour ce volet de l'évaluation des risques

### 4.3 Introduction aux outils et à leur sélection

Le tableau de synthèse des divers outils proposés pour la mise en œuvre de la méthodologie développée et présenté au point 4.2 ci-dessus, se compose de deux parties qui mettent en évidence la présentation des tâches/outils relatifs respectivement :

- au module lessivage ;
- au module « dispersion ».

#### ***Lien entre le tableau « tâches et outils » et les logigrammes présentant la méthodologie générale ou détaillée***



On soulignera que ce tableau n'a pas pour premier objectif de présenter la méthodologie, déjà illustrée par les logigrammes, mais bien d'énoncer le contenu d'une « boîte à outils », **exemplative et non limitative**, utile à l'expert dans l'accomplissement d'une « tâche » (ou d'une « sous-tâche »).

Une organisation basée sur la méthodologie reprise par les logigrammes permet une meilleure structure de la « boîte à outils ».

#### ***Caractère indicatif et non contraignant relatif au tableau « tâches et outils »***



L'expert a la latitude d'utiliser des outils différents que ceux proposés ou d'utiliser un outil préalablement conçu pour l'autre palier lorsqu'il peut motiver son choix.

Chaque partie s'articule de la façon décrite ci-après (dans le tableau, les onglets commentés ci-après se lisent en progressant de la gauche vers la droite).

#### **Tâches**

Les « tâches » se caractérisent par un regroupement générique des principales actions entreprises lors de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, communes à chaque palier.

#### **Sous-tâches**

Le cas échéant, une « tâche » se subdivise en « sous-tâches », lesquelles sont à activer par l'expert en fonction des spécificités de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines opérées (« justification »).

Les « sous-tâches » respectives sont hiérarchisées :

- selon un numéro (x) permettant de rendre compte de la démarche phasée propre aux logigrammes méthodologiques détaillés ;
- selon leur contribution à une démarche de palier 1 ou 2.

Certaines de ces « sous-tâches » sont propres à un seul palier, d'autres sont communes aux deux paliers. Les « sous-tâches » communes aux deux paliers font également intervenir des outils différents selon le palier considéré. Le cas échéant, une sous-tâche définit un ou plusieurs « critères à respecter ».

#### Justification

La « justification » peut être perçue, elle-même, comme une action à entreprendre par l'expert pour la considération d'une « sous-tâche ».

Une justification peut donc faire appel à certains « outils » repris dans le tableau, bien qu'ils ne soient pas directement définis.

#### Annexes

Le cas échéant, une référence à une « annexe » indique que des informations plus détaillées ou des références sont mises à la disposition de l'expert, de manière à préciser les modalités de réalisation de la « sous-tâche » et/ou de sa « justification ».

#### Critères à respecter

Le cas échéant, une sous-tâche définit un ou plusieurs « critères à respecter ».

Ces critères constituent les valeurs (concentration, temps, volume, flux limites...) conditionnant (logigrammes méthodologiques détaillés aux sections 5.3 et 5.4) :

- le passage d'une action à l'autre, du palier 1 jusqu'à la fin du palier 2, dont la finalité se traduit par la considération de l'existence d'une « menace grave » (cas de non-respect des critères) ;
- la conclusion, à toute étape de la méthodologie, de l'hypothèse d'absence d'une « menace grave » (cas de respect des critères).

Certaines « sous-tâches » ne font pas intervenir de critère particulier (par exemple, « évaluation de l'intérêt économique du passage au palier 2 »).

### Paramètres à déterminer (1)

### Paramètres à déterminer (2)

Les « paramètres à déterminer » constituent les données d'entrées des équations (ou des modèles utilisant les mêmes équations) qui régissent le modèle conceptuel, aussi bien pour le lessivage que pour la « dispersion ».

Ces paramètres s'articulent autour de deux dimensions : les « paramètres à déterminer (1) » font eux-mêmes intervenir des paramètres secondaires, soit les « paramètres à déterminer (2) ».

Chaque « paramètre (1) ou (2) » est associé à un ou plusieurs « outils ».

### Outils

Différents outils sont proposés, se déclinant selon les objectifs relatifs au palier 1 ou au palier 2 de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines. Un rôle particulier est attribué à chaque outil, soit :

- la détermination d'un paramètre physico-chimique nécessaire à la vérification d'un critère de qualité des eaux souterraines ou du sol (par exemple, « concentration en polluant de la nappe au point de conformité ») ;
- l'accomplissement d'une sous-tâche relative au palier 1 ou 2 (par exemple, « évaluation de l'intérêt économique du passage au palier 2 par l'outil constitué d'un avis d'expert »).

### Annexes

Le cas échéant, une « annexe » précise les modalités de détermination des « paramètres (1) ou (2) ».

### Palier 1

### Palier 2

Les colonnes « palier 1 » et « palier 2 » sont cochées selon la spécificité de chaque outil (utilisation dans le cadre de l'évaluation simplifiée des risques ou de l'évaluation détaillée des risques).

## 5. Méthodologie

### 5.1 Présentation des deux paliers de la procédure

Pour rappel, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines consiste en une démarche se déclinant en deux paliers de complexité croissante (section 2.4) :

- évaluation simplifiée des risques (ESR-N – Palier 1) ;
- évaluation détaillée des risques (EDR-N – Palier 2).

Une présentation des contenus de chacun de ces deux paliers est donnée ci-dessous.

#### 5.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N)

L'évaluation simplifiée des risques fournit une évaluation des risques de lessivage ou de « dispersion » en 2 temps (partie 1 et 2) :

- La première partie procède par comparaison (sans considération du temps) à des valeurs limites qui correspondent à des concentrations préventives de ces risques. Il s'agit respectivement de la  $VS_N$  et  $VI_N$  pour les sols (risques de lessivage) et de la  $VS_{nappe}$  et  $VI_{nappe}$  pour les eaux souterraines (risques de « dispersion »).  
On notera que pour les sols, ces valeurs limites doivent faire l'objet d'un ajustement aux paramètres du terrain ( $VS_N$  ajustées et  $VI_N$  ajustées).
- La deuxième partie fait appel à des outils d'évaluation simples qui permettent, compte tenu d'un ensemble d'hypothèses simplificatrices conservatoires, d'appréhender le temps de transfert au sein de la zone vadose (module lessivage) ou au sein de la nappe (module « dispersion »).

Il est à noter que l'évaluation simplifiée des risques n'est pas une étape obligatoire de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines ; l'expert peut avoir recours à des approches spécifiques, si elles sont justifiées, ou procéder directement à l'évaluation détaillée des risques (section 5.1.1). L'évaluation simplifiée des risques est, cependant, fortement recommandée pour délimiter le contenu de l'évaluation détaillée des risques.

De façon générale, le passage de l'évaluation simplifiée des risques à l'évaluation détaillée des risques est conditionné par un avis d'expert et peut notamment se fonder sur l'intérêt économique à procéder à une évaluation plus détaillée. Il s'agit d'apprécier si les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations spécifiques supplémentaires (tests de lixiviation, de traçage, etc.) sont justifiés ou non au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus nuancée et réaliste des risques. Le cas échéant, il pourra être conclu qu'un assainissement, sans passer par une évaluation détaillée des risques, est une option plus avantageuse.

De façon générale également, la réalisation de l'ESR-N (prise dans son ensemble pour les aspects lessivage et « dispersion » et pour la réalisation des parties 1 et 2 de chaque module) procède selon les trois étapes logiques présentées dans la partie A du guide (section 5.4.2), à savoir :

- Etape 1 d'analyse préliminaire ;
- Etape 2 de comparaison des concentrations du « sol » et des eaux souterraines aux valeurs limites d'application (première partie de l'ESR-N) et, le cas échéant, de réalisation des tests à propos des temps de transfert (deuxième partie de l'ESR-N) ;
- Etape 3 d'interprétation des résultats, comprenant :
  - l'interprétation réalisée en vue de la déduction des conclusions opérationnelles de l'ESR-N, c'est-à-dire les conclusions quant à :
    - soit : l'acceptabilité du risque de lessivage et de « dispersion » (pas de « menace grave » ) signifiant la fin de l'ER-N,
    - soit : le maintien de la « menace grave » à titre d'hypothèse, signifiant que l'ER-N doit être poursuivie par une EDR-N à moins qu'un assainissement ne soit directement réalisé ;
  - l'interprétation des tests de comparaison des concentrations du « sol » et des eaux souterraines aux valeurs limites de premier et de deuxième niveau (à l'instar, respectivement, des  $VS_N$  et  $VI_N$ ) en vue de l'attribution des classes de risques : 1, 2 ou 3 , telles que décrites à la section 5.4.3 de la partie A du guide<sup>27</sup> (codification des résultats de l'ESR) ;
  - l'évaluation des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires pour couvrir les risques pour les eaux souterraines (cas où les conclusions opérationnelles sont qu'il n'y a pas de « menace grave » et autres cas où l'expert estime que des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être mises en place à titre conservatoire dans l'attente de la réalisation de l'EDR-N et de ses conclusions) ;

le cas échéant, dans les cas où les conclusions opérationnelles de l'ESR-N amènent l'expert à recommander de procéder directement aux travaux d'assainissement : la formulation des objectifs d'assainissement minimum permettant de supprimer la « menace grave » .

### 5.1.2 Evaluation Détaillée des Risques (EDR-N)

L'évaluation détaillée des risques met en œuvre des procédures plus complexes. Ces procédures peuvent faire appel à des données de caractérisation additionnelles ainsi qu'à des tests spécifiques (distingués selon les modules lessivage et « dispersion », tableau 1) qui permettront de décrire les processus plus précisément et de lever une partie des hypothèses conservatoires appliquées au palier 1. Dans la mesure où elle est rendue possible par une connaissance suffisamment détaillée des systèmes, grâce à l'hydrogéologie notamment, l'évaluation détaillée des risques inclura une phase de modélisation des processus. Celle-ci fournira une vision détaillée des évolutions probables des concentrations et des flux de polluants dans le temps et dans l'espace, permettant d'apprécier de façon nuancée si les critères définis de « menace grave » sont rencontrés ou sous quelles conditions ils pourraient l'être.

---

<sup>27</sup> à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR-N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1<sup>er</sup> et de 2<sup>ème</sup> niveau.

L'expert portera un regard critique sur les résultats obtenus, notamment en évaluant (de façon quantitative ou qualitative) les incertitudes liées aux modélisations effectuées (incertitudes du modèle et celles associées aux données d'entrée), gardant à l'esprit qu'un modèle reste un outil d'aide à la décision.

## 5.2 Etapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de « dispersion »

### 5.2.1 **Détail du modèle conceptuel du site**

Le Modèle conceptuel du site (MCS-N) est initié au stade de l'étude d'orientation et complété ou ajusté en fonction des investigations supplémentaires réalisées. Dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, l'expert développera les aspects du Modèle conceptuel du site pertinents pour les processus de lessivage et de « dispersion » et à l'évaluation de leur importance. Il précisera en particulier le contexte hydrogéologique et sa vulnérabilité, les objectifs de qualité à considérer pour chacune des cibles à protéger comme indiqué à la section 2.1.2, ainsi que les points de conformité pertinents et leur localisation.

Le tableau ci-dessous résume les éléments du Modèle conceptuel du site. A noter que le mot « source » fait ici référence à la zone de sol pollué susceptible d'être lessivée et d'impacter la qualité de la nappe, et non pas à la source historique de la pollution, comme dans le GREO.

La construction du Modèle conceptuel du site est la première étape de la modélisation des processus régissant le transfert et le comportement (par ex. les réactions de dégradation) des polluants. Cette construction s'effectue généralement de façon progressive et itérative (hypothèse, test, validation ou amélioration du Modèle conceptuel du site). Le Modèle conceptuel du site est ainsi amené à évoluer en fonction des investigations complémentaires réalisées. Il peut également servir comme outil d'aide à l'élaboration de stratégies d'échantillonnage complémentaires.

Il permettra, entre autres, de déduire les objectifs de qualité à considérer pour les différentes cibles à protéger (par exemple, respect d'une norme de potabilité à hauteur d'un captage d'eau potable) et, en fonction de la distribution actuelle observée de la pollution, les points de conformité pertinents ainsi que les éventuels points de contrôle.

Questions clés	Le Modèle conceptuel du site étape par étape
Quoi ?	<p>Identification et description de la ou des sources de pollution : sur la base de l'historique des activités du terrain (activités sur terrain, identification des zones polluées) ; sur la base des propriétés (chimiques, toxicologiques, etc.) des polluants présents ; en distinguant les pollutions attribuables au terrain, les pollutions anthropiques ou d'origine naturelle ; en identifiant la présence de phases liquides non aqueuses et/ou de polluant sous forme de masse solide mobilisable en zone saturée.</p>
Où ?	Identification et description des différents vecteurs de transfert : sol, eaux souterraines (au droit du site), eaux de surface.
Comment ?	<p>Identification des voies d'exposition pertinentes : inhalation, ingestion, contact dermique,...</p> <p>Identification des processus de transfert pertinents :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- lessivage : zone non saturée → eaux souterraines ;</li> <li>- « dispersion » : eaux souterraines → eaux de surface ou eaux souterraines ;</li> <li>- ruissellement : zone polluée → eaux de surface ou eaux souterraines</li> </ul>
Pourquoi ?	<p>Identification des cibles à protéger au droit du site :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- populations exposées directement (par exemple via l'eau de baignade polluée) ou indirectement (via l'utilisation d'eau d'irrigation polluée ou l'inhalation de polluants volatils issus de l'eau souterraine) ;</li> <li>- eaux souterraines ou de surface : inventaire des captages d'eaux destinées à la consommation humaine et autres usages (piscicole, agricole, etc.) ;</li> <li>- écosystèmes particuliers (par exemple, les zones Natura 2000) ;</li> <li>- zones particulières : <ul style="list-style-type: none"> <li>o zones d'eaux piscicoles (annexe VIII du Code de l'eau),</li> <li>o zones d'eaux potabilisables (annexe XVII du Code de l'eau),</li> <li>o zones d'eaux de baignade (définies dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 14 mars 2008 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la qualité des eaux de baignade).</li> </ul> </li> </ul>

Pour répondre à la question du « comment » et évaluer plus en détail les vecteurs de transfert, l'expert devra analyser les aspects suivants (liste non exhaustive), en fonction de leur pertinence dans le cadre de l'étude dont il est chargé :

- l'existence ou non de corrélations entre les polluants analysés et quantifiés au niveau du sol et des eaux souterraines (si l'étude de caractérisation n'a pas suffisamment étudié ces corrélations). En l'absence de corrélation, il y a lieu d'identifier si la pollution observée au

niveau des eaux souterraines est originaire de l'amont du terrain étudié ou de la partie de terrain étudiée. Il peut s'agir d'une ou de plusieurs autres sources ponctuelles ou de concentrations de fond (nappes historiquement dégradées, section 2.3.3) ;

- la présence de panaches et de gradients de concentrations au niveau des eaux souterraines. La taille et la forme d'un panache ainsi que le gradient de concentration peuvent fournir des indications au sujet de la « dispersion ». L'expert devra vérifier si la direction de migration suggérée par ce gradient est cohérente ou non avec la direction (présumée) de l'écoulement de l'eau indiquée par la piézométrie. S'il y a cohérence, le modèle conceptuel est simple, sinon il faut trouver une explication pour la divergence : impact d'un captage intermittent, présence d'une couche dense migrant par gravité (suivant éventuellement un pendage non concomitant avec la direction d'écoulement des eaux souterraines), présence d'une voie d'écoulement préférentielle localisée, données insuffisantes, etc. ;
- les conditions géochimiques de la nappe (pH, potentiel Redox, accepteurs d'électron, ...) et de la présence de produits de biodégradation. Ces éléments peuvent fournir des indications quant à l'importance de processus de dégradation biotique ou abiotique ;
- la présence de phase liquide non aqueuse sous forme de couche flottante ou plongeante. Une phase libre peut être mise en évidence de manière directe ou indirecte comme indiqué dans le GREC ;
- les relations nappes-rivières, ainsi que les relations entre aquifères (par exemple phénomène de drainance) devront être spécifiées selon les niveaux piézométriques et les types de nappes rencontrées.

#### 5.2.1.1 Sélection des polluants pertinents faisant l'objet de l'étude de risque

Seront considérés comme polluants pertinents et retenus dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, tous les polluants quantifiés dans les sols et les eaux souterraines dont les concentrations dans les sols dépassent la VS et/ou les concentrations dans l'eau souterraine, la  $VS_{nappe}$ . Ceci ne veut pas dire que l'expert peut ignorer les autres données disponibles, notamment la présence de produits de dégradation qui, même en concentrations inférieures aux VS ou  $VS_{nappe}$ , démontre l'existence du processus de dégradation. Il devra identifier les cas où une substance fille plus toxique que la substance mère pourrait être produite via des processus de dégradation et en tenir compte dans son évaluation des risques.

En l'absence de norme dans le « décret sols » concernant un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera, dans son rapport, un critère équivalent à VS ou  $VS_{nappe}$  :

- soit issu d'une autre réglementation belge ou étrangère, moyennant justification ;
- soit en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises aux **annexes C-1 et C-2**.

Le critère équivalent à VS ou  $VS_{nappe}$  est généralement sélectionné dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé.

L'expert pourra – moyennant justification et en tenant compte de la quantité et de la qualité des données disponibles – définir des concentrations représentatives pour chaque tache sur la base desquelles les risques seront évalués. Les concentrations représentatives retenues par défaut sont présentées au chapitre 2.1.7 ci-dessus.

L'étude sera souvent réalisée substance par substance, si les substances considérées ne sont pas susceptibles d'interagir de manière à impacter le lessivage et/ou la « dispersion » (par exemple, la présence de solvants peut augmenter la mobilité d'une huile minérale), car certains modèles ne sont appropriés que pour certains polluants (par exemple, BIOCHLOR a été élaboré pour les solvants chlorés).

#### 5.2.1.2 Définition de la « zone de dispersion », identification des zones d'analyse et établissement des concentrations représentatives

Sur la base du Modèle conceptuel du site, l'expert pourra sélectionner et définir la « zone de dispersion » en se basant sur les processus de lessivage et de « dispersion ».

La « zone de dispersion » se définit comme étant l'aire géographique prise en considération dans le cadre de l'étude de risque, à l'intérieur de laquelle la source de pollution (dans le sol et/ou les eaux souterraines) a, ou est susceptible d'avoir endéans 100 ans, un impact sur une ou plusieurs cibles données<sup>28</sup>. Il est donc tout à fait possible qu'une « zone de dispersion » s'étende au-delà des limites de la (ou des) parcelles cadastrales initialement désignées pour la réalisation de l'étude d'orientation (cf. concept de « site » développé dans le GREO, incluant l'ensemble de la zone d'impact potentiel lié à la pollution d'un terrain<sup>29</sup>)

La « zone de dispersion » sera établie en tenant compte, notamment :

- de la localisation de la pollution (limitée au sol ou déjà présente dans les eaux souterraines) ;
- de la nature des polluants (polluants miscibles ou formant des couches denses peu mobiles) ;
- de l'existence et de la localisation de cibles particulières à protéger (présence d'une nappe exploitable au droit du terrain, etc.) ;
- de la localisation des points de conformité où les objectifs de qualité doivent être respectés ;
- du contexte hydrogéologique et du type d'aquifère (aquifère poreux aux propriétés hydrodynamiques relativement homogènes ; aquifère fissuré ou de type karstique dans lequel la « dispersion » de polluants est plus hétérogène).

Généralement, la « zone de dispersion » englobera les taches de pollution/zones de remblais pollués<sup>30</sup> et les zones en aval de celles-ci où une ou plusieurs cibles sont susceptibles d'être atteintes (concept de zone récepteur (ou zone cible), cf. partie A, section 3.4). Une parcelle contigüe en aval d'un terrain pollué constituant un récepteur, la « zone de dispersion » s'étendra toujours au minimum jusqu'à la limite aval du terrain. Si d'autres cibles, caractérisées par des critères de qualité plus sensibles que ceux de la propriété voisine, se trouvent plus loin en aval et sont susceptibles

<sup>28</sup> La zone de dispersion se différencie de la tache et du panache de contamination qui correspondent à l'extension AVEREE de la pollution respectivement dans le sol et les eaux souterraines. Une tache et un panache de contamination sont donc définis en un moment donné (celui de l'étude de caractérisation), indépendamment de la présence ou non d'une cible.

<sup>29</sup> à noter que, selon la définition accordée, le périmètre du « site » ne sera pas nécessairement connu au stade de l'étude d'orientation et ne pourra être précisé qu'au stade de l'étude de caractérisation sur base de l'ER-N.

<sup>30</sup> A noter que si, au cours de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, il peut être démontré – par exemple, par le biais d'investigations complémentaires réalisées au cours de l'évaluation détaillée des risques – que la pollution du sol susceptible de présenter un risque de lessivage est plus étendue que ce qui était prévu initialement, la zone de dispersion sera élargie en conséquence.

d'être impactées endéans les 100 ans, alors l'expert étendra la « zone de dispersion » plus loin en aval, de manière à englober ces cibles plus sensibles.

L'expert peut réaliser son évaluation des risques pour les eaux souterraines :

- tache de pollution par tache de pollution (ou zone de remblai polluée par zone de remblai polluée) en considérant éventuellement des sous-zones d'analyse spécifiques à chaque tache/zone de remblai polluée s'il le souhaite (par exemple pour prendre en compte l'existence d'une dalle de béton, déterminant un scénario potentiel lié à la configuration du terrain, cf. 2.1.4). Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs taches/zones de remblai polluées, il devra évaluer, pour chaque substance, l'impact combiné des différentes taches/zones polluées au point de conformité et le comparer à l'objectif de qualité correspondant. Les taches/zones polluées faisant l'objet de l'évaluation des risques concernent aussi bien celles relatives aux produits mères qu'aux produits filles, issus du processus de dégradation ;
- cible par cible en considérant, pour chaque substance, l'ensemble des taches qui peuvent l'impacter et en prenant en compte les interactions possibles entre substances influençant le lessivage et/ou la « dispersion » (par exemple, la présence de solvants peut augmenter la mobilité d'une huile minérale ; la présence concomitante de différents produits/composés chlorés influence leur solubilité respective ;...).

De la stratégie adoptée (source par source ou cible par cible), l'expert déduira les unités spatiales d'analyse prises en compte dans l'ER. Ces unités d'analyse pourront être établies de façon préliminaire dans le cadre de l'ESR-N et être modifiées ou ajustées ensuite, en parallèle avec le travail d'ajustement éventuel du MCS-N, dans l'étape d'analyse préliminaire à la mise en œuvre des méthodes de l'EDR.

## 5.3 Module lessivage

### 5.3.1 Objectifs, stratégie et lignes méthodologiques générales

Dans le cas où un polluant présenterait une concentration supérieure à la VS du « décret sols » au niveau des sols non saturés – que les eaux souterraines au droit du terrain soient ou non déjà impactées – l'évaluation des risques pour les eaux souterraines a pour objectif de vérifier, avec des outils simples (au stade de l'évaluation simplifiée des risques) ou plus complexes (au stade de l'évaluation détaillée des risques), si le ou les polluants présents dans la zone non saturée sont susceptibles d'être entraînés par lessivage endéans un laps de temps fixé et de produire, au droit de la zone polluée (cas des nappes exploitables) ou en limite aval du terrain (cas des nappes non exploitables), un impact significatif sur les eaux souterraines. Dans le cadre de cette évaluation, il n'est pas tenu compte des concentrations existant au niveau de la nappe, seulement de l'impact futur associé à la charge polluante lessivable présente en zone non saturée.

Dans les 2 cas, le chemin critique de l'évaluation des risques vise :

- Dans un premier temps, à comparer les concentrations dans le sol à ces valeurs limites de références préventives des risques de lessivage ;

- Dans un second temps, à évaluer le délai dans lequel l'impact sur la cible peut avoir lieu.

**Dans le cas d'une nappe exploitable**, la nappe est considérée comme une cible et l'évaluation du risque de lessivage tient compte de l'impact de la pollution du sol sur la qualité des eaux souterraines sous-jacentes.

Dans ce cas, par défaut, l'impact est considéré relativement à l'objectif visant à préserver le potentiel de la nappe à produire de l'eau potable. Il y a risque d'impact significatif (et donc de « menace grave » de lessivage) si, simultanément :

- le critère de qualité dans l'eau souterraine ( $VS_{nappe}$ ) est compromis (ou susceptible d'être compromis),
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans,
- l'impact a lieu au droit de la tache de pollution,
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum  $100 \text{ m}^3$  (critère d'impact significatif).

Comme indiqué à la section 2.2.3, le respect de la  $VS_{N \text{ ajustée}}$  dans la zone non saturée correspond au respect de la  $VS_{nappe}$  dans les eaux souterraines si les hypothèses du modèle  $VS_N/VS_{N \text{ ajustée}}$  sont satisfaites. La  $VS_{N \text{ ajustée}}$  peut alors servir d'objectif de qualité au niveau des sols et représente ainsi un outil pour l'évaluation simplifiée des risques de lessivage.

Cette évaluation est réalisée même si la nappe est déjà impactée, de manière à quantifier la pollution supplémentaire contribuant à la dégradation de la qualité de la nappe par le lessivage des sols non saturés.

En l'absence de norme  $VS_{nappe}$  dans le « décret sols » (annexe 1) pour un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera à l'autorité compétente un critère équivalent, en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**, et en déduira un critère  $VS_N$  applicable (par référence aux méthodes de l'**annexe C-1** également).

**Dans le cas d'une nappe non exploitable**, la nappe n'est pas considérée comme une cible mais uniquement comme un vecteur de « dispersion ». L'évaluation du risque de lessivage tient alors compte de l'impact de la pollution du sol sur la qualité des eaux souterraines au niveau des différentes cibles éventuelles identifiées en aval (et à défaut d'autres cibles, la limite aval du terrain).

Dans ce cas, par défaut, l'impact est considéré relativement à l'objectif visant à préserver la qualité de la nappe au droit des cibles identifiées. Il y a risque d'impact significatif (et donc de « menace grave » de lessivage) si, simultanément :

- le critère de qualité dans l'eau souterraine (soit  $VI_{nappe}$  soit une valeur de concentration spécifiquement calculée par l'expert d'après les principes énoncés en 5.3.2 ci-dessous) est compromis (ou susceptible d'être compromis) ;
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans ;
- l'impact a lieu **en limite aval du terrain** (à défaut d'une autre cible) ;
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum 100 m

### 5.3.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage (ESR- $N_{\text{lessivage}}$ )

Le palier 1 de l'évaluation des risques de lessivage pour les eaux souterraines comprend deux parties qui seront mises en œuvre selon les principes définis à la section 3 :

- ESR- $N_{\text{lessivage}}$  Palier 1 – Partie 1 : la première se limite à une comparaison des concentrations représentatives des polluants aux valeurs limites préventives des risques de lessivage (point 5.3.2.1) sans considération du temps. Ces valeurs limites font l'objet d'un ajustement dont la mise en pratique est présentée en détail à l'**annexe C-2**.

Spécifiquement pour les nappes non-exploitable, il appartiendra à l'expert de calculer une Concentration (dans le sol) Basée sur les Risques pour la nappe ( $CBR_N$ ) de sorte que celle-ci ne compromette pas le critère de qualité pour une nappe non exploitable en limite aval du terrain ( $VI_{\text{nappe}}$ ) suite au lessivage vers et à la « dispersion » via la nappe. Ce calcul pourra se faire, d'une part dans la zone saturée par modélisation à partir de la valeur de la  $VI_{\text{nappe}}$  en limite du terrain (par exemple Domenico, cf. **annexe C-6**) et d'autre part, dans la zone non saturée, par ajustement de la concentration maximale admissible en polluant dans la zone non saturée suivant une méthode identique à celle utilisée pour l'ajustement des  $VS_N$  (cf. **annexe C-2**).

Par conséquent, le simple dépassement des valeurs limites préventives des risques de lessivage pour une nappe non exploitable ( $VI_N$  ajustée) ne constitue pas un critère de « menace grave » de lessivage. Il servira de balise pour initier la partie 2 de l'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » (ESR- $N_{\text{dispersion}}$ ).

En d'autres termes, l'expert devra calculer quelle concentration minimum dans le sol (appelée  $CBR_N$ ) est nécessaire pour compromettre le critère de qualité des eaux souterraines d'une nappe non exploitable ( $VI_{\text{nappe}}$ ) par lessivage dans la zone saturée puis par « dispersion » via la nappe non exploitable en limite aval du terrain.

En l'absence de valeur définie pour la valeur limite  $VI_{\text{nappe}}$  dans le « décret sols » pour un composé reconnu potentiellement toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera à l'autorité compétente un critère équivalent, en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**<sup>31</sup>.

- ESR- $N_{\text{lessivage}}$  Palier 1 – Partie 2 : la seconde incorpore la considération du temps au travers d'équations simples (point 5.3.2.2).

La procédure prise dans son ensemble est réalisée en trois temps selon les trois étapes générales énoncées ci-avant (cf.5.1.1 ), ces étapes pouvant, le cas échéant et selon les cas de figure, être réalisées ensemble ou séparément pour les modules lessivage et « dispersion » :

1. Etape 1 d'analyse préliminaire (MCS-préliminaire) aboutissant à la définition des unités spatiales d'analyse et à préciser, pour chacune des unités, les polluants pertinents et les concentrations représentatives qui seront prises en compte ;

<sup>31</sup> Préalablement, il est recommandé à l'expert de s'informer auprès de la DPS sur l'existence d'éventuelles études de risques dans lesquelles le polluant pourrait déjà avoir été abordé et sur les éventuelles valeurs limites provisoires de  $VS_{\text{nappe}}$  et  $VI_{\text{nappe}}$ ,  $VS_N$  et  $VI_N$  disponibles.

2. Etape 2 d'application des méthodes ESR- $N_{\text{lessivage}}$  proprement dit (partie 1 suivie, si nécessaire des méthodes de la partie 2)
3. Etape 3 d'interprétation des résultats (pour chaque unité d'analyse et de façon globale pour l'ensemble du terrain).

#### 5.3.2.1 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage sans considération du temps

Cette partie est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme détaillé à la figure 4.

Sur base du Modèle conceptuel du site consolidé, l'expert évalue l'applicabilité ou non du modèle «  $VS_N$  » (**annexe C-1**). Spécifiquement, l'expert devra considérer d'autres approches dans les cas suivants (liste non exhaustive) :

- présence de phase liquide non aqueuse ;
- transport colloïdal probable ;
- absence de sol sédimentaire (meuble) et présence de roche fissurée ou d'axes de circulation préférentielle.

L'expert justifiera le recours à d'autres approches ou passera directement au palier 2 afin d'évaluer les risques pour les eaux souterraines.

De même, l'expert apportera une attention particulière à la détermination du caractère exploitable ou non de la nappe (ou des nappes) présente(s) au droit du terrain en raison des implications méthodologiques importantes qu'il génère.

#### Comparaison aux valeurs limites préventives des risques de lessivage

Dans la mesure où le module lessivage est applicable, l'expert peut procéder à la comparaison des concentrations représentatives en polluants dans le sol aux valeurs limites préventives des risques de lessivage :

- si la nappe est exploitable :  $VS_{N\text{ajustée}}$
- si la nappe est non exploitable :  $VI_{N\text{ajustée}} / CBR_N$ 
  - o Si les concentrations représentatives du terrain ( $C_s$ ) sont supérieures à la  $VI_{N\text{ajustée}}$  ; calcul de la concentration basée sur les risques pour la nappe ( $CBR_N$ ) et comparaison aux  $CBR_N$ .

La procédure de calcul de la  $VS_{N\text{ajustée}}$  et de la  $VI_{N\text{ajustée}}$  est présentée à la **annexe C-2** ; l'expert pouvant également utiliser les outils mentionnés dans le tableau de la section 4.2. A noter que la  $VS_{N\text{ajustée}}$  et la  $VI_{N\text{ajustée}}$  gardent comme borne inférieure la  $VS$  en conformité avec le « décret sols ».

La procédure de calcul de la composante de la  $CBR_N$  relative à la « dispersion » est présentée à l'**annexe C-5** (ce volet correspondant à la partie 2 du palier 1 de l'ESR « dispersion »). Sur base du critère de qualité en limite aval du terrain  $VI_{\text{nappe}}$ , la méthode permet de calculer, via Domenico, la concentration porale ( $C_p$ ) à respecter au droit de la tache de pollution /zone de remblai polluée de façon à prévenir la « dispersion ».

La procédure de calcul de la composante de la  $CBR_N$  relative au lessivage est présentée à l'**annexe C-2**. Il faut considérer que la  $CBR_N$  constitue une valeur particulière de la  $VI_{N\text{ajustée}}$  spécifique du terrain, calculée non pas sur base d'un principe de respect de la  $VI_{\text{nappe}}$  au droit de la tache de pollution mais sur base de la concentration porale ( $C_p$ ) préventive des risques de « dispersion » calculée par l'équation de Domenico à l'étape précédente.

Lorsqu'un lessivage a déjà eu lieu sur le terrain ou que l'expert dispose de résultats de tests de lixiviation, il doit comparer les résultats mesurés à ceux prédits par le modèle «  $VS_N$  », de manière à évaluer si les ajustements de la  $VS_N$  correspondent approximativement à la réalité du lessivage. A noter cependant que les résultats des tests de lixiviation sont souvent difficiles à interpréter : ces tests sont en règle générale loin de représenter la réalité de terrain (solution de conductivité ou potentiel redox différent, lessivage de particules et colloïdes, abrasion des surfaces durant le test en agitation, rapport liquide/solide différent, etc.). Il appartient à l'expert de juger au cas par cas de leur représentativité en tenant compte de toutes les indications disponibles (observations de terrain, historique, représentativité de l'échantillon soumis à lixiviation par rapport aux concentrations représentatives, types de polluants, etc.).

Au cas où les concentrations dans l'eau ne correspondraient pas à ce qui est attendu sur la base du modèle de la  $VS_N$ , l'expert devra revoir le modèle conceptuel relatif au lessivage, réviser éventuellement l'ajustement de la  $VS_N$  ou choisir un autre outil approprié pour évaluer les risques de lessivage. Si les données existantes indiquent la présence d'un lessivage significatif, l'expert pourra choisir de retenir l'hypothèse d'une « menace grave » de lessivage et passer au module « dispersion » ou de continuer la procédure (figure 4).

Pour rappel, il est possible de conclure à l'absence d'une « menace grave » de lessivage au droit de la pollution, mais d'établir ensuite la présence d'une « menace grave » de « dispersion » découlant directement de la charge polluante contribué par le lessivage. Il est donc nécessaire de calculer la concentration dans la nappe qui résulterait du lessivage du sol et de l'utiliser dans le module d'évaluation des risques de « dispersion », pour vérifier l'absence de « menace grave » de « dispersion », y compris pour les cibles humaines, au droit de la zone de « dispersion ».

### Cas particulier d'une nappe exploitable sous-jacente à une nappe non-exploitable, mais non protégée par un aquiclude<sup>32</sup>

Il s'agit en fait d'un cas particulier de la présence d'une nappe non exploitable pour lequel il existe bien une autre cible (une nappe exploitable sous-jacente) que celle envisagée par défaut (à savoir la nappe non exploitable en limite aval du terrain).

La nappe exploitable sous-jacente constitue une cible spécifique qu'il faut prendre en considération étant donné son caractère plus sensible que la nappe non exploitable en limite aval du terrain, ce qui se traduit par l'utilisation d'un critère de qualité plus restrictif, à savoir la  $VS_{nappe}$  en lieu et place de la  $VI_{nappe}$ .

Dans ce cas, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines peut être réalisée des trois manières suivantes :

- de manière approximative et conservatoire, dans le cadre de l'analyse du lessivage, en multipliant le facteur d'atténuation de la première nappe par le facteur d'atténuation de la deuxième nappe (**annexe C-1**) pour obtenir une  $VS_{N\text{ ajustée}}$  applicable à la deuxième nappe. A noter, cependant, que le paramètre d'infiltration dans le facteur d'atténuation de la deuxième nappe correspondra à l'infiltration de la première nappe dans la seconde (proportionnelle au gradient vertical et à la conductivité hydraulique) et ne sera plus lié directement aux précipitations (**annexes C-1 et C-2**) ;

<sup>32</sup> Il s'agit souvent d'une seule nappe logée dans deux aquifères (ou couches lithologiques) différents – ex : cas d'une nappe alluviale avec une nappe logée dans les limons fluviaux surmontant une nappe présente dans les graviers.

- dans le cadre de l'évaluation de la « dispersion » en modélisant la migration verticale des polluants de la première nappe vers la seconde ;
- de manière pragmatique, dans le cas d'une pollution suffisamment ancienne, en vérifiant l'absence ou l'existence d'un impact sur la cible par prélèvement on site et l'analyse.

ou encore – ce qui constitue la démarche idéale – en combinant ces différentes approches de façon à déduire un faisceau d'indices convergents sur la probabilité d'un impact significatif sur la nappe exploitable.

### **Interprétation des résultats des comparaisons et conclusions à tirer à l'issue de la partie 1 de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage**

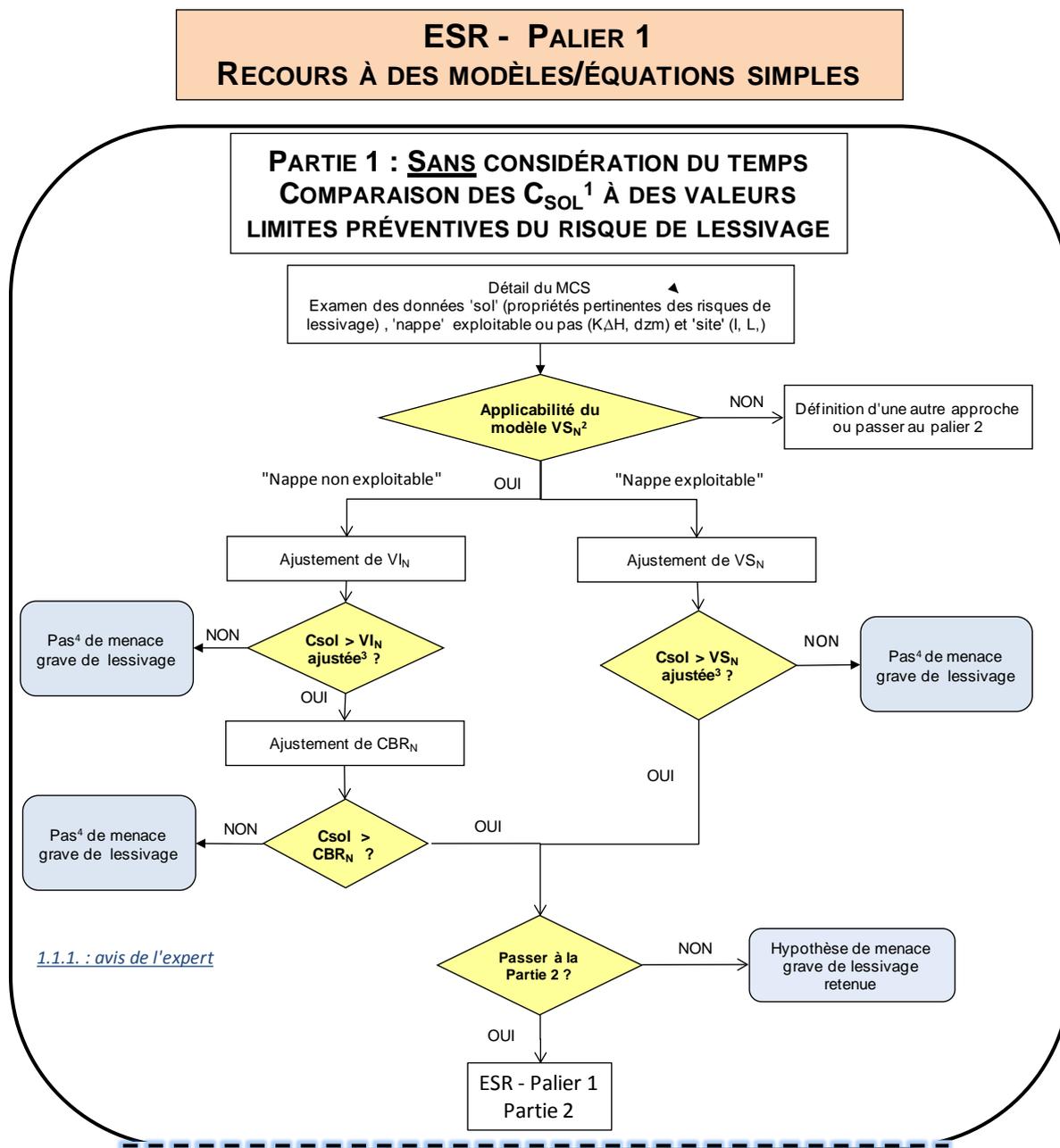
Si l'applicabilité du modèle  $VS_N$  est retenue et que les concentrations (représentatives) au niveau des sols sont inférieures aux valeurs limites préventives des risques de lessivage ( $VS_{Najustée}$ ), il pourra être conclu que les risques sont acceptables et qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

Pour les nappes exploitables, si les concentrations dans les « sols » sont supérieures aux valeurs limites définies ( $VS_{Najustée}$ ), l'expert peut décider de poursuivre l'évaluation simplifiée des risques en recourant aux outils d'évaluation simples faisant appel à la considération du temps (partie 2 de l'ESR- $N_{lessivage}$ ). Alternativement il sera présumé (à défaut d'aller plus loin dans l'analyse) que la situation répond aux critères de « menace grave » (hypothèse de « menace grave » de lessivage).

Pour les nappes non exploitables, si les concentrations dans les « sols » ( $C_s$ ) sont supérieures aux valeurs limites définies ( $VI_{Najustée}$ ), l'expert devra calculer les  $CBR_N$  et procéder à une nouvelle comparaison des  $C_s$  aux  $CBR_N$ .

Si les  $C_s$  sont supérieures aux  $CBR_N$ , l'expert peut décider de poursuivre l'évaluation simplifiée des risques en recourant à des outils d'évaluation simples faisant appel à la considération du temps (partie 2 de l'ESR) ou accepter l'hypothèse de « menace grave » de lessivage.

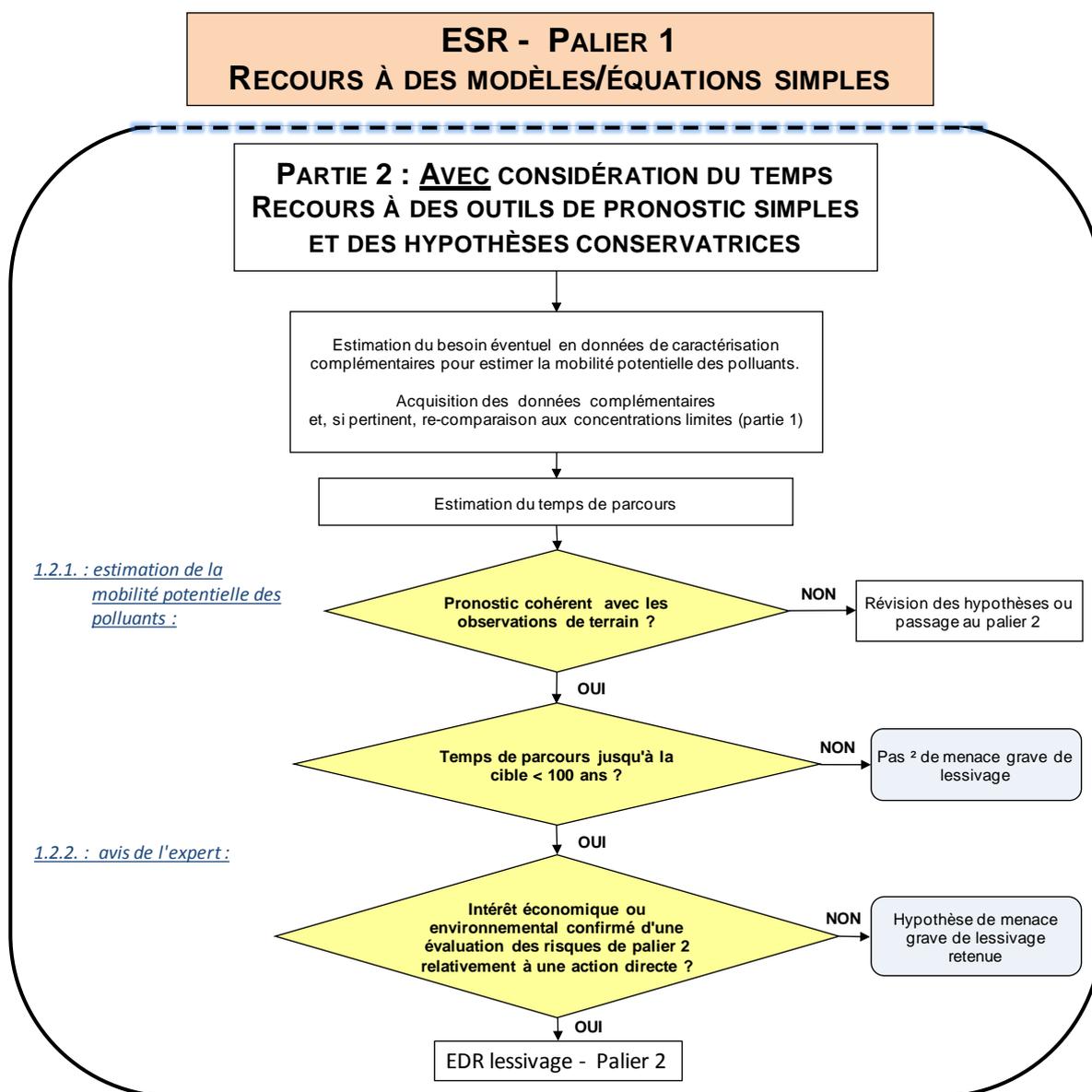
Figure 4 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 sans considération du temps



### 5.3.2.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage avec considération du temps

L'évaluation des risques pour les eaux souterraines de palier 1 (partie 2) est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la figure 5. L'expert peut se limiter à la réaliser pour les taches de pollution / zones de remblai pollués et les polluants retenus suite à la première partie de l'évaluation simplifiée.

Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 avec considération du temps



#### Remarques

<sup>1</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

**Pour les nappes exploitables**, la deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage a pour objectif principal d'estimer la mobilité verticale potentielle des polluants. Ladite mobilité potentielle est estimée – en première approximation – à partir d'une équation simple, analogue à celle de Darcy, en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la zone vadose. Cette approche ne permet pas d'estimer la concentration au droit de la nappe résultant du lessivage (seulement si le front atteindra la nappe) ni de tenir compte de processus d'atténuation. Les paramètres sont soit fixés à des valeurs par défaut (par exemple l'infiltration efficace), soit estimés à partir de régressions (notamment pour l'estimation du coefficient de partition sol/eau  $K_d$  nécessaire pour le calcul du facteur de retard<sup>33</sup>) (tableau 1 et **annexe C-5**).

S'il peut être démontré que les polluants ne sont pas susceptibles d'atteindre la nappe exploitable existant au droit de la zone polluée endéans les 100 ans, il pourra être conclu qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

**Pour les nappes non exploitables**, la deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage a pour objectif principal d'estimer la mobilité potentielle des polluants :

- D'une part horizontalement, entre la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible identifiée) et la verticale au droit du centre de la tache de pollution. Cette mobilité potentielle est estimée sur base de la méthodologie et des outils de la partie 2 du module de « dispersion » (équation de Darcy), en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la nappe non exploitable.
- D'autre part verticalement, au même titre que pour la nappe exploitable, ladite mobilité potentielle est estimée – en première approximation – à partir d'une équation simple, analogue à celle de Darcy, en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la zone vadose.
- Il faut noter que pour les nappes non exploitables, le temps de transfert total équivaut à la somme des temps de transfert verticaux dans la zone vadose et horizontaux dans la nappe non-exploitable.

S'il peut être démontré que les polluants ne sont pas susceptibles d'atteindre la nappe non exploitable à la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible) endéans les 100 ans, il pourra être conclu qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

### Remarques générales

Il est à noter que, si l'expert peut conclure à l'absence d'une « menace grave » de lessivage en raison de la présence d'un revêtement de surface induré réduisant ou empêchant l'infiltration, il devra identifier cette condition clairement dans son rapport en identifiant le scénario potentiel du retrait du revêtement et inclure dans sa proposition de certificat de contrôle du sol :

- le maintien en place du revêtement étanche au titre des mesures de sécurité,
- le suivi de ce revêtement de surface à titre de mesure de suivi,

afin d'assurer la maîtrise des risques de lessivage dans le long terme (cf. partie A, section 5.6.2).

---

<sup>33</sup>Une approche expérimentale du coefficient de retard peut être entreprise à partir de la notion de  $K_d$  qui suppose une adsorption entièrement réversible, instantanée et linéaire. Son utilisation suppose également que le nombre total de sites d'adsorption soit en excès par rapport au nombre de moles de l'espèce adsorbable présentes dans la phase aqueuse. Par conséquent, il faut être particulièrement prudent aux valeurs utilisées et aux conditions dans lesquelles ces valeurs ont été obtenues, le  $K_d$  étant étroitement dépendant des conditions physico-chimiques du sol.

L'expert devra dans la mesure du possible valider les résultats de l'évaluation avec les observations de terrain. Le gradient vertical de concentration dans le sol non saturé peut fournir des indications sur le degré de migration des polluants lessivés.

Par exemple, si des déchets riches en Pb ont été enterrés pendant plus de dix ans (sans couverture limitant l'infiltration des précipitations), mais que l'on n'observe pas de concentrations en Pb supérieures aux concentrations de fond au-delà de 50 cm dans le terrain naturel sous-jacent aux déchets, il est probable que la vitesse de migration du Pb soit inférieure à 5 cm/an dans le terrain naturel (pour autant que celui-ci soit homogène sur toute son épaisseur).

Dans le cas contraire (présence de polluants susceptibles d'atteindre la nappe exploitable au droit du terrain, ou la nappe non exploitable en limite aval du terrain, dans un intervalle de temps de cent ans), l'expert peut :

- soit conclure à la présence d'une « menace grave » de lessivage ;
- soit procéder à une évaluation détaillée des risques de lessivage dans la mesure où il estime que les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations techniques spécifiques supplémentaires (réalisation de tests de lixiviation, de traçage, modélisation, etc.) sont justifiés au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus réaliste et moins incertaine des risques.

L'évaluation détaillée ne sera généralement pertinente que lorsque le modèle  $VS_{N\text{ajustée}}$  est inapplicable et dans les situations de lithologies complexes mal représentées dans l'évaluation simplifiée des risques, ou de vitesses de biodégradation élevées atténuant la migration verticale et/ou horizontale, ou encore dans le cas de coûts d'assainissement très élevés.

### 5.3.2.3 Interprétation générale et synthèse des résultats de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$

#### 5.3.2.3.1 Synthèse des conclusions de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$

Sur base des lignes directrices définies supra, et en tenant compte des incertitudes qui seront évaluées par l'expert, les conclusions de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$  seront formulées :

- (1) en termes d'acceptabilité du risque,
- (2) sous l'angle des mesures de sécurité et/ou de suivi nécessaires (cf. 5.5.1.3 ci-après et section 5.6.2 de la partie A)

pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globalisée pour d'autres unités de surface choisies pour le rapportage (parcelle cadastrale, partie de terrain, terrain).

#### 5.3.2.3.2 Attribution d'une classe de risque

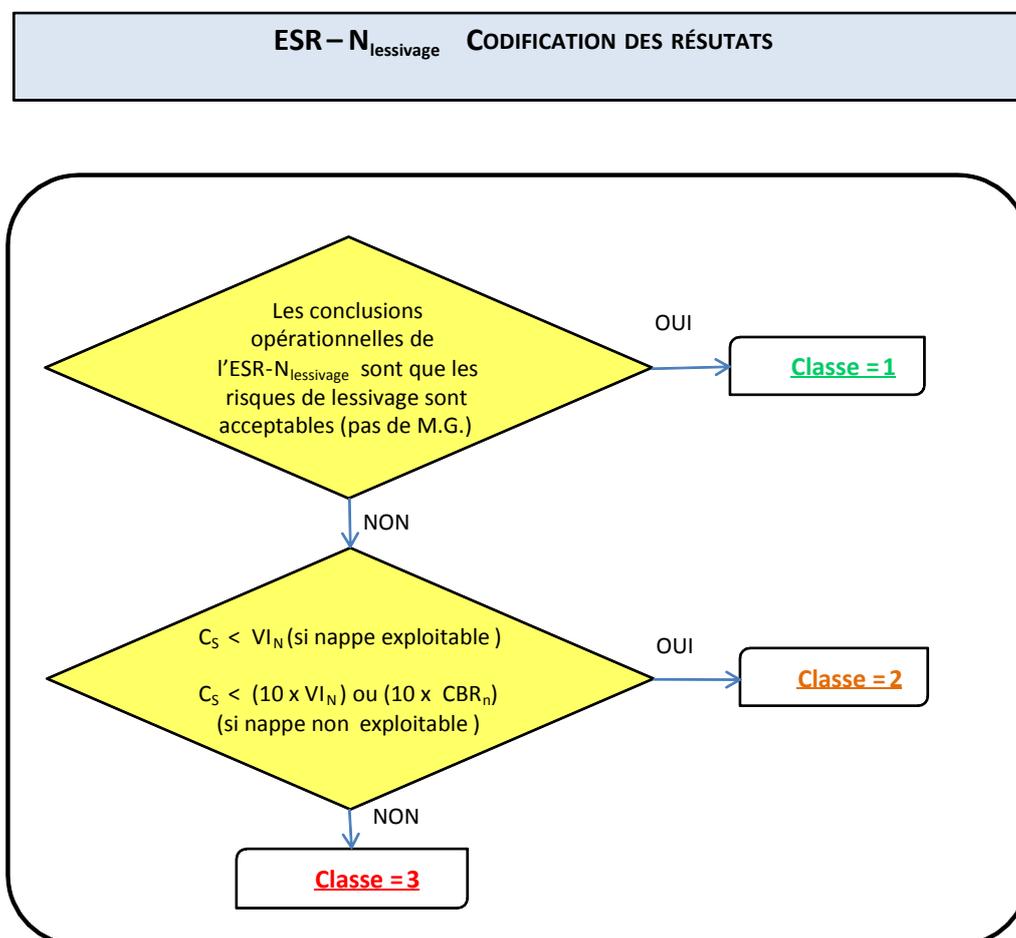
Une valeur de classe de risque (1, 2 ou 3) sera attribuée pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globale d'autres unités de surface ou pour le terrain dans sa globalité. On se référera aux principes définis ci-dessous, calés sur les principes généraux présentés à la partie A, section 5.4.3 du guide (cf. Figure 6).

Si les conclusions opérationnelles de l'expert – formulées au terme de la partie 1 ou de la partie 2 de l'étude - sont que les risques de lessivage sont acceptables, alors la classe de risque est de 1.

Dans les autres cas, les situations relèveront soit de la classe 2, soit de la classe 3, la distinction entre les classes 2 et 3 étant faite sur base des résultats des tests de comparaison des valeurs de concentration mesurées aux valeurs limites de deuxième niveau<sup>34</sup>, soit :

- pour les nappes exploitables :  $VI_{N \text{ ajustées}}$
- pour les nappes non exploitables :  $10 \times VI_{N \text{ ajustées}}$  ou bien  $10 \times CBR_N$  (dans les cas où les comparaisons ont été effectuées par rapport à une valeur calculée d'après les risque de « dispersion », cf. 5.3.2.1)

Figure 6 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par  $ESR-N_{\text{lessivage}}$ .



### 5.3.2.3.3 Synthèse des mesures de sécurité et/ou de suivi nécessaires

<sup>34</sup> à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des les classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR\_N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1<sup>er</sup> et de 2<sup>ème</sup> niveau.

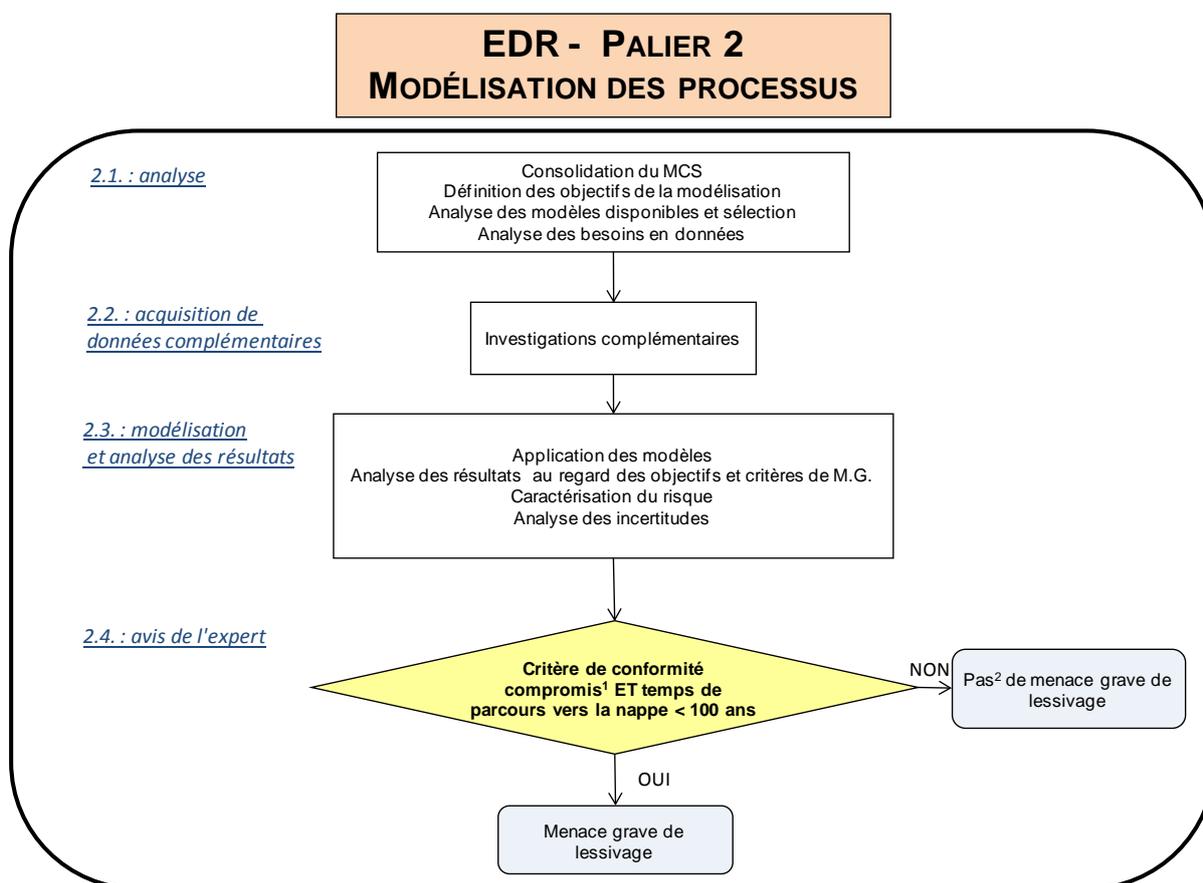
Cet aspect est détaillé à la section 5.5.1.

### 5.3.3 Evaluation Détaillée des Risques de lessivage (EDR-N<sub>lessivage</sub>)

Dans la mesure où elle se justifie économiquement ou environnementalement (afin de comprendre des phénomènes qui ne peuvent pas être représentés par des équations simples), l'évaluation des risques de lessivage se poursuit avec l'objectif de se prononcer sur l'existence ou non de la « menace grave » en ayant recours à la modélisation (prédictive) des processus régissant le devenir de la ou des pollutions identifiées. L'expert peut se limiter à réaliser l'évaluation détaillée pour les taches et les substances retenues suite à l'évaluation simplifiée.

Les principales étapes de l'évaluation détaillée des risques de lessivage sont présentées succinctement à la Figure 7. L'expert se référera aux **annexes C-3, C-4 et C-5** pour de plus amples informations. Pour le transfert de la pollution sur le plan horizontal dans la nappe non exploitable, l'expert se référera au Palier 2 de l'ER de « dispersion ».

Figure 7 – Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage



Remarques

<sup>1</sup> Par défaut : - pour une nappe exploitable : VSnappe au droit de la contamination;  
- pour une nappe non exploitable : Vnappe en limite aval du site ;

<sup>2</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

### 5.3.3.1 Analyse

Avant d'entamer la modélisation *stricto sensu*, il est recommandé de consolider, voire de redéfinir si nécessaire, le Modèle conceptuel du site en examinant les éléments jusqu'ici négligés ou insuffisamment consolidés dans le modèle de lessivage, notamment :

- l'existence de processus d'atténuation potentiels (par exemple la volatilisation au départ de la zone vadose, la biodégradation, etc.) ;
- la nature captive d'une nappe et la continuité de la couche agissant comme aquiclude ;
- la validité du coefficient de partition utilisé tenant compte des conditions du terrain ;
- la valeur de perméabilité verticale utilisée tenant compte des multiples couches intervenant sur le profil de sol non saturé ;
- etc.

Ces processus étant identifiés, l'expert définira le plus clairement possible l'objectif ou les objectifs poursuivis par la modélisation. Il s'agira, en règle générale, alternativement ou conjointement :

- d'estimer l'évolution dans le temps des apports massiques en polluants dans l'eau souterraine;
- d'estimer l'évolution dans le temps des niveaux de concentration au droit de la zone polluée, compte tenu des processus d'atténuation considérés ;
- pour les nappes non exploitables, d'estimer dans le temps, le processus de transfert horizontal vers la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible). Pour cette étape, l'expert se référera utilement au Palier 2 (EDR) du module de « dispersion ».

Parmi la grande variété de modèles disponibles, l'expert sélectionnera le modèle le plus approprié compte tenu du polluant considéré, du Modèle conceptuel du site et des objectifs poursuivis. La présence dans la zone vadose de produits purs (phase(s) liquide(s) non aqueuse(s)) peut justifier le recours à des modèles diphasiques. Des recommandations sont formulées à l'**annexe C-4**.

Le choix du ou des modèles étant opéré et justifié, l'expert évaluera le besoin de procéder ou non à des investigations complémentaires.

### 5.3.3.2 Acquisition des données complémentaires

La précision des résultats de la modélisation est largement dépendante de la quantité des données disponibles, de leur qualité et de leur utilisation. L'expert veillera à caractériser au mieux la zone vadose par le biais, notamment, de courbe(s) de rétention(s), de profil(s) de teneurs en eau, de propriété(s) physico-chimique(s) (tels le pH, le taux de matière organique, le taux d'argile, etc.). L'expert s'assurera que les données disponibles permettent de renseigner de manière adéquate de l'ampleur et de la périodicité des fluctuations de la nappe aquifère. Le cas échéant, il procédera à des relevés piézométriques et renseignera l'ampleur des fluctuations de la nappe<sup>35</sup>.

Certains modèles requièrent des données spécifiques. A titre d'exemple, si la biodégradation des polluants identifiés dans la zone vadose a été considérée comme un processus d'atténuation

---

<sup>35</sup> L'ampleur des fluctuations de la nappe aquifère est un élément important. Selon les temps de simulation envisagés, le choix s'orientera vers une modélisation soit en régime permanent, soit en régime transitoire.

pertinent, il y aura lieu d'acquérir des données relatives aux temps de demi-vies (applicables dans les conditions supposées aérobies de la zone non saturée), à la température, à la teneur en eau, à la présence de nutriments pour les micro-organismes responsables de la biodégradation (azote, phosphore, etc.), ainsi que des données démontrant que le processus a effectivement eu lieu (mesure des produits de dégradation).

### 5.3.3.3 *Modélisation et analyse des résultats*

#### 5.3.3.3.1 Modélisation

L'étape de modélisation vise à traduire le modèle conceptuel de site en un modèle numérique pouvant être utilisé pour analyser la pollution existante et tenter de prédire son évolution à moyen ou long terme.

La réalisation d'un modèle prédictif du comportement d'un polluant en milieu non saturé se passe en 2 temps : conceptualisation et calibration du modèle d'écoulement puis calibration du modèle de transport

Le modèle numérique reprend notamment une représentation de la géologie du sous-sol (disposition et succession lithologique), une définition de la géométrie et des limites du domaine de transfert, les conditions aux limites externes et internes ainsi que d'éventuelles conditions initiales.

Le modèle comprenant une série de paramètres d'ordre géométrique, géologique, hydrologique ou hydrogéologique, il est recommandé de privilégier les données de terrain comme paramètres d'entrée du modèle. Toutefois, à défaut, ils pourront être estimés sur base de cas similaires reportés dans la littérature scientifique.

Certains paramètres ne sont maîtrisés que de façon très approximative et doivent être estimés par analyse inverse ou calibration du modèle. Cette étape de calibration, extrêmement importante, vise à ajuster les valeurs des paramètres choisis en comparant les prédictions du modèle numérique à un jeu de mesures obtenues sur site.

Finalement, l'étape de validation du modèle consiste à comparer ses prédictions à des observations (mesures sur terrain) non utilisées dans l'étape de calibration.

Dans la mesure où le modèle retenu ne simule pas avec une précision suffisante le ou les processus pour lesquels il a été conçu, l'expert réévaluera, indépendamment ou conjointement, le choix du modèle, la quantité et la qualité des données disponibles, l'ajustement des paramètres de la phase de calibration (en écoulement et/ou en transport).

Dans le cas contraire, le modèle validé pourra être utilisé pour le calcul (prédictif), par exemple, des concentrations en polluants dans le sol ou l'eau souterraine au droit de la zone polluée. Les résultats sont interprétés au regard des objectifs de qualité au niveau de la nappe et des critères de « menace grave » .

#### 5.3.3.2 Interprétation des résultats et analyse des incertitudes

L'interprétation est réalisée par rapport aux objectifs de qualité au niveau de l'eau souterraine ( $VS_{\text{nappe}}$  ou  $CBR_N$ ), comme indiqué à la section 5.3.1, pour autant que ceux-ci soient l'objet d'un impact significatif (eaux souterraines impactées dans un volume de sol de minimum 100 m<sup>3</sup>).

Cette interprétation ne peut cependant être réalisée qu'en regard des incertitudes qui entachent les prédictions du modèle numérique. En effet, en raison de ces incertitudes, les résultats quantitatifs de l'évaluation détaillée des risques obtenus à l'issue de l'étape de modélisation ne peuvent être compris comme une mesure exacte du risque réel.

Typiquement, les incertitudes affectant les modèles numériques décrivant les phénomènes d'écoulement souterrain et de migration de polluants dans les sols tels que ceux évalués dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques pour les eaux souterraines, sont de deux types :

- les incertitudes structurelles sont liées au modèle lui-même et aux phénomènes qu'il décrit. Elles peuvent être d'ordre géologique (description lithostratigraphique approximative du sous-sol, présence de failles non prises en compte, ...), hydrogéologique (utilisation inadaptée de frontières imperméables, ...), ou géochimique (mauvaise description des interactions chimiques entre composants présents dans le sol, entre les composants chimiques et les phases solide, liquide et gazeuses du sol, ...). Elles sont donc liées aux incertitudes du modèle conceptuel de site ;
- les incertitudes paramétriques sont liées aux erreurs d'estimation des paramètres du modèle, résultant notamment des erreurs de mesure des données collectées sur terrain et des imprécisions des méthodes d'estimation.

Une analyse de ces incertitudes permet de :

- mettre en perspective les résultats obtenus de manière à informer la prise de décision ;
- mettre en évidence les points de l'évaluation détaillée des risques où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et/ou dans la modélisation pourrait réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des prédictions en termes de lessivage/ « dispersion ».

Au minimum, dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques de lessivage, l'expert devra inclure dans son rapport une analyse qualitative des incertitudes et de leur impact sur les résultats prédits. Cette analyse peut prendre la forme d'un tableau, comme indiqué dans l'exemple ci-dessous.

Paramètre	Hypothèse retenue	Influence sur les résultats des calculs de risque
Campagnes de mesures dans les sols*	400 analyses d'échantillons de sol analysés lors des études d'orientation et de caractérisation	Réaliste
Campagnes de mesures dans les eaux*	3 piézomètres eau installés et 3 campagnes de mesures lors des études d'orientation et de caractérisation	Peu réaliste
Concentrations représentatives dans les sols	Valeurs maximales mesurées	Surestimation
Gradient	Moyenne des mesures en été et en hiver	Réaliste
Conductivité hydraulique	Estimation sur la base d'un test de pompage	Réaliste pour autant que la lithologie du site soit uniforme
Infiltration	Aucun revêtement induré pris en compte malgré la présence d'un parking	Surestimation
Epaisseur de mélange	Valeur par défaut	Réaliste
Taille de la zone polluée	Estimée sur la base de la délimitation de l'étude de caractérisation	Réaliste
$K_d$ de lessivage du sol pollué	Ajusté sur la base des nombreux tests de lessivage disponibles	Réaliste
Epaisseur de sol pollué non saturé	Valeur maximale retenue	Surestimation
Modèle retenu	Modèle sans biodégradation	Surestimation dans le cas de polluants biodégradables

\* Ces critères relèvent des études d'orientation et de caractérisation et doivent donc être évalués par le gestionnaire de l'étude de caractérisation.

Il est recommandé de procéder à une analyse quantitative des incertitudes lorsque les enjeux associés à la conclusion de l'étude de risque sont substantiels d'après l'appréciation de l'expert. Les incertitudes structurelles sont réputées être généralement plus importantes que les incertitudes paramétriques, et peuvent être quantifiées sur base de modèles numériques alternatifs. De telles approches multi-modèles restent cependant difficilement applicables à l'échelle d'un projet local, vu les moyens à mettre en œuvre.

L'incertitude paramétrique peut généralement être évaluée via une analyse de sensibilité. Celle-ci vise à identifier l'influence d'une variation des paramètres d'entrée du modèle sur ses prédictions. Les paramètres les plus sensibles sont ceux provoquant des variations les plus importantes dans les prédictions du modèle. Ces sont donc les paramètres dont l'incertitude affecte celle des prédictions du modèle de façon plus importante.

L'expert veillera donc à compléter les résultats prédictifs du modèle utilisé dans le cadre de l'analyse détaillée des risques d'une analyse de sensibilité et à vérifier, sur base de celle-ci :

- la pertinence de sa démarche de modélisation et des conclusions auxquelles elle mène, compte tenu du niveau de précision que doivent avoir les paramètres les plus sensibles, et de l'attention qui leur ont été accordée durant l'étude de caractérisation, lors de leur détermination sur terrain ou en laboratoire ;

- l'adéquation des mesures éventuelles de suivi et de sécurité auxquelles il conclut, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre, en particulier ceux faisant l'objet du suivi ou servant d'indicateur de performance à la mise en sécurité proposée.

Si dans les cas les plus simples, l'analyse de sensibilité peut être réalisée manuellement, les logiciels classiques de calibration automatique (PEST ou UCODE 2005, par exemple) proposent un calcul automatique des sensibilités du modèle aux différents paramètres. Une littérature scientifique et technique très abondante est également disponible sur le thème de l'analyse de sensibilité (voir par exemple Saltelli et al., 2000a ; 2000b ; 2002).

L'analyse de sensibilité requiert une hypothèse de linéarité du modèle, qui n'est généralement valable que si les variations admises pour les paramètres d'entrée du modèle sont faibles (en d'autres termes, si l'incertitude des paramètres est limitée). Dans le cas où cette hypothèse n'est pas applicable, d'autres méthodes de caractérisation des incertitudes doivent être utilisées (Monte Carlo, ...).

#### 5.3.3.4 Avis de l'expert

Sur la base des résultats de la modélisation (soit l'impact attendu sur les eaux souterraines) et de l'analyse des incertitudes, l'expert conclura pour chacune des unités spatiales d'analyse prise en compte:

- soit à l'absence (probable) de « menace grave » de lessivage; si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une « menace grave » de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti, éventuellement, de mesures de sécurité sur l'usage de l'eau). L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé ;
- soit à l'existence d'une « menace grave » de lessivage; l'expert doit exploiter les résultats pour se prononcer sur l'urgence de l'assainissement ; les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module lessivage sont éventuellement à combiner avec les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module « dispersion » (section 5.4), ainsi qu'avec ceux issus des évaluations des risques pour la santé humaine (partie B) ou les écosystèmes (partie D).

## 5.4 Module « dispersion »

### 5.4.1 Objectifs et lignes méthodologiques générales

L'évaluation des risques de « dispersion » est mise en œuvre lorsque la concentration (représentative) actuelle ou future (liée au lessivage – voir ci-dessous) d'au moins un polluant dans la « zone de dispersion » au niveau de l'eau souterraine est supérieure à la  $VS_{nappe}$  pondérée<sup>36</sup> par les concentrations de fond ou à une Valeur particulière<sup>37</sup>. Elle est réalisée substance par substance dans la « zone de dispersion », sauf dans le cas où l'interaction entre substances aurait un impact sur la « dispersion ».

Les concentrations futures font référence aux concentrations :

- d'une substance tenant compte de la contribution issue du lessivage (que cette contribution ait été considérée comme une « menace grave » ou non);
- d'une substance-fille issue d'un processus de dégradation si celle-ci peut avoir des effets potentiellement plus toxiques que ceux associés à la substance mère (par exemple, le chlorure de vinyle issu de la dégradation du tétrachloroéthène et du trichloroéthène). L'estimation de cette concentration future peut entraîner la nécessité de passer directement à une évaluation détaillée des risques de « dispersion ».

Le critère de « menace grave » est le risque de dépassement des objectifs de qualité qui doivent être respectés à hauteur des récepteurs présentés à la section 2.1.2. pour autant que ces dépassements génèrent un impact significatif.

il y a risque d'impact significatif (et donc de « menace grave » de dispersion) si, simultanément :

- le critère de qualité à respecter à hauteur des points de conformité des récepteurs présentés à la section 2.1.2 est susceptible d'être compromis;
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans ;
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum 100 m<sup>3</sup><sup>38</sup>

---

<sup>36</sup> Le terme « VS pondérée par la concentration de fond » est issu du « décret sols ». Il signifie que la concentration de fond remplace la Valeur seuil dans les cas où la valeur de la concentration de fond est supérieure à celle de la Valeur seuil. .

<sup>37</sup> Valeur définie à l'article 2, 23°, du «décret sols» comme suit : « valeur constatée suite à une étude d'orientation, à une étude de caractérisation ou atteinte suite à un assainissement et déterminée dans le certificat de contrôle du sol ».

<sup>38</sup> lorsque la cible est un cours d'eau la notion d'impact significatif reste à évaluer au cas par cas.

## 5.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion »

Le palier 1 de l'évaluation des risques de « dispersion » pour les eaux souterraines comprend deux parties à mettre en œuvre selon les principes définis à la section 3:

- ESR- $N_{\text{dispersion}}$  Palier 1 – Partie 1 : la première se limite à une comparaison des concentrations actuelles du terrain aux valeurs limites préventives des risques de « dispersion » (cf. 5.4.2.1.) sans considération du temps ;
- ESR- $N_{\text{dispersion}}$  Palier 1 – Partie 2 : la deuxième incorpore la considération du temps au travers d'équations simples (cf. 5.4.2.2).

La procédure prise dans son ensemble se réalise en trois temps :

- un travail d'analyse préliminaire aboutissant à préciser les polluants pertinents et les concentrations représentatives qui seront prises en compte ;
- le travail d'application des méthodes ESR- $N_{\text{Dispersion}}$  proprement dit (partie 1 suivie, si nécessaire des méthodes de la partie 2)
- l'interprétation des résultats

### 5.4.2.1 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion » sans considération du temps

L'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » sans considération du temps (Partie 1 du palier 1) est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 8.

Sur base du Modèle conceptuel du site consolidé, l'expert devra déterminer si la présence de phases liquides non aqueuses ou de polluants sous forme de masse solide mobilisables doit être retenue. Dans ce cas, l'expert pourra, soit retenir l'hypothèse de « menace grave », soit passer directement à l'évaluation détaillée des risques, car les outils de l'évaluation simplifiée des risques ne peuvent pas prendre en compte une « dispersion » multiphasique.

### Comparaison aux concentrations limites préventives des risques de « dispersion »

De la même manière que pour l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$  (voir chapitre 5.3.2.1 ci-dessus), l'expert aura établi le caractère exploitable ou non de la nappe aquifère afin de déterminer le chemin critique à suivre dans la mesure où celui-ci dépend de ce critère d'entrée.

Si la nappe est exploitable, la concentration limite préventive des risques de « dispersion » pour l'eau souterraine est la  $VS_{\text{nappe}}$  pondérée par la concentration de fond ou remplacée par une Valeur particulière.

Si la nappe est non exploitable, la concentration limite préventive des risques de « dispersion » pour l'eau souterraine est la  $VI_{\text{nappe}}$ <sup>39</sup>.

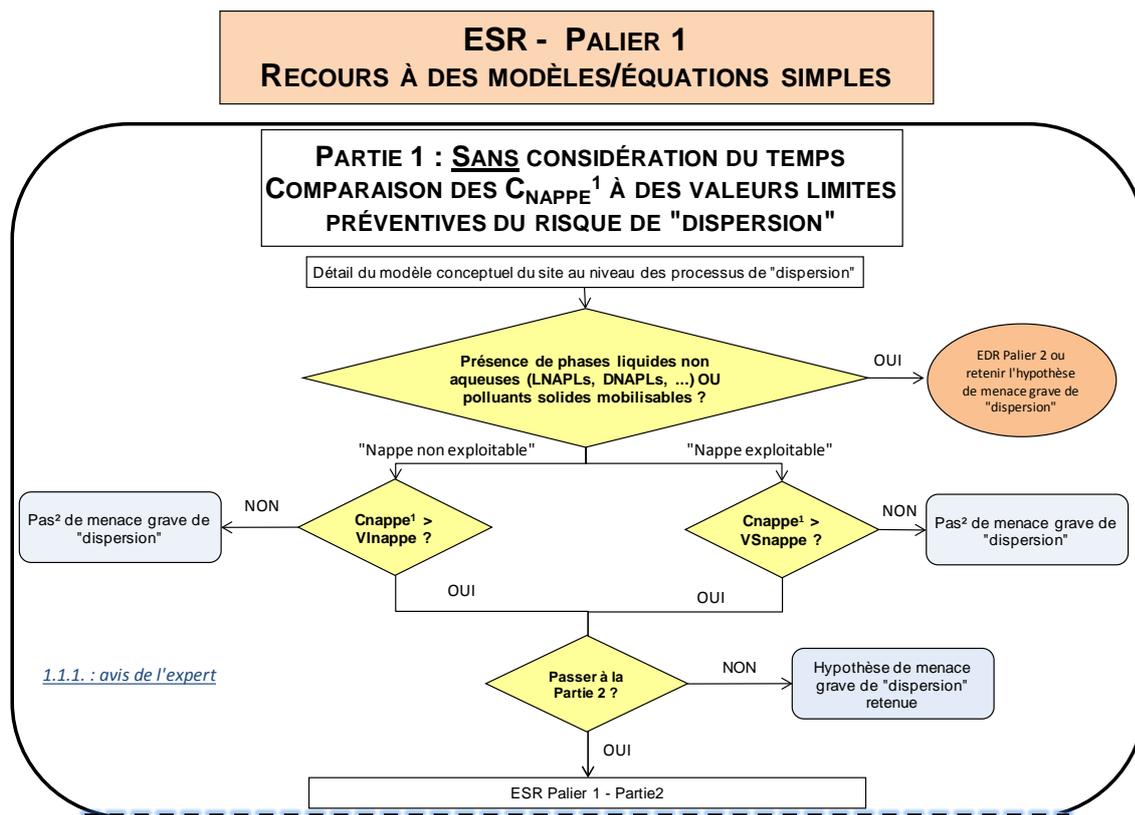
<sup>39</sup> si les concentrations dans l'eau relèvent des concentrations de fond elles ne sont par définition pas attribuable à une pollution ponctuelle générée sur le terrain et ne relèvent pas des polluants présumés pertinents.

Substance par substance, l'expert peut conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » si :

- dans cette tache, la substance est présente en concentration représentative, actuelle et future (tenant compte du lessivage et d'une augmentation de concentration éventuelle résultant de la dégradation d'un produit parent), inférieure à la  $VS_{nappe}$  pour une nappe exploitable et inférieure à la  $VI_{nappe}$  pour une nappe non exploitable ;
- dans cette tache, la « dispersion » liée à cette substance ne se combinera pas avec la « dispersion » de la même substance au sein d'autres taches. Dans le cas où il y aurait un effet combiné de plusieurs taches sur une même cible, l'expert passera à la partie 2 de l'ESR- $N_{dispersion}$ .

Dans le cas où la valeur limite préventive de « dispersion » ( $VS_{nappe}$  ou  $VI_{nappe}$  selon le cas) est dépassée, il devra soit retenir l'hypothèse de « menace grave » de « dispersion » pour la substance considérée, soit passer à la partie 2 de l'ESR- $N_{dispersion}$  avec considération du temps.

Figure 8 –Logigramme détaillé pour l'ESR- $N_{dispersion}$  - Partie 1



Remarques

<sup>1</sup> Cnappe = concentration représentative dans la nappe sur le site

<sup>2</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de "dispersion".

#### 5.4.2.2 *Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion » avec considération du temps*

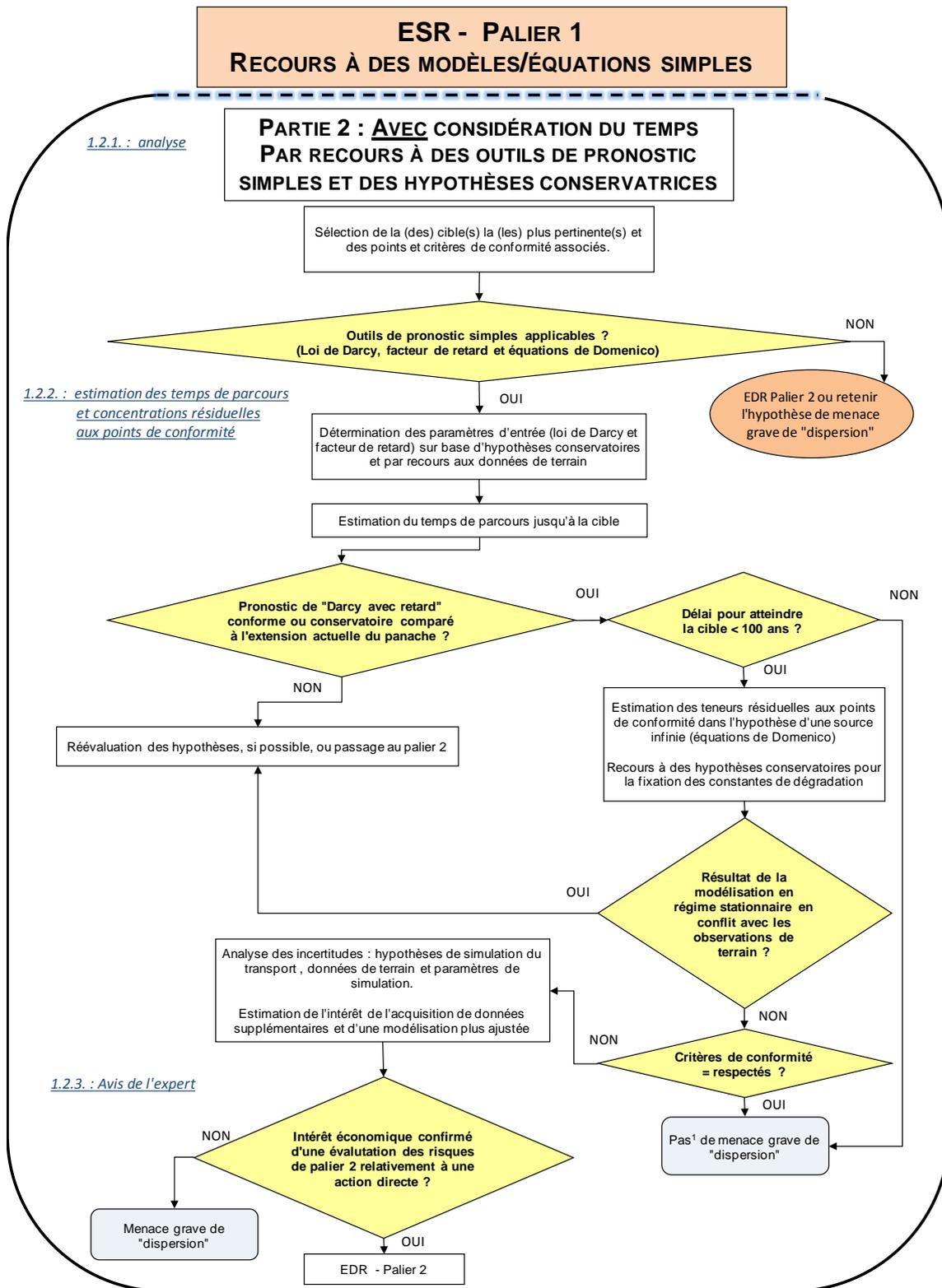
La deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 9.

Elle a pour objectifs :

- d'une part, d'estimer le temps de parcours du ou des polluants jusqu'à la ou jusqu'au cible(s) ;
- d'autre part, d'évaluer si les concentrations estimées en polluants – compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol (section 5.3) et de leurs vitesses de lessivage (actuelles ou prévisibles) dans cette nappe – respectent les objectifs de qualité aux points de conformité préalablement définis lors de l'élaboration du Modèle conceptuel du site.

L'expert mettra en œuvre la partie 2 de l'évaluation pour les substances pour lesquelles il n'a pas pu conclure à l'absence de « menace grave » de « dispersion » à l'étape précédente. A noter que, si d'autres substances, a priori ne présentant pas de « menace grave » de « dispersion », peuvent avoir un impact sur la mobilité des substances retenues, l'expert devra en tenir compte dans son évaluation des risques de « dispersion ».

Figure 9– Logigramme détaillé pour l'ESR –N<sub>dispersion</sub> Partie 2 par recours à des outils de pronostic simples et des hypothèses conservatoires



Remarques

<sup>1</sup> Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de "dispersion".

Il pourra réaliser l'évaluation tâche par tâche en considérant des sous-zones d'étude spécifiques à chaque tâche. Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs tâches, il devra évaluer, de manière précautionneuse, pour chaque substance, l'impact combiné des différentes tâches au point de conformité et le comparer à l'objectif de qualité correspondant.

Lorsque de nombreuses cibles sont présentes au droit et/ou en aval de la zone polluée, l'expert peut se limiter à évaluer les risques pour les plus pertinentes, c'est-à-dire les plus contraignantes en termes d'objectifs de qualité et de distance de « dispersion ». Il retiendra toutes les cibles qu'il ne peut départager a priori. Il est important de signaler que les cibles au droit de la nappe polluée (notamment la cible humaine) doivent également être prises en compte.

La mobilité potentielle du ou des polluants est estimée – en première approximation – à partir d'équations simples (voir tableau de synthèse des outils et **annexes C-2 et C-6**) après en avoir évalué l'applicabilité. Les paramètres sont soit fixés à des valeurs par défaut, soit estimés à partir de données issues de la littérature scientifique (par exemple, la constante de biodégradation), de régressions (par exemple, le  $K_d$ ) ou de valeurs déduites spécifiquement du terrain (par exemple, le gradient de charge à partir de la carte piézométrique locale). L'expert devra justifier la pertinence des paramètres retenus, particulièrement lorsque ses choix ont pour conséquence que l'évaluation sera moins conservatoire, comme pour la prise en compte de la biodégradation.

L'expert peut choisir d'appliquer une des approches suivantes (liste non exhaustive). En fonction des résultats obtenus avec l'approche choisie, il pourra, dans certains cas, être amené à appliquer une autre approche complémentaire en vue de conclure en l'absence/présence de « menace grave » :

- l'équation de Darcy permet de calculer une « vitesse apparente »<sup>40</sup> et, en tenant compte de la porosité efficace, une vitesse effective. Cela permet d'estimer un temps de parcours conservatoire (sans tenir compte d'une biodégradation éventuelle) mais ne permet pas d'estimer la concentration au point de conformité. Si le temps de parcours estimé est supérieur à cent ans et que les prédictions de vitesses de migration correspondent raisonnablement bien à l'étendue effective du panache compte tenu de son âge estimé, alors l'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion ». Par contre, si le temps de parcours estimé est inférieur à cent ans, l'expert devra appliquer une autre approche complémentaire afin d'estimer la concentration future au point de conformité ;
- la solution analytique approximative de Domenico (1987) pour un panache à l'équilibre (pas de considération du temps) permet d'estimer les concentrations maximales futures au point de conformité, mais ne permet pas de préciser dans quel délai celles-ci seront atteintes. Si les concentrations maximales estimées au point de conformité sont inférieures aux objectifs de qualité, alors l'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion ». Si les concentrations maximales sont supérieures aux objectifs de qualité, l'expert devra appliquer une autre approche complémentaire afin d'estimer le temps de parcours du polluant vers le point de conformité ;

---

<sup>40</sup> L'équation de Darcy permet de calculer un débit spécifique exprimé en  $m^3/m^2$  de section/s, qui, par simplification des unités, donne des m/s. Cette unité correspond à une vitesse mais la valeur obtenue est une vitesse apparente puisqu'elle suppose un écoulement sur toute la surface de la section considérée alors que l'écoulement n'a lieu qu'au travers des vides effectivement interconnectés (porosité efficace). La vitesse effective se calcule donc par le rapport entre la vitesse de Darcy et la porosité efficace.

- la solution analytique approximative de Domenico (1987) en régime transitoire (le panache n'est pas à l'équilibre) permet d'estimer les concentrations maximales futures au point de conformité après un temps de transport déterminé. L'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » si les concentrations estimées au point de conformité restent inférieures aux objectifs de qualité endéans une durée de 100 ans.

Dans tous les cas, l'expert vérifiera si l'extension ou les extensions actuelles du ou des panaches de pollution sont globalement cohérentes avec les projections des équations simplifiées ou, à tout le moins, si les projections sont conservatoires par rapport à la migration observée. Si tel n'est pas le cas, l'expert doit réévaluer ses choix de paramètres ou conclure que les équations simplifiées ne s'appliquent pas au terrain.

Les résultats de la modélisation avec l'équation de Domenico sont interprétés par rapport aux objectifs de qualité correspondant aux cibles considérées comme indiqué à la section 2.1.2. Si un des récepteurs est un être humain ou une cible écologique, deux possibilités se présentent :

- soit le résultat de la modélisation de la « dispersion » (concentration au point de conformité) est interprété dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine (partie B) ou pour les écosystèmes (partie D) afin de démontrer la présence ou l'absence d'une « menace grave » pour la santé humaine ou l'environnement causée par la pollution projetée au point de conformité ;
- soit l'objectif de qualité au point de conformité est fourni par l'évaluateur des risques pour la santé humaine (ou les écosystèmes) sous la forme d'une concentration limite dans les eaux souterraines.

#### 5.4.2.3 Interprétation générale et synthèse des résultats de l'ESR- $N_{dispersion}$

##### 5.4.2.3.1 Synthèse des conclusions de l'ESR- $N_{dispersion}$ en matière d'acceptabilité du risque et à propos des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires

Lorsque les conclusions de l'ESR- $N_{dispersion}$  sont que les concentrations représentatives dans l'eau souterraines sont inférieures aux valeurs limites applicables (partie 1) ou que sur la base des critères de temps de migration et d'impact sur les cibles repris dans le logigramme (Figure 9) on peut conclure avec suffisamment de certitude qu'aucun des objectifs de qualité pertinents n'est susceptible d'être significativement compromis dans la gamme de temps de 100 ans considérée (partie 2), il pourra être conclu que les risques sont acceptables et qu'il n'y a pas de « menace grave » de « dispersion ».

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude, et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Le passage de l'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » (ER-N palier 1) à l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » (ER-N palier 2) est conditionné par un avis d'expert qui évaluera si les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations spécifiques supplémentaires (réalisation de tests de lixiviation, de traçage, etc.) sont justifiés ou non au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus réaliste et moins incertaine des risques.

Le cas échéant, on pourra conclure qu'une action directe, sans passer par une évaluation détaillée des risques, est une option plus avantageuse. Dans ce cas, il sera présumé (à défaut d'aller plus loin dans l'analyse) que la situation répond aux critères de « menace grave » (hypothèse de « menace grave » de « dispersion »). L'expert évaluera alors l'urgence de l'assainissement et les mesures de sécurité et/ou de suivi qui s'imposeraient sur le terrain à titre conservatoire dans l'attente que les travaux soient réalisés.

Concernant les mesures de sécurité et/ou de suivi, les prescriptions détaillées à la section 5.5.1.3 ci-après ainsi que les prescriptions d'application à la section 5.6.2 de la partie A sont également à prendre en ligne de compte.

Sur base de ces lignes directrices, les conclusions opérationnelles de l'ESR- $N_{\text{dispersion}}$  seront formulées pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, de façon globalisée pour d'autres unités de surface choisies pour le rapportage (parcelle cadastrale, partie de terrain, terrain).

#### 5.4.2.3.2 Attribution d'une classe de risque

Une valeur de classe de risque (1, 2 ou 3) sera attribuée pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globale pour d'autres unités de surface choisies en matière de rapportage, ou pour le terrain dans sa globalité. On se référera aux principes définis ci-dessous, calés sur les principes généraux présentés à la section 5.4.2 de la partie A, (cf. Figure 10).

Si les conclusions opérationnelles de l'expert – formulées au terme de la partie 1 ou de la partie 2 de l'ESR- $N_{\text{dispersion}}$  sont que les risques de « dispersion » sont acceptables, alors la classe de risque vaut 1.

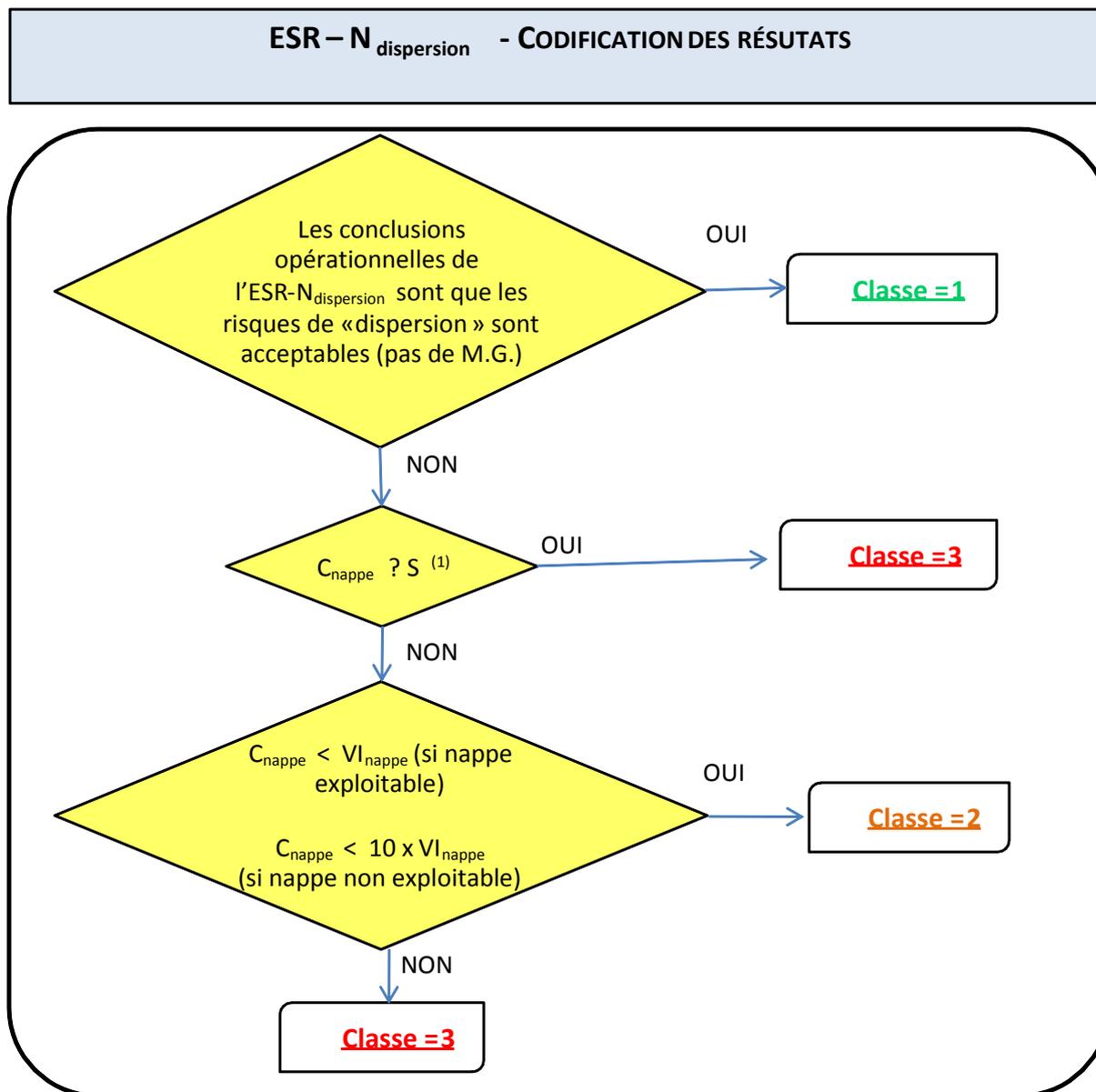
Dans les autres cas, les situations relèveront soit de la classe 2, soit de la classe 3, la distinction entre les classes 2 et 3 étant faite :

- 1) en comparant les concentrations mesurées aux valeurs de solubilité théorique (S, repris dans les tableaux des propriétés physico-chimiques de référence des polluants à l'**annexe B4** de la partie B du guide)<sup>41</sup> : si les concentrations sont supérieures aux valeurs de solubilité ou du même ordre de grandeur alors la valeur de classe est de 3 ;
- 2) sur base des résultats des tests de comparaison des valeurs de concentration mesurées dans la nappe aux valeurs limites de deuxième niveau<sup>42</sup>, soit :
  - pour les nappes exploitables :  $VI_{\text{nappe}}$
  - pour les nappes non exploitables :  $10 \times VI_{\text{nappe}}$

<sup>41</sup> il y a lieu de prendre en compte que les valeurs limites  $VS_{\text{nappe}}$  ont été fixées pour certains polluants (par exemple l'anthracène) d'après les valeurs de solubilité (cf. Annexe C-1)

<sup>42</sup> à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR\_N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1<sup>er</sup> et de 2<sup>ème</sup> niveau.

Figure 10 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par ESR- $N_{dispersion}$  ( S : valeurs de solubilité dans l'eau).

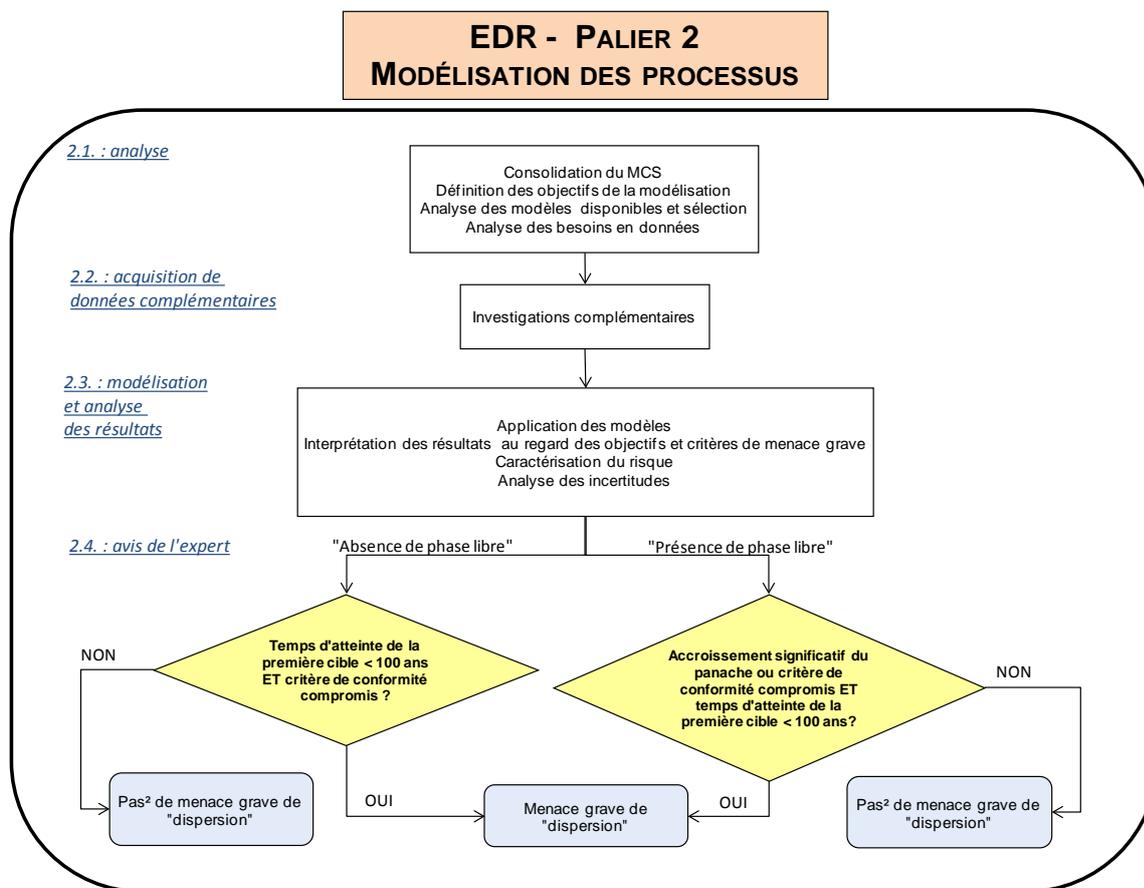


#### 5.4.3 Evaluation Détaillée des Risques de « dispersion »

Dans la mesure où elle se justifie économiquement, l'évaluation des risques de « dispersion » se poursuit avec l'objectif de se prononcer sur l'existence ou non de la « menace grave » en ayant recours à la modélisation (prédictive) des processus régissant le devenir de la ou des pollutions identifiées.

Les principales étapes de l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » sont présentées succinctement à la Figure 11. L'expert se référera aux **annexes C-3, C-4 et C-6** pour de plus amples informations.

Figure 11 – Logigramme détaillé pour l'EDR « dispersion » - Palier2



Remarques

<sup>1</sup>Cnappe = concentration représentative dans la nappe sur le site

<sup>2</sup>Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de "dispersion".

### 5.4.3.1 Analyse

Les objectifs de l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » sont les mêmes que ceux de l'évaluation simplifiée, avec l'ajout, éventuellement, d'une modélisation de l'impact d'un lessivage d'une phase libre ou d'un solide lixiviable en zone saturée :

- estimer le temps de parcours du ou des polluants jusqu'à la ou aux cibles ;
- évaluer si les concentrations estimées en polluants – compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol (section 5.3) et compte tenu de leurs vitesses de lessivage (actuelles ou prévisibles) dans cette nappe – respectent les objectifs de qualité aux points de conformité préalablement définis lors de l'élaboration du Modèle conceptuel du site ;
- évaluer si une pollution sous forme de phase liquide non aqueuse potentiellement mobile ou de masse solide lixiviable est susceptible de conduire à une augmentation significative du panache dissous (par exemple, couche flottante, couche dense, scories riches en métaux lourds, etc.).

Avant d'entamer la modélisation (prédictive) *stricto sensu*, il est recommandé de consolider, voire de redéfinir si nécessaire, le Modèle conceptuel du site en examinant, notamment, l'existence de processus d'atténuation potentiels qui jusqu'ici n'auraient pas été pris en compte (par exemple, la

volatilisation au départ de la nappe aquifère, etc.) et en détaillant davantage les processus de transfert de masse et de migration en jeu (par exemples, la dissolution d'une couche flottante, la migration verticale d'une nappe à l'autre, etc.). L'expert devra aussi évaluer l'importance relative des processus qui interviennent dans la migration des polluants, de manière à cibler le contenu de l'évaluation détaillée. En effet, il est inutile de modéliser en détail la biodégradation d'un composé relativement peu biodégradable lorsque son atténuation sera surtout liée à son absorption au sol (par exemple, HAP lourds). Dans ce cas, il vaut mieux affiner l'estimation du coefficient de partage.

Ces processus étant identifiés, l'expert définira le plus clairement possible l'(les) objectif(s) spécifique(s) poursuivi(s) par la modélisation détaillée en fonction des enjeux et de l'importance relative des processus en jeu. Par exemple, ces objectifs peuvent inclure une évaluation de l'impact des phénomènes suivants sur la « dispersion » : biodégradation séquentielle, biodégradation limitée par l'apport d'accepteur d'électrons, lessivage d'une couche flottante combinée avec la biodégradation du produit dissous, atténuation d'un panache acide de métaux lourds dans un aquifère crayeux, dilution et atténuation de polluants migrant à travers une couche de sédiments à l'interface entre l'eau souterraine et l'eau de surface, transport vertical d'une nappe superficielle à une nappe profonde, écoulement dans un aquifère non isotrope, etc.

Parmi la grande variété de modèles disponibles, l'expert sélectionnera le modèle le plus approprié, compte tenu du polluant considéré, du Modèle conceptuel du site et des objectifs poursuivis. La présence au niveau des eaux souterraines de phase(s) liquide(s) non aqueuse(s) (NAPL) peut justifier le recours à des modèles diphasiques, voire multiphasiques. Des recommandations sont formulées à l'**annexe C-4**.

Le choix du ou des modèles étant opéré et justifié, l'expert évaluera le besoin de procéder ou non à des investigations complémentaires.

#### 5.4.3.2 *Acquisition des données complémentaires*

La précision des résultats de la modélisation est largement dépendante de la quantité des données disponibles, de leur qualité et de leur utilisation. L'expert veillera à caractériser au mieux la zone saturée (tests de traçage, de perméabilité, etc.) et à acquérir les données spécifiques requises par le modèle choisi. L'expert procédera – si nécessaire – à des relevés piézométriques complémentaires et renseignera l'ampleur des fluctuations de la nappe aquifère. Selon les temps de simulation envisagés, le choix de l'expert s'orientera vers une modélisation soit en régime permanent, soit en régime transitoire.

#### 5.4.3.3 *Modélisation et analyse des résultats*

##### 5.4.3.3.1 *Modélisation*

Les mêmes recommandations quant aux phases de conceptualisation, calibration validation émises au Palier 2 de l'EDR de lessivage sont d'application pour le module de « dispersion », transposées au milieu saturé.

Dans la mesure où le modèle retenu ne simule pas avec une précision suffisante le ou les processus pour lesquels il a été conçu, l'expert réévaluera, indépendamment ou conjointement, le choix du modèle, la quantité et la qualité des données disponibles.

Dans le cas contraire, le modèle validé pourra être utilisé pour le calcul (prédictif). Les résultats seront alors interprétés au regard des objectifs prédéfinis et des critères de « menace grave », en incluant une analyse des incertitudes.

#### 5.4.3.3.2 Interprétation des résultats et analyse des incertitudes

Les résultats de la modélisation sont interprétés par rapport aux objectifs de qualité correspondant aux cibles considérées, comme indiqué à la section 2.1.2. Si un des récepteurs est l'être humain ou une cible écologique, deux possibilités se présentent :

- soit le résultat de la modélisation de la « dispersion » (concentration au point de conformité) est interprété dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine (partie B) ou pour les écosystèmes (partie D) afin de démontrer la présence ou l'absence d'une « menace grave » pour la santé humaine ou les écosystèmes causée par la pollution projetée au point de conformité ;
- soit l'objectif de qualité au point de conformité est fourni par l'évaluateur des risques pour la santé humaine (ou les écosystèmes) sous la forme d'une concentration dans les eaux souterraines.

Les résultats quantitatifs de l'évaluation détaillée des risques ne sont pas des mesures exactes du risque réel, en raison des incertitudes rencontrées tout au long du processus d'évaluation.

Les modèles mathématiques décrivant les phénomènes réels, tels qu'utilisés dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques pour les eaux souterraines, contiennent classiquement deux types d'incertitudes :

- le premier type est lié au modèle lui-même et dû à la description physico-chimico-mathématique inexacte du système ;
- le second type est lié aux paramètres du modèle et dû aux erreurs d'estimation et de procédures adoptées dans la collecte des données expérimentales utilisées.

Une analyse de ces incertitudes permet de :

- mettre en perspective les résultats obtenus de manière à mieux informer la prise de décision ;
- mettre en évidence les points de l'évaluation détaillée des risques où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et/ou de modélisation pourrait réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Au minimum, dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques de « dispersion », l'expert devra inclure, dans son rapport, une analyse qualitative des incertitudes et de leur impact sur les résultats prédits.

Cette analyse peut prendre la forme d'un tableau, comme indiqué dans l'exemple ci-dessous.

Paramètre	Hypothèse retenue	Influence sur les résultats des calculs de risque
-----------	-------------------	---

Campagnes de mesures dans les eaux*	30 piézomètres eau installés et 3 campagnes de mesures lors des études d'orientation et de caractérisation	Réaliste
Concentrations représentatives dans les eaux	Valeurs maximales mesurées	Surestimation
Gradient	Moyenne des mesures en été et en hiver	Réaliste
Conductivité hydraulique	Estimation sur la base d'un test de pompage	Réaliste pour autant que la lithologie du site soit uniforme
$K_d$ de dispersion	Valeur par défaut	Réaliste si le sol correspond au caractère du sol standard
Modèle de « dispersion »	Modèle sans biodégradation	Surestimation pour des polluants biodégradables

\* Ces critères relèvent des études d'orientation et de caractérisation et doivent donc être évalués par le gestionnaire de l'étude de caractérisation.

Il est recommandé de procéder à une analyse quantitative des incertitudes lorsque les enjeux associés à la conclusion de l'étude de risque sont substantiels d'après l'appréciation de l'expert. L'analyse quantitative des incertitudes la plus courante est l'analyse de sensibilité des paramètres d'entrée. En effet, les valeurs des paramètres d'entrée d'un modèle n'étant que très rarement connues exactement et étant très souvent affectées d'un important degré d'incertitude, elles peuvent influencer sérieusement les prédictions.

Le but de l'analyse de sensibilité est, dès lors, de parvenir à identifier les paramètres d'entrée du modèle les plus sensibles, c'est-à-dire ceux pour lesquels une simple variation peut entraîner des changements considérables dans les sorties du modèle.

L'expert veillera, dès lors, à compléter les résultats prédictifs du modèle utilisé dans le cadre de son approche de palier 2 d'une analyse de sensibilité et à vérifier, sur la base de celle-ci :

- la pertinence de sa démarche de modélisation et des conclusions auxquelles elle mène, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre « sensible » et de l'attention qu'on doit lui accorder (durant l'étude de caractérisation) lors de sa détermination sur le terrain ou en laboratoire ;
- l'adéquation des mesures éventuelles de suivi et de sécurité auxquelles il conclut, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre « sensible » faisant l'objet d'un suivi ou servant d'indicateur de performance de la mise en sécurité proposée.

Cette analyse de sensibilité pourra être opérée à l'aide de logiciels classiques de type WinPEST-ASP (ParameterESTimation – Advanced Spatial Parameterization) ou en se référant notamment aux travaux de Saltelli *et al.* (2000a, 2000b, 2002).

Outre l'analyse de sensibilité, d'autres outils pour le traitement des incertitudes existent, notamment :

- les simulations Monte Carlo qui consistent, au départ d'un échantillonnage aléatoire de distributions de probabilité cumulées des paramètres, à réitérer les calculs un nombre  $n$  de fois et à représenter les résultats sous la forme de distributions de fréquences cumulées ; ces résultats peuvent être comparés à l'objectif de qualité fixé pour un certain niveau de confiance ;

- l'utilisation des nombres flous<sup>43</sup> qui décrivent la vraisemblance que le paramètre sensible prenne l'une ou l'autre valeur jugée « possible » (plutôt que « probable »).

#### 5.4.3.4 Avis de l'expert

Sur la base des résultats de modélisation et de l'analyse des incertitudes, l'expert conclura :

- soit à l'absence (probable) de « menace grave » ; si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti, éventuellement, de mesures de sécurité). L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé ;
- soit à l'existence d'une « menace grave » de « dispersion » ; l'expert doit exploiter les résultats pour se prononcer sur l'urgence de l'assainissement ; les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module « dispersion » sont éventuellement à combiner avec les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module lessivage (section 5.3) ainsi qu'avec ceux issus des évaluations des risques relatives à la santé humaine (partie B) ou les écosystèmes (partie D).

---

<sup>43</sup>Cette méthode s'appliquera lorsque les données sont incomplètes ou imprécises ou lorsqu'une représentation statistique n'a pas de sens.

## 5.5 Conclusion globale de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

### 5.5.1 Conclusion globale de l'évaluation simplifiée des risques (ESR-N)

Des conclusions globales, intégrant les aspects lessivage et « dispersion », sont fournies à propos des différentes unités spatiales d'analyse prises en compte dans les ESR-N<sub>lessivage</sub> et ESR-N<sub>dispersion</sub>, et ensuite de façon globalisée à différentes échelles spatiales du terrain retenues à l'initiative de l'expert : parcelles cadastrales (de façon à pouvoir, le cas échéant, transcrire les résultats dans les certificats de contrôle du sol), parties de terrain, et éventuellement terrain pris dans son ensemble.

#### 5.5.1.1 Conclusions globales sur l'acceptabilité du risque ou la poursuite de l'ER-N

Sur base des lignes directrices fournies ci-avant (cf. 5.3.2 et 5.4.2) et des synthèses opérées sur les aspects lessivage (cf. 5.3.2.3.1) et « dispersion » (cf. 5.4.2.3.1) conclut globalement :

- quant à l'acceptabilité du risque pour les eaux souterraines (pas de « menace grave ») ou alternativement quant au fait que la « menace grave » pour les eaux souterraines doit être retenue à titre d'hypothèse ;
- pour les situations où la « menace grave » pour les eaux souterraines doit être retenue à titre d'hypothèse : l'expert fournit et justifie ses recommandations (éventuellement, et selon la stratégie de l'ER retenue, en intégrant les aspects « santé humaine » et « écotoxicité » de l'ESR (ESR-H et ESR-E)) quant à l'alternative : soit de poursuivre l'ER-N, soit de passer directement à l'étape de la définition du projet d'assainissement.

#### 5.5.1.2 Mesures de sécurité décidées au stade ESR

Dans les situations où la « menace grave » reste à titre d'hypothèse au terme de l'ESR-N<sub>lessivage</sub> et/ou de l'ESR-N<sub>dispersion</sub> et qu'une EDR-N est envisagée, celle-ci et ses suites opérationnelles éventuelles (assainissement, mesures de gestion des risques) définiront *in fine* si des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être mises en place ainsi que la nature des mesures et leurs prescriptions d'application.

Des recommandations pour la fixation des mesures de sécurité et/ou de suivi pour les eaux souterraines (pour les aspects lessivage et « dispersion » et sans distinction des stades ESR et EDR) sont fournies à la section 5.5.2.2. Ces recommandations complètent les principes d'application générale convenus la fixation des mesures de sécurité et/ou de suivi à la section 5.6.2 de la partie A..

Au stade ESR, les mesures de sécurité et/ou de suivi sont à fixer dans les cas suivants :

1. cas des mesures de suivis recommandées à la section 3 lorsqu'il s'agit de couvrir des incertitudes restantes à propos de l'acceptabilité des risques au stade ESR ;
2. cas des mesures de suivis à imposer lorsque l'acceptabilité des risques de lessivage est conditionnée par le maintien en place de revêtements imperméables de surface (couverture du risque de retrait de la couche étanche et de la perte possible du caractère étanche avec le temps) ;
3. cas des mesures de sécurité à imposer lorsque les risques sont reconnus acceptables et qu'il existe néanmoins :
  - o des concentrations supérieures à  $V_{IN}$  dans le « sol »

- des concentrations supérieures à  $VI_{nappe}$  dans l'eau souterraine ;
4. cas des mesures de sécurité et/ou de suivi à imposer – selon l'avis de l'expert - à titre dans conservatoire pour prévenir les flux de lessivage ou de « dispersion » supplémentaires dans l'attente de la mise en oeuvre des travaux d'assainissement ou dans l'attente de la réalisation d'une EDR-N.

### 5.5.1.3 Codification du risque global pour les eaux souterraines

A l'initiative de l'expert les résultats de la codification du risque ( 5.3.2.3.2 et 5.4.2.3.2) pourront être intégrés entre eux et globalisés aux différentes échelles spatiales pertinentes : on se référera à chaque fois aux valeurs maximales des valeurs de classe.

## 5.5.2 Conclusions globales de l'évaluation détaillée des risques (EDR-N)

### 5.5.2.1 Conclusions globales relatives à la présence d'une « menace grave » , à l'urgence de l'assainissement et au niveau de risque

Les situations suivantes peuvent être rencontrées :

- absence de « menace grave » de lessivage et de « menace grave » de « dispersion » ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de lessivage associée à un dépassement futur de la  $VS_{nappe}$ , dans une nappe exploitable sous-jacente, mais absence de « menace grave » de « dispersion » parce que le lessivage n'aura pas d'impact sur les autres cibles considérées en aval. Il y a, par défaut, « menace grave » pour les eaux souterraines en tant que récepteur et en vertu du principe de non-aggravation de la qualité des nappes. Le niveau de risque dépend de l'ampleur du lessivage en termes de concentrations futures au niveau de la nappe et en termes de masse totale lessivée (critère d'impact significatif). L'urgence de l'assainissement dépendra de la vitesse de lessivage ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de « dispersion », mais absence de « menace grave » de lessivage. Ce cas peut se présenter lorsque toute la pollution dans la zone non saturée a déjà été lessivée ou si la source de la pollution se situe sous le niveau de la nappe (par exemple : citerne dont le fond est sous le niveau d'eau). Il y a donc « menace grave » pour les eaux souterraines et l'urgence de l'assainissement est fonction du délai d'atteinte de la ou des cibles. Le niveau de risque dépend de la concentration future au droit de la cible et de la durée de l'impact ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de lessivage et d'une « menace grave » de « dispersion ». Il y a donc « menace grave » pour les eaux souterraines et l'urgence de l'assainissement est fonction de la vitesse de lessivage et du délai d'atteinte de la ou des cibles. Le niveau de risque dépend de l'ampleur du lessivage en termes de concentrations futures au niveau de la nappe et en termes de masse totale lessivée (critère d'impact significatif), ainsi que de la concentration future au niveau de la cible et de la durée de l'impact.

### 5.5.2.2 *Recommandation au sujet des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires*

En fonction des résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, l'expert jugera s'il est pertinent de préconiser des mesures de sécurité et/ou de suivi. Pour rappel, des mesures de sécurité et/ou de suivi sont requises dans le cadre du « décret sols » si au moins une concentration représentative actuelle ou future au niveau de l'eau est supérieure à la  $VI_{nappe}$  ou si au moins une concentration représentative au niveau du sol est supérieure à  $VI_N$  (sauf si l'assainissement proposé éliminera les dépassements de normes).

Les « mesures de sécurité » seront surtout des mesures liées aux modifications de configuration des terrains, puisqu'elles seront déterminantes des risques de lessivage et de « dispersion » (revêtement induré, égouttage, restriction de captage, etc.). Elles pourront également viser l'engagement de mesures conservatoires. Il pourra s'agir, par exemple, d'évaluer le bien-fondé de mesures de pompage temporaires dans la nappe de façon à réduire les risques de « dispersion » dans l'attente des travaux d'assainissement.

Les « mesures de suivi », dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, consisteront, le plus souvent, en une obligation de suivi sur la qualité des eaux souterraines selon un programme bien défini fixant les points de conformité (piézomètres, puits d'observation, sources, captages concernés), les polluants à mesurer, le calendrier des analyses (fréquence et durée) et les seuils de qualité des eaux à respecter. Ces mesures auront pour objet de couvrir les incertitudes associées aux calculs de l'évaluation des risques.

Dans les cas complexes, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines pourra, par exemple, conclure, sur la base d'un faisceau d'indices convergents, que les risques d'une « dispersion » significative de polluant à l'aval hydrogéologique du terrain, actuellement et dans le futur, sont probablement faibles (maîtrise probable ou très probable des risques). Cette probabilité pourra être jugée suffisante pour ne pas déclarer – ou ne pas déclarer dans l'immédiat – qu'il y a présence d'une « menace grave », pour autant :

- qu'un suivi dans le temps soit effectué pour vérifier la justesse des conclusions de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines ;
- qu'un plan de « rechange » soit disponible pour réaliser l'assainissement des eaux dans le cas où le suivi indiquerait qu'il y a effectivement « menace grave » .

Un exemple typique est la prise en compte de la biodégradation dans la modélisation de la migration des polluants. Il est souvent difficile, au stade de l'étude de caractérisation, de déterminer si la vitesse de biodégradation est suffisante pour empêcher la migration d'un panache. Un suivi de plusieurs années permettra de vérifier si le panache est stable ou même en régression. Si le faisceau d'indices est solide, l'expert peut retenir l'hypothèse d'absence de « menace grave », mais il recommandera un suivi pour confirmer les hypothèses de l'étude.

Si le faisceau d'indices suggère que la biodégradation réduit la vitesse de migration mais que les informations sont insuffisantes pour s'assurer que cette biodégradation sera suffisante à long terme pour prévenir des impacts sur des cibles, alors l'expert ne tiendra pas compte de la biodégradation dans sa modélisation et retiendra l'hypothèse de l'existence (probable) d'une « menace grave ». Il pourra néanmoins retenir le suivi de l'atténuation naturelle comme technique d'assainissement dans le projet d'assainissement si l'urgence de celui-ci n'est pas élevée, mais en l'accompagnant d'un suivi

au niveau de points de contrôle, avec des seuils d'intervention bien définis. De plus, il prévoira un plan de rechange à mettre en œuvre dans le cas où la technique retenue se révélerait inadéquate.

Lorsqu'un projet d'assainissement n'est pas requis, mais que des mesures de suivi sont préconisées, ces mesures de suivi font partie des conclusions de l'étude de caractérisation précisant non seulement les paramètres à suivre, mais les critères d'interprétation (par exemple, concentrations maximales admissibles pour ces paramètres auxquelles comparer les résultats des analyses) et les actions à mener en cas de dépassement des seuils d'intervention.

## 6. Références bibliographiques

Bocard Ch. (2006). Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures : enjeux environnementaux et traitements des pollutions. IFP Publications, Editions Technip, Paris, 295 p.

De Marsily G. (1981). Hydrogéologie quantitative. Editions Masson, 216p.

Otte P.F, M.C Zijp, K. Kovar, J.P.A Lijzen, F.A Swartjes, A.J Verschoor. (2007). A tiered procedure to assess risk due to contaminant migration in groundwater. RIVM Report 711701056. Bilthoven, The Netherlands.

Saltelli A., K. Chan and M. Scott, Eds. (2000a). Sensitivity Analysis, John Wiley & Sons.

Saltelli A., S. Tarantola, F. Campolongo. (2000b). Statistical Science, 15(4), 377-395.

Saltelli A. and S. Tarantola. (2002). Journal of American Statistical Association, 97(459), 702-709, Vegter, J. 2001. Sustainable Contaminated Land Management : a Risk-based Land Management Approach. Land Contamination & Reclamation 9(1), 95-100.

Par ailleurs, les termes définis dans le glossaire sont extraits des références mentionnées ci-dessous<sup>44</sup>.

- [1] Décret du Parlement wallon du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols, publié au Moniteur belge du 18 février 2009.
- [2] Arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.
- [3] Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau, publié au Moniteur belge du 23 septembre 2004 (<http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaudcret.htm>).
- [4] Glossaire français consultable sur le site « portail Sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr » du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (<http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr>).
- [5] Glossaire de l'EPA (US Environmental Protection Agency): « Glossary of Quality-Related Terms » (<http://www.epa.gov/quality/glossary.htm>).
- [6] Proposition de directive-cadre européenne pour la protection des sols (COM(2006) 232 finale).
- [7] Bocard Ch. (2006), *op. cit.*

---

<sup>44</sup>Ces références sont numérotées par souci de clarté, les termes du glossaire renvoyant chaque fois à un numéro particulier.

## 7. Glossaire

**AQUIFÈRE** : une ou plusieurs couches souterraines de roche ou d'autres couches géologiques d'une porosité et d'une perméabilité suffisantes pour permettre soit un courant significatif d'eau souterraine, soit le captage de quantités importantes d'eau souterraine [3].

**BIODÉGRADATION** : décomposition, plus ou moins rapide, de certaines substances (p. ex. matière organique), en molécules plus simples, résultant des actions complexes d'organismes vivants, aérobies ou anaérobies. La dégradation peut être incomplète (modification de la structure initiale de la molécule) ou complète (transformation en substances inorganiques, telles que CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>...) [4].

**CIBLE** : récepteur physique ou environnemental, être vivant ou non exposé (homme, faune, flore, eau, bâtiments...) aux effets d'un danger, direct ou indirect, ou soumis à un risque [4].

**COEFFICIENT DE PARTAGE CARBONE ORGANIQUE - EAU (K<sub>oc</sub>)** : rapport entre la quantité de substance adsorbée par unité de poids de carbone organique et la concentration restant en solution à l'équilibre [4].

**COEFFICIENT DE PARTAGE OCTANOL-EAU (K<sub>ow</sub>)**: rapport entre la concentration d'une substance dans une phase octanol et sa concentration dans une phase aqueuse à l'équilibre. Ce coefficient permet d'indiquer l'affinité d'une substance entre les phases organique et aqueuse. Il reflète la propension des substances à s'adsorber sur la matière organique présente dans les sols [4].

**COEFFICIENT DE PARTAGE SOLIDE-LIQUIDE (K<sub>d</sub> OU K<sub>p</sub>)** : rapport entre la concentration d'une substance dans un substrat solide (sol, sédiment...) et sa concentration résiduelle dans la phase aqueuse. Ce coefficient est un indicateur des capacités d'adsorption desdites substances sur des substrats solides [4].

**COMPARTIMENT** : subdivision de l'environnement (synonyme : milieu ; exemples : air, eau, sol, faune, flore...) [4].

**COMPARTIMENT D'EXPOSITION** : compartiment avec lequel la cible considérée a un contact direct. Exemples : air extérieur, air de l'habitation, eau d'alimentation, eau du lieu de baignade, parties comestibles des fruits et légumes consommés [4].

**CONCENTRATION DE FOND**: concentration ambiante d'un polluant dans le sol ; les concentrations ambiantes peuvent indiquer des variations géologiques naturelles ou l'influence d'une activité agricole, industrielle ou urbaine généralisée [1].

**DEMI-VIE (TEMPS DE OU PÉRIODE DE)** : laps de temps nécessaire pour qu'une masse, une concentration, une activité d'un agent chimique ou physique soit diminuée de moitié [4].

**EAU DE RUISSELLEMENT** : eau de pluie s'écoulant sur la surface du sol [4].

**EAU DOMESTIQUE** : eau utilisée par l'homme pour ses besoins domestiques (cuisine, toilettes, salles de bains, etc.) [4].

**EAU INDUSTRIELLE** : eau utilisée dans le cadre d'une installation industrielle (eau de procédé, de refroidissement) [4].

**EAUX DE SURFACE ORDINAIRES** : les eaux des voies navigables, les eaux des cours d'eau non navigables, y compris leurs parcours souterrains, les ruisseaux et rivières, même à débit intermittent en amont du point où ils sont classés comme cours d'eau non navigables, les eaux des lacs, des étangs et autres eaux courantes et stagnantes à l'exception des eaux des voies artificielles d'écoulement [3].

**EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE** : les eaux, soit en l'état, soit après traitement, destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments, ou à d'autres usages domestiques, quelle que soit leur origine, et qu'elles soient fournies par un réseau de distribution par canalisations ou à partir d'une prise d'eau privée, d'un camion-citerne ou d'un bateau-citerne, ainsi que les eaux fournies aux établissements alimentaires à partir d'un réseau de distribution avant toute manipulation ou tout traitement dans ces établissements [3].

**EAUX POTABILISABLES** : toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, sont destinées à être distribuées pour être bues sans danger pour la santé [3] ; toutes eaux de surface classées dans une zone d'eaux potabilisables établie en vertu de l'article 156 du Code de l'eau.

**EAUX SOUTERRAINES** : toutes eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation qui sont en contact direct avec le sol ou le sous-sol [3].

**EAUX USEES** : eaux ayant été utilisées par l'homme dans le cadre de ses activités domestiques ou industrielles [4] comprenant :

- les eaux polluées artificiellement ou ayant fait l'objet d'une utilisation, en ce compris les eaux de refroidissement ;
- les eaux de ruissellement artificiel d'origine pluviale ;
- les eaux épurées en vue de leur rejet [3].

**EXPOSITION** : contact d'une cible avec un agent chimique ou physique pendant une certaine période. L'exposition est quantifiée par la quantité de substance entrant en contact avec les barrières d'échange de l'organisme et disponible pour une éventuelle absorption [4].

**EVALUATION DE L'EXPOSITION** : détermination des émissions, des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation, afin d'évaluer les concentrations ou doses auxquelles les populations humaines ou les composantes de l'environnement sont exposées ou susceptibles de l'être [4].

**HYDROGÉOLOGIE** : science des eaux souterraines, comprises dans les sciences de la Terre ; connaissance des conditions géologiques et hydrologiques et des lois physiques qui régissent l'origine, la présence, les mouvements et les propriétés des eaux souterraines. Applications de ces connaissances aux actions humaines sur les eaux souterraines, notamment à leur prospection, à leur captage et à leur protection [4].

**INACCEPTABLE (RISQUE JUGE)** : se rapporte au niveau de risque à ne pas dépasser fixé par l'autorité publique [4].

**MASSE D'EAU SOUTERRAINE** : un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères [3].

« **MENACE GRAVE** » : par « pollution du sol constituant une « menace grave », on entend :

- a. pollution du sol qui, eu égard aux caractéristiques du sol et aux fonctions remplies par celui-ci, à la nature, à la concentration et au risque de diffusion des polluants présents, constitue ou est susceptible de constituer une source de polluants transmissibles aux hommes, aux animaux et aux végétaux, portant certainement ou probablement préjudice à la sécurité ou à la santé de l'homme ou à la qualité de l'environnement ;
- b. pollution du sol susceptible de porter préjudice aux réserves en eau potabilisable » [1].

**MESURES DE SUIVI** : mesures visant à s'assurer de la maîtrise des risques et de l'efficacité des mesures de sécurité ou des actes et travaux d'assainissement du sol [1].

**MESURES DE SECURITE** : mesures, en ce compris des restrictions d'accès et d'utilisation, à l'exception des actes et travaux d'assainissement, destinées à maîtriser les effets d'une pollution du sol ou à en prévenir l'apparition [1].

**MILIEU**: air, sol, eau et biote (faune, flore et micro-organismes) [4].

**MODELE (MATHEMATIQUE)** : représentation mathématique d'un phénomène physique, chimique, biologique...[4].

**NAPPE (D'EAU SOUTERRAINE)**: eaux souterraines remplissant entièrement les pores d'un terrain perméable (aquifère) de telle sorte qu'il y a toujours liaison par l'eau entre les pores ; la nappe s'oppose à la zone non saturée sus-jacente ; une nappe peut recevoir différents qualificatifs relatifs à son gisement (nappe alluviale...), à ses conditions hydrodynamiques (nappe captive ou libre, artésienne...), ou à des caractéristiques de l'eau (nappe salée ou thermale...) [4].

**PERMÉABILITÉ** : aptitude d'un milieu à se laisser traverser par un fluide sous l'action d'un gradient hydraulique (différence de charge hydraulique entre deux points d'un aquifère par unité de distance, selon une direction donnée) ; cette perméabilité se traduira soit par une vitesse d'infiltration, soit par un coefficient de perméabilité à l'eau ; ce coefficient dépend notamment de l'état de saturation en eau du milieu ; la perméabilité s'exprime en volume d'eau par unité de temps et par unité de surface, mais aussi usuellement par unité de vitesse [4].

**PIÉZOMÈTRE** : dispositif servant à mesurer une hauteur piézométrique en un point donné de l'aquifère, qui indique la pression en ce point ; il permet l'observation ou l'enregistrement d'un niveau d'eau libre ou d'une pression [4]. Le piézomètre est également fréquemment utilisé pour le prélèvement d'échantillon d'eau souterraine.

**PIÉZOMÉTRIE (OU SURFACE PIÉZOMÉTRIQUE)** : surface idéale qui représente la distribution des charges hydrauliques d'une nappe à écoulement bidimensionnel, ou des charges rapportées à une surface déterminée. Elle est figurée par un ensemble de lignes équipotentielles de charges équidistantes [4].

**POINT DE CONFORMITÉ** : désigne le lieu de contrôle de la qualité de l'eau souterraine où les exigences applicables doivent être vérifiées (adapté de la définition de la directive européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau).

**POINT D'EXPOSITION** : lieu de contact entre une substance et la cible. Le point d'exposition appartient à un compartiment d'exposition [4].

**POLLUANT** : produit, préparation, substance, déchet, composé chimique, organisme, ou micro-organisme responsable d'une pollution et généré par l'activité humaine [1]. Agent physique, chimique ou biologique généré par l'activité humaine qui est préjudiciable (ou qui peut être préjudiciable), directement ou indirectement, à la qualité du sol ou de l'environnement.

**POLLUTION DU SOL** : présence sur ou dans le sol de polluants qui sont préjudiciables ou peuvent être préjudiciables, directement ou indirectement, à la qualité du sol [1]. Apport sur ou dans le sol, sous l'effet des activités humaines, de polluants, qui a pour conséquence une élévation de leur teneur originelle.

**POLLUTION DU SOL CONSTITUANT UNE « MENACE GRAVE » :**

a) pollution du sol qui, eu égard aux caractéristiques du sol et aux fonctions remplies par celui-ci, à la nature, à la concentration et au risque de diffusion des polluants présents, constitue ou est susceptible de constituer une source de polluants transmissibles aux hommes, aux animaux et aux végétaux, portant certainement ou probablement préjudice à la sécurité ou à la santé de l'homme ou à la qualité de l'environnement ;

b) pollution du sol susceptible de porter préjudice aux réserves en eau potabilisable [1].

**POROSITÉ** : ensemble des volumes de vides occupés par des fluides à l'intérieur d'un corps ou d'un milieu solide. Elle s'exprime par le rapport du volume des vides occupés par des fluides au volume total du solide [4].

**RÉCEPTEUR** : organisme vivant potentiellement exposé à une substance [4].

**RISQUE** : 1. Probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données [4]. 2. Au sens large et axé sur les stratégies de gestion des terrains pollués, les effets préjudiciables actuels et potentiels des terrains pollués.

**SITE** : zone d'impact potentiel lié à la pollution d'un terrain. L'extension du site est donc définie en fonction des enjeux à protéger et des possibilités de transfert de la pollution.

**SOL** : la couche superficielle de la croûte terrestre, y compris les eaux souterraines au sens du Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau, et les autres éléments et organismes qui y sont présents [1].

**TERRAIN** : le sol, en ce compris les constructions et installations érigées dans ou sur le sol [1], inclus dans le périmètre défini par le tracé des limites périphériques de la ou des parcelle(s) cadastrale(s) qui fait (font ensemble) l'objet de la demande d'étude d'orientation.

**TERRAIN POLLUE**: le terrain où la pollution du sol est avérée [1].

**TERRAIN POTENTIELLEMENT POLLUE** : terrain où une pollution du sol est suspectée, notamment en raison de la présence ou de l'occurrence par le passé d'une activité ou installation identifiée susceptible de polluer le sol ou de la connaissance d'un accident particulier ou de la présence de déchets, non encore confirmée par des analyses [1].

**TRANSFERT**: migration de substances dissoutes ou non dans un ou plusieurs milieux (p. ex. à travers ou à la surface d'un sol, causée par l'eau, l'air et les activités humaines, ou bien par les organismes du sol) [4].

**VALEUR PARTICULIERE**: valeur constatée suite à une étude d'orientation, à une étude de caractérisation ou atteinte suite à un assainissement et déterminée dans le certificat de contrôle du sol [1].

**VALEUR SEUIL (VS)**: concentration en polluant dans le sol correspondant à un niveau au-delà duquel une étude de caractérisation doit être entreprise, ainsi qu'en cas de « menace grave » ou de pollution nouvelle, un assainissement et, le cas échéant, des mesures de sécurité ou des mesures de suivi [1].

**VALEUR SEUIL (VS)** : une norme de qualité d'une eau souterraine fixée par l'autorité de bassin (conformément à l'article R. 43ter-3), en vue de protéger les eaux souterraines contre la pollution et la détérioration [2].

**VALEUR D'INTERVENTION (VI)** : concentration en polluant dans le sol correspondant à un niveau au-delà duquel une intervention est systématiquement entreprise, laquelle peut prendre la forme, le cas échéant simultanément :

- a. d'un assainissement ;
- b. de mesures de sécurité ;
- c. de mesures de suivi [1].

**VOIE D'EXPOSITION** : voie de passage d'une substance de la source vers une cible. Une voie d'exposition inclut une source, un point d'exposition et une voie d'administration. Si le point d'exposition diffère de la source, il existe également un mécanisme de propagation et un compartiment intermédiaire où le polluant est transporté [4].

**VULNÉRABILITÉ** : aptitude d'un milieu, d'un bien, d'une personne à subir un dommage à la suite d'un événement, naturel ou anthropique [4].

**VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES** : ensemble des caractéristiques d'un aquifère qui détermine la plus ou moins grande facilité d'accès à ce réservoir et de propagation dans celui-ci d'une substance considérée comme indésirable [4].

**ZONE NON SATUREE (D'UN SOL)** : désigne la zone située entre la surface du sol et la frange capillaire de la nappe phréatique, dans laquelle les pores ne sont que partiellement remplis d'eau et présentant généralement un gradient vertical de teneur en eau [7].

**ZONE SATUREE (D'UN SOL)** : désigne la zone dans laquelle tous les pores sont remplis d'eau, constituée par la frange capillaire, dans laquelle l'eau est immobile, et la nappe proprement dite dans laquelle la composante horizontale des écoulements est prépondérante [7].

**ZONE VADOSE** : zone non saturée d'un sol.

## 8. Annexes

ANNEXE C-1 – Rappel des conditions standard d'établissement des valeurs limites  $VS_N$ ,  $VS_{\{nappe\}}$  et  $VI_{\{nappe\}}$  (modèle conceptuel du site standard) et présentation des valeurs

ANNEXE C-2 – Méthodologie générale pour l'ajustement des  $VS_N$  aux stades de l'évaluation des risques de 1<sup>er</sup> et DE 2<sup>E</sup> palier

ANNEXE C-3 – Présentation des outils

- ANNEXE C-3.1 – Méthodes de détermination du facteur de partition sol/lixiviat  $K_{SW}$
- ANNEXE C-3.2 – Références utiles pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de traçage
- ANNEXE C-3.3 – Références utiles pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de pompage ou de perméabilité
- ANNEXE C-3.4 – Méthodes de détermination de l'infiltration efficace  $I$  et de la teneur en eau volumique dans la vadose  $\theta_v$
- ANNEXE C-3.5 – Définition d'un objectif de qualité alternatif pertinent d'une nappe non exploitable
- ANNEXE C-3.6 – Méthodes de détermination de la porosité efficace  $n_{eff}$  et de la densité apparente  $\rho_b$
- ANNEXE C-3.7 – Références utiles pour la détermination de la constante de dégradation

ANNEXE C-4 – Modélisation des écoulements en zone non saturée et en zone saturée, choix d'un modèle

ANNEXE C-5 – Calcul du temps de transport par lessivage d'un polluant

ANNEXE C-6 – Utilisation et Validité de l'équation de Domenico (1987)

## **ANNEXE C-1**

### ***Rappel des conditions standards d'établissement des valeurs limites $VS_N$ , $VS_{\{nappe\}}$ et $VI_{\{nappe\}}$ (MCS standard) et présentation des valeurs***

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1</b>	<b>Objet de l'annexe.....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Profil de sol hypothétique.....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Etablissement de <math>VS_N</math>.....</b>	<b>4</b>
3.1	Notion de Facteur d'atténuation global FAG.....	4
3.2	Expression du facteur de partition sol / lixiviat $K_{sw}$ .....	7
3.3	Expression du Facteur de redistribution massique dans la vadose $F_v$ .....	9
3.4	Expression du Facteur de dilution FD.....	10
3.5	Valeurs tabulées de $VS_N$ .....	11
<b>4</b>	<b>Principes d'Etablissement de <math>VS_{nappe}</math>.....</b>	<b>14</b>
4.1	Critères retenus pour la fixation des valeurs de $VS_{(nappe)}$ .....	14
4.2	Valeurs tabulées de $VS_{(nappe)}$ .....	15
<b>5</b>	<b>Principes d'Etablissement de <math>VI_{(nappe)}</math>.....</b>	<b>16</b>
5.1	Critère relatif à la santé humaine.....	17
5.2	Critère écotoxicologique.....	17
5.3	Critère relatif à la mobilité.....	19
5.3.1	Solution analytique approximative de Domenico.....	19
5.3.2	Expression du facteur d'atténuation.....	20
5.4	Règle générale pour la sélection de la valeur finale de $VI_{(nappe)}$ .....	22
5.5	Valeurs tabulées de $VI_{(nappe)}$ .....	22
<b>6</b>	<b>Cas particulier des hydrocarbures pétroliers.....</b>	<b>24</b>
6.1	Etablissement des valeurs seuil pour les eaux souterraines.....	24
6.1.1	Valeurs seuil pour les eaux souterraines ( $VS_{nappe}$ ) définies pour les fractions aliphatiques et aromatiques.....	24
6.1.2	Valeurs seuil pour les eaux souterraines ( $VS_{nappe}$ ) définies pour les fractions carbonées.....	27
6.1.3	Valeurs seuil pour le sol limitant les risques par lessivage ( $VS_N$ ).....	30
6.2	Etablissement des valeurs d'intervention pour les eaux souterraines.....	32
<b>7</b>	<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>36</b>

## 1 OBJET DE L'ANNEXE

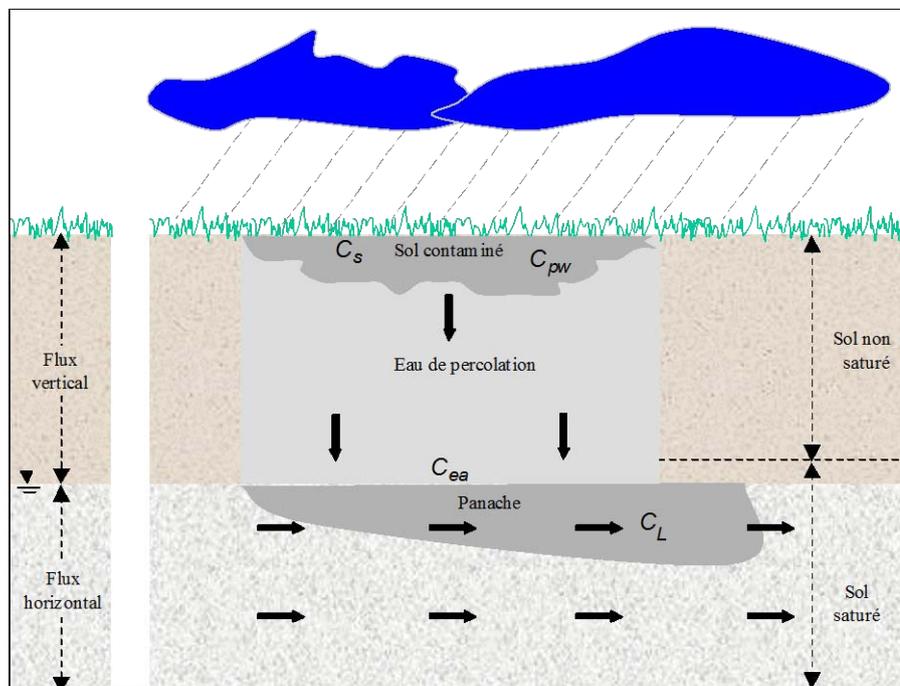
La présente annexe a pour objet la description (succincte) des conditions standards d'établissement des valeurs limites que sont  $VS_N$ ,  $VI_N$ ,  $VS_{(nappe)}$  et  $VI_{(nappe)}$ . L'information reprise est issue des documents rédigés dans le cadre de l'établissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne (SPAQuE, 2004 et 2005).

## 2 PROFIL DE SOL HYPOTHÉTIQUE

Le calcul de  $VS_N$  et  $VI_N$  s'établit en considérant un profil de sol hypothétique dans lequel les transferts d'eau et de polluants dissous sont verticaux. Il est constitué d'une zone non saturée en eau (vadose) qui se superpose à une zone saturée.

Après avoir atteint la nappe, les polluants se mélangent avec le flux d'eau souterrain et se dispersent à partir du point d'entrée dans la nappe en se déplaçant selon une composante essentiellement horizontale, dans le sens du plus grand gradient.

La **figure 1-1** schématise ce concept.



**Figure 1-1 : Profil de sol hypothétique considéré dans l'élaboration des valeurs seuil assurant la protection des eaux souterraines**

Paramètres relatifs au sol hypothétique :

$C_s$  : Concentration totale en polluant dans le sol [mg/kg] ;

$C_{pw}$  : Concentration totale en polluant dans la phase aqueuse (eau poreuse) du sol [ $\mu\text{g/L}$ ] ;

$C_{ea}$  : Concentration attendue dans l'eau de lixiviation/percolation du sol alimentant la nappe aquifère compte tenu de la sorption [ $\mu\text{g/L}$ ] ;

**C<sub>l</sub>** : Concentration attendue dans la nappe aquifère juste en dessous de la zone contaminée compte tenu de la dilution dans la zone de mélange [ $\mu\text{g/L}$ ].

### 3 ETABLISSEMENT DE $VS_N$

#### 3.1 NOTION DE FACTEUR D'ATTÉNUATION GLOBAL FAG

Pour un polluant donné, la  $VS_N$  s'obtient à partir du produit du critère portant directement sur la qualité de l'eau souterraine, soit  $VS_{\{nappe\}}$ , et d'un facteur d'atténuation global, soit **FAG**, fondé sur une approche simplifiée des principaux mécanismes d'atténuation en jeu.

$$VS_N (mg/kg) = VS_{\{nappe\}} (\mu g / L) \times \frac{1}{1000} \times FAG (L / kg)$$

De façon similaire, le **FAG** relie étroitement  $VI_{\{nappe\}}$  à  $VI_N$  :

$$VI_N (mg/kg) = VI_{\{nappe\}} (\mu g / L) \times \frac{1}{1000} \times FAG (L / kg)$$

Le **FAG** prend en compte les paramètres les plus déterminants, à savoir :

- les processus d'adsorption et de désorption des polluants par le biais du coefficient de partition sol/eau ( $K_d$ ) ;
- les caractéristiques spatiales de la zone contaminée ;
- les propriétés du sol et de la nappe aquifère.

L'expression du **FAG** est fonction d'un nombre limité de mécanismes d'atténuation<sup>1</sup> pris en compte au sein de la zone non saturée et à l'interface zone non saturée/nappe ainsi que de l'emplacement du point de mesure où le niveau de qualité pour les eaux souterraines doit être respecté.

Pour un point de conformité placé au droit de la zone contaminée et en considérant exclusivement la partition du polluant entre les phases solide, liquide et gazeuse, sa redistribution éventuelle par sorption au sein du profil de sol non contaminé – sous-jacent à la source de pollution – et sa dilution en atteignant la nappe aquifère, le **FAG** est donné par l'expression :

$$FAG (L / kg) = \frac{FD (-)}{F_v (-) \times K_{sw} (kg / L)}$$

Avec :

- $K_{sw}$  : facteur de partition sol/lixiviat ;  
→ *Partition du polluant entre les phases solide, gazeuse et liquide ;*
- $F_v$  : facteur de redistribution massique dans la zone vadose ;  
→ *Transfert des polluants dans la vadose non contaminée et « moyennisation » des concentrations en polluants sur le profil vertical de la zone vadose*
- **FD** : facteur de dilution.

<sup>1</sup> Il est important de souligner que dans l'élaboration des valeurs limites  $VS_N$ , les mécanismes d'atténuation suivants n'ont pas été considérés :

- la volatilisation au sein de la zone vadose et au départ de la nappe aquifère ;
- la biodégradation au sein de la zone vadose et de la nappe aquifère ;
- la dispersion hydrodynamique au sein de la nappe aquifère ;
- la sorption (adsorption/désorption) au sein de la nappe aquifère.

→ Transfert du polluant de la zone vadose vers la nappe aquifère avec dilution dans le flux latéral (advection)

La figure 1-2 illustre le calcul de  $VS_N$  en relation avec les paramètres de lessivage et de dispersion :

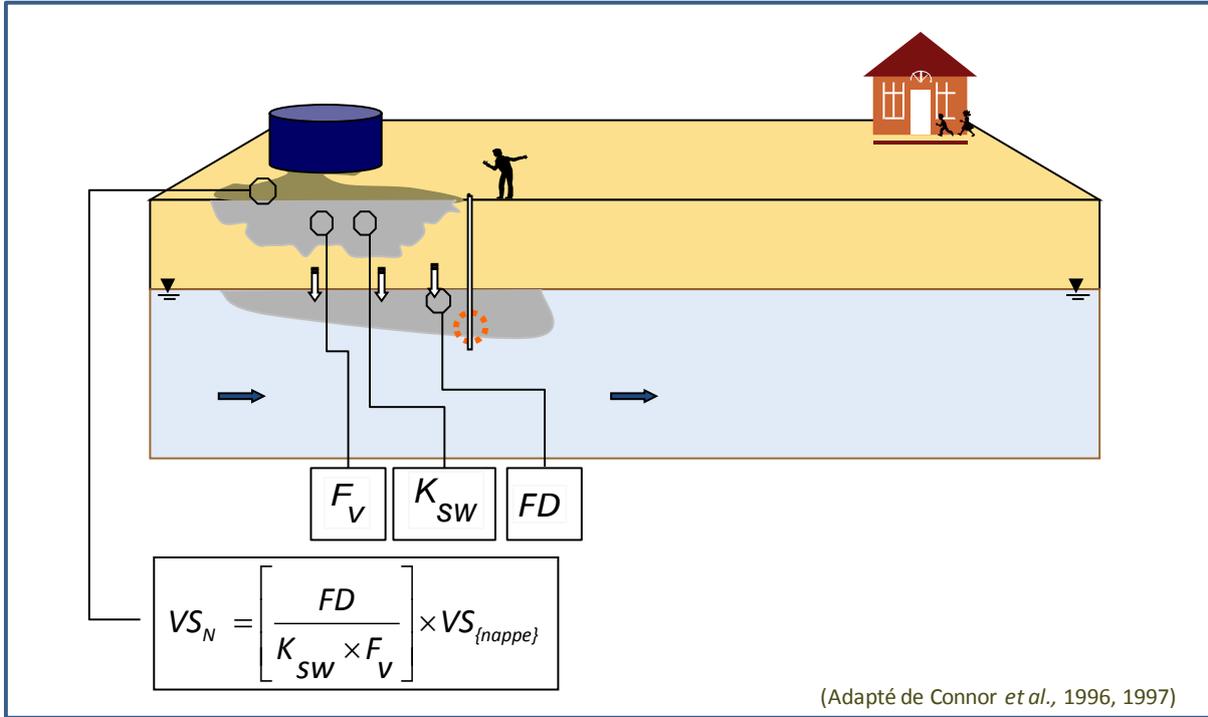


Figure 1-2 : Représentation schématique du calcul de  $VS_N$  en relation avec les paramètres de lessivage et de dispersion.

Le tableau 1-1 synthétise le calcul de  $VS_N$  en fonction des divers paramètres du sol hypothétique. Les formules de calcul de  $K_{sw}$ ,  $F_v$ , et  $FD$  ainsi que la définition des paramètres associés (calcul, valeur par défaut, ...) sont décrites ci-après.

CIBLE	PROCESSUS	
Phase aqueuse (eau porale) du sol	Partition entre phases solide, gazeuse et liquide	$C_s = C_{pw} \times \frac{1}{K_{sw}}$
Eau de percolation du sol alimentant la nappe	Redistribution massique - vadose	$C_{pw} = C_{ea} \times \frac{1}{F_v}$
Eau nappe aquifère – périphérie zone contaminée	Dilution	$C_{ea} = C_L \times FD$
Eau nappe aquifère		$C_L = VS_{\{nappe\}}$
		$VS_N = C_s = VS_{\{nappe\}} \times \frac{FD}{K_{sw} \times F_v}$

Tableau 1-1 : Equation générale pour le calcul des valeurs seuil  $VS_N$

### 3.2 EXPRESSION DU FACTEUR DE PARTITION SOL / LIXIVIAT $K_{sw}$

Le facteur de partition sol / lixiviat  $K_{sw}$  est défini par l'expression suivante:

$$K_{sw} (kg_{solide} / L) = \frac{1}{K_{dcor} + \frac{\theta_v + \theta_g H^1}{\rho_b}}$$

Afin de tenir compte du pourcentage de pierrosité du sol qui réduit la fraction des sites disponibles pour l'adsorption ( $f_{ads} = 1 - \%pierrosité/100$ ), le coefficient de partition sol/eau ( $K_d$ ) est corrigé ( $K_{dcor}$ ) en le multipliant par  $f_{ads}$ .

Les paramètres intervenant dans le calcul de  $K_{sw}$  et les valeurs attribuées à chacun d'eux dans le cadre de l'élaboration des valeurs limites sont synthétisés dans le tableau 1-2. Les régressions pour le calcul des coefficients de partition sol/eau sont reprises à l'annexe 3-1 tandis que les propriétés spécifiques aux polluants sont synthétisées à l'annexe B1-7.

Paramètres	Unités	Signification	Types d'usages					
			Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/ commercial	Industriel	
$K_{dcor}$	$K_{dcor}$	L/kg <sub>solide</sub>	Coefficient de partition sol-eau corrigé					
				Calcul : $K_{dcor} = K_d \times f_{ads}$				
	$K_d$	L/kg <sub>solide</sub>	Coefficient de partition sol/eau					
				<u>Cas des polluants organiques hydrophobes non ionisants :</u> $K_d = f(K_{oc}, f_{oc})$ ou $K_d = f(K_{ow})$ (Annexe C-3.1)				
				<u>Cas des polluants organiques ionisants (Annexe C-3.1) :</u> $K_d = f(K_{oc}, f_{oc}, \Phi_{n,acide})$ ou $K_d = f(K_{oc}, f_{oc}, \Phi_{n,base})$				
				<u>Cas des polluants inorganiques (Annexe C-3.1) :</u> $K_d = f(pH_{eau}, CEC, MO, A, FeO)$				
	$f_{ads}$	-	Fraction des sites disponibles pour l'adsorption	0,90		0,75		
	$K_{oc}$	L/kg	Coefficient de partition eau-carbone organique	Spécifique au polluant				
	$K_{ow}$	-	Coefficient de partition octanol-eau					
	$f_{oc}$	-	Fraction de carbone organique	Calcul: $f_{oc} [-] = \frac{MO[\%]}{100 \times 1,724}$				
	$MO$	%	Contenu en matière organique	0,4	0,3			1,6
	$\Phi_{n,acide}$	-	Fraction non dissociée du polluant (acide)	Spécifique au polluant : $\Phi_{n,acide} = (1 + 10^{pH-pKa})^{-1}$				
	$\Phi_{n,base}$	-	Fraction non dissociée du polluant (base)	Spécifique au polluant : $\Phi_{n,base} = (1 + 10^{pKa-pH})^{-1}$				
	$pKa$	-	Constante de dissociation	Spécifique au polluant				
$pH$	-	pH du sol	4,5	6,1			6,0	
CEC	meq/100g	Capacité d'échange cationique	5,3	8,8			9,7	
A	%	Contenu en argile	14	15			14	
$Fe_o$	(mmole/kg)	Teneur en Fer extractible à	80,2	56,4			81,5	

Paramètres	Unités	Signification	Types d'usages			
			Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/ commercial
		l'oxalate d'ammonium				
	$EC$	( $\mu S/cm$ )	Conductivité électrique	473	1028	1028
	$\rho_b$	$kg_{solide}/dm^3_{sol}$	Densité apparente à l'état sec	1,45		
$\rho_b$	$\theta_v$	-	Porosité remplie d'eau (teneur en eau volumique)	Calcul: $\theta_v = f \times (1 - \frac{\rho_b}{2,6})$		
$\theta_g, \theta_v$	$f$	-	Fraction de la porosité occupée par l'eau	0,5		
	$\theta_g$	-	Porosité remplie d'air	Calcul: $\theta_g = (1 - \frac{\rho_b}{2,6}) - \theta_v$		
	$H'$	-	Constante d'Henry adimensionnelle	Spécifique au polluant $H' = H / (R \times T)$ ou $H' = V_p \times M / (R \times T \times S)$		
$H'$	$R$	J/mol.K	Constante des gaz parfaits	8,31441		
	$T$	K	Température	283		
	$H$	$Pa.m^3_{aq}/mol_{aq}$	Constante d'Henry	Spécifique au polluant		
	$V_p$	Pa	Pression de vapeur	Spécifique au polluant		
	$M$	g/mole	Masse moléculaire			
	$S$	mg/L	Solubilité			

**Tableau 1-2 : Paramètres requis et valeurs attribuées pour le calcul du facteur de partition sol/lixiviat  $K_{sw}$  dans le cadre de l'élaboration des valeurs limites**

Les hypothèses prises en compte dans la théorie de partition sont les suivantes :

- Source finie estimée à partir du produit de la masse de sol contaminée et d'une concentration représentative en polluants;
- Système instantanément à l'équilibre;
- Adsorption réversible;
- Adsorption linéaire (la quantité de sites susceptibles d'adsorber/de désorber le polluant est illimitée et tous les sites d'adsorption ont la même affinité chimique);
- L'effet du potentiel redox sur la mobilité des métaux lourds n'est pas considéré;
- Pas de sorption compétitive des polluants organiques sur la matière organique;
- La compétition entre métaux lourds n'est pas prise en compte.

Le transfert d'un polluant réactif dans le profil est influencé par la réaction d'adsorption-désorption entre les phases solide et liquide du sol. Cette réaction peut soit être limitée cinétiquement (hypothèse de non équilibre local), soit correspondre à une situation d'équilibre atteint rapidement (hypothèse d'équilibre local). Sous cette dernière hypothèse, l'équilibre entre les phases solide et liquide est atteint de façon instantanée comparée aux

temps caractéristiques de l'advection/dispersion (Valocchi, 1985), négligeant également toute cinétique d'adsorption et de désorption (sorption réversible).

Par mesure de précaution, il a été opté pour un modèle faisant appel à une hypothèse d'équilibre local entre la phase dissoute et la phase adsorbée. En effet, la prise en compte de réactions de sorption limitées cinétiquement (hypothèse de non-équilibre local), aurait conduit à des valeurs bien moins contraignantes.

L'adsorption linéaire est une hypothèse qui s'est souvent révélée valable pour des composés hydrocarbonés halogénés, hydrocarbures aromatiques polycycliques ainsi que le benzène. L'hypothèse est également valide pour la majorité des polluants mais présents en faible concentration.

Par contre, le principe de précaution n'est pas suivi en considérant l'absence de compétition entre les métaux lourds compte tenu du fait que la compétition entre métaux lourds pour des sites d'adsorption augmente la dissolution (la concentration en polluants dans l'eau porale de la zone non saturée -  $C_{pw}$  - augmente). De même une sous-estimation des  $K_d$  pourrait être produite si on est en présence de conditions salines et/ou de conditions complexantes (exemple lixiviats de décharge).

### 3.3 EXPRESSION DU FACTEUR DE REDISTRIBUTION MASSIQUE DANS LA VADOSE $F_v$

Partant de l'hypothèse qu'une source de pollution – caractérisée par une superficie  $A$  et contaminée par une masse finie de polluants sur une hauteur  $d_{vc}$  – soit présente au sein de la zone vadose d'épaisseur  $d_v$ . En l'absence de tout mécanisme de pertes par volatilisation et/ou biodégradation, la masse de polluants reste constante et ce quelle que soit l'épaisseur du profil de sol contaminé.

Par conséquent,

$$A \times C_{pw} \times K_d \times d_{vc} = A \times C_{ea} \times K_d \times d_v$$

ou encore

$$C_{ea} = C_{pw} \times F_v$$

Il s'agit en quelque sorte d'une « moyennisation » des concentrations en polluants sur le profil vertical de la zone vadose. Lors de son transfert au travers de celle-ci, la concentration en polluant dans l'eau porale de la zone contaminée ( $C_{pw}$ ) est réduite d'un facteur  $F_v$  (Connor *et al.*, 1997) donné par le rapport de l'épaisseur de sol contaminé sur l'épaisseur de la zone vadose :

$$F_v (-) = \frac{Hp}{Ht}$$

Paramètres	Unités	Signification	Valeur
$Hp$	m	Epaisseur de la vadose contaminée	Par défaut : $F_v = 1$
$Ht$	m	Epaisseur totale de la vadose sous la zone contaminée	

Tableau 1-3 : Paramètres requis pour le calcul de  $F_v$

Dans le cadre de la détermination des seuils génériques ( $VS_N$  et  $VI_N$ ),  $F_v$  est fixé par défaut à 1 (on considère que le profil est contaminé sur la **totalité** de sa hauteur).

Les hypothèses à la redistribution massique au sein du profil de sol sont les suivantes :

- *Tout mouvement de NAPLs ou tout transport de polluants sur une phase solide mobile (colloïde argileux ou organique est exclu;*
- *Superficie de la zone contaminée (A) est constante;*
- *Masse de polluant finie;*
- *Profil de sol homogène;*
- *Aucune perte par volatilisation ou (bio) dégradation;*
- *Coefficient de partition  $K_d$  constant sur le profil.*

### 3.4 EXPRESSION DU FACTEUR DE DILUTION FD

En atteignant la nappe, la masse de polluant dans l'eau de percolation du sol alimentant la nappe ( $C_{ea}$ ) est diluée - d'un facteur **FD** - dans la partie supérieure de la nappe sur une profondeur de mélange efficace ( $d_{zm}$ ). Il est supposé que la « zone de mélange » est située juste en-dessous de la zone contaminée et est de superficie équivalente à celle-ci. La terminologie *facteur de dilution* est analogue au « *Leachate-Groundwater Dilution Factor* »<sup>2</sup> de l'approche américaine. Il incorpore simultanément les propriétés de la nappe, les caractéristiques de la zone de mélange ainsi que l'importance relative de l'infiltration de l'eau de percolation et du flux souterrain.

Le facteur de dilution **FD** est donné par la relation suivante ci-dessous :

$$FD = 1 + \frac{d_{zm} \times K \times \nabla H}{I \times L}$$

Paramètre	Unités	Signification	Valeur
$d_{zm}$	m	Epaisseur de la zone de mélange	Par défaut : FD = 30
$K$	m/an	Conductivité hydraulique saturée	
$\nabla H$	m/m	Gradient hydraulique	
$I$	m/an	Infiltration nette	
$L$	m	Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain	

**Tableau 1-4 : Paramètres requis pour le calcul du facteur de dilution FD.**

Le calcul du facteur de dilution est fondé sur un ensemble d'hypothèses :

- Point de conformité localisé juste en périphérie de la zone contaminée, à l'aval hydrogéologique ;
- En dessous de la source, le profil est contaminé jusqu'à la nappe (hypothèse pessimiste) ;
- Pas d'atténuation de la concentration attendue dans l'eau de percolation du sol alimentant la nappe ( $C_{ea}$ ) dans le temps ;
- Aucun mécanisme d'atténuation n'est considéré dans l'aquifère à l'exception d'un effet de dilution du polluant en atteignant la zone saturée ;
- Mélange uniforme dans la zone de mélange ;
- Aquifère meuble, homogène et isotrope ;
- Flux souterrain constant.

Dans le cadre de la détermination des seuils génériques ( $VS_N$  et  $VI_N$ ), **FD** est fixé à une valeur unique de 30, correspondant à une moyenne géométrique de 6 facteurs de dilution représentatifs des 6 formations aquifères en Région wallonne sur base de données recueillies dans le cadre d'études hydrogéologiques (travail de collaboration avec la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement).

<sup>2</sup> Guidance Manual - RBCA Tool Kit – Chemical releases. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, 1998, 69 pp.

### 3.5 VALEURS TABULÉES DE $VS_N$ ET $VI_N$

Aux tableaux ci-dessous sont reprises les valeurs de  $VS_N$  et  $VI_N$ . Dans le cas particulier des hydrocarbures pétroliers, la méthodologie pour la fixation des  $VS_N$  et  $VI_N$  diffère dans la mesure où il est fait appel – conventionnellement - à différentes fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. En outre, il est considéré que chaque fraction globale dans l'eau ( $EC_{5-8}$ ,  $EC_{>8-10}$ ,  $EC_{>10-12}$ ,  $EC_{>12-16}$ ,  $EC_{>16-21}$ ,  $EC_{>21-35}$ ) est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques. La dérivation des  $VS_N$  pour les hydrocarbures pétroliers est détaillée à la section 6.

Pour rappel, à titre indicatif, les situations où des concentrations mesurées en hydrocarbures pétroliers (mesure globale  $C_{10-C_{40}}$  ou mesure de certaines fractions EC, distinguées ou non pour les fractions aliphatiques et aromatiques) ou en certains HAP dépassent le seuil de 20.000 mg/kg doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des règles additionnelles de nature administrative définies à la section 5.6.1 de la partie A du GRER. Certaines conditions peuvent néanmoins rendre l'assainissement non nécessaire.

Type d'usage	VS <sub>N</sub> (mg/kg m.s.)							
	I	IIa	IIIa	IIIb	IVa	IVb	Vint	Vext
	naturel	qualité produits agricoles	résidentiel	résidentiel sans jardin potager	récréatif avec bâti	récréatif sans bâti	industriel intérieur	industriel extérieur
<b>Métaux lourds et métalloïdes</b>								
Arsenic	926,00	820,00	683,00	683,00	683,00	683,00	917,00	917,00
Cadmium	2,70	12,00	10,00	10,00	10,00	10,00	19,00	19,00
Chrome	5.543,00	15.544,00	12.953,00	12.953,00	12.953,00	12.953,00	12.174,00	12.174,00
Chrome VI	Non-disponible							
Cuivre	362,00	587,00	489,00	489,00	489,00	489,00	594,00	594,00
Mercure	177,00	177,00	147,00	147,00	147,00	147,00	147,00	147,00
Nickel	194,00	458,00	382,00	382,00	382,00	382,00	348,00	348,00
Plomb	581,00	2.492,00	2.077,00	2.077,00	2.077,00	2.077,00	1.837,00	1.837,00
Zinc	721,00	4.156,00	3.464,00	3.464,00	3.464,00	3.464,00	2.953,00	2.953,00
<b>Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés</b>								
Benzène	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21
Ethylbenzène	8,00	6,40	6,00	6,00	6,00	6,00	23,00	23,00
Styrène	0,60	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	2,00	2,00
Toluène	9,20	7,80	7,10	7,10	7,10	7,10	22,00	22,00
Xylènes	11,00	8,90	7,90	7,90	7,90	7,90	30,00	30,00
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés</b>								
Acénaphthène	39,00	29,00	24,00	24,00	24,00	24,00	128,00	128,00
Acénaphthylène	13,00	9,80	8,20	8,20	8,20	8,20	43,00	43,00
Anthracène	93,00	69,00	58,00	58,00	58,00	58,00	313,00	313,00
Benzo(a)anthracène	268,00	198,00	165,00	165,00	165,00	165,00	901,00	901,00
Benzo(b)fluoranthène	20,00	15,00	13,00	13,00	13,00	13,00	69,00	69,00
Benzo(k)fluoranthène	86,00	64,00	53,00	53,00	53,00	53,00	290,00	290,00
Benzo(g,h,i)peryène	43,00	32,00	27,00	27,00	27,00	27,00	146,00	146,00
Benzo(a)pyrène	29,00	21,00	18,00	18,00	18,00	18,00	97,00	97,00
Chrysène	49,00	36,00	30,00	30,00	30,00	30,00	164,00	164,00
Dibenzo(a,h)anthracène	60,00	44,00	37,00	37,00	37,00	37,00	202,00	202,00
Fluoranthène	38,00	28,00	23,00	23,00	23,00	23,00	126,00	126,00
Fluorène	44,00	33,00	28,00	28,00	28,00	28,00	148,00	148,00
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	14,00	11,00	8,80	8,80	8,80	8,80	48,00	48,00
Naphtalène	3,80	2,90	2,50	2,50	2,50	2,50	12,00	12,00
Phénanthrène	127,00	94,00	78,00	78,00	78,00	78,00	426,00	426,00
Pyrène	378,00	280,00	233,00	233,00	233,00	233,00	1.271,00	1.271,00
<b>Huiles minérales</b>								
C5-C8	6,20	5,80	6,00	6,00	6,00	6,00	10,00	10,00
C8-C10	211,00	169,00	149,00	149,00	149,00	149,00	601,00	601,00
C10-C12	884,00	679,00	577,00	577,00	577,00	577,00	2.792,00	2.792,00
<i>C10-C16</i>	<i>884,00</i>	<i>679,00</i>	<i>577,00</i>	<i>577,00</i>	<i>577,00</i>	<i>577,00</i>	<i>2.792,00</i>	<i>2.792,00</i>
C12-C16	8.459,00	6.415,00	5.393,00	5.393,00	5.393,00	5.393,00	27.541,00	27.541,00
<i>C12-C20</i>	<i>8.459,00</i>	<i>6.415,00</i>	<i>5.393,00</i>	<i>5.393,00</i>	<i>5.393,00</i>	<i>5.393,00</i>	<i>27.541,00</i>	<i>27.541,00</i>
C16-C21	481.309,00	361.909,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C16-C20	481.309,00	361.909,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C21-C35	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C20-C40 (C20-C30 + C30-C40)	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés</b>								
Chlorure de vinyle	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
1,2-Dichloroéthane	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,30	0,30
Cis-1,2-Dichloroéthylène	0,37	0,34	0,33	0,33	0,33	0,33	0,63	0,63
Trans-1,2-Dichloroéthylène	0,45	0,41	0,39	0,39	0,39	0,39	0,63	0,63
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans)	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,60	0,60
Dichlorométhane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20
1,1,1-Trichloroéthane	6,80	6,00	5,50	5,50	5,50	5,50	15,00	15,00
1,1,2-Trichloroéthane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20
Trichloroéthylène	0,90	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	2,10	2,10
Trichlorométhane	1,60	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	3,00	3,00
Tétrachlorométhane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Tétrachloroéthylène	0,90	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	2,50	2,50
Phénol	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	1,40	1,40
Méthyl tertiaire butyléther (MTBE)	1,60	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	2,00	2,00
<b>Autres</b>								
cyanures libres	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00

Tableau 1-5 : Valeurs seuil de lessivage (VS<sub>N</sub>)

Type d'usage	VI <sub>N</sub> (mg/kg m.s.)							
	I naturel	IIa qualité produits agricoles	IIIa résidentiel	IIIb résidentiel sans jardin potager	IVa récréatif avec bâti	IVb récréatif sans bâti	Vint industriel intérieur	Vext industriel extérieur
<b>Métaux lourds et métalloïdes</b>								
Arsenic	3.704,00	3.280,00	2.732,00	2.732,00	2.732,00	2.732,00	3.668,00	3.668,00
Cadmium	11,00	48,00	40,00	40,00	40,00	40,00	76,00	76,00
Chrome	11.086,00	31.088,00	25.906,00	25.906,00	25.906,00	25.906,00	24.348,00	24.348,00
Chrome VI	Non-disponible							
Cuivre	724,00	1.174,00	978,00	978,00	978,00	978,00	1.188,00	1.188,00
Mercure	708,00	708,00	588,00	588,00	588,00	588,00	588,00	588,00
Nickel	776,00	1.832,00	1.528,00	1.528,00	1.528,00	1.528,00	1.392,00	1.392,00
Plomb	2.324,00	9.968,00	8.308,00	8.308,00	8.308,00	8.308,00	7.348,00	7.348,00
Zinc	1.442,00	8.312,00	6.928,00	6.928,00	6.928,00	6.928,00	5.906,00	5.906,00
<b>Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés</b>								
Benzène	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Ethylbenzène	41,00	32,00	30,00	30,00	30,00	30,00	117,00	117,00
Styrène	3,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	11,00	11,00
Toluène	77,00	65,00	59,00	59,00	59,00	59,00	184,00	184,00
Xylènes	48,00	39,00	34,00	34,00	34,00	34,00	131,00	131,00
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés</b>								
Acénaphthène	390,00	290,00	240,00	240,00	240,00	240,00	1.280,00	1.280,00
Acénaphthylène	123,00	92,00	77,00	77,00	77,00	77,00	405,00	405,00
Anthracène	186,00	138,00	116,00	116,00	116,00	116,00	626,00	626,00
Benzo(a)anthracène	536,00	396,00	330,00	330,00	330,00	330,00	1.802,00	1.802,00
Benzo(b)fluoranthène	920,00	690,00	598,00	598,00	598,00	598,00	3.174,00	3.174,00
Benzo(k)fluoranthène	172,00	128,00	106,00	106,00	106,00	106,00	580,00	580,00
Benzo(g,h,i)pérylène	72,00	53,00	45,00	45,00	45,00	45,00	243,00	243,00
Benzo(a)pyrène	58,00	42,00	36,00	36,00	36,00	36,00	194,00	194,00
Chrysène	98,00	72,00	60,00	60,00	60,00	60,00	328,00	328,00
Dibenzo(a,h)anthracène	600,00	440,00	370,00	370,00	370,00	370,00	2.020,00	2.020,00
Fluoranthène	570,00	420,00	345,00	345,00	345,00	345,00	1.890,00	1.890,00
Fluorène	440,00	330,00	280,00	280,00	280,00	280,00	1.480,00	1.480,00
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	28,00	22,00	18,00	18,00	18,00	18,00	96,00	96,00
Naphtalène	26,00	20,00	17,00	17,00	17,00	17,00	82,00	82,00
Phénanthrène	254,00	188,00	156,00	156,00	156,00	156,00	852,00	852,00
Pyrène	3.780,00	2.800,00	2.330,00	2.330,00	2.330,00	2.330,00	12.710,00	12.710,00
<b>Huiles minérales</b>								
C5-C8	12,40	11,60	12,00	12,00	12,00	12,00	20,00	20,00
C8-C10	422,00	338,00	298,00	298,00	298,00	298,00	1.202,00	1.202,00
C10-C12	1.768,00	1.358,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	5.584,00	5.584,00
C10-C16	1.768,00	1.358,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	5.584,00	5.584,00
C12-C16	16.918,00	12.830,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	55.082,00	55.082,00
C12-C20	16.918,00	12.830,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	55.082,00	55.082,00
C16-C21	962.618,00	723.818,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C16-C20	962.618,00	723.818,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C21-C35	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C20-C40 (C20-C30 + C30-C40)	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés</b>								
Chlorure de vinyle	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
1,2-Dichloroéthane	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	1,25	1,25
Cis-1,2-Dichloroéthylène	Non-disponible							
Trans-1,2-Dichloroéthylène	Non-disponible							
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans)	1,60	1,60	1,60	1,60	1,60	1,60	2,40	2,40
Dichlorométhane	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,90	0,90
1,1,1-Trichloroéthane	115,00	101,00	93,00	93,00	93,00	93,00	254,00	254,00
1,1,2-Trichloroéthane	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,83	0,83
Trichloroéthylène	3,73	3,31	2,90	2,90	2,90	2,90	8,70	8,70
Trichlorométhane	6,52	5,71	5,71	5,71	5,71	5,71	12,23	12,23
Tétrachlorométhane	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
Tétrachloroéthylène	3,83	3,40	2,98	2,98	2,98	2,98	10,63	10,63
Phénol	7,43	6,50	6,50	6,50	6,50	6,50	13,01	13,01
Méthyl tertiaire butyléther (MTBE)	6,59	6,18	6,18	6,18	6,18	6,18	8,23	8,23
<b>Autres</b>								
cyanures libres	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00

Tableau 1-6 : Valeurs d'intervention de lessivage (VI<sub>N</sub>)

## 4 PRINCIPES D'ETABLISSEMENT DE VS<sub>NAPPE</sub>

La valeur seuil pour les eaux souterraines VS<sub>(nappe)</sub> (exprimée en µg/l) – reprise dans le décret sol - est une concentration en polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement constitue généralement un des éléments déclencheurs<sup>3</sup> de l'étude de caractérisation.

Elles sont issues d'un travail de collaboration entre les Régions wallonne (SPAQuE), flamande (OVAM, VITO) et de Bruxelles-Capitale (IBGE-BIM). Ce « Groupe de Travail » a notamment conclu qu'une harmonisation<sup>4</sup> des normes pour les eaux souterraines constituait un objectif réalisable, voire souhaitable, en raison du caractère mobile d'une pollution des eaux souterraines. Le cas particulier des hydrocarbures pétroliers est détaillé à la section 6.

### 4.1 CRITÈRES RETENUS POUR LA FIXATION DES VALEURS DE VS<sub>{NAPPE}</sub>

Les valeurs de VS<sub>(nappe)</sub> ont été fixées sur la base d'un ensemble de critères traduisant le caractère d'eau « aisément potabilisable »<sup>5</sup> :

- les valeurs paramétriques (Directive européenne 98/83/CE)<sup>6</sup>, transposées ultérieurement dans l'AGW du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine, abrogeant également l'AERW du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau définissant les Concentrations Maximales Admissibles ;
- les valeurs guides (Organisation Mondiale de la Santé et Joint Expert Committee on Food Additives) (OMS, 1993, 1996, 1998) ;
- ou, à défaut d'un critère existant, une valeur calculée sur la base de la méthodologie de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) en considérant – pour les polluants à effet à seuil - qu'une fraction (en règle générale 10 %) d'une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg ; pour les polluants à effet sans seuil<sup>7,8</sup>, la valeur correspond à un risque additionnel de cancer de 1 pour 100.000 personnes ;
- d'autres critères provenant de la littérature scientifique spécialisée (prise en compte de la coloration de l'eau, du dépassement de seuils organoleptiques, de critères d'écotoxicité, du dépassement de la solubilité pour les polluants organiques).

<sup>3</sup> L'autre élément déclencheur étant le dépassement de la VS. Il est à noter que la VS nappe peut être pondérée par les valeurs de fond ou remplacées par des valeurs particulières.

<sup>4</sup> Au cours des travaux, le Groupe de Travail Harmonisation a cependant reconnu que les valeurs discutées n'étaient pas directement contraignantes pour les trois Régions. En raison de circonstances régionales spécifiques, chacune des Régions était libre de déroger aux propositions de normes harmonisées moyennant une argumentation claire.

<sup>5</sup> D'après le Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau, les « eaux potabilisables » sont définies comme « toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, est destinée à être distribuée pour être bue sans danger pour la santé ».

<sup>6</sup> Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

<sup>7</sup> Classification des polluants selon l'IARC :

- 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme ;
- 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme ; indices limités de cancérigénité chez l'homme et indices suffisants de cancérigénité pour l'animal de laboratoire ;
- 2B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérigène pour l'homme ; indices limités de cancérigénité chez l'homme et indices pas tout à fait suffisants de cancérigénité pour l'animal de laboratoire ;
- 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérigénité pour l'homme ;
- 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.

<sup>8</sup> Classification des polluants selon l'US EPA :

- A Cancérigène pour l'homme
- B1 Probablement cancérigène pour l'homme : données limitées
- B2 Probablement cancérigène pour l'homme : données uniquement chez l'animal
- C Cancérigène possible pour l'homme
- D Non classable
- E Il existe des preuves de non cancérigénité chez l'homme

#### 4.2 VALEURS TABULÉES DE $VS_{\text{[NAPPE]}}$

Aux tableaux 1-5 et 1-6 sont reprises les valeurs de  $VS_{\text{[nappe]}}$  du Décret du 5 décembre 2008 relatif à la Gestion des Sols respectivement pour les métaux lourds/métalloïdes et les polluants organiques.

Paramètre	Annexe I – Décret du 5 décembre 2008 ( $\mu\text{g/L}$ )
<b>Métaux/métalloïdes</b>	
Arsenic	10
Cadmium	5
Chrome total	50
Chrome VI	9
Cuivre	100
Mercure	1
Nickel	20
Plomb	10
Zinc	200
<b>Inorganiques non métalliques</b>	
Cyanures libres	70

**Tableau 1-7 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines ( $VS_{\text{[nappe]}}$ ) dans le cas des métaux lourds/métalloïdes reprises à l'annexe I du décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols.**

Paramètre	Annexe I – Décret du 5 décembre 2008 ( $\mu\text{g/L}$ )
<b>Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés</b>	
Benzène	10
Éthylbenzène	300
Toluène	700
Xylènes (somme des isomères)	500
Styrène	20
Phénol	120
MTBE	300
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés</b>	
Naphtalène	60
Acénaphtylène	70
Acénaphtène	180
Fluorène	120
Phénanthrène	120
Anthracène	75
Fluoranthène	4
Pyrène	90
Benzo(a)anthracène	7
Chrysène	1.5
Benzo(b)fluoranthène	1.5
Benzo(k)fluoranthène	0.8
Benzo(a)pyrène	0.7
Dibenz(a,h)anthracène	0.7
Benzo(g,h,i)pérylène	0.3

Paramètre	Annexe I – Décret du 5 décembre 2008 (µg/L)
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.22
<b>Hydrocarbures non aromatiques halogénés</b>	
Dichlorométhane	20
Chloroforme (trichlorométhane)	200
Tétrachlorométhane	2
Tétrachloroéthylène (PCE)	40
Trichloroéthylène (TCE)	70
1,2-dichloroéthène (cis + trans)	50
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	5
1,1,1-trichloroéthane	500
1,1,2-trichloroéthane	12
1,2-dichloroéthane	30
<b>Hydrocarbures pétroliers<sup>1</sup></b>	
Fraction EC 5-8	60
Fraction EC>8-10	200
Fraction EC>10-12	200
Fraction EC>12-16	200
Fraction EC>16-21	300
Fraction EC>21-35	300

1. Dans le cas particulier des hydrocarbures pétroliers (HP), la méthodologie pour la fixation des  $VS_{\{nappe\}}$  diffère dans la mesure où il est fait appel – conventionnellement - à différentes fractions constitutives des HP en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. En outre, il est considéré que chaque fraction **globale** dans l'eau (EC<sub>5-8</sub>, EC<sub>8-10</sub>, EC<sub>>10-12</sub>, EC<sub>>12-16</sub>, EC<sub>>16-21</sub>, EC<sub>>21-35</sub>) est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques.

**Tableau 1-8 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines ( $VS_{\{nappe\}}$ ) dans le cas des polluants organiques reprises à l'annexe I du décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols.**

## 5 PRINCIPES D'ETABLISSEMENT DE $VI_{\{NAPPE\}}$

La valeur d'intervention  $VI_{\{nappe\}}$  (exprimée en µg/l) - reprise également dans le décret sols - constitue un « outil » supplémentaire pour l'interprétation des concentrations en polluants dans les eaux souterraines en termes de risques.  $VI_{\{nappe\}}$  est une concentration en polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement, en pollution historique, justifie qu'une action soit entreprise. Cette dernière peut prendre la forme d'un assainissement, de mesures de suivi et/ou de sécurité.

Sur le plan de leur signification, les valeurs de  $VI_{\{nappe\}}$  englobent trois critères :

- un critère relatif à la santé humaine dont l'objectif est de traduire la notion de risque « excessif » exclusivement lié à l'utilisation d'eau souterraine à des fins de consommation (Cf. 5.1);
- un critère écotoxicologique dont l'objectif est d'éviter une dégradation sévère des écosystèmes aquatiques (Cf. 5.2) ;
- et un critère relatif à la mobilité dont l'objectif est d'éviter la pollution de la parcelle voisine<sup>9</sup> (via les eaux souterraines par dispersion de la pollution) (Cf. 5.3) ; l'établissement de ce critère se base sur une vision simplifiée des mécanismes susceptibles d'entrer en jeu (advection, adsorption/désorption, dispersion).

<sup>9</sup> Ce principe doit être assorti d'une notion de « volume significatif » ou de flux massique significatif.

La valeur attribuée à  $VI_{\text{(nappe)}}$  a finalement été fixée à la concentration la plus contraignante parmi celles associées à ces trois critères. Chacun de ces critères est explicité dans les paragraphes suivants. Le cas particulier des hydrocarbures pétroliers est détaillé à la section 6.

### 5.1 CRITÈRE RELATIF À LA SANTÉ HUMAINE

Le critère relatif à la santé humaine consiste à déterminer une concentration limite en polluants dans les eaux souterraines ( $C_{LH}$ , exprimé en mg/L) selon une procédure analogue à celle de l'OMS pour la détermination des valeurs guide à la différence que la totalité de la Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est allouée à la consommation quotidienne de 2L d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg, soit :

$$C_{LH} = \frac{VTR \times W \times F}{Q_{dw}}$$

avec

$VTR$	Valeur Toxicologique de Référence pour la voie orale ( $\text{mg}_{\text{polluant}}/\text{kg}_{\text{m.c.}}\cdot\text{jr}$ ) ;
$W$	poids de l'individu exposé (= 60 kg pour l'adulte) ;
$Q_{dw}$	quantité moyenne d'eau ingérée quotidiennement (= 2 L/jr pour l'adulte) ;
$F$	fraction de la VTR allouée à la consommation d'eau de boisson (100 %).

Pour les polluants à effet à seuil, les VTR retenues pour le calcul de  $C_{LH}$  correspondent, en règle générale, aux VTR 'harmonisées' proposées par le Groupe de Travail Harmonisation<sup>10</sup> dans le cadre de l'établissement des  $VS_{\text{(nappe)}}$ .

Pour les polluants à effet sans seuil, les VTR retenues correspondent à un risque additionnel de cancer de 1 pour 10.000 personnes.

De façon générale, il est impératif de veiller à la cohérence en matière de choix des VTR retenues pour le calcul des concentrations limites en polluant dans les eaux souterraines ( $VS_{\text{(nappe)}}$  et  $VI_{\text{(nappe)}}$ ).

### 5.2 CRITÈRE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Le critère écotoxicologique vise à déterminer une concentration limite en polluants dans les eaux souterraines ( $C_{Leco}$  exprimé en mg/L) traduisant la notion de « risque excessif » pour les écosystèmes, pondéré par un facteur de flexibilité fonction des risques de dispersion effective des polluants, soit :

$$C_{Leco} = SRC_{eco-gw} \times FM_{eco}$$

Le seuil de « risque excessif » retenu correspond au *Serious Risk Concentration for groundwater*  $SRC_{eco-gw}$ , concentration au-delà de laquelle les NOECs (*No-observed Effect Level*) sont dépassés pour 50 % des espèces (Verbruggen *et al.*, 2001). Les  $SRC_{eco-gw}$  sont déterminées par les HC50 (*Hazardous Concentrations 50%*) obtenues à partir de données d'écotoxicité aquatique.

Le facteur de flexibilité  $FM_{eco}$ <sup>11</sup> est calculé comme le produit de deux facteurs, l'un lié à la mobilité ( $FM_m$ ), l'autre lié à la biodégradabilité ( $FM_{t_{1/2}}$ ) :

<sup>10</sup> Cependant, pour l'arsenic, le cadmium, le nickel et le zinc, les VTR effectivement retenues par la SPAQuE pour la proposition des normes pour le sol diffèrent des valeurs proposées par le Groupe de Travail Harmonisation.

<sup>11</sup> L'approche est similaire à l'indice de GUS (*Groundwater Ubiquity Score*) qui définit la lixiviation potentielle d'un pesticide sur base d'un critère de biodégradabilité et de mobilité (basé sur  $\log Koc$ ) selon la relation :  $GUS = \log(t_{1/2})(4 - \log Koc)$ . Selon Gustafson (1989), les pesticides avec un indice de GUS supérieur à 2.8 sont généralement détectés dans les eaux souterraines. Ceux avec un indice de GUS inférieur à 1.8 ne sont jamais mis en évidence dans les eaux souterraines. L'OECD considère que le potentiel de lessivage des polluants ayant un indice de GUS supérieur à 2.8 comme « élevé » et « faible » pour ceux caractérisés par un indice de GUS inférieur à 1.8. (OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators, 1999-2000).

$$FM_{eco} = FM_m \times FM_{t_{1/2}}$$

Le facteur multiplicateur lié à la mobilité ( $FM_m$ ) est donné par l'expression :

$$FM_m = 2 - I_m$$

$$I_m = \frac{1}{R_c} = \frac{1}{1 + \frac{K_{d,np} \rho_{b,np}}{n_{eff}}}$$

avec  $I_m$ , l'indice de migration qui quantifie la mobilité relative d'un polluant par rapport à la mobilité de l'eau dans un milieu poreux déterminé. Contrairement au facteur de retard, l'indice de migration offre l'avantage de s'échelonner de 0 à 1 – cette dernière limite représentant la vitesse de migration de l'eau (Moreale, Van Bladel, 1983). Le  $FM_m$  correspond dès lors à un facteur compris entre 1 (polluant très mobile) et 2 (polluant immobile) ;

$R_c$ , le facteur de retard (-) ;

$K_{d,np}$ , le coefficient de partition sol/eau de l'aquifère (L/kg<sub>solide</sub>)

$\rho_{b,np}$ , la densité apparente à l'état sec de l'aquifère (kg<sub>solide</sub>/dm<sup>3</sup><sub>sol</sub>)

$n_{eff}$ , la porosité efficace de l'aquifère (-)

Le facteur multiplicateur lié à la biodégradabilité ( $FM_{t_{1/2}}$ ) est calculé selon la relation :

$$FM_{t_{1/2}} = 4 - \log(t_{1/2}) \text{ pour } t_{1/2} \leq 1000 \text{ jours}$$

$$FM_{t_{1/2}} = 1 \text{ pour } t_{1/2} > 1000 \text{ jours et métaux lourds}$$

avec  $t_{1/2}$ , le temps de demi-vie exprimé en jours.

Cette approche est appliquée ci-dessous, à titre indicatif, à des métaux lourds et des polluants organiques biodégradables ou persistants (Tableau 1-8).

Polluant	$FM_m$	$FM_{t_{1/2}}$	$FM_{eco}$
Métaux lourds ( $I_m = 0$ )	2	1	2
Polluants organiques très mobiles et très biodégradables ( $I_m = 1$ ) ( $t_{1/2} = 10$ jours)	1	3	3
Polluants organiques très mobiles et moyennement biodégradables ( $I_m = 1$ ) ( $t_{1/2} = 500$ jours)	1	1.3	1.3
Polluants organiques très mobiles et peu biodégradables ( $I_m = 1$ ) ( $t_{1/2} > 1000$ jours)	1	1	1

**Tableau 1-9 : Valeurs théoriques attribuées au facteur multiplicateur  $FM_{eco}$  calculées comme le produit d'un critère de mobilité ( $FM_m$ ) et d'un critère de biodégradabilité ( $FM_{t_{1/2}}$ ).**

Il est à noter que d'autres seuils sont préconisés notamment par Oregon State University Extension Pesticide Properties Database : potentiel de lessivage extrêmement faible (GUS < 0.1) ; très faible (0.1 < GUS < 1) ; faible (1 < GUS < 2) ; moyen (2 < GUS < 3) ; élevé (3 < GUS < 4) ; très élevé (GUS > 4).

### 5.3 CRITÈRE RELATIF À LA MOBILITÉ

Le principe général sous-jacent à l'utilisation d'un critère relatif à la mobilité consiste à considérer qu'un site (potentiellement) pollué ne peut pas contribuer à polluer la parcelle voisine ; la  $VS_{(nappe)}$  ne peut être dépassée en bordure du site.

Il s'agit par conséquent de calculer une concentration limite maximale en polluants dans les eaux souterraines  $C_{Lm}$ <sup>12</sup>, mesurée au droit de la source de pollution identifiée, qui pourrait être tolérée au sein de la nappe aquifère sans risquer d'induire un dépassement de  $VS_{(nappe)}$  en bordure du site pollué.

A cette fin, la solution analytique approximative de Domenico (1987) est classiquement utilisée.

#### 5.3.1 SOLUTION ANALYTIQUE APPROXIMATIVE DE DOMENICO

Pour un panache supposé à l'équilibre (et donc supposé invariant dans le temps), la solution analytique approximative de Domenico (1987) permet de décrire l'atténuation de la concentration en polluant  $C_{Lm}$  selon la direction principale de l'écoulement souterrain lors de son transport réactif :

- par advection unidirectionnelle au sein d'un aquifère intergranulaire, homogène et isotrope ;
- par dispersion (tri-dimensionnelle) ;
- par biodégradation (régie par une cinétique de premier ordre)
- et par adsorption (linéaire)<sup>13</sup>.

La diffusion moléculaire (basée sur un gradient de concentration) est négligée.

Ce modèle de transport hypothétique et réactif tient compte des propriétés de l'aquifère au sein duquel le flux d'eau polluée s'écoule (Figure 1-3) :

- depuis la source de pollution, supposée infinie<sup>14</sup> et représentée schématiquement par une surface plane, aux dimensions finies ( $S_w$  et  $S_d$ ), placée verticalement et perpendiculairement au flux d'eau souterrain.
- jusqu'à une distance donnée  $X_r$  (cette distance pouvant correspondre à celle séparant deux piézomètres placés respectivement au droit de la source de pollution et en bordure du site (Figure 1-3).

<sup>12</sup> La concentration  $C_{Lm}$  est directement proportionnelle à la concentration totale en polluant dans le sol, le facteur de proportionnalité étant le facteur d'atténuation global (FAG) défini pour le calcul des valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines ( $VS_N$ ).

<sup>13</sup> La vitesse qui intervient dans l'équation initiale de Domenico (1987) est la vitesse de l'eau dans les pores (pas d'adsorption). Il est possible de tenir compte de l'effet « retard » induit par les phénomènes d'adsorption en remplaçant la vitesse porale ( $v_p$ ) par la vitesse effective du polluant ( $u$ ) (vitesse porale divisée par le facteur de retard).

<sup>14</sup> La validité de l'équation est restreinte dans le cas où la source de contamination est continue (=infinie). Nous n'avons pas considéré une modification de l'infiltration engendrée suite au placement d'une couche de moindre perméabilité. Sont également négligés les cas où la source de contamination s'épuiserait ou serait enlevée suite à un assainissement.

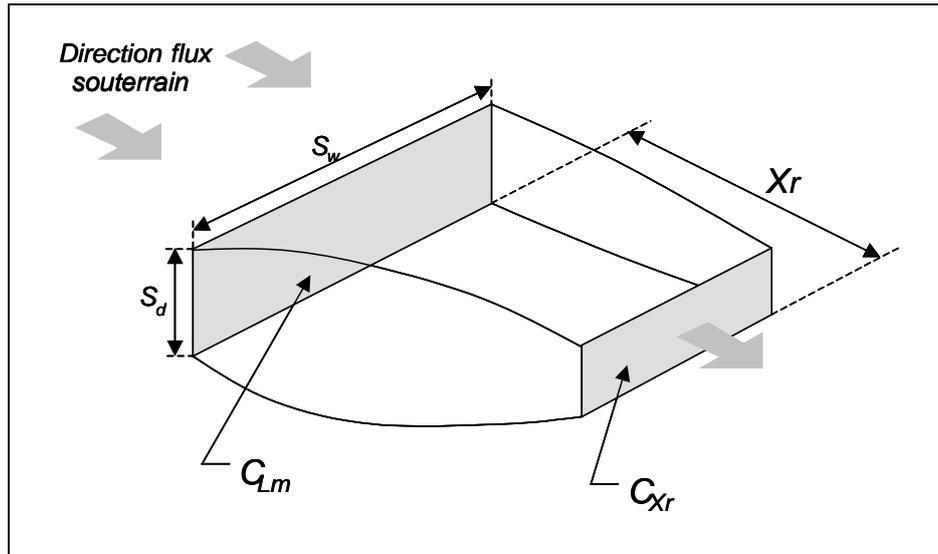


Figure 1-3 : Modèle de Domenico : illustration des sections d'écoulement du flux pollué (Adapté du *Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical releases -Groundwater Services, Inc., 1998*)

Le modèle et l'équation de Domenico permettent ainsi de déterminer le facteur d'atténuation de la zone saturée ( $FA_s$ ), défini comme le rapport entre la concentration  $C_{Lm}$  au droit de la source de pollution et la concentration en polluant  $C_{Xr}$  en un point de conformité placé à une distance  $X_r$ .

Les modèles basés sur l'équation originale de Domenico (1987) ou encore sur la version modifiée (Martin-Hayden et Robbins, 1997) ne fournissent toutefois que des solutions analytiques approximatives de l'équation d'advection-dispersion du transport de polluants dissous. Ces modèles ne peuvent dès lors être exploités en dehors de leur fonction d'outil de projection et d'aide à la prise de décision.

L'erreur induite par les approximations qu'ils considèrent est en particulier sensible :

- aux valeurs élevées de dispersivité longitudinale (Srinivasan et al., 2007 ; West et al., 2007) ; pour rappel, une valeur de dispersivité élevée est représentative d'un aquifère au sein duquel le transport est significativement influencé par la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire (processus associé au gradient de concentration au sein du panache et négligée par le modèle de Domenico) ;
- aux faibles valeurs du nombre de Peclet (Guyonnet et Neville, 2004), soit classiquement :
  - o quand l'aquifère est relativement imperméable, les processus de dispersion mécanique et de diffusion moléculaire peuvent influencer le transport de manière significative et en particulier quand  $Pe \leq 10$  ;
  - o quand le panache de pollution en présence est caractérisé par des concentrations élevées en polluants résultant en une diffusion moléculaire importante.

### 5.3.2 EXPRESSION DU FACTEUR D'ATTÉNUATION

Le facteur d'atténuation au sein de nappe aquifère est donné par l'expression suivante :

$$\frac{1}{FA_s} = \frac{C_{Xr}(x)}{C_{Lm}} = \exp\left\{\frac{x}{2a_x}\left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{u}}\right]\right\} \operatorname{erf}\left(\frac{S_w}{4\sqrt{a_y x}}\right) \operatorname{erf}\left(\frac{S_d}{4\sqrt{a_z x}}\right)$$

Les valeurs retenues pour le calcul du facteur d'atténuation intervenant dans la composante « mobilité » de  $Vl_{\{nappe\}}$  sont détaillées au tableau 1-9.

Paramètre	Unité	Signification	Valeur
$C_{X_r}$	µg/L	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe aquifère, en bordure de site	Spécifique au polluant $C_{X_r} = VS_{\text{(nappe)}}$
$X_r$	m	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et en bordure du site pollué	Valeur par défaut : 30 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 29/05/2002)
$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$	m	Dispersivité longitudinale (x), transversale (y) et verticale (z)	$\begin{cases} \alpha_x = 0.1 \times X_r \\ \alpha_y = 0.33 \times \alpha_x \\ \alpha_z = 0.056 \times \alpha_x \end{cases}$ (notes 1 et 2)
$\lambda$	1/jr	Constante de dégradation	Spécifique au polluant = 0.693/t <sub>1/2</sub> (si dégradation en jrs) = 0 (inorganiques)
$S_d$	m	Epaisseur du panache à la source (zone saturée)	Valeur par défaut : 2 Imposée à la valeur par défaut de l'épaisseur de la zone de mélange, $d_{zm}$
$S_w$	m	Largeur du panache à la source (zone saturée)	Valeur par défaut : 50
$u$	m/jr	Vitesse de déplacement du polluant compte tenu de l'effet « retard »	Calcul : $u = \frac{K \times \nabla H}{n_{eff} \times R_c}$
$K$	m/jr	Conductivité hydraulique saturée	Valeur par défaut : 8,64 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 27/03/2002) (note 3)
$\nabla H$	m/m	Gradient hydraulique	Valeur par défaut : 0.028 (Valeur médiane entre 0.5 % et 5 % ) (note 4)
$n_{eff}$	-	Porosité efficace de l'aquifère	Valeur par défaut : 0,05 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 27/03/2002)
$R_c$	-	Facteur de retard	$R_c = 1 + \frac{K_{d,np} \rho_{b,np}}{n_{eff}}$
$\rho_{b,np}$	kg <sub>solide</sub> /dm <sup>3</sup> <sub>sol</sub>	Densité apparente à l'état sec de l'aquifère	Valeur par défaut : 1,65
$K_{d,np}$	dm <sup>3</sup> <sub>eau</sub> /kg <sub>solide</sub>	Coefficient de partition sol/solution de l'aquifère	Spécifique au polluant et aux propriétés du sol (Annexe 2)
$K_{oc}$		Coefficient de partition eau-carbone organique	Spécifique au polluant (Annexe 3.1)
$f_{oc}$	-	Fraction de carbone organique	Valeur par défaut : 0,001 (Linéarité de la relation $K_d - f_{oc}$ jusqu'à des fractions de carbone organique valant 0,001 soit 0,1 %) (note 5)

Note 1 : Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995) et EPA (1986) cités dans Connor *et al.* (1996).

Note 2 : Gelhar & Axness (1981) cité dans EPA (1996).

Note 3 : Valeurs correspondant à des conductivités hydrauliques communément admises au niveau de la CEE pour la nappe du Sinémurien (sable et grés) et dans la gamme des conductivités hydrauliques saturées rencontrées dans le sable du Bruxellien (5 E-5 m/s) et le gravier (1 E-3 m/s).

Note 4 : Annexe 4 du document « Attribution de normes de qualité aux sols de la Région wallonne : Annexes techniques », SPAQuE, rapport interne, avril 1999, 57 pp.

Note 5 : Piwoni and Banerjee, (1989) ; Schwarzenbach and Westall, (1981) cités dans EPA (1996).

**Tableau 1-10 : Paramètres requis et valeurs sélectionnées par défaut pour le calcul de la concentration maximale tolérable au droit de la source de pollution  $C_{Lm}$ .**

#### 5.4 RÈGLE GÉNÉRALE POUR LA SÉLECTION DE LA VALEUR FINALE DE $VI_{\{NAPPE\}}$

En règle générale, la valeur d'intervention pour les eaux souterraines a été fixée à la concentration la plus contraignante parmi  $C_{LH}$ ,  $C_{Leco}$  et  $C_{Lm}$  en s'assurant d'un rapport minimum de 2 entre la  $VS_{\{nappe\}}$  et la  $VI_{\{nappe\}}$ .

#### 5.5 VALEURS TABULÉES DE $VI_{\{NAPPE\}}$

Aux tableaux 1-10 et 1-11 sont reprises les valeurs de  $VI_{\{nappe\}}$  du Décret du 5 décembre 2008 relatif à la Gestion des Sols respectivement pour les métaux lourds/métalloïdes et les polluants organiques.

Paramètre	Annexe I – Décret du 5 décembre 2008 ( $\mu\text{g/L}$ )
<b>Métaux/métalloïdes</b>	
Arsenic	40
Cadmium	20
Chrome total	100
Chrome VI	90
Cuivre	200
Mercurure	4
Nickel	80
Plomb	40
Zinc	400
<b>Inorganiques non métalliques</b>	
Cyanures libres	140

**Tableau 1-11 : Valeurs d'intervention pour les eaux souterraines ( $VI_{\{nappe\}}$ ) dans le cas des métaux lourds/métalloïdes reprises à l'annexe I du décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols.**

Paramètre	Annexe I – Décret du 5 décembre 2008 (µg/L)
<b>Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés</b>	
Benzène	40
Éthylbenzène	1520
Toluène	5850
Xylènes (somme des isomères)	2175
Styrène	110
Phénol	1115
MTBE	1235
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés</b>	
Naphtalène	410
Acénaphylène	660
Acénaphène	1800
Fluorène	1200
Phénanthrène	240
Anthracène	150
Fluoranthène	60
Pyrène	900
Benzo(a)anthracène	14
Chrysène	3
Benzo(b)fluoranthène	69
Benzo(k)fluoranthène	1.6
Benzo(a)pyrène	1.4
Dibenz(a,h)anthracène	7
Benzo(g,h,i)pérylène	0.5
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.44
<b>Hydrocarbures non aromatiques halogénés</b>	
Dichlorométhane	90
Chloroforme (trichlorométhane)	815
Tétrachlorométhane	8
Tétrachloroéthylène (PCE)	170
Trichloroéthylène (TCE)	290
1,2-dichloroéthène (cis + trans)	200
Chloroéthène (chlorure de vinyl)	20
1,1,1-trichloroéthane	8450
1,1,2-trichloroéthane	50
1,2-dichloroéthane	125
<b>Hydrocarbures pétroliers</b>	
Fraction EC 5-8	120
Fraction EC>8-10	400
Fraction EC>10-12	400
Fraction EC>12-16	400
Fraction EC>16-21	600
Fraction EC>21-35	600

**Tableau 1-12 : Valeurs d'intervention pour les eaux souterraines ( $VI_{\text{nappe}}$ ) dans le cas des polluants organiques reprises à l'annexe I du décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols.**

## 6 CAS PARTICULIERS

### 6.1 HYDROCARBURES PÉTROLIERS

Dans la perspective d'améliorer l'interprétation des résultats analytiques en termes de risques pour les eaux souterraines (par lessivage), il est proposé – à l'instar de ce qui a été fait pour l'établissement des valeurs seuil/valeurs d'intervention limitant les risques envers la santé ( $VS_H$  et  $VI_H$ ) - de prendre comme base de travail une approche par fractions :

- des fractions exprimées en équivalent carbone, distinguées pour les composés de type aliphatique et aromatique, qui pourront être utilisées au stade de l'étude détaillée des risques ;
- des fractions globales – exprimées en équivalent carbone - regroupant des composés de type aliphatiques et aromatiques (en faisant une hypothèse sur la composition du mélange) et qui pourront être utilisées aux stades préliminaires des études.

#### 6.1.1 ETABLISSEMENT DES VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES

La méthodologie générale se fonde sur l'utilisation conventionnelle de différentes fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. Les principes pour la sélection de ces différentes fractions ont été détaillés dans la partie B.

Etant donné que méthodologiquement, le calcul des  $VS_N$  (sol) requiert l'établissement de valeurs pour la nappe ( $VS_{nappe}$ ), il est nécessaire de procéder aux étapes suivantes :

- pour chacune des fractions aliphatique et aromatique considérées, de déterminer des  $VS_{nappe}$  par l'application des procédures de calcul des normes pour les eaux souterraines ;
- de calculer une  $VS_{nappe}$  pour une fraction globale – exprimée en équivalent carbone (EC) - selon la méthodologie explicitée ci-dessous ;
- de calculer, pour chacune des fractions globales EC, des valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines – notées  $VS_{N-fraction\ i}$  et  $VS_{N-fraction\ arom\ i}$  - par l'application des procédures de calcul des normes pour les sols en tenant compte des propriétés physico-chimiques qui leur sont propres.

Les propositions formulées ci-après se fondent sur les travaux existants émanant :

- du *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group* (TPHCWG) (1997, 1999) ;
- de la Flandre (Nouwen *et al.*, 2001) ;
- de l'application des procédures de calcul des normes pour les eaux souterraines et le sol développées dans ce cahier de bonnes pratiques.

#### 6.1.1.1 VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES ( $VS_{NAPPE}$ ) DÉFINIES POUR LES FRACTIONS ALIPHATIQUES ET AROMATIQUES

De façon générale, la  $VS_{nappe}$  d'un polluant a été fixée d'après un ensemble de critères d'eau aisément potabilisable :

- la valeur paramétrique Directive européenne (98/83/CE) du 3 novembre 1998 relative à l'eau destinée à la consommation humaine ; il est à noter que les valeurs paramétriques microbiologiques et chimiques ont été transposées ultérieurement dans l'AGW du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine ;
- la valeur guide préconisée par l'OMS ;
- ou un critère équivalent (procédure analogue à celle de l'OMS);

et dont l'ordre est distinct selon que le polluant soit un métal lourd/un polluant inorganique ou un polluant organique.

A défaut d'un critère existant pour les fractions aliphatiques et aromatiques constitutives des hydrocarbures pétroliers, un critère équivalent lui est substitué selon la procédure analogue à celle de l'OMS. Pour chacune des fractions aliphatiques et aromatiques, la valeur attribuée au critère équivalent (=  $VS_{nappe}$ ) est calculée en considérant que 10 % de la valeur toxicologique de référence est allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg<sup>15</sup>. Ces  $VS_{nappe}$  seront directement utilisées pour l'élaboration de la  $VS_{nappe}$  de chacune des fractions globale exprimée en EC.

Il est à noter que ces  $VS_{nappe}$  ne seront pas directement utilisables au stade de l'évaluation des risques sans une vérification supplémentaire visant à s'assurer de l'absence d'impact sanitaire par volatilisation de la substance au départ de la nappe. Pour une profondeur de contamination équivalente à la valeur retenue pour le calcul des  $VS_H$  (paramètre  $D_{po} = 1.25$  m), les  $VS_{nappe}$  des fractions aliphatiques les plus légères (et les plus volatiles) devraient ainsi être revues à la baisse (Tableau 1-12).

Contrairement aux autres polluants organiques, les VS ne sont pas limitées à la solubilité.

---

<sup>15</sup> Le poids de l'adulte est fixé à 60 kg par soucis de cohérence avec les « Bodemsaneringsnormen voor grondwater » calculées par le VITO. Cependant, rappelons que la valeur utilisée par défaut pour le calcul de  $VS_H$  limitant les risques pour la santé humaine est de 70 kg.

Fractions EC	VTR <sub>or</sub> retenues pour les fractions EC	VS <sub>{nappe}</sub> calculées par fraction EC <sup>(1)</sup>	Proposition de VS <sub>{nappe}</sub> par fraction EC assurant l'absence d'impact sanitaire <sup>(2)</sup>	Limite de quantification (LQ) <sup>(4)</sup>
	mg/kg <sub>m.c</sub> .jr	µg/L	µg/L	µg/L
<b>Aliphatiques</b>				
EC <sub>5-6 alip</sub>	2	6000	<b>2180</b>	≅ 50
EC <sub>&gt;6-8 alip</sub>	2	6000 <sup>(3)</sup>	<b>1440</b>	≅ 50
EC <sub>&gt;8-10 alip</sub>	0.1	300	<b>50</b>	≅ 50
EC <sub>&gt;10-12 alip</sub>	0.1	300 <sup>(3)</sup>	300	≅ 50
EC <sub>&gt;12-16 alip</sub>	0.1	300 <sup>(3)</sup>	300	≅ 60
EC <sub>&gt;16-21 alip</sub>	2	6000	6000	≅ 60
EC <sub>&gt;21-35 alip</sub>	2	6000	6000	≅ 80
<b>Aromatiques</b>				
EC <sub>&gt;6-7 arom</sub>	0.004	12	12	≅ 50
EC <sub>&gt;7-8 arom</sub>	0.223	669	669	≅ 50
EC <sub>&gt;8-10 arom</sub>	0.04	120	120	≅ 50
EC <sub>&gt;10-12 arom</sub>	0.04	120	120	≅ 50
EC <sub>&gt;12-16 arom</sub>	0.04	120	120	≅ 50
EC <sub>&gt;16-21 arom</sub>	0.03	90	90	≅ 60
EC <sub>&gt;21-35 arom</sub>	0.03	90	90	≅ 80

- (1) Valeurs calculées en considérant que 10 % de la valeur toxicologique de référence soit allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg.
- (2) Valeurs calculées sur base du module CSOIL du logiciel RISC Human et en considérant une profondeur de contamination (Dpo) de 1.25 m. Ces valeurs assurent que l'indice des risques lié à l'inhalation d'air intérieur et extérieur est égal à 1.
- (3) Valeurs dépassant la solubilité de la substance.
- (4) Limite de quantification (LQ) fixée à deux fois la limite de détection (LD) fournie par le laboratoire Eurofins (anciennement Analytico) en 2008 pour une quantification des fractions aliphatiques et aromatiques par GC-FID.

**Tableau 1-13 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS<sub>{nappe}</sub>) pour les fractions aliphatiques et aromatiques calculées sur base des VTR<sub>or</sub> et retenues pour l'élaboration des VS<sub>nappe</sub> des**

**fractions globales – exprimées en EC. Les limites de quantification (LQ) sont données à titre d'information.**

#### 6.1.1.2 VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES ( $VS_{\text{NAPPE}}$ ) DÉFINIES POUR LES FRACTIONS CARBONÉES

Sur base des  $VS_{\text{nappe}}$  établies pour chacune des fractions aromatiques et aliphatiques et en tenant compte de leur proportion relative dans le mélange, il est possible de calculer une  $VS_{\text{nappe}}$  pour une fraction **globale exprimée en EC**. Ce calcul se fonde sur les hypothèses suivantes :

- chaque fraction globale dans l'eau ( $EC_{5-8}$ ,  $EC_{>8-10}$ ,  $EC_{>10-12}$ ,  $EC_{>12-16}$ ,  $EC_{>16-21}$ ,  $EC_{>21-35}$ ) est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques ;
- au sein de chaque fraction globale, l'additivité des risques pour les composés aromatique(s) et aliphatique(s) (non carcinogènes)<sup>16</sup> est supposée.

La  $VS_{\text{(nappe)-fraction } i}$  correspond à la concentration en polluants dans la fraction  $i$  qui porte la dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson à 10 % de la Valeur Toxicologique de Référence ( $VTR_{\text{or}}$ ) (= dose maximale admissible) ( $IR = 0.1$ ) :

Suivant une hypothèse d'additivité des risques, l'IR (lié exclusivement à l'ingestion d'eau) pour une fraction  $i$  donnée est la somme des IR calculés pour les composés aromatiques et aliphatiques constituant la fraction  $i$  selon la relation :

$$IR_{\text{fraction } i} = 0.1 = IR_{\text{fraction } i\text{-arom}} + IR_{\text{fraction } i\text{-alip}}$$
$$= \frac{Cdw_{\text{fraction } i\text{-arom}} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{\text{or-fraction } i\text{-arom}}} + \frac{Cdw_{\text{fraction } i\text{-alip}} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{\text{or-fraction } i\text{-alip}}}$$

où  $Cdw$  est la concentration dans l'eau de boisson ( $\mu\text{g/L}$ ) ;

$Qdw$  est la quantité d'eau ingérée quotidiennement (= 2 L/jr) ;

$Fa$  est la fraction absorbée ;

$W$  est le poids de l'individu (60 kg) ;

$VTR_{\text{or}}$  est la valeur Toxicologique de Référence retenue pour la fraction aliphatique ou aromatique (voir partie B).

<sup>16</sup> Les avis sont partagés à ce sujet. Le MaDEP (*US State of Massachusetts Department of Environmental Protection Approach*), le TPHCWG, l'ADSTR, le RIVM considèrent que l'additivité des effets qui pourraient affecter différents organes constitue une approche conservatrice. A l'inverse, l'OVAM (2004) et le *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons in Soils (PHC CWS) Development Committee* n'acceptent pas l'hypothèse d'additivité des risques dès lors que les composés/fractions n'agissent pas sur un même organe ou selon le même mécanisme de toxicité.

Compte tenu de la proportion relative des composés aromatiques ( $Cdw_{fraction\ i-arom} = 30\ %$  de  $Cdw_{fraction\ i}$ ) et aliphatiques ( $Cdw_{fraction\ i-alip} = 70\ %$  de  $Cdw_{fraction\ i}$ ) constituant la fraction  $i$  :

$$0.1 = \frac{0.3 \times Cdw_{fraction\ i} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-arom}} + \frac{0.7 \times Cdw_{fraction\ i} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-alip}}$$

Or, étant donné que

$$VS_{\{nappe\}-fraction\ i-arom} = \frac{0.1 \times VTR_{or-fraction\ i-arom} \times W}{Qdw \times fa} \text{ et}$$

$$VS_{\{nappe\}-fraction\ i-alip} = \frac{0.1 \times VTR_{or-fraction\ i-alip} \times W}{Qdw \times fa}$$

il en résulte que

$$1 = Cdw_{fraction\ i} \left( \frac{0.3}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-arom}} + \frac{0.7}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-alip}} \right)$$

$$\frac{1}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i}} = \frac{1}{Cdw_{fraction\ i}} = \left( \frac{0.3}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-arom}} + \frac{0.7}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-alip}} \right)$$

Dans la mesure où une fraction carbonée comprendrait plusieurs fractions aromatiques et aliphatiques, la  $VS_{H-fraction\ i}$  se calcule comme suit :

$$\frac{1}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i}} = 0.3 \times \left( \sum \frac{1}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-arom}} \right) + 0.7 \times \left( \sum \frac{1}{VS_{\{nappe\}-fraction\ i-alip}} \right)$$

L'ensemble des résultats est synthétisé au tableau 1-13.

Fraction EC	Composition des fractions EC	VS <sub>nappe</sub> par fraction EC <sup>(1)</sup>	VS <sub>nappe</sub> calculée par fraction globale EC	VS <sub>nappe</sub> retenue par fraction globale EC	Limite de quantification (LQ)
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
EC <sub>&gt;5-8</sub>	EC <sub>&gt;5-6</sub> alip	6000	39	60 <sup>(2)</sup>	60
	EC <sub>&gt;6-8</sub> alip	6000			
	EC <sub>&gt;6-7</sub> arom	12			
	EC <sub>&gt;7-8</sub> arom	669			
EC <sub>&gt;8-10</sub>	EC <sub>&gt;8-10</sub> alip	300	207	200	60
	EC <sub>&gt;8-10</sub> arom	120			
EC <sub>&gt;10-12</sub>	EC <sub>&gt;10-12</sub> alip	300	207	200	10
	EC <sub>&gt;10-12</sub> arom	120			
EC <sub>&gt;12-16</sub>	EC <sub>&gt;12-16</sub> alip	300	207	200	20
	EC <sub>&gt;12-16</sub> arom	120			
EC <sub>&gt;16-21</sub>	EC <sub>&gt;16-21</sub> alip	6000	290	300	20
	EC <sub>&gt;16-21</sub> arom	90			
EC <sub>&gt;21-35</sub>	EC <sub>&gt;21-35</sub> alip	6000	290	300	30
	EC <sub>&gt;21-35</sub> arom	90			
EC <sub>&gt;35-40</sub>	-	-	-	-	20
EC <sub>&gt;10-40</sub>	-	-	-	-	100

(1) Valeurs non limitées à la solubilité des composés aromatiques/aliphatiques.

(2) Valeur fixée à deux fois la limite de détection (= 30 µg/L).

(3) Limite de quantification (LQ) fixée à deux fois la limite de détection (LD) fournie par le laboratoire Eurofins (anciennement Analytico) en 2008 pour une quantification des fractions constituant le paramètre « huiles minérales » (EC<sub>>10-40</sub>) et les « huiles volatiles » (EC<sub>>5-10</sub>) par GC-FID.

**Tableau 1-14 : Propositions de VS<sub>nappe</sub> pour les fractions carbonées sur base d'une composition conventionnelle de 70 % d'aliphatiques et 30 % d'aromatiques. Les limites de quantification (LQ) sont données à titre d'information.**

### 6.1.1.3 VALEURS SEUIL POUR LE SOL LIMITANT LES RISQUES PAR LESSIVAGE ( $VS_N$ )

Pour chacune des **fractions globales exprimées en EC**, il est à présent possible d'établir des valeurs seuil pour le sol limitant les risques pour les eaux souterraines – notées  $VS_{N-fraction\ i}$  – par l'application des procédures de calcul des normes pour les sols en tenant compte des propriétés physico-chimiques qui leur sont propres (coefficient de partition octanol/carbone et constante d'Henry).

Pour chacune des fractions, le coefficient de partition octanol/carbone  $K_{oc}$  et la constante d'Henry adimensionnelle – seules propriétés physico-chimiques requises pour le calcul de  $VS_N$  – ont été fixées conventionnellement à la moyenne pondérée de ladite propriété en tenant compte de la proportion relative de la fraction aliphatique et aromatique (Tableau 1-14) selon la relation suivante :

$$\text{Propriété}_{\text{fraction globale ECx}} = (0,7 * \text{Propriété}_{\text{fraction aliph. ECx}}) + (0,3 * \text{Propriété}_{\text{fraction arom. ECx}})$$

A noter que les valeurs des propriétés des fractions globales sont distinctes des propriétés mentionnées précédemment pour les fractions aromatiques et aliphatiques.

Les valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines établies pour des fractions globales EC ( $VS_{N-fraction\ i}$ ) et calculées considérant les propriétés physico-chimiques de l'horizon B<sup>17</sup> des sols standards (voir partie B) sont reprises au tableau 1-15.

Fraction globale EC	log $K_{oc}$ <sup>(1)</sup>	Constante d'Henry adimensionnelle $H_{adim}$ <sup>(1)</sup>
	-	-
EC <sub>5-8</sub>	2.87	2.37E+01
EC <sub>&gt;8-10</sub>	4.11	4.57E+01
EC <sub>&gt;10-12</sub>	4.80	6.84E+01
EC <sub>&gt;12-16</sub>	5.80	2.96E+02
EC <sub>&gt;16-21</sub>	7.42	2.79E+03
EC <sub>&gt;21-35</sub>	10.65	3.50E+00

(1) Valeur proportionnée sur base des propriétés des fractions aliphatiques et aromatiques issues du TPHCWG (vol 3, 1997)

**Tableau 1-15 :** Propriétés représentatives des fractions globales exprimées en EC fixées conventionnellement à la moyenne pondérée sur base d'une composition de 70 % de composés aliphatiques et 30 % de composés aromatiques.

<sup>17</sup> Pour rappel, les  $VS_H$  sont calculées en tenant compte des propriétés physico-chimiques de l'horizon A tandis que les  $VS_N$  font appel aux propriétés physico-chimiques de l'horizon B.

	Type I	Type IIb	Type III	Type IV	Type V
	Usage naturel	Usage agricole	Usage résidentiel	Usages récréatif/commercial	Usage industriel
<b>Paramètres spécifiques au sol - Propriétés de l'horizon B (25-75 cm)</b>					
<b>MO</b> Matière organique (%)	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
<b>f<sub>oc</sub></b> Fraction de carbone organique	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
<b>f</b> Fraction de la porosité occupée par l'eau	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
<b>Θ<sub>v</sub></b> Fraction d'eau dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>Θ<sub>g</sub></b> Fraction d'air dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>ρ<sub>b</sub></b> Densité apparente à l'état sec (kg/dm <sup>3</sup> )	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
<b>pH</b>	4.5	6.1	6.1	6.1	6
<b>φ<sub>n</sub></b> Fraction non dissociée du polluant	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<b>f<sub>ads</sub></b> fraction disponible pour l'adsorption	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
<b>Valeur seuil limitant les risques pour les eaux souterraines par fraction globale exprimée en EC</b>					
<b>VS<sub>N</sub> (mg/kg)</b>					
EC <sub>5-8</sub>	6.2	5.8	5.5	5.5	10
EC <sub>&gt;8-10</sub>	<b>211</b>	<b>169</b>	<b>149</b>	<b>149</b>	<b>601</b>
EC <sub>&gt;10-12</sub>	<b>884</b>	<b>679</b>	<b>577</b>	<b>577</b>	<b>2792</b>
EC <sub>&gt;12-16</sub>	<b>8459</b>	<b>6415</b>	<b>5393</b>	<b>5393</b>	<b>(27541)<sup>(2)</sup></b>
EC <sub>&gt;16-21</sub>	<b>(481309)<sup>(2)</sup></b>	<b>(361909)<sup>(2)</sup></b>	<b>(302208)<sup>(2)</sup></b>	<b>(302208)<sup>(2)</sup></b>	- <sup>(1)</sup>
EC <sub>&gt;21-35</sub>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>

Les valeurs **en rouge** sont susceptibles de dépasser la concentration saturante d'une des fractions constitutives (Cf. Tableau 19).

- (1) Les concentrations dépassent le kg de polluant/kg de sol.
- (2) Les valeurs entre parenthèses excèdent les gammes de concentrations courantes rencontrées sur les sites pollués (soit > 20000 mg/kg).

**Tableau 1-16 : Valeurs seuil par fraction globale exprimée en EC (VS<sub>N-fraction i</sub>) limitant les risques pour les eaux souterraines (par lessivage) calculées sur base d'une composition conventionnelle de 70% d'aliphatiques et 30% d'aromatiques dans le sol.**

## 6.1.2 ETABLISSEMENT DES VALEURS D'INTERVENTION POUR LES EAUX SOUTERRAINES

Contrairement aux autres polluants organiques, la procédure méthodologique pour le calcul des  $VI_{nappe}$  n'a pas pu être appliquée aux fractions carbonées par manque de données (notamment les temps de demie-vie). Par conséquent, il est proposé de fixer les  $VI_{nappe}$  à deux fois les  $VS_{nappe}$  (Tableau 1-13) des fractions carbonées correspondantes (Tableau 1-16).

Une fois les  $VI_{nappe}$  fixées, la procédure de calcul des normes pour le sol a été suivie - comme explicité précédemment - pour l'obtention des  $VI_N$  (Tableau 1-17).

Fraction EC	Composition des fractions EC	$VI_{nappe}$ calculée par fraction globale EC <sup>(1)</sup>	$VI_{nappe}$ retenue par fraction globale EC
		µg/L	µg/L
EC <sub>5-8</sub>	EC <sub>&gt;5-6</sub> alip	78	120 <sup>(2)</sup>
	EC <sub>&gt;6-8</sub> alip		
	EC <sub>&gt;6-7</sub> arom		
	EC <sub>&gt;7-8</sub> arom		
EC <sub>&gt;8-10</sub>	EC <sub>&gt;8-10</sub> alip	414	400
	EC <sub>&gt;8-10</sub> arom		
EC <sub>&gt;10-12</sub>	EC <sub>&gt;10-12</sub> alip	414	400
	EC <sub>&gt;10-12</sub> arom		
EC <sub>&gt;12-16</sub>	EC <sub>&gt;12-16</sub> alip	414	400
	EC <sub>&gt;12-16</sub> arom		
EC <sub>&gt;16-21</sub>	EC <sub>&gt;16-21</sub> alip	580	600
	EC <sub>&gt;16-21</sub> arom		
EC <sub>&gt;21-35</sub>	EC <sub>&gt;21-35</sub> alip	580	600
	EC <sub>&gt;21-35</sub> arom		

(1) Valeurs utilisées pour le calcul des  $VI_N$ .

(2) Fixée à deux fois la  $VS_{nappe}$  corrigée en tenant compte de la limite de détection pour cette fraction.

**Tableau 1-17 :**  $VI_{nappe}$  pour les fractions globales exprimées en EC sur base d'une composition conventionnelle de 70 % d'aliphatiques et 30 % d'aromatiques dans les eaux souterraines.

	Type I	Type II	Type III	Type IV	Type V
	Usage naturel	Usage agricole	Usage résidentiel	Usages récréatif/commercial	Usage industriel
<b>Paramètres spécifiques au sol - Propriétés de l'horizon B (25-75 cm)</b>					
<b>MO</b> Matière organique (%)	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
<b>f<sub>oc</sub></b> fraction de carbone organique	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
<b>f</b> Fraction de la porosité occupée par l'eau	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
<b>Θ<sub>v</sub></b> Fraction d'eau dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>Θ<sub>g</sub></b> Fraction d'air dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>ρ<sub>b</sub></b> Densité apparente à l'état sec (kg/dm <sup>3</sup> )	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
<b>pH</b>	4.5	6.1	6.1	6.1	6
<b>φ<sub>n</sub></b> Fraction non dissociée du polluant	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<b>f<sub>ads</sub></b> fraction disponible pour l'adsorption	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
<b>Valeur d'intervention limitant les risques pour les eaux souterraines par fraction globale exprimée en EC</b>					
<b>V<sub>I,N</sub> (mg/kg)</b>					
EC <sub>5-8</sub>	12	12	11	11	21
EC <sub>&gt;8-10</sub>	<b>422</b>	<b>339</b>	<b>297</b>	<b>297</b>	<b>1202</b>
EC <sub>&gt;10-12</sub>	<b>1767</b>	<b>1358</b>	<b>1154</b>	<b>1154</b>	<b>5583</b>
EC <sub>&gt;12-16</sub>	<b>16919</b>	<b>12830</b>	<b>10786</b>	<b>10786</b>	<b>(55082)<sup>(2)</sup></b>
EC <sub>&gt;16-21</sub>	<b>(962619)<sup>(2)</sup></b>	<b>(723817)<sup>(2)</sup></b>	<b>(604416)<sup>(2)</sup></b>	<b>(604416)<sup>(2)</sup></b>	- <sup>(1)</sup>
EC <sub>&gt;21-35</sub>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(1)</sup>

Les valeurs **en rouge** sont susceptibles de dépasser la concentration saturante d'une des fractions constitutives (Cf. Tableau 18).

(1) Les concentrations dépassent le kg de polluant/kg de sol.

- (2) Les valeurs entre parenthèses excèdent les gammes de concentrations courantes rencontrées sur les sites pollués (soit > 20000 mg/kg).

**Tableau 1-18 : Valeurs d'intervention par fraction globale exprimée en EC ( $VI_{N\text{-fraction } i}$ ) limitant les risques pour les eaux souterraines (par lessivage) calculées sur base d'une composition conventionnelle de 70% d'aliphatiques et 30% d'aromatiques.**

Propriétés de l'horizon B (25-75 cm) - Calcul des VS <sub>N</sub> génériques							
<b>MO</b>	Matière organique	%	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
<b>f<sub>oc</sub></b>	Fraction de carbone organique	-	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
<b>f</b>	Fraction de la porosité occupée par l'eau	-	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
<b>Θ<sub>v</sub></b>	Fraction d'eau dans le sol	-	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>Θ<sub>g</sub></b>	Fraction d'air dans le sol	-	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
<b>ρ<sub>b</sub></b>	Densité apparente à l'état sec	kg/dm <sup>3</sup>	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
<b>pH</b>		-	4.5	6.1	6.1	6.1	6
<b>Φ<sub>n</sub></b>	Fraction non dissociée du polluant	-	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<b>f<sub>ads</sub></b>	Fraction disponible pour l'adsorption	-	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
<b>Fraction EC</b>			<b>Type I</b>	<b>Type IIb</b>	<b>Type III</b>	<b>Type IV</b>	<b>Type V</b>
			<b>Usage naturel</b>	<b>Usage agricole</b>	<b>Usage résidentiel</b>	<b>Usages récréatif ou commercial</b>	<b>Usage industriel</b>
<b>Aliphatique</b>			<b>Csat (mg/kg)</b>				
EC <sub>5-6 alip</sub>			199	187	187	187	336
EC <sub>&gt;6-8 alip</sub>			69	60	60	60	172

EC <sub>&gt;8-10 alip</sub>	26	21	21	21	91
EC <sub>&gt;10-12 alip</sub>	14	11	11	11	55
EC <sub>&gt;12-16 alip</sub>	6.1	4.6	4.6	4.6	24
EC <sub>&gt;16-21 alip</sub>	2.5	1.9	1.9	1.9	10
EC <sub>&gt;21-35 alip</sub>	0.3	0.2	0.2	0.2	1.0
<b>Aromatique</b>					
EC <sub>&gt;6-7 arom</sub>	514	461	461	461	1149
EC <sub>&gt;7-8 arom</sub>	178	155	155	155	455
EC <sub>&gt;8-10 arom</sub>	179	137	137	137	673
EC <sub>&gt;10-12 arom</sub>	105	80	80	80	406
EC <sub>&gt;12-16 arom</sub>	47	36	36	36	187
EC <sub>&gt;16-21 arom</sub>	17	12	12	12	66
EC <sub>&gt;21-35 arom</sub>	1.3	1.0	1.0	1.0	5.3

**Tableau 1-19 :** Concentrations saturantes établies pour l'horizon B en prenant en compte les propriétés des fractions aliphatiques et aromatiques exprimées en équivalent carbone.

## 6.2 MERCURE

La  $VS_N$  pour le mercure total a été calculée à partir des propriétés du mercure inorganique ( $HgCl_2$ ).

## 6.3 XYLÈNES

La  $VS_N$  relative aux xylènes a été obtenue à partir des  $VS_N$  ayant été calculées pour chacun des isomères de composé (ortho-, méta- et para-xylène). La  $VS_N$  xylènes correspond à la moyenne géométrique de ces trois valeurs.

## 7 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arrêté de l'Exécutif régional wallon du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau.
- Arrêté du Gouvernement wallon du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (<http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>)
- Connor J.A., C.J. Newell. and M.W. Malander. (1996). Parameter estimation guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) modeling. NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference, Houston, Texas, U.S., 19 pp.
- Connor J.A., R.L. Bowers, S.M. Paquette, C.J. Newell. (1997). Soil attenuation model for derivation of risk based soil remediation standards. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, U.S., 34 pp.
- Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

- Domenico P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of decaying pollutant species. *Journal of Hydrology* 91:49-58.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1996). *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. Second Edition, EPA/540/R95/128, USA.
- Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSch V) dated 12 July 1999. (Source : <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/pdf/bbodschv-engl.pdf>)
- Groundwater Services, Inc. (1998). *Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical releases*. Houston, Texas. 69 pp.
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357.
- Guyonnet, D. and C. Neville. (2004). Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, 141–153 INERIS Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (<http://www.ineris.fr>)
- IRIS Integrated Risk Information System (<http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showToxDocs> )
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. & van Wezel, A.P. (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 N° 711701023. Bilthoven, The Netherlands.
- Martin-Hayden, J. and G.A. Robbins. (1997). Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells. *Ground Water*, 35 (2), 339–346.
- Moreale A., Van Bladel R. (1983). Transport vertical de solutés vers les eaux souterraines. Une approche sur colonnes de sol non perturbé. 1. Caractérisation des interactions solutés-sol. *Revue de l'Agriculture*, N°6, Vol 36 pp 1669-1676.
- OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators 1999-2000 (<http://www.oecd.org/dataoecd/20/50/1934217.pdf>).
- OMS-WHO. (1998a). Guidelines for drinking-water quality. Addendum to volume 1 - Recommendations. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 36 pp.
- OMS-WHO. (1998b). Methyl tertiary-butyl ether. Environmental Health Criteria n°206, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- OMS-WHO. (1996). Guidelines for drinking-water quality. Volume 2 : Health criteria and other supporting information. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 973 pp.
- OMS-WHO. (1993). Guidelines for Drinking-water quality. Volume I - Recommendations. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 188 pp.
- Otte, P.F., J.P.A Lijzen,, J.G. Otte, F.A. Swartjes, C.W. Versluis. (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set – Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Report n° 711701021. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, 125 pp.
- RAIS Risk Assessment Information System (<http://rais.ornl.gov/> )
- SPAQuE. (2004). Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI). PARTIE VI: Procédure de calcul des valeurs seuil (VS<sub>N</sub>) et valeurs d'intervention (VI<sub>N</sub>) fondées sur la protection des eaux souterraines. Document de consultation SPAQuE. (version Mars 2004)
- SPAQuE. (2005). Procédure de calcul des normes pour les eaux souterraines: valeur de référence (VR<sub>{nappe}</sub>), valeur seuil (VS<sub>{nappe}</sub>) et valeur d'intervention (VI<sub>{nappe}</sub>). Document de consultation SPAQuE. (version mars 2005).
- Srinivasan, V., T.P. Clement, and K.K. Lee. (2007). Domenico solution—is it valid? *Ground Water*, 45(2), 136–146.
- Umweltbundesamt (Agence fédérale allemande de l'Environnement) (<http://www.umweltbundesamt.de/index-e.htm> )
- Valocchi, A.J. (1985). Validity of the local equilibrium assumption for modelling sorbing solute transport through homogeneous soils. *Water Resources Research*, 21(6):808-820.
- Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus, 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°711701020. Bilthoven, The Netherlands.
- Vermeire, T.G. (1993). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. Addendum op rapport N°725201005. RIVM. Rapport N°715801001, Bilthoven, The Netherlands.

- Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw, P.J.C.M. Janssen. (1991). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM. Rapport N°725201005, Bilthoven, The Netherlands, 170 pp.
- West, M.R., B.H. Kueper, and M.J. Unga. (2007). On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. *Ground Water*, 45(2), 126–135.

## **ANNEXE C- 2**

### ***Méthodologie générale pour l'ajustement des $VS_N$ et $VI_N$***

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1</b>	<b>Objet de l'annexe</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Principes</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Méthode d'ajustement des <math>VS_N</math> et <math>VI_N</math></b> .....	<b>3</b>
<b>4</b>	<b>Détail de la procédure</b> .....	<b>4</b>
4.1	Equation générale.....	4
4.2	Ajustement du Facteur de dilution (FD) .....	4
4.2.1	Ajustement du facteur de dilution FD par analogie avec les valeurs applicables pour les principaux aquifères.....	5
4.2.2	Ajustement du facteur de dilution FD par calcul .....	5
4.3	Ajustement du facteur de redistribution massique ( $F_v$ ) .....	9
4.4	Ajustement du facteur de partition sol/lixiviat ( $K_{sw}$ ) .....	9
4.4.1	Coefficient de partition sol-eau corrigé ( $K_{dcor}$ ) .....	10
4.4.2	Paramètre Alpha ( $\alpha$ ) .....	11
<b>5</b>	<b>Outil d'ajustement des <math>VS_N</math> et <math>VI_N</math></b> .....	<b>11</b>

## 1 OBJET DE L'ANNEXE

La présente annexe a pour objet de présenter la méthodologie générale pour l'ajustement des valeurs limites VSN et VIN. L'information reprise est issue des documents rédigés dans le cadre de l'établissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne, notamment :

- SPAQuE (2004). *Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI). PARTIE VI: Procédure de calcul des valeurs seuil (VSN) et valeurs d'intervention (VIN) fondées sur la protection des eaux souterraines. Document de consultation SPAQuE. (version Mars 2004)*

## 2 PRINCIPES

L'ajustement de VSN et VIN se base sur l'ajustement des principaux paramètres intervenant dans le calcul du facteur d'atténuation global FAG (cf. annexe C-1, section 3). Il s'agit :

- du facteur de dilution (**FD**), qui s'ajuste sur base des caractéristiques élémentaires du site et de la nappe suivantes : conductivité hydraulique, épaisseur de mélange, gradient hydraulique, longueur de la zone polluée et valeur de l'infiltration nette annuelle;
- du facteur de redistribution massique dans la zone vadose (**F<sub>v</sub>**), qui peut être défini spécifiquement pour le terrain considéré sur base de l'épaisseur de la zone tampon (éventuellement) encore présente entre les couches de sol polluées et le toit de la nappe;
- du facteur de partition sol/lixiviat (**K<sub>sw</sub>**), qui s'établit suivant les coefficients de partition K<sub>d</sub> estimés pour le terrain considéré (K<sub>d</sub> in situ) soit indirectement à partir des propriétés du sol (pH, teneur en argile, teneur en matière organique, proportion du volume de sol occupée par la charge caillouteuse) soit au départ de mesures ou tests spécifiques.

La discussion ci-dessous mentionne uniquement VSN mais est applicable à la VIN également lorsque VS<sub>nappe</sub> est remplacée par VI<sub>nappe</sub>.

## 3 MÉTHODE D'AJUSTEMENT DES VSN ET VIN

Pour l'ajustement des VSN et des VIN, deux méthodes peuvent être utilisées par l'expert en fonction des données à sa disposition :

- soit par type d'aquifère. Cette méthode permet de faire varier uniquement le facteur FD qui a été défini pour les 6 grands types d'aquifères en Wallonie (cf. ci-dessous) ;
- soit par calcul complet. Cette méthode implique que l'expert dispose de données ou de mesures particulières au site d'étude pour les paramètres utiles au calcul des facteurs FD, Fv et Ksw. Toutes les données ou mesures entrées dans le calcul doivent faire l'objet d'une justification. A défaut de données ou de mesures sur certains paramètres, des valeurs par défaut (dépendantes du type d'usage ou du type de nappe) peuvent être utilisées.

Dans tous les cas, au minimum, les paramètres suivants doivent être ajustés sur base de mesures de terrain et moyennant justification :

- type d'aquifère
- pH
- Matière organique

## 4 DÉTAIL DE LA PROCÉDURE

### 4.1 EQUATION GÉNÉRALE

L'ajustement de la  $VS_N$  se base sur la relation suivante:

$$VS_{N,ajustée} = VS_{\{nappe\}} \times \left( \frac{1}{1000} \right) \times \frac{FD_{ajusté}}{F_{v,ajusté} \times K_{sw,ajusté}} \quad \text{Equation 1}$$

Avec :

- $VS_{N,ajustée}$ : valeur seuil générique pour le sol, préventive des risques de lessivage et ajustée aux conditions du site [mg/kg M.S.]
- $VS_{\{nappe\}}$ : valeur seuil pour la nappe [ $\mu\text{g/l}$ ]
- $FD_{ajusté}$ : facteur de dilution ajusté au type d'aquifère du site étudié [-]
- $F_{v,ajusté}$ : facteur de redistribution massique dans la zone vadose [-]
- $K_{sw,ajusté}$ : facteur de partition sol/lixiviat [kg/l]

### 4.2 AJUSTEMENT DU FACTEUR DE DILUTION (FD)

Le facteur de dilution est obtenu par la relation suivante :

$$FD = 1 + \frac{d_{zm} \times K \times \nabla H}{I \times L} \quad \text{Equation 2}$$

Avec :

- FD : facteur de dilution [-]
- $d_{zm}$  : épaisseur de la zone de mélange [m]
- K : conductivité hydraulique [m/an]
- $\nabla H$  : gradient hydraulique [-]
- L : Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain [m]
- I : Infiltration efficace annuelle [m/an]

Dans le cadre de la détermination  $VS_N$  et  $VI_N$ , le FD a été fixé par défaut à une valeur unique de 30.

Dans le cadre de l'ESR, pour l'ajustement du facteur de dilution FD, on pourra procéder :

- soit par analogie, en se référant aux valeurs moyennes obtenues pour les 6 grands types d'aquifères (cf. ci-dessous) ;
- soit par calcul, en se référant aux valeurs des paramètres  $d_{zm}$ , K,  $\nabla H$ , L et I applicables pour le terrain étudié (cf. ci-dessous).

#### 4.2.1 AJUSTEMENT DU FACTEUR DE DILUTION FD PAR ANALOGIE AVEC LES VALEURS APPLICABLES POUR LES PRINCIPAUX AQUIFÈRES

Le facteur FD peut être défini d'après le type de nappe en se référant aux valeurs tabulées ci-dessous établies pour les principaux aquifères de la Wallonie (valeurs de  $FD_{moyen}$  établies par calcul sur base de données recueillies dans le cadre d'études hydrogéologiques) :

Type d'aquifère	Lithologie	$FD_{moyen}$ [-]
Nappe alluviale	Graviers	108
Nappe du crétacé de Hesbaye	Craies	12
Nappe du Bruxellien	Sables	72
Nappe calcaire	Calcaires	33
Nappe du Sinémurien	Sables et grès	24
Nappe des schistes et grès	Schistes et grès	13
Nappe non exploitable	-	12

Tableau 2-1 : Valeurs du paramètre  $FD_{moyen}$  par type d'aquifère

Le  $FD_{ajusté}$  est égal au  $FD_{moyen}$  du type d'aquifère de référence se rapprochant le mieux de la nappe présente au droit de la contamination.

Pour les nappes non exploitables, la valeur du facteur de dilution applicable est par défaut fixé à la valeur minimale obtenue pour les 6 aquifères de référence, à savoir 12.

#### 4.2.2 AJUSTEMENT DU FACTEUR DE DILUTION FD PAR CALCUL

L'expert peut déterminer le FD propre aux conditions du site sur base de l'équation générale donnée ci-dessus (Equation 2). Dans ce cas :

- l'expert devra justifier du caractère représentatif des valeurs utilisées pour chacun des paramètres intervenant dans l'équation ;
- au minimum les paramètres L et  $\Delta H$  devront être issus des mesures effectuées sur le terrain.

Les lignes directrices à suivre pour la sélection des valeurs applicables pour les différents paramètres sont données ci-dessous.

Notons que dans le cas d'un ajustement des  $VS_N$  et  $VI_N$  par calcul complet, la borne inférieure de FD est fixée à 12 ce qui correspond au FD d'une nappe non-exploitable.

##### 4.2.2.1 Epaisseur de mélange ( $d_{zm}$ )

- Pour des aquifères épais (> 2m): il est recommandé d'établir l'épaisseur de mélange ( $d_{zm}$ ) d'après les équations suivantes, qui considèrent distinctement l'importance relative de la profondeur de mélange due à la dispersivité verticale ( $d_{av}$ ), et celle due au déplacement de l'eau dans l'aquifère ( $d_{lv}$ ) :

$$d_{zm} = d_{av} + d_{lv} \quad \text{Equation 3}$$

$$d_{zm} = (2 \times \alpha_z \times L)^{0.5} + d_a \left\{ 1 - \exp \left[ \frac{(-L \times I)}{K \times \nabla H \times d_a} \right] \right\} \quad \text{Equation 4}$$

Paramètres	Signification	Unités	Spécificité	Source d'information
$d_{av}$	Profondeur de mélange due à la dispersivité verticale	m	site	Calcul
$d_{lv}$	Profondeur de mélange due au déplacement de l'eau dans l'aquifère	m	site	Calcul
$\alpha_x$	Dispersivité longitudinale	m	site	$\alpha_x = 0.1 \times L$ Equation 5 <sup>1</sup>
$\alpha_z$	Dispersivité verticale	m	site	$\alpha_z = 0.056 \times \alpha_x$ Equation 6 <sup>2</sup>
$d_a$	Epaisseur de l'aquifère	m	site	Mesure
$K$	Conductivité hydraulique de l'aquifère	m/an	site	Valeur par défaut (cf. Tableau 2-3) ou mesure (cf. 4.2.2.2)
$\nabla H$	Gradient hydraulique	m/m	site	Mesure (cf. 4.2.2.3)
$I$	Infiltration efficace annuelle	m/an	site	Valeur par défaut (cf. Tableau 2-4) ou mesure (cf. 4.2.2.4)
$L$	Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain	m	site	Mesure (cf. 4.2.2.5)

Tableau 2-2 : Paramètres requis pour le calcul de l'épaisseur de la zone de mélange  $d_{zm}$  pour des aquifères épais (> 2m)

Pour la définition des paramètres requis au calcul de l'épaisseur de mélange ( $d_{zm}$ ), il y a lieu :

- de considérer une valeur par défaut pour la dispersivité longitudinale  $\alpha_x$ <sup>3</sup> ;
- de mesurer l'épaisseur de l'aquifère  $d_a$  via les informations hydrogéologiques déduites des piézomètres de reconnaissance ;
- de mesurer la conductivité hydraulique  $K$  à l'aide d'essais de pompages (alternativement des valeurs par défaut par type de nappe peuvent néanmoins être utilisées) (cf. § 4.2.2.2),
- de mesurer le gradient hydraulique  $\nabla H$  (cf. § 4.2.2.3),
- d'utiliser une valeur par défaut pour l'infiltration  $I$  (cf. § 4.2.2.4),
- de mesurer la longueur de la zone polluée parallèle au flux souterrain  $L$  (cf. § 4.2.2.5).

Cas particuliers :

- Pour des aquifères peu épais ( $\leq 2m$ ): on pose comme hypothèse de travail que  $d_{zm} = d_a$  ;
- Pour des aquifères dont l'épaisseur ne peut être établie : on prend comme valeur par défaut  $d_{zm} = 2m$  ;
- Lorsque les paramètres requis pour le calcul de  $d_{zm}$  sont jugés fortement incertains : on prend comme valeur par défaut  $d_{zm} = 2m$ .

<sup>1</sup> Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995), EPA (1986) cités dans Connor, J.A., R.L., Bowers, S.M., Paquette, C.J., Newell, (1997). Soil attenuation model for derivation of risk-based soil remediation standards. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, U.S., 34 pp.

<sup>2</sup> Gelhar & Axness (1981) cité dans Environmental Protection Agency (EPA) (1996).

<sup>3</sup> A noter qu'au palier 2 une mesure la dispersivité longitudinale  $\alpha_x$  pourra éventuellement s'effectuer par un essai de traçage.

#### 4.2.2.2 Conductivité Hydraulique (K)

Il est recommandé, dans la mesure du possible, de se fonder sur la mesure effective de la conductivité hydraulique à l'aide de pompages d'essai<sup>4</sup> (cf. annexe C-3.3. section 2).

Alternativement, des valeurs indicatives dépendantes de la formation géologique de référence ou du type d'aquifères en Wallonie sont disponibles et ont été établies par calcul sur base de données recueillies dans le cadre d'études hydrogéologiques<sup>5</sup>.

Ces valeurs pourront être utilisées par défaut au stade de l'ESR dans le cadre d'un ajustement par calcul complet.

Type d'aquifère	Lithologie	K <sub>moyen</sub> (m/s)
Nappe alluviale	Graviers	1.00E-03
Nappe du crétacé de Hesbaye	Craies	1.00E-04
Nappe du Bruxellien	Sables	5.00E-05
Nappe calcaire	Calcaires	1.00E-04
Nappe du Sinémurien	Sables et grès	1.00E-04
Nappe des schistes et grès	Schistes et grès	1.00E-05
Nappe non exploitable	-	-

Tableau 2-3 : Valeurs du paramètre K<sub>moyen</sub> par type d'aquifère

#### 4.2.2.3 Gradient Hydraulique (∇H)

Le gradient hydraulique pertinent pour la zone étudiée doit être établi sur base des données piézométriques relevées sur le site.

Le gradient hydraulique suit l'équation suivante :

$$\nabla H (-) = \frac{\Delta H}{L} \quad \text{Equation 7}$$

Avec :

- ΔH : Différence d'altitude de la nappe entre 2 points d'une même ligne de courant [m]
- L : Distance entre les deux points de mesure de l'altitude de la nappe [m]

<sup>4</sup> En effet, la mise en œuvre ainsi que l'interprétation d'un pompage d'essai, n'induisent habituellement qu'un coût additionnel limité par rapport à la réalisation du piézomètre de reconnaissance, tout en permettant d'apprécier la distribution spatiale, au voisinage du panache de ce paramètre « directeur » de la migration d'un panache.

<sup>5</sup> Selon les propositions formulées par la DGARNE et discutées lors des réunions du Groupe Thématique Eaux Souterraines dans le cadre des travaux pour l'élaboration du projet de décret relatif à l'assainissement des sols pollués.

La détermination correcte de  $\Delta H$  requiert la réalisation d'un nombre suffisant de piézomètres. Un strict minimum de trois est requis pour préciser le plan associé à la surface piézométrique.

Pour la mesure du  $\Delta H$ , il sera vérifié que :

- les coordonnées topographiques X, Y et Z auront été levées avec une précision :
  - $\leq 0,10$  m pour X et Y
  - $\leq 0,01$  m pour Z
- les crépines investiguent la même structure aquifère.

#### 4.2.2.4 Infiltration efficace annuelle (I)

Les directives pour la détermination du paramètre I sont fournies à la section 1 de l'annexe C-3.4.

Alternativement, des valeurs indicatives dépendantes de la formation géologique de référence ou du type d'aquifères en Wallonie sont disponibles et ont été établies par calcul sur base de données recueillies dans le cadre d'études hydrogéologiques.

Ces valeurs pourront être utilisées par défaut au stade de l'ESR dans le cadre d'un ajustement par calcul complet.

Type d'aquifère	Lithologie	I <sub>moyen</sub> (mm)
Nappe alluviale	Graviers	250
Nappe du crétacé de Hesbaye	Craies	260
Nappe du Bruxellien	Sables	275
Nappe calcaire	Calcaires	240
Nappe du Sinémurien	Sables et grès	250
Nappe des schistes et grès	Schistes et grès	150
Nappe non exploitable	-	-

Tableau 2-4 : Valeurs du paramètre I<sub>moyen</sub> par type d'aquifère

#### 4.2.2.5 Longueur de la zone polluée (L)

Le paramètre L désigne la longueur de la zone polluée (zone vadose) dans la direction du flux souterrain.

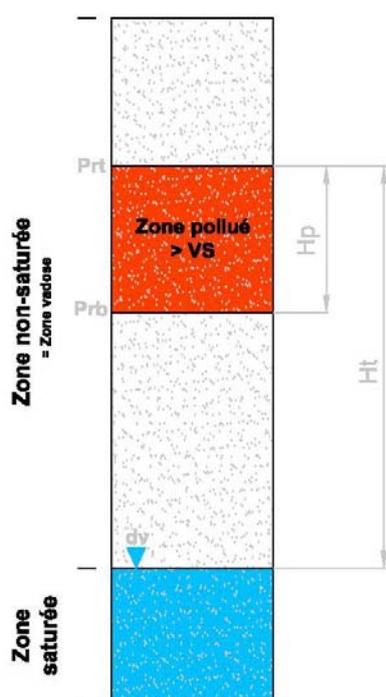
Les limites d'extension de la zone polluée seront fixées par jugement d'expert, en tenant compte notamment des sources de pollution, de la distribution des concentrations mesurées, et de valeurs de concentration de fond applicables.

Sans indication sur la longueur de la zone polluée (L), l'expert prendra la plus grande longueur du site (par exemple la diagonale si le site est un rectangle).

#### 4.3 AJUSTEMENT DU FACTEUR DE REDISTRIBUTION MASSIQUE ( $F_v$ )

L'ajustement des  $VS_N$  et  $VI_N$  par type de nappe ou par calcul complet nécessite d'ajuster la valeur de  $F_v$ . Celle-ci doit être calculée pour chaque polluant sur base de la profondeur représentative du sol pollué et de la profondeur représentative de la nappe.

La VS du décret sol constitue le seuil au-delà duquel le sol est considéré comme pollué.



Le facteur de redistribution massique dans la zone non saturée ( $F_v$ ) est calculé d'après :

$$F_v (-) = \frac{Hp}{Ht} \quad \text{Equation 8}$$

Avec :

- $Hp$  : Epaisseur de la vadose contaminée [m]

$$Hp(m) = Prb - Prt \quad \text{Equation 9}$$

Avec :

$Prb$  = Profondeur de la base de la contamination [m]

$Prt$  = Profondeur du toit de la contamination [m]

- $Ht$  : Epaisseur totale de la vadose sous la contamination [m]

$$Ht(m) = dv - Prt \quad \text{Equation 10}$$

Avec :

$Prt$  = Profondeur du toit de la contamination [m]

$dv$  = Profondeur représentative de la nappe [m]

#### 4.4 AJUSTEMENT DU FACTEUR DE PARTITION SOL/LIXIVIAT ( $K_{sw}$ )

L'ajustement des  $VS_N$  et  $VI_N$  par type de nappe ou par calcul complet nécessite d'ajuster la valeur de  $K_{sw}$ .

Le facteur de partition sol / lixiviat ( $K_{sw}$ ) est défini par l'expression générale suivante :

$$K_{sw} (kg/l) = \frac{1}{\left[ K_{dcor} + \frac{\theta_v + \theta_g H'}{\rho_b} \right]} \quad \text{Equation 11}$$

Avec :

- $K_{dcor}$  [l/kg] : est le coefficient de partition sol – eau ( $K_d$ ) corrigé et établi selon une des méthodes présentées à l'annexe C-3-1.

La correction tient compte de la pierrosité estimée du sol pour la zone étudiée qui réduit la fraction des sites disponibles pour l'adsorption.

$$K_{dcor} = K_d \times f_{ads} \quad \text{Equation 12}$$

Avec :

- $K_{dcor}$  = Coefficient de partition sol-eau corrigé [l/kg]
- $K_d$  = Coefficient de partition sol-eau (spécifique au contaminant) [l/kg]
- $F_{ads} = 1 - (\text{Pierrosité}/100)$  [-] Equation 13
- Pierrosité = Fraction granulométrique > 2 mm [%] <sup>6</sup> Equation 14

$$\bullet \frac{\theta_v + \theta_g H'}{\rho_b} = \alpha \quad \text{Equation 15}$$

Avec :

- $\Theta_v$  = teneur volumique en eau [-]
- $\Theta_g$  = teneur volumique en air [-]
- $\rho_b$  = densité apparente à l'état sec [kg/dm<sup>3</sup>]
- $H'$  = constante d'Henry adimensionnelle (spécifique au contaminant) [-]

Et :

$$\bullet \theta_v = f \times \left(1 - \frac{\rho_b}{2,6}\right) \quad \text{Equation 16}$$

$$\bullet \theta_g = \left(1 - \frac{\rho_b}{2,6}\right) - \theta_v \quad \text{Equation 17}$$

Les valeurs par défaut des paramètres qui ont servi au calcul du facteur de partition sol -lixivié ( $K_{sw}$ ) dans le cadre de la détermination des  $VS_N$  et  $VI_N$  sont présentées au tableau 1-2 de la section 3.1 de l'annexe C-1.

#### 4.4.1 COEFFICIENT DE PARTITION SOL-EAU CORRIGÉ ( $K_{DCOR}$ )

Pour l'ajustement des  $VS_N$  et  $VI_N$  :

- La valeur du coefficient de partition  $K_d$  doit être établie selon une des méthodes présentées à l'annexe C-3-1 et en respectant les prescriptions formulées en ce qui concerne les règles pour l'ajustement du paramètre en fonction des propriétés des sols ;
- Pour le calcul de  $K_{dcor}$  :
  - La correction par la pierrosité ne doit pas être effectuée si, selon la méthode retenue pour établir le coefficient de partition  $K_d$  (cf. annexe C-3.1.), la pierrosité a déjà été prise en compte (exemple :  $K_d$  estimé d'après une méthode in situ où les concentrations totales du sol se rapportent bien à l'ensemble de l'échantillon, pierrosité incluse. Dans ce cas  $K_{dcor} = K_d$  estimé in situ ;

<sup>6</sup> On se référera préférentiellement à des analyses granulométriques et le cas échéant, aux descriptions des logs de forages.

- « Pierrosité » ne peut être ajusté dans un sens moins contraignant (pierrosité plus faible que celle considérée par défaut d'après le tableau 1-2 de l'annexe C-1) que si l'expert dispose de données d'observation (pierrosité rapportée dans les log de forage) ou de mesure fiables et représentative de la situation étudiée (unité spatiale d'analyse). Dans le cas contraire, les valeurs par défaut sont utilisées.

#### 4.4.2 PARAMÈTRE ALPHA ( $\alpha$ )

Dans le cas des polluants volatils ou semi-volatils, la valeur de  $\alpha$  peut être calculée avec les valeurs par défaut des paramètres  $\Theta_v$ ,  $\Theta_g$  et  $\rho_b$  telles que fixées pour l'établissement des normes (tableau 1-2 de l'annexe C-1), ou avec d'autres valeurs des paramètres fixées par référence aux directives fournies à la section 2 de l'annexe C-3.4 (pour  $\Theta_v$ ) et aux directives de la section 2 de l'annexe C-3.6 (pour  $\rho_b$ ).

En l'absence de coefficient de Henry adimensionnel  $H'$  pour les métaux lourds, le terme  $\alpha$  a été fixé à 0.153.

## 5 OUTIL D'AJUSTEMENT DES $VS_N$ ET $VI_N$

Pour réaliser les calculs d'ajustement des  $VS_N$  et  $VI_N$  par type de nappe ou par calcul complet, une feuille de calcul excel® est mise à disposition par la DPS.

Dans le cadre d'un ajustement des  $VS_N$  et/ou  $VI_N$ , l'expert devra fournir à l'Administration l'ensemble des valeurs utilisées pour l'ajustement des paramètres  $FD$ ,  $Fv$  et  $K_{dcor}$ , avec leur justification. A cet effet la feuille de calcul excel® devra être imprimée (fonction prévue à cet effet sur la feuille).

## ANNEXE C-3.1

### *Méthodes de détermination du facteur de partition sol/lixiviat $K_d$*

Sous - Outils présentés :

- Palier 1 :  
Régressions linéaires pour la détermination du coefficient de partition sol/eau  $K_d$ .
- Palier 1/2 :  
Tests relatifs à la détermination du coefficient de partition sol/eau  $K_d$ .

## TABLE DES MATIÈRES

1	Palier 1 : Régressions linéaires, données issues de la littérature relatives à la détermination du coefficient de partition sol/eau $K_d$ .....	5
1.1	Cas des polluants organiques.....	5
1.1.1	Cas des polluants organiques hydrophobes non ionisants .....	6
1.1.2	Cas des polluants organiques ionisants.....	6
1.1.3	Estimation du coefficient de partition sol/solution $K_d$ de polluants organiques à partir du coefficient octanol-eau $K_{ow}$ .....	7
1.1.4	Données issues de la littérature scientifique .....	9
1.2	Cas des métaux lourds/métalloïdes .....	10
1.3	Références bibliographiques.....	12
2	Palier 1/2 : Tests relatifs à la détermination du coefficient de partition sol/eau $K_d$ .....	13
2.1	Choix d'une méthode pour la détermination des paramètres $K_d$ et $R_f$ .....	13
2.2	Présentation des méthodes pour la détermination du $K_d$ applicables dans le cadre de l'évaluation des risques de lessivage (sol pollué et eau propre).....	15
2.2.1	Tests de lixiviation .....	15
2.3	Présentation des méthodes pour la détermination du $K_d$ applicables dans le cadre de l'évaluation des risques de dispersion (eau polluée et sol propre).....	16
2.3.1	Test en batch .....	16
2.3.2	Test en colonne .....	17
2.3.3	Test in situ .....	19
2.3.4	Méthode par modélisation.....	19
2.3.5	Relation entre coefficient de partage sol/eau $K_D$ et facteur de retard $R_f$ .....	20
2.4	Protocole généralisé relatif à la mesure du paramètre $K_d$ d'une substance polluante (test en batch) .....	21
2.4.1	Choix des phases solide et liquide.....	21
2.4.1.1	Phase solide .....	21
2.4.1.2	Phase liquide .....	23
2.4.2	Hypothèses de travail.....	24



2.4.2.1	Ratio L/S.....	24
2.4.2.2	Masse de l'échantillon solide .....	24
2.4.2.3	Temps d'équilibre d'adsorption .....	24
2.4.3	Matériel de laboratoire .....	25
2.4.4	Précautions.....	25
2.4.5	Préparation des expérimentations.....	25
2.4.5.1	Préparation des échantillons de sol .....	25
2.4.5.1.1	Réception des échantillons de sol .....	25
2.4.5.1.2	Homogénéisation et Tamisage des échantillons de sol .....	26
2.4.5.1.3	Nettoyage et équilibre des échantillons solides (ex : cas du Chrome VI) .....	26
2.4.5.1.4	Conditionnement des échantillons de sol préparés.....	27
2.4.5.2	Préparation des solutions de polluant.....	28
2.4.6	Expérimentations .....	28
2.4.6.1	Mélange et partition.....	31
2.4.6.2	Réalisation du blanc.....	32
2.4.6.3	Analyse des concentrations en polluant dans la phase liquide .....	32
2.4.6.3.1	Analyse de la concentration finale en polluant en phase liquide $Cl_f$ .....	32
2.4.6.3.2	Analyse de la concentration initiale résiduelle en polluant en phase solide $CS_0$ .....	33
2.4.7	Interprétations des résultats.....	33
2.4.7.1	Calculs du $K_d$ .....	33
2.4.7.2	Ajustements du $K_d$ .....	34
2.4.7.2.1	Correction par blanc.....	34
2.4.7.2.2	Correction de la fraction rocheuse.....	34
2.4.7.2.3	Ajustement finale du $K_d$ .....	37
2.4.7.3	Mise en évidence d'une Relation entre $K_d$ et $Cl_f$ .....	37
2.4.7.4	Calculs du $R_f$ .....	37
2.5	Références bibliographiques.....	38

## FIGURES – TABLEAUX

### FIGURES

Figure 2-1 : Schéma de principe de la méthode de détermination du $K_d$ par batch-test (US-EPA, 1999). ....	16
Figure 2-2 : Schéma du protocole de mesure du $R_f$ sur colonne (US-EPA, 1999). ....	17
Figure 2-3 : Tests en colonne avec une source de polluant ponctuelle ou continue - diagrammes schématiques des concentrations en contaminant restituées. ....	18
Figure 2-4 : Synthèse des actions relatives à la préparation et à l'exécution des expérimentations. ....	30

### TABLEAUX

Tableau 1-1 : Paramètres des équations de prédiction pour N composés chimiques considérés (selon Sabljic <i>et al.</i> , 1995). ....	8
Tableau 1-2 : Relation d'ajustement du coefficient de partition pour quelques polluants inorganiques. ....	10
Tableau 1-3 : Propriétés de l'horizon B des sols standards à utiliser pour l'application des relations d'ajustement. ....	11
Tableau 2-1 : Typologie et spécificités des phases liquides exploitables pour un test en batch. ....	23

## 1 PALIER 1 : RÉGRESSIONS LINÉAIRES, DONNÉES ISSUES DE LA LITTÉRATURE RELATIVES À LA DÉTERMINATION DU COEFFICIENT DE PARTITION SOL/EAU $K_d$

Les mécanismes principaux qui contrôlent le  $K_d$  varient en fonction du type polluant. Le recours à des régressions linéaires, dépendantes des propriétés intrinsèques au polluant d'une part et au sol d'autre part, sont proposées dans le cadre du premier palier de l'ER<sub>ES</sub> pour les types de polluants décrits ci-dessous :

- Polluants organiques hydrophobes non ionisants (ex : HAM, HAP...);
- Polluants organiques ionisants (Ex : Amines, Acides carboxyliques, Phénols...);
- Métaux lourds (Cr, Pb, As..).

### 1.1 CAS DES POLLUANTS ORGANIQUES

Les sections 1.1.1 à 1.1.3 ci-dessous fournissent les équations utiles pour l'estimation des coefficients de partition sol/solution  $K_d$  applicables pour les polluants organiques dans le cadre des procédures de l'ESR-N (e.a. pour l'ajustement des valeurs limites  $VS_N$  et/ou  $VI_N$ ) ou dans le cadre de l'EDR-N. Ces équations font appel :

- Aux propriétés physico-chimiques spécifiques des polluants : les données à utiliser sont les propriétés physico chimiques de référence fournies à l'annexe B-4 de la partie B du GRER ; à défaut (polluants non normés et non encore repris à l'annexe B4), les propriétés physico-chimiques feront l'objet, par l'expert, d'une recherche spécifique dans les données de la littérature (l'expert se référera notamment aux sources bibliographiques indiquées à l'annexe B4).
- Aux propriétés physico-chimiques fondamentales du sol :  $pH_{(H_2O)}$  et teneur en Matière organique (%) (plus exactement la fraction – sans dimension – de carbone organique  $f_{oc}$  que l'on calcule au départ de la teneur en matière organique, cf. annexe C-1).

Pour l'utilisation de ces équations en vue d'estimer la valeur de  $K_d$  applicable (ajustée) aux conditions de sol étudiées, l'expert devra démontrer qu'il dispose de données fiables concernant les paramètres  $pH_{(H_2O)}$  et teneur en Matière organique<sup>1</sup> et représentatives de la situation (soit l'unité spatiale d'analyse) étudiée.

---

<sup>1</sup> En particulier pour la détermination de la teneur en matière organiques, les méthodes par "perte au feu" sont à exclure.

### 1.1.1 CAS DES POLLUANTS ORGANIQUES HYDROPHOBES NON IONISANTS

De nombreux polluants organiques dissous peuvent s'adsorber sur les particules solides (*hydrophobic theory*) (Karickhoff *et al.*, 1979). Selon cette théorie, la sorption de polluants organiques s'effectue presque exclusivement sur la fraction de carbone organique à condition qu'elle représente au moins 1% en masse du sol ou de l'aquifère. En investiguant la sorption de polluants aromatiques polycycliques et hydrocarbures chlorés sur des sédiments naturels, une relation linéaire a été mise en exergue entre le coefficient de partition sol/solution  $K_d$  et la fraction de carbone organique  $f_{oc}$  :

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (1.)$$

Avec

$$f_{oc} = \frac{MO}{100 * 1.724} \quad (2.)$$

où MO = Taux de matière organique (%) ;

où le facteur de proportionnalité  $K_{oc}$  a été défini comme étant le coefficient de partition eau-carbone organique. Il a été démontré que la relation  $K_d - f_{oc}$  reste linéaire jusqu'à des fractions de carbone organique valant 0,001. En-dessous de cette teneur critique notée  $f_{oc}^*$ , l'adsorption sur des surfaces minérales (sols contenant des minéraux argileux) devient significative. Pour des polluants organiques non polaires avec moins de 10 atomes de C, il a été démontré que le rapport du pourcentage d'argile à celui de la matière organique doit être inférieur à 60 pour que la relation  $K_d - f_{oc}$  soit valide (Dragun, 1988).

Pour une teneur en carbone organique inférieure à  $f_{oc}^*$ ,  $K_d$  peut s'obtenir directement à partir de la relation suivante (Dragun, 1988) :

$$K_d = 10^{(1.01 \times \log(K_{ow}) - 0.36)} \quad (r^2 = 0.85) \quad (3.)$$

où  $K_{ow}$  est le coefficient de partition octanol/eau, indice du degré d'hydrophobicité et lipophilique du polluant organique.

### 1.1.2 CAS DES POLLUANTS ORGANIQUES IONISANTS

Les amines, les acides carboxyliques et phénols, qui contiennent des groupes fonctionnels s'ionisant aux valeurs de pH rencontrés dans la vadose<sup>2</sup>, confèrent aux polluants organiques hydrophobes ionisants des propriétés de sorption distinctes.

Dans l'approche de l'EPA, la détermination des  $K_{oc}$  s'effectue en deux étapes: (1) la détermination de l'importance de l'ionisation; (2) la pondération des  $K_{oc}$  pour les espèces ionisées ( $K_{oc,i}$ ) et neutres ( $K_{oc,n}$ ) en fonction du degré d'ionisation calculé à une valeur de pH représentative pour le calcul de  $K_{oc}$  :

<sup>2</sup> Schellenberg, (1984) cité dans Environmental Protection Agency (EPA) (1996).

$$K_d = K_{oc,p} f_{oc} \quad (4.)$$

où  $K_{oc,p}$  est donné par la relation suivante<sup>3</sup>:

$$K_{oc,p} = K_{oc,n} \Phi_n + K_{oc,i} (1 - \Phi_n) \quad (5.)$$

L'équation (4.) a notamment été utilisée pour prédire les  $K_{oc}$  mesurés en laboratoire pour le pentachlorophénol et d'autres acides organiques ionisants en fonction du pH.

Le calcul des fractions non dissociées est spécifique au caractère acide/base du polluant organique:

$$\Phi_{n,acide} = \frac{[HA]}{[HA] + [A^-]} = (1 + 10^{pH - pKa})^{-1} \quad (6.)$$

$$\Phi_{n,base} = \frac{[B^0]}{[B^0] + [BH^+]} = (1 + 10^{pKa - pH})^{-1} \quad (7.)$$

où le pKa est la constante de dissociation du polluant.

Etant donné la difficulté d'obtenir, par le biais d'une recherche bibliographique, des  $K_{oc,i}$  et  $K_{oc,n}$ , il a été opté pour une approche où les  $K_{oc}$  ne sont pas pondérés pour les espèces ionisées ou neutres, soit:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \times \Phi_{n,acide} \quad (8.)$$

où  $\Phi_{n,acide}$  est donnée par la relation (5.)<sup>4</sup>. Cette démarche a également été adoptée aux Pays-Bas (Veerkamp & ten Berge, 1994).

### 1.1.3 ESTIMATION DU COEFFICIENT DE PARTITION SOL/SOLUTION $K_D$ DE POLLUANTS ORGANIQUES À PARTIR DU COEFFICIENT OCTANOL-EAU $K_{ow}$

L'application des équations (1.) et (7.) suppose que les  $K_{oc}$  soient connus. En l'absence de données relatives au coefficient de partition eau-carbone organique  $K_{oc}$  d'un polluant organique spécifique, celui-ci peut être estimé à partir du coefficient de partition octanol-eau  $K_{ow}$  qui lui est étroitement corrélé. Il a été opté pour l'approche retenue par le RIVM (Otte *et al.*, 2001) basée sur les travaux de Sabljic *et al.* (1995). Ces auteurs ont considérablement amélioré la fiabilité des équations de prédiction  $K_{oc} - K_{ow}$  en distinguant les classes chimiques (*Quantitative Structure-Activity Relationships* (QSAR) Modelling). L'équation d'estimation du  $K_{oc}$  à partir du  $K_{ow}$  pour les différents modèles de régression est donnée ci-dessous.

<sup>3</sup> Lee et al. (1990) cité dans Environmental Protection Agency (EPA) (1996).

<sup>4</sup> Pour des polluants organiques neutres avec groupes fonctionnels polaires, le rapport du pourcentage d'argile au pourcentage de matière organique doit être inférieur à 25. Au-delà de cette valeur, l'adsorption sur les surfaces minérales prédomine (Dragun, 1988).

$$\boxed{\text{Log}K_{oc} = a.\text{Log}K_{ow} + b}$$

(9).

Les paramètres de régression sont repris au tableau 1-1.

Modèle	Modèles de sorption généraux	a	b	N	R <sup>2</sup>
1	Composés principalement hydrophobes (1)	0,10	0,81	81	0,887
2	Composés non hydrophobes (2)	1,02	0,52	390	0,631
3	Composés de type phénolique: phénols, anilines, benzonitriles, nitrobenzènes (3)	0,90	0,63	54	0,744
4	Composés agricoles: acétanilides, carbamates, esters, phénylurées, phosphates, triazines, triazoles, uraciles	1,09	0,47	216	0,681
5	Alcools et acides organiques	0,50	0,47	36	0,715
<b>Modèles de sorption spécifiques par classe chimique</b>					
6	Acétanilides	1,12	0,40	21	0,491
7	Alcools	0,50	0,39	13	0,747
8	Amides	1,25	0,33	28	0,440
9	Anilines	0,85	0,62	20	0,808
10	Carbamates	1,14	0,365	43	0,568
11	Dinitroanilines	1,92	0,38	20	0,817
12	Esters	1,05	0,49	25	0,753
13	Nitrobenzènes	0,55	0,77	10	0,666
14	Acides organiques	0,32	0,60	23	0,736
15	Phénols et benzonitriles	1,08	0,57	24	0,737
16	Phénylurées	1,05	0,49	52	0,790
17	Phosphates	1,17	0,49	41	0,726
18	Triazines	1,50	0,30	16	0,273
19	Triazoles	1,405	0,47	15	0,631

- (1) composés d'atomes de carbone (C), d'hydrogène (H) et d'halogènes (F, Cl, Br, I)  
 (2) tous les autres composés qui ne peuvent pas être classés dans la 1ère catégorie. A titre d'exemple, on peut se référer au Tableau 2 dans Sabljic *et al.* (1995)  
 (3) Composés de type phénolique c'est-à-dire des phénols substitués (Cl, Br, CH<sub>3</sub>, OH, NO<sub>2</sub>, CH<sub>3</sub>O), anilines substitués (Cl, Br, CH<sub>3</sub>, CF<sub>3</sub>, CH<sub>3</sub>O, N-Me, benzonitriles chlorés, nitrobenzènes substitués (Cl, Br, NH<sub>2</sub>)

Tableau 1-1 : Paramètres des équations de prédiction pour N composés chimiques considérés (selon Sabljic *et al.*, 1995).



### 1.1.4 DONNÉES ISSUES DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE

Le cas échéant, des valeurs publiées dans la littérature scientifique peuvent être sélectionnées avec grande précaution.

Le site Internet du programme Transpol (INERIS), relatif à la recherche sur les thèmes de la caractérisation, de la modélisation et de la surveillance des pollutions des sols et des nappes, propose diverses ressources pour assister l'expert au niveau de la détermination du coefficient de partition sol/eau d'un composé en fonction de caractéristiques propres aux essais réalisés.

Des données expérimentales  $K_d$  et  $T_{1/2}$  relatives à divers HAP et solvants chlorés ont pu être synthétisées grâce à une vaste étude bibliographique des valeurs mesurées lors de divers tests de laboratoire ou *in situ*.

Lorsque le contexte de l'étude est similaire à celui pour lequel la valeur a été estimée (conditions redox, lithologie, teneur en carbone organique...), ce recueil de données permettra au modélisateur d'obtenir des domaines de variations (min. et max. d'après des valeurs issues de la littérature) adaptés à ses besoins.

L'expert devra éventuellement évaluer si des données plus récentes ne sont pas plus pertinentes dans le cadre de son projet.

Le tableau ci-dessous présente les ressources disponibles du programme Transpol relatives à la détermination du paramètre  $K_d$  :

Références utiles (non exhaustif)	Outils utiles disponibles
 <p>O. BOUR, <i>Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres <math>K_d</math> (sorption) et <math>T_{1/2}</math> (biodégradation)</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 66244 – DESP – R02), Programme TRANSPOL, 2005.</p>  <p>Ce rapport est disponible en ligne sur le site web de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&amp;action=getDoc&amp;id_doc_object=2713">http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&amp;action=getDoc&amp;id_doc_object=2713</a>, consulté le 03/11/2009.</p>	<p>Synthèse bibliographique des paramètres d'entrée <math>K_d</math> et <math>T_{1/2}</math>, issus de la littérature scientifique, pour les principaux HAP (16 de la liste de l'agence environnementale américaine).</p>
 <p>M. MARIOT (INERIS), <i>Solvants chlorés, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres <math>K_d</math> (sorption) et <math>T_{1/2}</math> (biodégradation)</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 08 – 94669 – 08132A), Programme TRANSPOL, 2009.</p>  <p>Ce rapport est disponible en ligne sur le site web de l'INERIS (cf. lien présenté en Annexe 3.1 pour la détermination du <math>K_d</math>) ou sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2">http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2</a>, consulté le 05/11/2009.</p>	<p>Synthèse bibliographique des paramètres d'entrée <math>K_d</math> et <math>T_{1/2}</math>, issus de la littérature scientifique, pour les principaux Composés Organiques Halogénés Volatils (COHV).</p>

	<p>INERIS, <i>Notice d'utilisation de la base de données de paramètres de sorption et biodégradation de substances organiques, BDD SOP-BIO</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 08 – 94669 – 14994A), Programme TRANSPOL, 2009.</p>	<p>Base de données spécifique (B.D.D. Sorp-Bio), accompagnée de son manuel d'utilisation, basée sur ces deux premières synthèses présentées ci-dessus puis actualisée.</p>
	<p>Base de données téléchargeable en ligne sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/">http://www.ineris.fr/transpol/</a>, consulté le 05/11/2009.</p>	<p>Mise à jour régulière, base de données évolutive en fonction du retour d'expérience des utilisateurs.</p>

## 1.2 CAS DES METAUX LOURDS/METALLOÏDES

Contrairement au coefficient de partition sol/solution des polluants organiques qui dépend principalement de la teneur en matière organique, la détermination de  $K_d$  pour les métaux lourds et composés inorganiques dépend des conditions du milieu, et en priorité (pour Cd, Cr, n Cu, Ni, Pb, Zn) du pH. Des relations d'ajustement de  $K_d$  en fonction des propriétés du sol ont été établies par traitement statistique de données issues de la littérature. Ces relations sont reprises au tableau 1-2.

Elément	Relation d'ajustement du $K_d^*$	N, $R^2$
As	$\text{Log } K_d^* = 0.751 - 0.386 \log \text{CEC} + 0.901 \log \text{Fe}_o + 0.504 \log \text{EC}$	N = 78; $R^2 = 0.55$
Cd	$\text{Log } K_d^* = -0.590 + 0.407 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.324 \log A + 0.455 \log \text{MO}$	N = 101; $R^2 = 0.72$
Cr	$\text{Log } K_d^* = 1.460 + 0.172 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.277 \log A + 0.418 \log \text{EC}$	N = 65; $R^2 = 0.67$
Cu	$\text{Log } K_d^* = 0.145 + 0.178 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.651 \log \text{Fe}_o$	N = 66; $R^2 = 0.69$
Ni	$\text{Log } K_d^* = 0.988 + 0.204 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.625 \log A$	N = 78; $R^2 = 0.75$
Pb	$\text{Log } K_d^* = 1.291 + 0.356 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.485 \log A$	N = 76; $R^2 = 0.69$
Zn	$\text{Log } K_d^* = -0.532 + 0.425 \text{pH}_{\text{pw}} + 0.771 \log A$	N = 79; $R^2 = 0.82$

Tableau 1-2 : Relation d'ajustement du coefficient de partition pour quelques polluants inorganiques.

Avec: 
$$K_d^* = K_d + \frac{\theta_v}{\rho_b}$$
 (10.)

où  $\theta_v$  teneur en eau volumique [-] ;  
 $\rho_b$  densité apparente à l'état sec [ $\text{kg}/\text{dm}^3$ ] ;  
 $\text{pH}_{\text{pw}}$  pH de l'eau porale du sol (-) ;  
A contenu en argile (%) ;  
MO contenu en matière organique (%) ;  
CEC capacité d'échange cationique ( $\text{cmol}_c/\text{kg}$ ) ;  
 $\text{Fe}_o$  contenu en fer extractible par  $\text{NH}_4$ -oxalate ( $\text{mmol}/\text{kg}$ ) ;  
EC conductivité électrique de l'eau porale ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Pour l'utilisation de ces équations en vue d'estimer la valeur de  $K_d$  applicable aux conditions de sol étudiées :

La valeur du  $pH_{pw}$ , pour les polluants où le paramètre  $pH_{pw}$  intervient dans l'équation, doit être précisée d'après les conditions spécifiques du milieu. On pourra estimer ce paramètre :

- soit en se référant à des mesures directes de terrain du pH de l'eau extraite de couches de sol saturées d'eau,
- soit par la mesure au laboratoire du pH de l'eau extraite par centrifugation d'échantillon de sols saturés d'eau par ajout d'eau déminéralisé dans un rapport poids de sol sec (g) : volume d'eau (ml) de 1 : 2,
- soit d'après les valeurs mesurées du pH du sol (pH) sur base de la relation suivante:

$$pH_{pw} = 1.085 \text{ pH} - 0.709$$

Pour les autres paramètres ( $Fe_o$ , A, EC, MO, CEC,  $\Theta_v$  et  $\rho_b$ ) l'expert peut se référer :

- soit aux valeurs considérées par défaut pour l'établissement des normes telles que reprises ci-dessous
- soit aux valeurs qui auraient été mesurées de ces paramètres, dans la mesure où l'expert justifie leur représentativité pour la situation (l'unité spatiale d'analyse) étudiée.

Propriétés	Sols standards		
	Usages de Type I <sup>(1)</sup>	Usages de Type II, III, IV <sup>(1)</sup>	Usages de Type V <sup>(1)</sup>
$\Theta_v$	0,22	0,22	0,22
$\rho_b$	1,45	1,45	1,45
pH	4.5	6.1	6.0
Argile (%)	14,0	15,0	14,0
Matière organique (%)	0,4	0,3	1,6
CEC (cmol <sub>c</sub> /kg)	5,3	8,8	9,7
$Fe_o$ (mmol/kg)	80,2	56,4	81,5
EC (μS/cm)	473	1028	1028

(1) Type I: usage de type naturel; Type II: usage de type agricole; Type III: usage de type résidentiel/mixte; Type IV: usage de type récréatif; Type V: usage de type industriel.

**Tableau 1-3 : Propriétés de l'horizon B des sols standards utilisables pour l'application des relations d'ajustement**

### 1.3 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Dragun, J., *The Soil Chemistry of Hazardous Materials. Published by Materials Control Resources Institute, Maryland, 1988.*

De Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R. & R.P.M. van Veen, *Heavy metals in Dutch field soils : an experiment and theoretical study on equilibrium partitioning*, RIVM Report n° 607220 001, Bilthoven, The Netherlands, 1998.

Janssen, R.P.T., Pretorius, P.J., Peijnenburg, W.J.G.M. & van den Hoop, M.A.G.T., *Determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationships of these coefficients with soil characteristics*. RIVM Report n° 719101 023, Bilthoven, The Netherlands, 1996.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown, T.A., Scott., *Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res.*, 13:241-248, 1979.

Otte, P.F., J.P.A Lijzen,, J.G. Otte, F.A. Swartjes, C.W. Versluis, *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set – Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds*, Report n° 711701021. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, 2001.

Sabljić, A., H. Güsten, H. Verhaar and J. Hermens, *QSAR Modelling of Soil Sorption. Improvements and Systematics of log K<sub>oc</sub> vs. log K<sub>ow</sub> Correlations*, Chemosphere 31: 4489-4514, 1995.

Veerkamp, W., W. ten Berge, *The concepts of HESP – Reference Manual – Human Exposure to soil Pollutants – version 2.10a*, Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V., The Hague, 1994.

## 2 PALIER 1/2 : TESTS RELATIFS A LA DETERMINATION DU COEFFICIENT DE PARTITION SOL/EAU $K_D$

### 2.1 CHOIX D'UNE METHODE POUR LA DETERMINATION DES PARAMETRES $K_D$ ET $R_F$

Le coefficient de partition  $K_d$  est un paramètre particulièrement difficile à cerner. Pour rappel, les hypothèses prises en compte dans la théorie de partition utilisée dans le cadre du développement de la  $VS_N$  sont les suivantes :

- *Système instantanément à l'équilibre;*
- *Adsorption réversible;*
- *Adsorption linéaire (la quantité de sites susceptibles d'adsorber/de désorber le polluant est illimitée et tous les sites d'adsorption ont la même affinité chimique);*
- *L'effet du potentiel redox sur la mobilité des métaux lourds n'est pas considéré;*
- *Pas de sorption compétitive des polluants organiques sur la matière organique;*
- *La compétition entre métaux lourds n'est pas prise en compte.*

Ces hypothèses simplifiées ne reflètent pas toujours la réalité, particulièrement dans le cadre de l'évaluation du lessivage. En effet, les polluants considérés peuvent être peu lessivables ou non-lessivables car liés dans une matrice (HAP dans le charbon ou le brai, arsenic dans la pyrite) ou un composé peu soluble (sulfure de plomb), ou sujet à une absorption irréversible. Le  $K_d$  d'un composé peut ainsi varier de plusieurs ordres de grandeur. L'utilisation d'un  $K_d$  développé en laboratoire à partir d'un produit pur dissous n'est donc pas toujours appropriée dans le contexte du lessivage.

Le choix de la méthode de détermination du coefficient de partition dépend donc tout d'abord de son usage :

- Dans le cadre d'une évaluation du **lessivage d'un sol pollué**, l'expert soumettra généralement des échantillons de sol pollués aux tests standards EN 12457-1 (test en agitation ou batch) et EN 14405 (test en colonne). Cependant, il faut noter que leur interprétation peut être complexe ;
- Dans le cadre de l'évaluation de la **dispersion d'un panache d'eau polluée dans un sol propre**, le coefficient de partition devra refléter la partition d'un polluant dissous sur une phase solide a priori non-polluée. Les tests en agitation et en colonne peuvent être utilisés mais il faut alors utiliser un échantillon d'eau polluée à mettre en contact avec un échantillon de sol propre.

Le tableau (non-exhaustif) ci-dessous, présente des références utiles à l'expert pour le choix et la mise en œuvre du test le mieux adapté, visant à quantifier le paramètre  $K_d$  ou  $R_f$ .

References	Outils utiles disponibles (non exhaustif)
 <p>US-EPA, <i>Understanding variation in partition coefficient, <math>K_d</math> values, volume I, The <math>K_d</math> Model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes</i>, Ref. EPA 402-R-99-004A, Août 1999.</p>	<p>Généralité sur le phénomène de sorption.</p> <p>Intégration du <math>K_d</math> lors de la modélisation.</p> <p>Données d'entrée minimales, hypothèses, avantages, inconvénients relatifs aux tests en batch, colonne, <i>in situ</i>, modélisation. Etude comparative.</p>

<p>C. BLANCHARD, <i>Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués</i>, thèse, INSA Lyon, mars 2000.</p>	<p>Vaste étendu d'informations relatives à la mobilité des polluants organiques et à son estimation.</p> <p>Présentation et comparatif détaillé des tests de lessivage en laboratoire existants (batch et colonne).</p> <p>Mise en pratique de ces méthodes expérimentales.</p>
<p>Mark Elert et al., <i>Release from contaminated sites, method to assess leaching and transport</i>, 2007.</p>	<p>Etude comparative des méthodes <i>in situ</i>, batch et colonne et de leur paramétrisation.</p>
<p>Washington state department of Ecology, <i>An assessment of laboratory leaching tests for predicting the impacts of fill material on ground water and surface water quality – a report to the legislature</i>, Publication No. 03-09-107, 2003.</p>	<p>Etude de la répétabilité et de la reproductivité du test standard EN 12457 (test en batch).</p>
<p>JANSSEN RPT., <i>Evaluation of the equilibrium partitioning concept for heavy metals in soils and sediments</i>, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands, 1996.</p>	<p>Etude du partitionnement du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les sols.</p> <p>Développement d'un modèle prédictif des concentrations en éléments traces métalliques <i>in situ</i> comme fonction du pH et d'autres caractéristiques physico chimiques du sol.</p>
<p>EN 12457-1, <i>Characterization of waste - Leaching; Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges - Part 4: One-stage batch test at a liquid to solids ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 10 (TITLE TRUNCATED) (FOREIGN STANDARD)</i>, 2003.</p>	<p>Ce test en batch standard EN 12457 (basé sur DIN 38414-S4 et NEN 7343), repris dans la décision du conseil du 19 décembre 2002, établit des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE.</p>
<p>EN 14405, <i>Characterization of waste - Leaching behavior test - Up-flow percolation test</i>, CEN/TC292/WG6, European Committee for Standardization, 2003.</p>	<p>Ce test en colonne standard EN 14405 (upflow in saturated column) repris dans la décision du conseil du 19 décembre 2002 établit des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE.</p>



**Quelle méthode de laboratoire choisir pour la détermination du coefficient de partition sol/eau ( $K_D$ ) et du coefficient de retard ( $R_f$ ) ?**

Une réflexion préalable doit être systématiquement réalisée en fonction des contraintes intrinsèques au site étudié. Cette réflexion permettra de distinguer les motivations relatives au choix de telle ou telle technique expérimentale. La justification de ce choix est systématiquement requise.

## 2.2 PRESENTATION DES METHODES POUR LA DETERMINATION DU $K_D$ APPLICABLES DANS LE CADRE DE L'EVALUATION DES RISQUES DE LESSIVAGE (SOL POLLUE ET EAU PROPRE)

### 2.2.1 TESTS DE LIXIVIATION

Comme mentionné ci-dessus, l'expert fera généralement appel aux tests standards EN 12457-1 (test en agitation ou batch) et EN 14405 (test en colonne). En première approche, le  $K_d$  de lessivage est alors approximativement égal à la concentration dans le sol divisée par la concentration dans le lixiviat.

En première approche, SPAQuE utilise le test en agitation car plus rapide et moins cher. Cependant, il faut noter que les deux tests présentent une série de limitations qui auront un impact sur l'interprétation du risque de lessivage. On note, entre autres, les éléments suivants :

- Le ratio liquide/solide et le temps de contact ne reflètent pas nécessairement les conditions de terrain. Un ratio plus faible permettra de mieux détecter un lessivage potentiel mais il faudra ensuite corriger les résultats en fonction du facteur de dilution attendu s'il on veut estimer des concentrations au niveau de la nappe ;
- L'eau utilisée lors des tests de lessivage n'a pas nécessairement le même pH ou la même conductivité que l'eau qui s'infiltré sur le site. Ceci peut influencer le phénomène de partition ainsi que l'équilibre colloïdal éventuel avec pour résultat que le lixiviat ne représente pas la qualité réelle d'une eau de lessivage ;
- Le test en agitation a pour conséquence de désagréger l'échantillon et d'exposer des nouvelles surfaces au liquide de lessivage. Ceci peut augmenter le lessivage ou le réduire si les nouvelles surfaces ont un pouvoir absorbant ;
- La mise en suspension de particules très fines peut aussi avoir un impact sur l'analyse du lixiviat. On note en particulier la problématique des HAP, généralement peu solubles mais fortement adsorbés sur les particules. L'analyse d'un échantillon de lixiviat contenant de fines particules pourrait suggérer qu'il y a lessivage des HAP alors que ceux-ci ne sont effectivement présents que sous forme adsorbée sur les particules, et non pas dissous.

D'autres protocoles standards peuvent parfois être pertinents. Une liste est reprise sur le site flamand VITO (dont notamment les procédures NEN 7343 en condition acide pour les polluants inorganiques (arrêté du GW 14 juin 2001) et NEN 7344 pour les polluants organiques.



<http://www.vito.be/english/materials/materialstechnology6a01.htm#testen>, consulté le 19/11/2009.

## 2.3 PRESENTATION DES METHODES POUR LA DETERMINATION DU $K_D$ APPLICABLES DANS LE CADRE DE L'EVALUATION DES RISQUES DE DISPERSION (EAU POLLUEE ET SOL PROPRE)

### 2.3.1 TEST EN BATCH

La mesure du  $K_d$  par batch en laboratoire est la méthode la plus utilisée. Elle consiste à mélanger dans un récipient une quantité connue de sol étudié  $M_{sed}$  avec un volume connu  $V_w$  d'une solution de substance polluante à concentration initiale  $Cl_0$  connue. Après mélange puis repos jusqu'à l'obtention d'un état d'équilibre, le mélange est séparé par centrifugation ou filtration.

La concentration en substance polluante dissoute  $Cl_f$  est alors mesurée dans le surnageant (cf. figure 2-1).

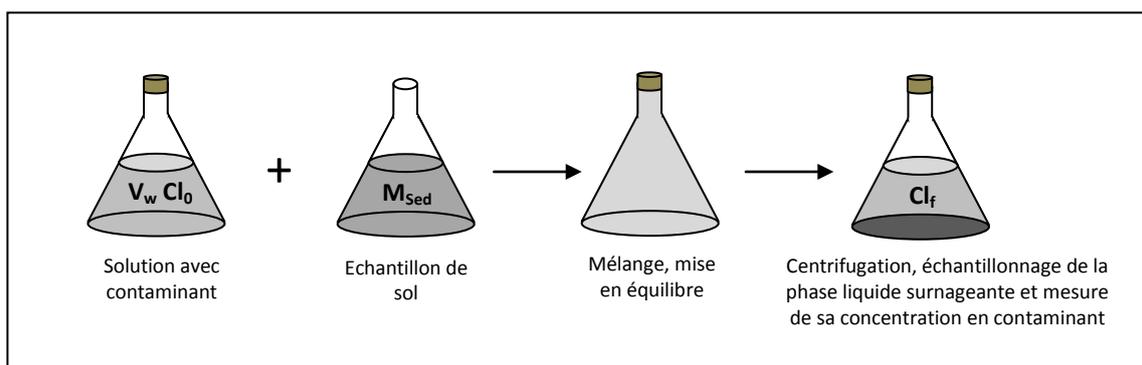


Figure 2-1 : Schéma de principe de la méthode de détermination du  $K_d$  par batch-test (US-EPA, 1999).

Le coefficient de partition sol/eau est alors déterminé par la relation ci-dessous :

$$K_d = V_w (Cl_0 - Cl_f) / (M_{sed} \cdot Cl_f)$$

Avec :

- $K_d$  : coefficient de partition sol/eau (l/g) ;
- $V_w$  : volume de solution avec contaminant (l) ;
- $Cl_0$  : concentration initiale en contaminant de la solution (g/l) ;
- $M_{sed}$  : masse de solide (g) ;

$Cl_f$  : concentration finale en contaminant dans la phase liquide après centrifugation et repos (g/l).

#### Réalisation d'un « blanc » (recommandé)



Il est recommandé que l'expérience ainsi réalisée comprenne la détermination du  $K_d$  sur un flacon dit « blanc », identique à celui utilisé pour le test utilisant l'échantillon de sol et la substance polluante considérés, afin de pouvoir déterminer l'éventuelle part de l'**adsorption sur les parois du flacon** et s'affranchir d'éventuelles incertitudes liées aux manipulations (dilutions, pesées, analyses physico-chimiques...).

### 2.3.2 TEST EN COLONNE

Une deuxième méthode consiste à déterminer directement le coefficient de retard ( $R_f$ ) à partir d'essais sur colonnes. Dans cet essai, une solution contenant des concentrations en polluants maîtrisées sont introduites dans une colonne de sol échantillonné de densité, porosité totale et porosité efficace connues.

Un traceur non adsorbant doit préalablement être introduit dans la colonne afin de déterminer la vitesse de pore.

Les concentrations en traceur et en substance(s) polluante(s) sont mesurées en sortie de la colonne en fonction du temps. La vitesse de chaque composé (traceur et contaminant(s)) est calculée comme la longueur de la colonne divisée par le temps de résidence.

Le coefficient de retard ( $R_f$ ) est estimé par le rapport entre le volume ( $V_2$ ) de la substance polluante éluée au travers de la colonne de sol et le volume ( $V_1$ ) du traceur ainsi élué :

$$R_f = V_2/V_1$$

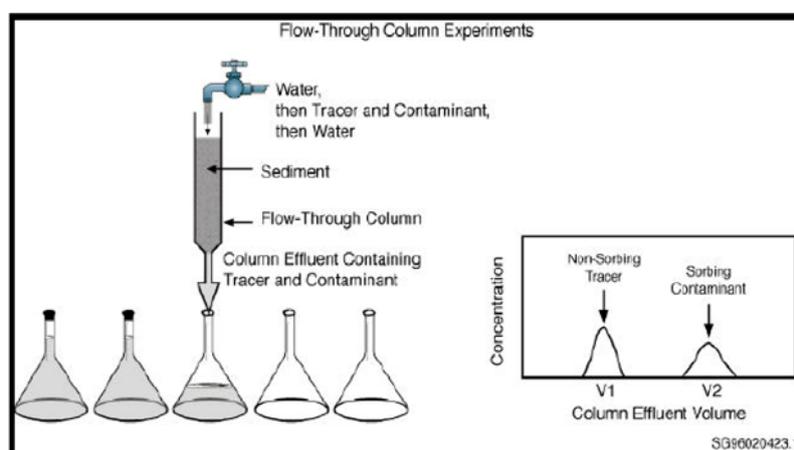


Figure 2-2 : Schéma du protocole de mesure du  $R_f$  sur colonne (US-EPA, 1999).

Deux types d'injection sont susceptibles d'être effectuées : test avec une source de polluant ponctuelle ou continue. La figure 2-3 expose chaque type d'injection.

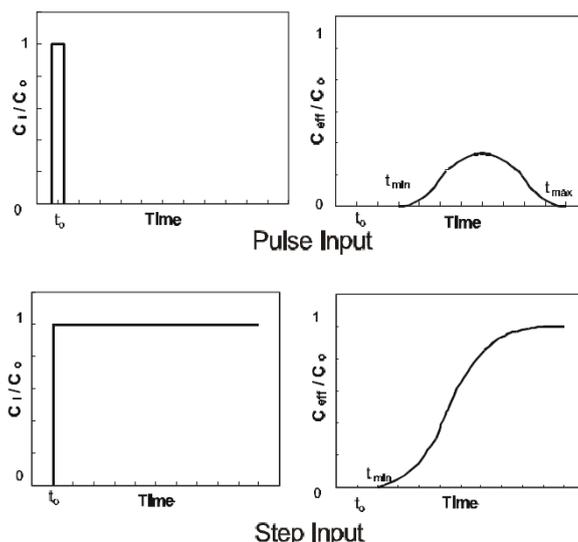


Figure 2-3 : Tests en colonne avec une source de polluant ponctuelle ou continue - diagrammes schématiques des concentrations en contaminant restituées.

Dans le cas d'une source ponctuelle, le temps de résidence du polluant est calculé de la manière suivante (Relyea, 1982) :

$$t_{\text{pulse}} = \frac{\int_{t_{\min}}^{t_{\max}} t C_i dt}{\int_{t_{\min}}^{t_{\max}} C_i dt}$$

Avec :

- $t_{\text{pulse}}$  : temps de résidence pour un test (h) ;
- $t_{\text{max}}$  : temps correspondant à la fin de la courbe de restitution du composé (h) ;
- $t_{\text{min}}$  : temps correspondant au début de la courbe de restitution du composé (h) ;
- $C_i$  : Concentration du polluant (g/l) ;
- $t$  : temps (h).

Dans le cas d'une source continue, le temps de résidence du polluant est calculé de la manière suivante :

$$t_{\text{step}} = \frac{\int_{C_{\min}}^{C_{\max}} t dC}{\int_{C_{\min}}^{C_{\max}} C_i dt}$$

Avec :

- $t_{\text{step}}$  : temps de résidence pour un test (h) ;
- $C_{\text{max}}$  : concentration maximale mesurée dans l'effluent (g/l) ;
- $C_{\text{min}}$  : concentration minimale correspondant au début de la restitution, bruit de fond (g/l).

Les tests en colonnes sont efficaces car ils permettent l'observation de la migration d'un contaminant en présence de conditions hydrodynamiques (dispersion, transport colloïdal...) et chimiques (espèces en présence, réversibilité) représentatives du terrain.



**Contraintes liées à l'interprétation des tests en colonne**

*Un problème commun à l'usage des colonnes demeure dans l'interprétation des courbes de restitution potentiellement asymétriques. De telles courbes ne permettent plus l'utilisation des l'équation exposées précédemment. En effet, ceci nécessite des équations plus complexes (Brusseau and Rao, 1989; Van Genuchten and Alves, 1982; van Genuchten and Wierenga, 1986; Benson ; Berkowitz).*

### 2.3.3 TEST IN SITU

La mesure *in situ* du  $K_d$  consiste en premier lieu à échantillonner un certain volume du milieu aquifère saturé, représentative de la nappe contaminée étudiée (eau + terrain), puis à mesurer dans chaque phase, après séparation par filtration ou centrifugation, la concentration en éléments recherchés. Ceci implique que la méthode d'échantillonnage soit capable d'obtenir un échantillon saturé sans perte importante de l'eau des pores.

Cette méthode a pour avantage de fournir des données assez réalistes par rapport au site étudié, lorsque les équilibres physico-chimiques entre les éléments adsorbés et ceux restés en solutions sont atteints.

Cependant cette méthode reste limitée en pratique. En effet, pour obtenir une quantité d'eau suffisante pour obtenir les limites de détection souhaitées, la quantité d'échantillon du milieu aquifère saturé doit être relativement élevée.

Il est également possible d'évaluer le  $K_d$  en divisant la concentration dans un échantillon de sol collecté au niveau de la crépine d'un piézomètre (durant le forage) et de la concentration mesurée dans l'eau souterraine issue de ce même piézomètre. Cependant, en pratique, le fait que l'équilibre d'absorption et de désorption ne soit pas instantané et pas entièrement réversible a pour conséquence que la concentration dans l'échantillon d'eau ne correspond pas nécessairement à la concentration d'équilibre avec le sol au niveau de la crépine.

### 2.3.4 METHODE PAR MODELISATION

Des informations spécifiques obtenues sur un site pollué lors des études de réhabilitation ou de faisabilité de traitement peuvent, dans certains cas, être estimés à partir des courbes d'élution recueillies au niveau des puits de surveillance et de contrôle de la nappe contaminée, où encore à partir des profils de distribution de la ou des substances(s) polluante(s) étudiée(s).

Les coefficients de retard sont estimés en divisant la vitesse d'écoulement moyenne de l'eau ( $V_e$ ) par la vitesse de transfert de la substance polluante ( $V_p$ ) :

$$R_f = V_e / V_p$$

- La vitesse d'écoulement de l'eau peut être estimée à partir de la loi de Darcy et de la connaissance de la porosité ou encore à partir d'un essai de traçage ;
- La vitesse de transfert d'une substance polluante peut être estimée en divisant la distance moyenne parcourue au sein de la nappe souterraine par le temps normalement nécessaire pour parcourir cette distance par une particule d'eau non chargée en polluant dissous (cf. : Darcy : mouvement convectif pur).

Il est nécessaire de connaître la date de contamination initiale de la nappe souterraine, ainsi que les concentrations en substances polluantes au droit et à l'aval hydraulique du panache polluant pour pouvoir localiser au mieux le front de pollution...

Cette estimation ne prend cependant pas en compte les phénomènes dispersifs.

### 2.3.5 RELATION ENTRE COEFFICIENT DE PARTAGE SOL/EAU $K_d$ ET FACTEUR DE RETARD $R_f$

Les cas échéant, le calcul du facteur de retard  $R_f$  en fonction de la valeur mesurée de  $K_d$  peut s'avérer nécessaire dans le cadre de l'ER<sub>ES</sub>.

En zone saturée,  $R_f$  est déduit de la valeur de  $K_d$  selon la relation ci-dessous :

$$R_f = 1 + \frac{K_d \times \rho_b}{n_e}$$

Avec :

- $R_f$  = facteur de retard (-);
- $K_d$  = coefficient de retard sol/eau (ml/g) ;
- $\rho_b$  = densité apparente (g/cm<sup>3</sup>) (cf. annexe 3.6); ;
- $n_e$  = porosité efficace (-)(cf. annexe 3.6);.

En zone non saturée,  $R_f$  est déduit de la valeur de  $K_d$  selon la relation ci-dessous :

$$R_f = 1 + \frac{K_d \times \rho_b}{\theta_v}$$

Avec :

- $R_f$  = facteur de retard (-) ;
- $K_d$  = coefficient de retard sol/eau (ml/g) ;
- $\rho_b$  = densité apparente (g/cm<sup>3</sup>) (cf. annexe 3.6) ;
- $\theta_v$  = teneur en eau volumique moyenne de la vadose (ml/ml) (cf. annexe 3.6) ;.

Remarques : Inversement le paramètre  $K_d$  peut être calculé à partir de la valeur mesurée de  $R_f$  (essai en colonne).

## 2.4 PROTOCOLE GENERALISE RELATIF A LA MESURE DU PARAMETRE $K_D$ D'UNE SUBSTANCE POLLUANTE (TEST EN BATCH)

Ce chapitre présente un protocole technique relatif à la réalisation de tests en batch ayant pour but de déterminer le coefficient de partition sol/eau ( $K_d$ ) d'une substance polluante dissoute. Ce protocole a été élaboré par le bureau d'études AQUALE dans le cadre de leur mission relative à la rédaction de ce cahier de bonne pratique.

Dans le but de réaliser une modélisation plus précise, l'expert pourra dans certains cas souhaiter de connaître les variations de  $K_d$  en fonction des concentrations dans l'eau. Dans ce cas, on ne dispose pas nécessairement d'eau polluée du site présentant la gamme des concentrations à tester. Il faudra alors créer des solutions artificielles comme décrit ci-dessous. Il faut cependant garder à l'esprit que les  $K_d$  obtenus ne reflèteront pas nécessairement les conditions du site (effet des sels, effet de cosolubilité, chelation, etc., négligés).

**Le but de ce protocole est avant tout de définir les étapes relatives à la réalisation d'un test en batch, ainsi que d'identifier les ajustements nécessaires à la bonne interprétation de ce type de test.**



**Protocole indicatif**

*Ce protocole ne peut en aucun cas faire figure de standard et ne peut donc être appliqué sans réflexion préalable sur son optimisation aux caractéristiques physico-chimiques du polluant.*

*Certaines étapes du protocole ne peuvent être standardisées tant la paramétrisation des méthodes expérimentales est flexible en fonction des caractéristiques propres au site. Il n'existe à ce jour, aucune protocole officiel relatif à la détermination du  $K_d$  par le test en batch (ou en colonne).*

### 2.4.1 CHOIX DES PHASES SOLIDE ET LIQUIDE

#### 2.4.1.1 PHASE SOLIDE

Le but de tout échantillonnage de sol est d'obtenir une information d'une structure lithologique de plus grande ampleur, appelée « population ». L'échantillon en tant que tel doit donc pouvoir être représentatif de la population. Cette représentativité dépend du lieu d'échantillonnage. La population elle-même peut être grande ou petite. En modélisation du transport d'un contaminant, elle est communément définie par une unité stratigraphique ou une texture du sol particulière la caractérisant (informations disponibles grâce aux logs de forage disponibles par exemple).

Les données relatives aux isoconcentrations en composés chimiques des eaux souterraines, sont également utilisées afin de définir des populations d'eaux souterraines. L'intensité avec laquelle un sol doit être échantillonné dans le but d'estimer, avec une précision donnée, certaines caractéristiques, telles que le  $K_D$ , dépend de la magnitude des variations lithologiques de la matrice rocheuse et des variations physico-chimiques des eaux en contact avec cette matrice.



**Plus la population présente des hétérogénéités lithologiques et physico-chimiques, plus le taux d'échantillonnage doit être accentué pour atteindre une précision donnée.**

*En général, s'il est vérifié que certaines différences puissent exister au sein des unités lithostratigraphiques, de considérables variations peuvent être attendues pour des caractéristiques telles que le pH, les concentrations en matière organique, phosphore, potassium, sodium, la conductivité, la densité apparente, la perméabilité ou porosité.*

Les variations au sein d'une même unité sont généralement telles qu'il est impossible d'estimer les différences entre unités avec un degré de précision satisfaisant. Pour la plupart des caractéristiques, les hétérogénéités existantes non seulement entre unités mais encore au sein des unités mêmes, décroissent en fonction de la profondeur.



**Un certain nombre des propriétés physico-chimiques des sols changent plus verticalement que latéralement.**

*Un profil de subsurface nécessite généralement un moindre taux d'échantillonnage qu'un profil de surface pour atteindre une précision comparable.*

Après que les sites d'échantillonnage de sol aient été judicieusement sélectionnés selon des critères propres au site, les échantillons peuvent être prélevés (cuttings de forage, tarière...). L'exécution de tests en batch ne nécessite pas l'acquisition d'échantillons non remaniés. Néanmoins, l'accès à des échantillons non remaniés permet la réalisation de mesures en laboratoire relatives à la détermination, entre autres, de la porosité efficace, paramètre indispensable au calcul du facteur de retard.



**Les échantillons de sol constituant la phase solide des tests en batch doivent impérativement être dépourvus de la substance polluante testée.**

*Dans le cas d'une impossibilité d'accès à des échantillons de sol non pollués, un nettoyage préalable sera de vigueur. Il est recommandé de ne pas choisir (si possible) d'échantillons trop pollués afin de ne pas risquer une persistance de résidus de composé polluant initialement adsorbé sur la matrice rocheuse.*

### 2.4.1.2 PHASE LIQUIDE

Le polluant testé est dilué dans une solution à une concentration  $C_0$  connue. Plusieurs choix s'ouvrent à l'expert en ce qui concerne le type de solution qui constituera la phase aqueuse lors des expérimentations. Le tableau ci-dessous présente diverses alternatives possibles :

Typologie	Spécificités
<b>Echantillon d'eau souterraine</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Echantillon d'eau souterraine sans présence de la substance polluante testée (même résiduelle).</li> <li>• Echantillon d'eau prélevé le plus proche possible du site de provenance de l'échantillon de sol (<i>ex : eau d'un piézomètre dont certains cuttings seront testés par batch</i>).</li> <li>• Selon le cas, difficulté potentielle à l'obtention d'échantillons d'eau/sol non pollués sur le site d'intérêt.</li> <li>• Représentativité idéale des caractéristiques physico-chimiques de la nappe.</li> </ul>
<b>Eau déminéralisée</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Importance de maîtriser les paramètres physico-chimiques directeurs influençant l'adsorption du composé (<i>ex : pH, matière organique, concentrations en phosphore, potassium, sodium, conductivité...</i>).</li> <li>• Force ionique de la phase aqueuse fortement différente de celle d'une eau souterraine, en particulier si les paramètres physico-chimiques directeurs de l'adsorption du composé sont peu maîtrisés au sein du mélange.</li> <li>• Solution aqueuse plus simple à mettre en œuvre mais nécessite un contrôle de sa représentativité aux conditions naturelles (paramètres directeurs fixés) avant et après les expérimentations. La phase aqueuse peut avoir tendance à mettre en solution certains composés solides de la phase solide menant à une modification plus ou moins forte de sa composition.</li> </ul>
<b>Solution de <math>CaCl_2</math></b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Même discours que pour l'eau déminéralisée en terme de maîtrise des paramètres physico-chimiques directeurs influençant l'adsorption du composé (<i>ex : pH, concentrations en phosphore, potassium, sodium, conductivité...</i>).</li> <li>• Technique alternative ayant pour but d'obtenir une force ionique plus forte de la phase aqueuse et par conséquent de minimiser la dissolution de composés relatifs à la phase solide.</li> <li>• Concentration en <math>CaCl_2</math> faible, de l'ordre de 0,001 M.</li> </ul>

Tableau 2-1 : Typologie et spécificités des phases liquides exploitables pour un test en batch.



#### **Processus physico-chimiques influençant l'adsorption du composé**

*Une bonne connaissance des processus physico-chimiques influençant l'adsorption du composé testé est de rigueur afin d'identifier les paramètres impératifs à maîtriser.*

*Il est important d'optimiser la représentativité de la phase liquide à l'eau souterraine présente naturellement dans les pores de l'aquifère. Une bonne représentativité assure une meilleure précision des valeurs de  $K_d$ , paramètre très fortement sensible aux variations physico-chimiques des phases solide et liquide.*

## 2.4.2 HYPOTHESES DE TRAVAIL

### 2.4.2.1 RATIO L/S

Les essais sont menés dans des tubes à centrifuger (idéalement en verre), fermés hermétiquement par un bouchon de téflon dans le cas de composés volatils. Ces tubes contiennent les phases solide (échantillon de sol) et liquide (solution aqueuse préparée de concentration en composé polluant  $Cl_0$  connue) avec un **ratio Liquide / Solide** à déterminer.

Ce ratio L/S, exprimé en l/kg, influence l'amplitude de l'adsorption du composé sur la matrice rocheuse. Il est en général plus fort que celui rencontré dans les conditions naturelles.

Il est recommandé d'éviter de fixer un ratio trop faible ( $< 0,5$  l/kg) afin de se prémunir de toute surestimation du phénomène d'adsorption et de privilégier un ratio compris entre 1 et 10 l/kg (prendre un ratio moyen de l'ordre de 3 l/kg constitue un choix raisonnable).

### 2.4.2.2 MASSE DE L'ECHANTILLON SOLIDE

Il est recommandé que la masse des échantillons de sol ( $M_{sed}$ ) n'excède pas 100 g (U.S. EPA, 1997).

### 2.4.2.3 TEMPS D'EQUILIBRE D'ADSORPTION

Le temps de repos après mélange des deux phases doit pouvoir assurer un équilibre d'adsorption du composé sur la phase solide. Une bonne connaissance des cinétiques d'adsorption du composé testé s'avère donc nécessaire à la bonne réalisation de l'équilibre d'adsorption lors des expérimentations.

### 2.4.3 MATÉRIEL DE LABORATOIRE

Ci-dessous est présentée une liste non exhaustive du matériel de base à prévoir pour la mise en œuvre de tests en batch :

- Tamis, diamètre 2 mm ;
- Centrifugeuse ;
- Pilon et mortier ;
- Tubes à centrifuger idéalement en verre (dans le cas de composés volatils, fermés hermétiquement par un bouchon de téflon) ;
- pH mètre ;
- Balance électronique (précision de +/- 0,01 g) ;
- Shaker ou récipient pour mélanger ;
- Pipettes ;
- Sacs en pastique.

### 2.4.4 PRÉCAUTIONS

Certains composés sont potentiellement dangereux. L'opérateur devra prendre les précautions d'usage lors de la manipulation des échantillons de sols et d'eau polluée.

Il est recommandé que l'opérateur soit muni de gants, blouse, lunettes lors des manipulations. Il peut également prévoir un masque afin de prévenir toute pénétration par voix nasale.

L'usage d'une hotte ventilée est requis, en particulier dans le cas de composés volatils.

Des sacs plastiques seront utilisés pour jeter les déchets de sol. Les précautions relatives aux déchets toxiques (solides comme liquides) seront assurées.

### 2.4.5 PRÉPARATION DES EXPERIMENTATIONS

#### 2.4.5.1 PRÉPARATION DES ECHANTILLONS DE SOL

##### 2.4.5.1.1 RECEPTION DES ECHANTILLONS DE SOL

Une fois prélevés les échantillons de sol doivent être stockés à l'obscurité et à une température d'environ 4 °C, prêt pour :

- **analyse de la matière organique :**

De nombreux polluants organiques dissous peuvent s'adsorber sur les particules solides (*hydrophobic theory*, Karickhoff et al., 1979). Selon cette théorie, la sorption de polluants organiques s'effectue presque exclusivement sur la fraction de carbone organique à condition qu'elle représente au moins 1% en masse du sol ou de l'aquifère.

### ***Influence de la matière organique sur l'adsorption d'un polluant donné***



*La matière organique en phase solide constitue un site d'adsorption plus ou moins privilégié. Connaissant sa teneur dans le sol, il est possible de préciser si l'adsorption se fait préférentiellement sur la matière organique ou la matière minérale.*

*Contrairement au  $K_D$  des polluants organiques, qui dépend principalement de la teneur en matière organique, la détermination du  $K_D$  pour les métaux lourds et composés inorganiques dépend des conditions du milieu.*

*Une connaissance des teneurs en matière organique et de sa relation avec le polluant en termes d'adsorption est nécessaire pour l'interprétation future du  $K_d$  à l'échelle du site.*

- **analyse des teneurs en composés solides (à définir selon le type de polluant) pouvant intervenir dans le processus d'adsorption :**

Cette analyse de la phase solide permet de préciser la nature physico-chimique des échantillons et notamment de connaître les équilibres existant entre la concentration de ces éléments directeurs de l'adsorption du polluant en phase liquide (maîtrisées par l'opérateur) et leur concentration en phase solide.

Cette analyse est réalisée sur des échantillons séchés. La mesure de la teneur en matière sèche (généralement proche de 100 %) permet de connaître l'humidité résiduelle des échantillons envoyés en laboratoire.

- **analyse granulométrique de la fraction < 2 mm :**

Une analyse granulométrique de la fraction < 2 mm doit être réalisée afin de préciser les proportions massiques de chaque fraction granulométrique et ainsi déduire, le cas échéant, une relation entre le diamètre moyen des grains et l'adsorption mesurée.

*Exemple : Chaque analyse mesurera la masse relative aux fractions suivantes : < 2000  $\mu\text{m}$  ; < 1000  $\mu\text{m}$  ; < 500  $\mu\text{m}$  ; < 250  $\mu\text{m}$  ; < 125  $\mu\text{m}$  ; < 63  $\mu\text{m}$  ; < 45  $\mu\text{m}$  ; < 16  $\mu\text{m}$  ; < 2  $\mu\text{m}$ .*

#### **2.4.5.1.2 HOMOGENEISATION ET TAMISAGE DES ECHANTILLONS DE SOL**

L'échantillon doit préalablement être désagrégé. Ceci peut être simplement effectué grâce à un mortier et un pilon. Cette opération doit s'arrêter dès lors que l'échantillon est réduit à sa taille de grain naturelle ;

Séchez l'échantillon à température ambiante (20 à 25°C) pendant une nuit, soit environ 12 heures ;

Tamisez-le en particules inférieures à 2 mm (fraction analysable en laboratoire) ;

Peser la fraction rocheuse (diamètre de grain > 2 mm) et la fraction fine (diamètre de grain < 2 mm) nécessaire à l'application de corrections sur la valeur brute de  $K_d$  ;

Stockez les échantillons homogénéisés, séchés et tamisés à l'obscurité et à 4 °C.

#### **2.4.5.1.3 NETTOYAGE ET EQUILIBRE DES ECHANTILLONS SOLIDES (EX : CAS DU CHROME VI)**

Dans le cas où le polluant testé est initialement présent dans la roche, les échantillons de solide doivent préalablement être nettoyés.

Le mode de nettoyage d'un échantillon dépend des caractéristiques physico-chimiques de l'échantillon même et du polluant à extraire. Le but de la manipulation réside dans l'extraction du polluant (par un solvant par exemple). Ces manipulations ne doivent en aucun cas modifier la composition chimique de la phase solide (dissolution de composés intrinsèques à la phase solide).

Dans le cas où un solvant tel que de l'eau est requis pour extraire le composé (cas de polluants peu adsorbants, facilement mobilisés), il est recommandé d'utiliser une solution aqueuse représentative de la phase liquide qui doit être utilisée lors des expérimentations. Cette manipulation permet de pré-équilibrer le sol avec une eau de composition proche de celle du site.

Dans le cas où l'extraction du polluant s'avère trop complexe, il est recommandé de privilégier un échantillon non pollué.

Dans tous les cas, il est systématiquement recommandé de privilégier des échantillons sains afin d'éviter toute modification de la texture et des caractéristiques physico-chimiques de la phase solide.

*Exemple : Protocole pour un échantillon présentant une pollution au Chrome VI (choix d'un solvant type eau, forte mobilité de ce composé dans les eaux souterraines) :*

- Mélanger manuellement une masse de solide tamisé  $m = 100$  g et un volume, respectant un ratio  $L/S = 3$ , dans un récipient ou shaker afin d'homogénéiser le mélange durant quelques minutes ;

- Versez le mélange dans un tube à centrifuger de 250 ml ;



- Centrifuger le mélange durant 20 minutes à une vitesse de 3500 g ;
- Verser le même volume d'eau à mélanger avec le solide ;
- Extraire la phase liquide (surnageant).

**Répéter ces actions au moins 3 fois de plus.**

- Séchez l'échantillon tamisé et nettoyé à température ambiante (20 à 25°C) pendant une nuit, soit environ 12 heures ;
- Stockez à l'obscurité à 4 °C, prêt pour l'analyse du Cr VI résiduel dans la phase solide.

Cet exemple de protocole peut être utilisé dans le cas de composés présentant des processus de mobilité au sein d'une matrice rocheuse similaires. Dans tous les cas, l'expert doit optimiser son protocole de nettoyage en fonction des caractéristiques hydrodynamiques du polluant testé : choix de méthode d'extraction, vitesse de centrifugation, durée des phases de nettoyage, nombre de phases...

#### 2.4.5.1.4 CONDITIONNEMENT DES ECHANTILLONS DE SOL PREPARES

Pour chaque échantillon de sol,  $x$  sous-échantillons de masse respective  $M_{sed}$  sont à considérer :

- 1 sous-échantillon « **témoin** » sera soumis à un test en batch par mélange d'une solution « **mère** », dépourvue du polluant testé, afin de vérifier la non présence de ce dernier après mélange des deux phases. En fin de protocole, l'analyse de la concentration en polluant dans la phase liquide  $Cl_f$  doit vérifier que  $Cl_f = 0$  ;

- **x-1** sous-échantillons seront chacun soumis à un test en batch par ajout d'une solution de polluant de titre croissant.

Il est recommandé de conserver, à l'obscurité et à 4°C, une part de l'échantillon initial pouvant être ultérieurement utilisée dans le cas où le protocole serait optimisé après interprétations des premiers résultats.

#### 2.4.5.2 PREPARATION DES SOLUTIONS DE POLLUANT

Plusieurs solutions de polluant doivent être produites par un chimiste. Généralement, ces solutions présentent un titre en polluant croissant et exponentiel. Les concentrations en polluant relatives à ces solutions sont définies en fonction des concentrations rencontrées dans les eaux souterraines au droit du site d'intérêt et leur nombre dépend des moyens mis en œuvre pour l'étude en question.

De manière générale, plus l'expert prévoit de solutions de titre connu, plus il bénéficiera d'un panel large d'information, permettant la détermination d'une relation liant la concentration initiale en polluant  $Cl_0$  et le  $K_d$ .

Il est déconseillé d'utiliser des solutions présentant une trop forte concentration en polluant.

Les flacons (de préférence en verre) sont préalablement lavés à l'acide nitrique et rincés à l'eau déminéralisée ;

Il convient de préparer **x** solutions de concentration en polluant croissantes dont une de ces solutions est dépourvue de polluant (solution « **mère** ») :

*Exemple pour un test en batch expérimentant  $x = 7$  concentrations initiales d'un polluant donné :*

- Solution 1 :  $Cl_0 = 0$  ppb ;
- Solution 2 :  $Cl_0 = 10$  ppb ;
- Solution 3 :  $C_0 = 50$  ppb ;
- Solution 4 :  $C_0 = 100$  ppb ;
- Solution 5 :  $C_0 = 500$  ppb ;
- Solution 6 :  $C_0 = 1000$  ppb ;
- Solution 7 :  $C_0 = 5000$  ppb.

Après préparation, les solutions sont conservées à l'obscurité et à 4 °C.

#### 2.4.6 EXPERIMENTATIONS

Pour chaque échantillon de sol, **x** sous-échantillons de masse respective  $M_{sed}$  sont à ce stade disponibles :

- 1 sous-échantillon « **témoin** » sera soumis à un test en batch par mélange d'une solution « **mère** », dépourvue du polluant testé, afin de vérifier la non présence de ce dernier après mélange des deux phases. En fin de protocole, l'analyse de la concentration en polluant dans la phase liquide  $Cl_f$  doit vérifier que  $Cl_f = 0$  ;

- **x-1** sous-échantillons seront chacun soumis à un test en batch par ajout d'une solution de polluant de titre croissant.

La figure 2-4, présentée ci-après, synthétise les actions relatives à la préparation et à l'exécution des expérimentations.

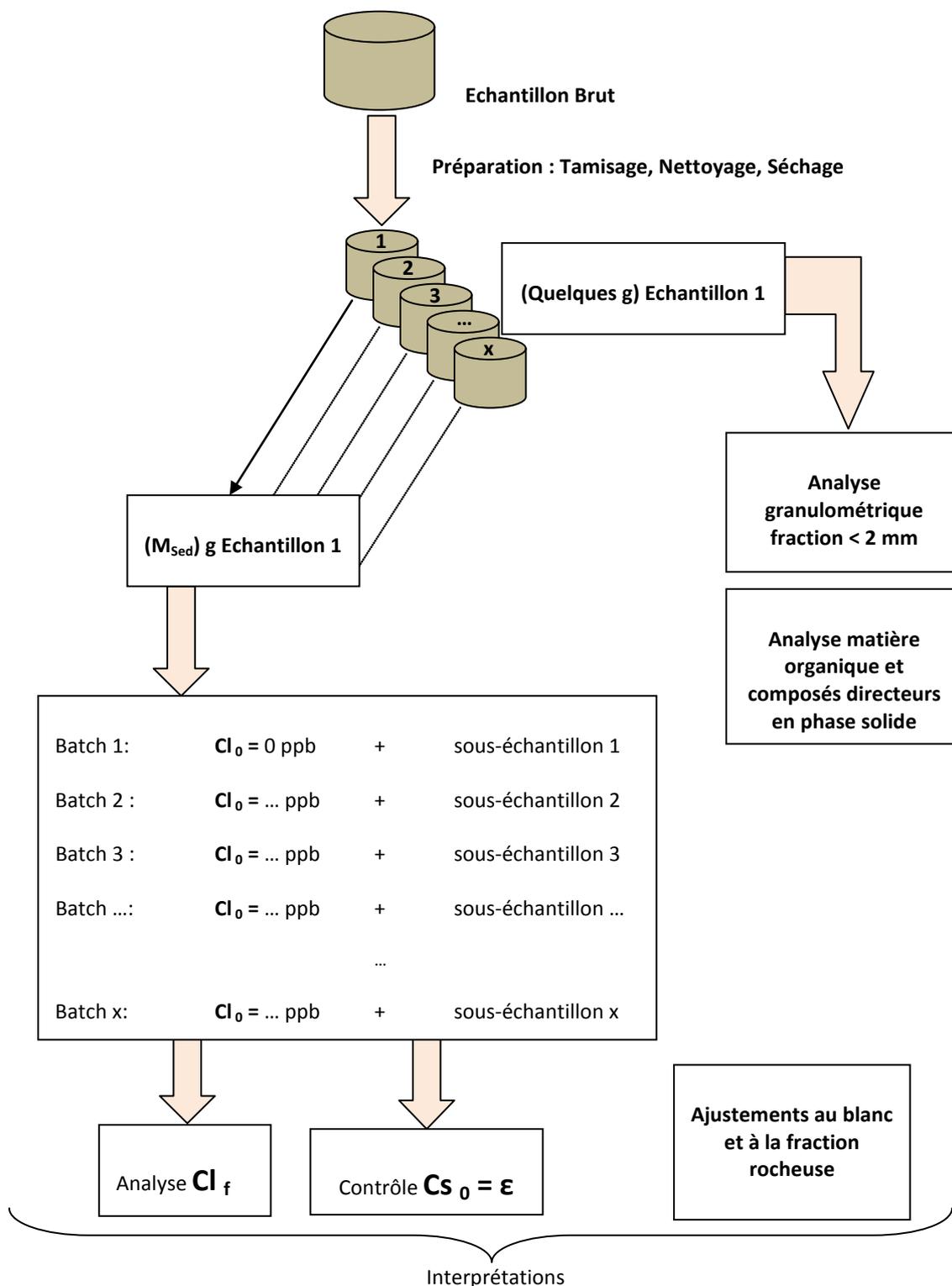


Figure 2-4 : Synthèse des actions relatives à la préparation et à l'exécution des expérimentations.

Les actions décrites dans les chapitres suivant seront réalisées x fois pour chaque échantillon, comme décrit par la figure 2-4.

### 2.4.6.1 MELANGE ET PARTITION

Introduisez la masse de solide  $M_{sed}$  dans un récipient ou shaker ;

Ajoutez la solution 1 (titre en substance polluante le plus faible) dans des proportions assurant le ratio L/S choisi ;

Mélangez soigneusement afin d'homogénéiser le mélange durant une durée totale déterminée, dépendante de la cinétique d'adsorption du polluant : alternance de phases de mélange de quelques minutes et de phases de repos de quelques heures ;

Versez le mélange dans un tube à centrifuger ;



#### **Cas de composés volatils**

*Dans le cas de composés volatils, il est nécessaire que le tube à centrifuger soit rempli à raz bord et fermé par un bouchon de téflon afin d'éviter toute perte du composé par volatilisation.*

Centrifugez le mélange durant 15 -30 minutes à une vitesse comprise entre 2500 et 4000 g (ou vitesse adéquate selon dispositif) ;



#### **Optimisation du temps et de la vitesse de centrifugation**

*Le choix du temps et de la vitesse de centrifugation du mélange est flexible pour autant que les phases liquides et solides soient distinctement séparées en fin de centrifugation.*

Après séparation du mélange par centrifugation, éliminez le surnageant ;

**Prélevez la phase liquide** : le surnageant doit être prélevé dans un flacon (idéalement en verre), préalablement lavé à l'acide nitrique et rincé à l'eau déminéralisée.



#### **Précautions relative à la conservation des échantillons (phase liquide surnageante)**

- *Dans le cas de composés volatils, il est nécessaire que la phase liquide soit conservée dans un flacon rempli à raz bord et fermé par un bouchon de téflon afin d'éviter toute perte du composé par volatilisation.*
- *Toutes les eaux étant susceptibles de se modifier plus ou moins rapidement par suite de réactions physiques, chimiques ou biologiques, il convient de prendre des précautions en termes de transport et de conservation de l'échantillon avant analyse (exemple : acidification à un pH < 2 et conservation à l'obscurité à 4 °C).*

**Envoyez la phase liquide à l'analyse** : la concentration en substance polluante dissoute  $Cl_f$  sera mesurée dans la phase liquide.

A ce stade, l'échantillon de solide ayant subi le test en batch peut être jeté.

Après analyse, la phase liquide peut être mise de côté, étiquetée, acidifiée à  $\text{pH} < 2$  et conservée à l'obscurité et à une température d'environ  $4^{\circ}\text{C}$ .

Dans la mesure du possible, il est recommandé de répéter chaque test au moins deux fois.

#### 2.4.6.2 REALISATION DU BLANC

L'expérience à réaliser doit aussi comprendre la détermination du  $K_d$  sur un flacon dit « blanc » ( $K_{d, \text{ blanc}}$ ), identique à celui utilisé pour le test avec l'échantillon de sol et la substance polluante considérée, afin de déterminer l'éventuelle part de l'adsorption sur les parois du flacon.

Ce blanc est effectué pour chaque solution de polluant réalisée (mise à part la solution « mère »).

Le protocole à réaliser est le même que précédemment défini, sans mélange avec une phase solide. Veuillez à introduire le même volume de solution que celui considéré pour les tests en batch.

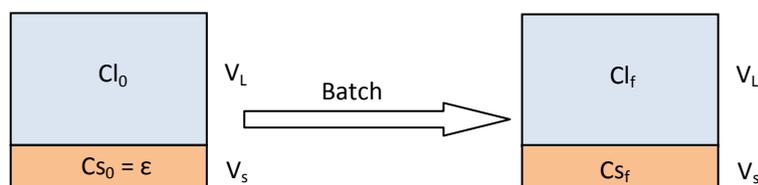


##### **Cas de composés volatils**

*Dans le cas de composés volatils, il est nécessaire que le volume de solution remplisse entièrement le flacon et que ce dernier soit fermé par un bouchon de téflon afin d'éviter toute perte du composé par volatilisation.*

Après centrifugation, envoyez les flacons pour analyse de la concentration en polluant de la phase liquide.

#### 2.4.6.3 ANALYSE DES CONCENTRATIONS EN POLLUANT DANS LA PHASE LIQUIDE



- $Cs_0$  : concentration initiale en polluant dans le sous – échantillon de sol (théoriquement négligeable) (ppb) ;
- $Cl_0$  : concentration initiale en polluant dans la solution préparée en laboratoire (ppb) ;
- $Cs_f$  : concentration finale en polluant adsorbé sur la phase solide après centrifugation et repos (ppb) ;
- $Cl_f$  : concentration finale en polluant dans la phase liquide après centrifugation et repos (ppb).

##### 2.4.6.3.1 ANALYSE DE LA CONCENTRATION FINALE EN POLLUANT EN PHASE LIQUIDE $Cl_f$

Le choix de la technique d'analyse de la concentration finale en polluant en phase liquide  $Cl_f$  dépend du type de polluant en question.

Il est important d'adapter la limite de détection de l'appareil au type de polluant testé.

Dans le cas, d'un composé très mobile au sein des eaux souterraines (faible adsorption), la différence  $Cl_0 - Cl_f$  peut être très faible. De la même manière, dans le cas, d'un composé faiblement mobile au sein des eaux souterraines (forte adsorption), la différence  $Cl_0 - Cl_f$  peut être très forte et par conséquent, la valeur de  $Cl_f$  peut être très faible.

Dans les deux cas, un seuil de détection maximal est nécessaire à l'optimisation de la précision de calcul du calculer un  $K_d$ .

#### 2.4.6.3.2 ANALYSE DE LA CONCENTRATION INITIALE RESIDUELLE EN POLLUANT EN PHASE SOLIDE $CS_0$

Après les phases d'homogénéisation et tamisage et après la potentielle phase de nettoyage, une analyse physico-chimique de la concentration résiduelle en polluant testé dans la phase solide est requise dans le but de vérifier que la quantité de polluant potentiellement présente en phase solide est négligeable (concentration inférieure aux limites de détection de l'instrument de mesure).

Dans le cas d'un échantillon contaminé mobile dans les eaux souterraines, il est possible de contrôler la quantité de polluant dissous dans l'eau de nettoyage de l'échantillon solide (méthode similaire à la mesure de  $Cl_f$ ). Si cette concentration s'avère négligeable en fin de préparation, il est acceptable de considérer que sa concentration en phase solide est également négligeable.

### 2.4.7 INTERPRETATIONS DES RESULTATS

#### 2.4.7.1 CALCULS DU $K_D$

Comme vu dans le chapitre relatif à la description des tests en batch, l'interprétation est simple.

L'équation finale s'écrit :

$$K_d = V_W (Cl_0 - Cl_f) / (M_{Sed} \cdot Cl_f)$$

Avec :

- $K_d$  : coefficient de partition sol/eau (l/g) ;
- $V_W$  : volume de solution (l) ;
- $Cl_0$  : concentration initiale en polluant dans la solution préparée en laboratoire (g/l) ;
- $Cl_f$  : concentration finale en polluant dans la phase liquide après centrifugation et repos (g/l) ;
- $M_{Sed}$  : masse de solide (g).

## 2.4.7.2 AJUSTEMENTS DU $K_D$

### 2.4.7.2.1 CORRECTION PAR BLANC

Pour chaque blanc, la différence entre la concentration initiale en polluant et celle de la solution équilibrée par batch permet de connaître la part de polluant absorbé sur les parois du tube à centrifuger.

$$K_{d, \text{corr}} = K_d - K_{d, \text{blanc}}$$

Avec,

- $K_{d, \text{corr}}$  : coefficient de partition sol/eau corrigé par blanc (ml/g) ;
- $K_d$  : coefficient de partition sol/eau brut (ml/g) ;
- $K_{d, \text{blanc}}$  : correction relative au blanc (test en batch sans présence de sol) (ml/g).

De plus, cet ajustement permet d'éliminer les erreurs relatives aux manipulations opérées sur la réalisation des solutions de polluant.

Le calcul  $K_{d, \text{blanc}}$  utilise la même équation que  $K_d$ .

### 2.4.7.2.2 CORRECTION DE LA FRACTION ROCHEUSE

Dans le cas de tests en batch (ou en colonne), la taille des particules solides testées est limitée à un diamètre de 2 mm lors du tamisage.

Cette fraction, de diamètre de grain inférieur à 2 mm, est sélectionnée pour des raisons pratiques et scientifiques par nature.

En effet, une meilleure uniformité du sol échantillonné et donc de la mesure du  $K_d$  est assurée si la taille des particules est limitée. De plus, les particules les plus fines s'avèrent être les plus chimiquement réactives en raison de leur forte surface spécifique, exprimée en  $m^2/g$ .

Par conséquent il est considéré que les particules de diamètre supérieur à 2 mm (fraction rocheuse) sont peu réactives.

Afin de prendre en compte l'influence de la fraction rocheuse, deux approches sont proposées :

**Premier choix : hypothèse de non-adsorption de la fraction rocheuse :  $K_{D, \text{fraction rocheuse}} = 0 \text{ ml/g}$ .**

La correction à apporter nécessite de considérer l'équation suivante :

$$K'_d \text{ corr} = [(K_{d, \text{fraction fine}} \cdot m_{\text{fraction fine}})] / (m_{\text{totale}})$$

Avec,

- $K'_d \text{ corr}$  : coefficient de partition sol/eau corrigé par négligence de l'adsorption relative à la fraction rocheuse (ml/g) ;

- $K_{d, \text{fraction fine}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction fine d'un échantillon de sol (ml/g) ;
- $m_{\text{fraction fine}}$  : masse de sol de diamètre de grain inférieur à 2 mm (g);
- $m_{\text{totale}}$  : masse totale de l'échantillon de sol (g).

**Second choix : On normalise les valeurs de  $K_d$  par rapport à la surface spécifique des échantillons de sol (Kaplan et al., 1995b).**

Théoriquement, cette approche est plus satisfaisante car elle prend en compte l'adsorption sur la fraction rocheuse. L'adsorption est proportionnelle à la surface spécifique dans le cas où la minéralogie reste la même pour chaque fraction granulométrique.

On définit la surface spécifique par l'équation suivante :

$$Sv_{\text{grain}} = S_{\text{grain}} / m_{\text{grain}}$$

L'intégration sur une structure plus grande, type échantillon de sol renvoi à la relation ci-dessous :

$$Sv_{\text{échantillon}} = S_{\text{échantillon poreux}} / m_{\text{échantillon}}$$

Avec,

- $Sv_{\text{grain}}$  : surface spécifique du grain ( $\text{m}^2/\text{g}$ );
- $S_{\text{grain}}$  : surface du grain ( $\text{m}^2$ ) ;
- $Sv_{\text{échantillon}}$  : surface spécifique moyenne d'un échantillon ( $\text{m}^2/\text{g}$ );
- $S_{\text{échantillon}}$  : surface moyenne d'un échantillon ( $\text{m}^2$ ) ;
- $m_{\text{grain}}$  : masse d'un grain (m) ;
- $m_{\text{échantillon}}$  : masse d'un échantillon (m).

Cette approche nécessite un changement d'unité du  $K_d$  :

$$\frac{\frac{\mu\text{g metal}}{\text{g sediment}}}{\frac{\mu\text{g metal}}{\text{ml solution}}} = \frac{\text{ml}}{\text{g}} \quad \rightarrow \quad \frac{\frac{\text{g metal}}{\text{m}^2 \text{ sediment}}}{\frac{\mu\text{g metal}}{\text{ml solution}}} = \frac{\text{ml}}{\text{m}^2}$$

Ce changement d'unité est effectué par application de l'équation suivante :

$$K_{d, \text{échantillon}} = K_{d, \text{fraction fine}} / Sv_{\text{fraction fine}}$$

Avec,

- $Sv_{\text{fraction fine}}$  : surface spécifique de la fraction fine (diamètre de grain < 2 mm) ( $\text{m}^2/\text{g}$ ) ;
- $K_{d, \text{échantillon}}$  : coefficient de partition sol/eau d'un échantillon de sol, unité convertie ( $\text{ml}/\text{m}^2$ ) ;

- $K_{d, \text{fraction fine}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction fine d'un échantillon de sol (ml/g).

Une fois  $K_d$  converti en ml/m<sup>2</sup>, on en déduit  $K_d$  (ml/g) relatif à la fraction rocheuse :

$$K_{d, \text{ fraction rocheuse}} = K_{d, \text{ échantillon}} \cdot S_{v \text{ fraction rocheuse}}$$

Avec,

- $S_{v \text{ fraction rocheuse}}$  : surface spécifique de la fraction fine (diamètre de grain < 2 mm) (m<sup>2</sup>/g);
- $K_{d, \text{ échantillon}}$  : coefficient de partition sol/eau d'un échantillon de sol, unité convertie (ml/m<sup>2</sup>) ;
- $K_{d, \text{ fraction rocheuse}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction rocheuse d'un échantillon de sol (ml/g).

L'équation finale du  $K_{d, \text{ corrigé}}$  s'écrit :

$$K_{d' \text{ corr}} = \frac{[(K_{d, \text{ fraction fine}} \cdot m_{\text{ fraction fine}}) + (K_{d, \text{ fraction rocheuse}} \cdot m_{\text{ fraction rocheuse}})]}{(m_{\text{ totale}})}$$

Avec,

- $K_{d' \text{ corr}}$  : coefficient de partition sol/eau corrigé par ajustement sur la surface spécifique (ml/g) ;
- $K_{d, \text{ fraction rocheuse}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction rocheuse d'un échantillon de sol (ml/g).
- $K_{d, \text{ fraction fine}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction fine d'un échantillon de sol (ml/g).
- $m_{\text{ fraction fine}}$  : masse de sol de diamètre de grain inférieur à 2 mm (g);
- $m_{\text{ fraction rocheuse}}$  : masse de sol de diamètre de grain supérieur à 2 mm (g);
- $m_{\text{ totale}}$  : masse totale de l'échantillon de sol (g).

**Quelle méthode d'ajustement du  $K_d$  est il préférable de privilégier ?**



- **PAR DEFAUT** : Il est recommandé de privilégier la première méthode, très simple à appliquer : mesure des masses relatives à chaque fraction pesée après tamisage. Négliger l'adsorption sur la fraction > 2mm revient à favoriser un choix sécuritaire relatif à la détermination de la valeur de  $K_{d' \text{ corr}}$ .
- L'expert a toujours la possibilité de choisir la seconde méthode, plus précise, pour autant qu'il puisse mettre en œuvre des moyens nécessaires à la bonne exécution du protocole, plus difficile à mettre en œuvre et onéreuse.

### 2.4.7.2.3 AJUSTEMENT FINALE DU $K_D$

La correction sur la fraction rocheuse est appliquée après celle du blanc de la façon ci-dessous :

$$K_{d, \text{final}} = (K_{d, \text{fraction fine}} - K_{d, \text{blanc}}) \cdot (m_{\text{fraction fine}} / m_{\text{totale}})$$

$$K_{d, \text{final}} = (K_{d, \text{fraction fine}} - K_{d, \text{blanc}}) \cdot \% \text{ fraction fine}$$

Avec :

- $K_{d, \text{final}}$  : coefficient de partition sol/eau corrigé par ajustements (ml/g) ;
- $K_{d, \text{fraction fine}}$  : coefficient de partition sol/eau de la fraction fine d'un échantillon de sol (ml/g) ;
- $K_{d, \text{blanc}}$  : correction relative au blanc (test en batch sans présence de sol) (ml/g) ;
- $m_{\text{fraction fine}}$  : masse de sol de diamètre de grain inférieur à 2 mm (g) ;
- $m_{\text{totale}}$  : masse totale de l'échantillon de sol (g) ;
- $\% \text{ fraction fine}$  : % massique de sédiment de diamètre inférieur à 2 mm, jouant un rôle significatif dans le processus d'adsorption (-).

Quelle que soit la nature des erreurs opératoires, celles-ci s'éliminent lors de la correction par blanc du  $K_D$ .

### 2.4.7.3 MISE EN EVIDENCE D'UNE RELATION ENTRE $K_D$ ET $Cl_f$

La mise en évidence d'une relation liant  $K_d$  et  $Cl_f$  est utile à l'interpolation d'une valeur de  $K_D$  relative à une concentration en polluant dans les eaux souterraines.

Cette relation est facilement mise en forme par l'utilisation d'un graphique.



#### **Composés faiblement adsorbants**

*Dans le cas de composés faiblement adsorbants, les incertitudes liées aux manipulations, souvent fortes, parasitent la précision sur la détermination du  $K_d$ , ne permettant pas forcément d'établir une relation distincte entre  $K_d$  et  $Cl_f$ .*

### 2.4.7.4 CALCULS DU $R_f$

Le facteur de retard  $R_f$  est calculé à partir de la valeur de  $K_d$  déterminée par un test en batch selon la relation ci-dessous :

$$R_f = 1 + \frac{K_d \rho_b}{n_e}$$

Avec :

- $\rho_b$  : densité apparente de la matrice solide ( $\text{g/cm}^3$ ) ;
- $n_e$  : porosité efficace [-] ;
- $K_d$  : coefficient de partage sol/eau ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ).

Il est recommandé de procéder à de nouvelles mesures expérimentales pour l'estimation de ces paramètres sur des échantillons de sol non remaniés.

Dans le cas où des mesures expérimentales s'avèrent complexes à mettre en œuvre, il est possible d'émettre certaines hypothèses relatives à la détermination des paramètres  $n_e$  et  $\rho_b$ .

Une analyse de sensibilité de ces deux paramètres sur la valeur de  $R_f$  est alors requise afin de considérer des fourchettes de valeur de  $R_f$ .

*Exemple :*

*Analyse de sensibilité réalisée sur le paramètre  $\rho_b$  :*

*Les valeurs de densité  $\rho_b$  considérées sont les suivantes : 1,60  $\text{g/cm}^3$  - 1,75  $\text{g/cm}^3$  - 1,90  $\text{g/cm}^3$  ;*

*Le paramètre  $n_e$  est fixé à une valeur hypothétique réaliste de 0,08 ;*

*Le paramètre  $K_d$  est fourni par les interprétations des test en batch.*

*Analyse de sensibilité réalisée sur le paramètre  $n_e$  :*

*Les valeurs de porosité efficace  $n_e$  considérées sont les suivantes : 0,03 - 0,08 - 0,13 ;*

*Le paramètre  $\rho_b$  est fixé à une valeur hypothétique réaliste de 1,75  $\text{g/cm}^3$  ;*

*Le paramètre  $K_d$  est fourni par les interprétations des test en batch.*

## 2.5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BRGM, 2005a. *Approches internationales en matière d'évaluation des risques sur les sites pollués : le cas du Canada*. Rapport final BRGM/RP-53626-FR.

BRGM, 2005b. *Evaluation des risques issus des sites pollués : réglementation et pratiques dans 16 pays européens*. Rapport final BRGM/RP-53716-FR.

CCME, 1996a. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada*.

CCME, 1996b. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*.

Services des expertises des sols, 2007. *Guide pratique d'utilisation des normes pour le sol et l'eau souterraine*. Rapport SPAQuE (version septembre 2007).

U.S. EPA. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document (TBD)*. EPA Document Number: EPA/540/ R-95/12 8, July 1996; <http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/resources/soil/toc.htm>

U.S. EPA, 1997. *Soil Attenuation Model for Derivation of Risk-Based Soil Remediation Standards*. Groundwater services. PIRI. « *Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe. A Review and Evaluation of National Procedures towards Harmonization* »

Services des expertises des sols, 2007. *Guide pratique d'utilisation des normes pour le sol et l'eau souterraine*. Rapport SPAQuE (version septembre 2007).

O. BOUR (INERIS), *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Guide méthodologique Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numérique*, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 66244 – DESP – R01), Programme TRANSPOL, 2005.

O. BOUR (INERIS), *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres  $K_d$  (sorption) et  $T_{1/2}$  (biodégradation)*, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 66244 – DESP – R02), Programme TRANSPOL, 2005.

A. BURNOL (BRGM), L. DURO, M. GRIVE (ENVIROS), *Eléments traces métalliques, Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*, document INERIS : ref. INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a., Programme TRANSPOL, aout 2006.

O.ATTEIA, *Chimie et pollutions des eaux souterraines*, 2005.

S. DENIS (INERIS), *Biodégradation des solvants chlorés en conditions naturelles, mécanisme et caractérisation : synthèse bibliographique*, Programme TRANSPOL, octobre 2004.

P.A. MARSLAND and M.A. CAREY, *A methodology for the derivation of remedial targets for soil and groundwater to protect water resources*, Environment Agency R&D Publication 20, 1999.

J.A. CONNOR, C.J. NEWELL. and M.W. MALANDER. *Parameter estimation guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) modeling*. NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference, Houston, Texas, U.S., 19 pp.

## ANNEXE C-3.2

### *Références utiles pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de traçage*

Calcul des paramètres hydrodispersifs :

dispersivité longitudinale  $\alpha_x$

dispersivité transversale  $\alpha_y$

porosité efficace  $n_e$

Calcul du temps de transport en milieu saturé

Dans le cadre de la détermination des paramètres hydrodispersifs et du temps de transport du polluant en milieu saturé, au niveau de l'évaluation détaillée des risques, un test de traçage peut se révéler nécessaire.

Le traçage artificiel d'un fluide naturel (eau souterraine) consiste à lui incorporer une substance afin d'identifier ses mouvements et les processus physiques ou chimiques qu'il subit ou que subissent les composés qu'il contient.

La réalisation d'un test de traçage avec un traceur conservatif permettra de mesurer la vitesse de circulation des eaux souterraines. De plus, en milieu poreux ou dans les milieux fissurés assimilés à un milieu poreux équivalent (cas des études menées sur de grandes étendues), le test de traçage permettra également, entre autres, d'étudier la convection et la dispersion et, par la même, de déterminer :

- La porosité cinématique qui traduit la composante convective du déplacement du fluide ;
- La dispersivité longitudinale et la dispersivité transversale qui traduisent respectivement les effets de la dispersion selon l'axe d'écoulement principal et perpendiculairement à cet axe.

Les caractéristiques convectives et hydrodispersives de l'aquifère définissent les modalités selon lesquelles une substance non réactive, c'est-à-dire ne réagissant pas avec la matrice lithologique de l'aquifère, va se propager dans cet aquifère.

Le tableau suivant (non exhaustif), présente des références utiles à l'expert pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de traçage :

Références	Outils utiles disponibles
 <p>Schudel B., Biaggi D., Dervey T., Kozel R., Müller I., Ross Jan H., Schindler U., <i>Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie, Guide pratique</i>, Groupe de travail Traçage, Société Suisse d'Hydrogéologie (SSH), 2002.</p>  <p>Disponible en ligne sur le site du Département de l'Environnement, des Transports, de l'Energie et de la Communication de la Confédération suisse : <a href="http://www.bafu.admin.ch/grundwasser/07714/index.html?lang=fr">http://www.bafu.admin.ch/grundwasser/07714/index.html?lang=fr</a>, consulté le 23/10/2009.</p>	<p>Préparation et réalisation des essais de traçage : Généralités, choix des traceurs, injection, échantillonnage, conservation des échantillons...</p> <p>Interprétation des essais.</p>
 <p>BRGM, <i>TRAC Logiciel d'interprétation des traçages hydrogéologiques et m manuel d'utilisation</i>.</p>  <p>Disponible en ligne sur le site du BRGM : <a href="http://trac.brgm.fr/">http://trac.brgm.fr/</a>, consulté le 16/04/2012.</p>	<p>Objectifs, modalités de réalisation et interprétations.</p> <p>Introduction à l'utilisation du logiciel TRAC pour la détermination des paramètres hydrodispersifs.</p>

 <p>BRGM, <i>Conception d'un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines au droit d'un centre de stockage de déchets, ultimes ou non, guide méthodologique</i>, chapitre 4, 1990.</p> <p>Disponible en ligne sur le site du BRGM :</p>  <p><a href="http://www.brgm.fr/Rapport?code=RR-38663-FR">www.brgm.fr/Rapport?code=RR-38663-FR</a>, consulté le 26/10/2009.</p>	<p>Objectifs, modalités de réalisation et interprétations.</p> <p>Introduction à l'utilisation du logiciel CATTI pour la détermination des paramètres hydrodispersifs.</p>
 <p>SAUTY.J.P., KINZELBACH.W., <i>L'interprétation des traçages assistée par ordinateur, mode d'emploi de CATTI – version 2.0</i>, mai 1988, logiciel distribué par IGWMC (International Groundwater Modeling Center), 1989.</p> <p>Disponible en ligne sur le site du BRGM :</p>  <p><a href="http://www.brgm.fr/publication/pubDetailRapportSP.jsp?id=RSP-BRGM/89-SGN-217-EEE">http://www.brgm.fr/publication/pubDetailRapportSP.jsp?id=RSP-BRGM/89-SGN-217-EEE</a>, consulté le 26/10/2009.</p>	<p>Mode d'emploi du logiciel CATTI développé par le BRGM pour la détermination des paramètres hydrodispersifs.</p>
 <p>N. Kresic, <i>Hydrogeology and Groundwater modeling</i>, pp 465-473, 2007.</p>	<p>Ouvrage de référence relatif à la modélisation du transport en milieu saturé.</p> <p>pp 465-473 reprenant des généralités relatives à la dispersion (et la diffusion) et la réalisation/interprétation des essais de traçage.</p>
 <p>Käss W, <i>Tracing technique in Geohydrology</i>, Rotterdam, Brookfield, 1998.</p>	<p>Ouvrage de référence relatif à la technique de traçage hydrogéologique.</p>
 <p>Carre J., Joyeux M, Montiel A., <i>Risques sanitaires associés aux traceurs fluorescents utilisés en hydrologie</i>, 2007.</p>	<p>Données toxicologiques utiles pour le choix du type de traceur.</p>

## ANNEXE C-3.3

### ***Méthodes de détermination de la conductivité hydraulique K***

Sous-Outils présentés :

- **Palier 1 : Valeurs par défaut**  
Conductivité hydraulique moyenne par considération de la formation géologique de référence
- **Palier 2 :**  
Essai de pompage ou essai de perméabilité *in situ*  
(Réalisation et interprétations)  
  
Détermination de la conductivité hydraulique verticale

## 1 CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE MOYENNE PAR CONSIDÉRATION DE LA FORMATION GÉOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE (PALIER 1)

Dans le cadre de la détermination du paramètre « Conductivité hydraulique », exprimée en m/s, à un niveau de palier 1 de l'ER<sub>ES</sub>, il est proposé de recourir à des valeurs par défaut généralistes, dans le cas où aucune donnée ne serait déjà disponible.

**Données de conductivité hydraulique connues et validées**

*Le recours à des données de conductivité hydraulique issues d'anciennes études réalisées à proximité du site d'intérêt s'avère une solution simple et efficace.*



*L'expert peut également avoir recours à des valeurs par défaut de conductivité hydraulique issues d'un modèle calibré relatif à une ancienne étude. En effet, ce paramètre constitue un élément de calibrage du modèle et se veut être représentatif du contexte hydrogéologique.*

*L'expert doit néanmoins conserver un œil critique sur ces données relatives à un autre site même si celui-ci est voisin ou très proche.*

*Un examen des cartes géologiques locales et des logs lithostratigraphiques renseignera l'expert sur d'éventuels changements latéraux de faciès.*

La conductivité hydraulique des roches meubles est fortement influencée par la granulométrie et l'hétérogénéité des particules.

Dans les roches cohérentes, quasi imperméables quelque soit leur nature, c'est le degré de fissuration et d'altération qui détermine la conductivité. Dans les calcaires, les processus de corrosion peuvent également favoriser l'écoulement jusqu'à générer la formation de karsts.

Le tableau ci-dessous, extrait des concepts hydrogéologiques relatifs à la construction de la « Carte hydrogéologique de Wallonie » permet, selon une première approche, de considérer une gamme de conductivité hydraulique, fonction de la lithologie propre à l'aquifère.

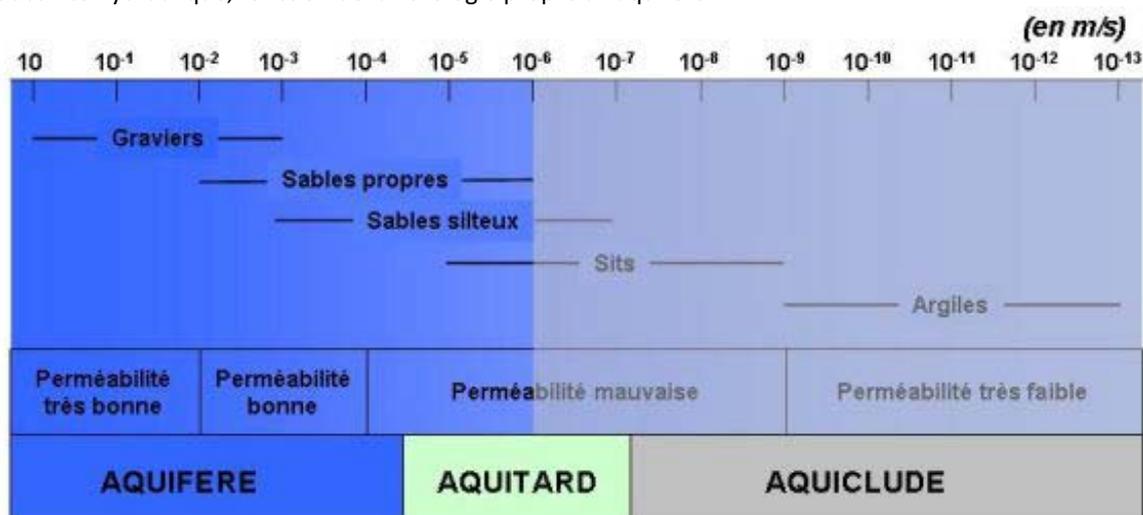


Figure 1-1 : Valeurs de conductivité hydraulique (en m/s) pour diverses formations meubles

Dans cette optique, des valeurs de conductivité hydraulique sont proposées, calculées par moyenne géométrique des valeurs locales qui ont été déterminées au droit de 23 sites hydrogéologiques jugés représentatifs du territoire wallon.

Type aquifère	K moyenne (sur site) (m/s)
Nappe alluviale (sables)	1E-03
Nappe alluviale (graviers)	6E-03
Nappe du Crétacé-Hesbaye (craies)	1E-04
Nappe du Bruxellien (sables fins, Formation de Mons en Pévèle)	5E-05
Nappe du Bruxellien (sables)	4E-04
Nappe calcaire (calcaires)	1E-04
Nappe du Sinémurien (sables et grès)	2E-04
Type aquitard	K moyenne (sur site) (m/s)
Shisto-gréseux	1E-05
Limons	5E-06
Type aquiclude	K moyenne (sur site) (m/s)
Schistes	1E-07
Argiles	1E-07

Tableau 1-1 : Valeurs de conductivité hydraulique par défaut pour 6 formations géologiques de référence

### **Validité des valeurs par défaut de conductivité hydraulique**

*La structure et la lithologie des formations sont souvent caractérisées par une forte hétérogénéité verticale comme latérale.*

*L'expert doit conserver un œil critique sur ces valeurs par défaut généralistes.*

*Un examen des cartes géologiques locales et des Logs de forage disponibles renseignera l'expert sur d'éventuels changements latéraux de faciès. Un ajustement des valeurs par défaut recommandées sera envisageable, moyennant justifications sur base des données recueillies.*

*Dans le cas où la formation aquifère propre au site étudié ne serait reprise dans le tableau 1-1, il est recommandé à l'expert de considérer les gammes de conductivités hydrauliques reprises en figure 1-1 (ex : nappes superficielles présentes dans des alluvions récentes ou des matériaux de remblais).*



Il est toutefois recommandé, dans la mesure du possible<sup>1</sup>, de se fonder, sur la mesure effective de la conductivité hydraulique plutôt que sur des valeurs tabulées et donc de mesurer systématiquement la conductivité hydraulique à l'aide de pompages d'essai (cf. palier2), et ce dès le palier 1 de l'ER<sub>ES</sub>.

## **2 ESSAI DE POMPAGE OU ESSAI DE PERMÉABILITÉ IN SITU (PALIER 2)**

Le principal but d'un essai de pompage réside dans la détermination des caractéristiques physiques du puits pompé, tel son rendement, ou bien les caractéristiques physiques de l'aquifère concerné par ce dernier, telle la conductivité hydraulique du réservoir, exprimée en m/s.

Afin de déterminer les caractéristiques d'un aquifère, un essai de pompage de longue durée est requis. Il peut s'étendre sur plusieurs jours et idéalement à un débit de pompage constant. Il existe de nombreuses solutions mathématiques à l'interprétation d'un essai de pompage de longue durée, dont le choix est fait selon le contexte hydrogéologique et le déroulement de l'essai de pompage.

Le choix de recourir à d'autres types de test, tels que des essais de perméabilité *in situ* (slug tests, essais Lefranc), nécessitant une logistique moindre, est envisageable selon le contexte de l'étude.

### **Choix d'une méthode *in situ* pour la détermination de la conductivité hydraulique K**

*Dans le cadre de la détermination de la conductivité hydraulique de l'aquifère, à un niveau de palier 1 de l'ER<sub>ES</sub>, il est recommandé de pratiquer un essai de pompage de longue durée, d'une durée minimale correspondant à la stabilisation du niveau piézométrique par pompage à un débit constant significatif (c'est-à-dire qui engendre un rabattement significatif, permettant la réalisation d'interprétations propres aux règles de l'art).*

*L'expert a toutefois la latitude de recourir à un test de type « essais de perméabilité *in situ* » si le contexte hydrogéologique en permet la réalisation.*



<sup>1</sup> Source d'électricité disponible, sécurisation de l'équipement, gestion des eaux polluées.

Ces tests requièrent une mise en place spécifique et des modalités d'interprétations variables selon le contexte hydrogéologique propre à l'aquifère testé.

Quelques ouvrages de références dans la littérature francophone ont été sélectionnés afin de guider l'expert dans ses démarches et ses choix. Ces ouvrages présentent la méthodologie nécessaire à la réalisation et à l'interprétation de ces types de test.

Le tableau suivant (non exhaustif), présente des références utiles à l'expert pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de pompage ou de perméabilité :

Références	Outils utiles disponibles
 <p>R. P. Chapuis., <i>Guide des essais de pompage et leurs interprétations</i>, Québec, Canada, 2007.</p> <p>Disponible en ligne sur le site du ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs, Province du Québec, Canada :</p>  <p><a href="http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/souterraines/guide_pompage/index.htm">http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/souterraines/guide_pompage/index.htm</a>, consulté le 27/10/2009.</p>	<p>Notions essentielles d'hydrogéologie.</p> <p>Principe, objectifs, modalités d'interprétation d'essais de perméabilité <i>in situ</i>.</p> <p>Principe, mise en place et interprétation d'essais de pompage selon le contexte hydrogéologique en régime permanent ou transitoire.</p>
 <p>G. de Marsily, <i>Cours d'hydrogéologie</i>, Université Paris VI, 2004.</p> <p>Disponible en ligne sur le site de l'Institut Supérieur en Ingénierie et Gestion de l'Environnement (ISIGE) :</p>  <p><a href="http://www.e-sige.ensmp.fr/cms/libre/hydro_sols_pollues/hydroGeneral/_lfrFR/index.html">http://www.e-sige.ensmp.fr/cms/libre/hydro_sols_pollues/hydroGeneral/_lfrFR/index.html</a>, consulté le 28/10/2009.</p>	<p>Notions essentielles d'hydrogéologie.</p> <p>Présentation et modalités d'interprétation des essais de pompage selon le contexte hydrogéologique en régime permanent ou transitoire.</p> <p>Présentation et modalités d'interprétation des divers essais de perméabilité <i>in situ</i>.</p> <p>Introduction à la modélisation hydrogéologique.</p>
 <p>G. de Marsily, <i>Quantitative Hydrogeology, Groundwater Hydrology for Engineers</i>, Paris, 1986.</p>	<p>Ouvrage en version anglaise reprenant les notions définies dans le cours de G. de Marsily, 2004.</p>
 <p>J.C.Chossat, <i>Mesure de la conductivité hydraulique dans les sols</i>, 2005.</p>	<p>Description des méthodes utilisées en France et dans le monde pour réaliser des mesures de conductivité hydraulique, au champ et au laboratoire, en milieu saturé ou non.</p> <p>Etude comparative des avantages et inconvénients intrinsèques à chaque méthode.</p>

### 3 DÉTERMINATION DE LA CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE VERTICALE

Dans le cas où le recours à la modélisation du transport vertical des polluants en zone saturée est considérée comme nécessaire dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques :

- par défaut, il est proposé à l'expert de calculer la conductivité hydraulique verticale par rapport à la valeur de conductivité hydraulique horizontale mesurée par pompage d'essai. Par défaut la conductivité hydraulique verticale est généralement considérée égale à 0,1 x la conductivité horizontale.
- d'appliquer, le cas échéant, la méthode de Neuman lors de l'interprétation des pompages d'essai, dans le cas où les conditions d'applicabilité de cette dernière seraient validées.

Selon R. P. Chapuis (2007), la méthode de Neuman (1972) permet en théorie de déterminer, entre autres, les conductivités hydrauliques horizontales  $K_h$  et verticale  $K_v$ .

Il est recommandé de privilégier une mesure in situ de la conductivité hydraulique verticale, dans le cas où la méthode de Neuman est applicable, plutôt qu'une valeur par défaut.

## ANNEXE C-3.4

### ***Méthodes de détermination de l'infiltration efficace $I$ et de la teneur en eau volumique dans la vadose $\vartheta_v$***

Sous - Outils présentés :

- **Palier 1 : Valeurs par défaut**  
Données d'infiltration efficace connues et validées.  
Données d'infiltration par considération de la formation géologique de référence.  
Détermination de la teneur en eau volumique dans la vadose.
- **Palier 2 : Bilan hydrologique**

## TABLE DES MATIÈRES

1	Détermination de l'infiltration .....	3
1.1	Valeurs par défaut (Palier 1) .....	3
1.1.1	Données d'infiltration efficace connues et validées .....	3
1.1.2	Considération de la formation géologique de référence .....	4
1.2	Bilan hydrologique (Palier 2) .....	5
2	Détermination de la teneur en eau volumique dans la vadose (Palier 1) .....	7

## 1 DÉTERMINATION DE L'INFILTRATION

### 1.1 VALEURS PAR DÉFAUT (PALIER 1)

#### 1.1.1 DONNÉES D'INFILTRATION EFFICACE CONNUES ET VALIDÉES

Dans le cadre de la détermination du paramètre « Infiltration efficace annuelle », exprimée en mm/an ou m/an, à un niveau de palier 1 de l'ER<sub>ES</sub>, le recours à des données d'infiltration efficace historiques issues d'anciennes études réalisées à proximité du site d'intérêt s'avère une solution simple et efficace.

L'expert peut également avoir recours à des données d'infiltration efficace issues d'un modèle calibré en termes de flux relatif à une ancienne étude. En effet, le paramètre infiltration efficace constitue un élément potentiel de calibrage du modèle et est sensé être représentatif du contexte hydrogéologique, une fois ce modèle calibré.

L'expert doit néanmoins conserver un œil critique sur des données d'infiltration efficace relatives à un autre site même si celui-ci est voisin ou très proche.

En effet, certains paramètres intrinsèques au site, conditionnant la part de l'infiltration efficace par rapport aux précipitations nettes, doivent être examinés même grossièrement afin de pouvoir juger de la représentativité des données. Ces conditions sont mentionnées ci-dessous :

- Type de sol (structure, texture, porosité),
- Compaction de la surface du sol,
- Couverture du sol,
- Topographie et morphologie,
- Débit d'irrigation potentiel.

### 1.1.2 CONSIDERATION DE LA FORMATION GEOLOGIQUE DE REFERENCE

Dans le cadre de la détermination du paramètre « Infiltration efficace annuelle », exprimée en mm/an ou m/an, à un niveau de palier 1 de l'ER<sub>ES</sub>, il est proposé de recourir à des valeurs par défaut généralistes, dans le cas où aucune donnée d'infiltration ne serait déjà disponible.

Dans cette optique, des valeurs d'infiltration efficace sont proposées, calculées par moyenne géométrique des valeurs locales d'infiltration efficace qui ont été déterminées au droit de 23 sites hydrogéologiques jugés représentatifs du territoire wallon.

Type aquifère	I moyenne sur site (mm/an)	Nombre de mesures par site
Nappe alluviale (gravier)	250	4
Nappe du Crétacé-Hesbaye (craies)	260	3
Nappe du Bruxellien (sables)	275	7
Nappe calcaire (calcaire)	240	7
Nappe du Sinémurien (sables et grès)	250	3
Type aquitard	I moyenne sur site (mm/an)	Nombre de mesures par site
Shisto-gréseux	150	1

Tableau 1-1 : Valeurs d'infiltration efficace par défaut pour 6 formations géologiques de référence

#### **Contexte industriel, présence de revêtement étanche**



*En contexte industriel, il importe en outre de valider la pertinence du calcul d'infiltration efficace sur un sol dont la majorité de la surface serait recouverte ou appelée à être recouverte (imperméabilisée).*

*S'il s'avère qu'un revêtement imperméabilisant est bien en place, le calcul d'infiltration peut être ajusté, si et seulement si ce revêtement est destiné à être maintenu. Dans ce cas, son maintien (vérifié par des inspections) fera partie des conditions du certificat de contrôle du sol.*

## 1.2 BILAN HYDROLOGIQUE (PALIER 2)

Dans le cadre du palier 2 de l'ER<sub>ES</sub>, le recours à un bilan hydrologique permettra un calcul de l'infiltration efficace représentatif des conditions locales propres à la capacité d'infiltration de la zone non-saturée.

L'infiltration efficace est donnée par l'équation suivante :

$$I = P - ETP - RS$$

Avec :

- ETP : évapotranspiration moyenne (m/an) ;
- P : pluviométrie (brute) moyenne annuelle (m/an) ;
- I : infiltration efficace (m/an) ;
- RS : ruissellement de surface (m/an).

Le tableau ci-dessous reprend, pour chacun des paramètres, les méthodes analytiques/statistiques existantes pour leur détermination et les références associées :

Paramètres	Outils et références utiles (non exhaustif)
P (m/an)	<p>Approche statistique par moyenne des données journalières de précipitations.</p> <p>Par défaut : données disponibles en ligne sur le site de l'Institut Royal de Météorologie (IRM) :</p>  <p><a href="http://www.meteo.be/">http://www.meteo.be/</a>, consulté le 28/10/2009.</p> <p>Alternative : données disponibles en ligne sur le site Météo Belgique :</p> <p><a href="http://www.meteobelgique.be/">http://www.meteobelgique.be/</a>, consulté le 28/10/2009.</p>
ETP (m/an)	<p>Méthodes analytiques définies par les équations de <i>Thornthwaite</i>, <i>Blaney-Criddle</i>, <i>Penman-Monteith</i> et <i>Priesley-Taylor</i>.</p>  <p>Ouvrages de référence de la littérature francophone relatifs à la pratique de l'Hydrologie :</p> <p>A. Musy, C. Higy, <i>Hydrologie, Une science de la nature</i>, vol.1, Suisse, 2004.</p>  <p>Cours d'hydrologie générale du professeur André Musy, disponible en ligne sur le site de l'École Polytechnique Fédérale suisse (EPFL) :</p> <p><a href="http://echo.epfl.ch/e-drologie/">http://echo.epfl.ch/e-drologie/</a>, consulté le 28/10/2009.</p>

RS (m/an)	<p>Paramètre impossible à déterminer de manière directe. L'expert doit l'estimer comme un ratio de l'eau utile (eau utile = Infiltration efficace + Ruissellement de surface) en fonction des caractéristiques intrinsèque au site :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Type de sol,</li><li>• Compaction de la surface du sol,</li><li>• Couverture du sol,</li><li>• Topographie et morphologie,</li><li>• Débit d'alimentation,</li><li>• Teneur en eau initiale du sol (cf. chapitre 2).</li></ul>
-----------	---

## 2 DÉTERMINATION DE LA TENEUR EN EAU VOLUMIQUE DANS LA VADOSE (PALIER 1)

L'utilisation de valeurs par défaut est requise pour la détermination de la teneur en eau volumique dans la vadose.

En effet ce paramètre ne pourrait être déterminé autrement, via des techniques de mesures *in situ* par exemple, représentatives de l'état de saturation de la vadose à un instant donné.

Des valeurs par défaut définies en fonction de la granulométrie des terrains peuvent d'être tirées des ressources bibliographiques ci-dessous :

Références utiles (non exhaustif)	
	J.A. Connor, C.J. Newell, M.W. Malander, <i>Parameter Estimation Guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Modeling</i> , Groundwater Services Inc., tableau 2, Houston, Texas, US, 1996.
	Document disponible en ligne sur le site GSI ENVIRONMENTAL INC.: <a href="http://www.gsi-net.com/en/publications/gsi-environmental-papers.html?year=1996">http://www.gsi-net.com/en/publications/gsi-environmental-papers.html?year=1996</a> , consulté le 02/11/2009.
	Manuel d'utilisateur du logiciel Atlantic RBCA (version 2) : <i>ATLANTIC RBCA (Risk-Based Corrective Action), Version 2.0, For Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada, User Guidance</i> , annexe 5, tableau 11, Canada, 2007.
	Document disponible en ligne sur le site Atlantic RBCA : <a href="http://www.atlanticrbc.com/eng/ref_doc_v2.html#download">http://www.atlanticrbc.com/eng/ref_doc_v2.html#download</a> , consulté le 02/11/2009.

Les données lithostratigraphiques issues des Log de forage renseigneront l'expert sur les formations de la zone saturée impliquées dans le transport des solutés.

La méthode de détermination du paramètre  $\theta_v$  consiste à établir une corrélation entre les formations lithostratigraphiques rencontrées et la teneur en eau volumique fixée par défaut pour une unité lithologique type reprise dans la documentation de référence présentée.

## ANNEXE C-3.5

### *Sélection des critères de conformité dans le cadre de l'évaluation des risques de dispersion*

Sous - Outils présentés :

- Code de l'eau (livre II du code de l'environnement) en vigueur en Région wallonne.
- Directive-cadre eau européenne et ses annexes.
- Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE).

## 1 CODE DE L'EAU (LIVRE II DU CODE DE L'ENVIRONNEMENT) EN VIGUEUR EN RÉGION WALLONNE

Le code de l'eau constitue la ressource d'information de référence à l'expert pour la définition des objectifs de qualité propres aux eaux souterraines et eaux de surface.

L'expert doit, par défaut, exploiter cette ressource pour tout choix de critère de qualité. Le code de l'eau est disponible en ligne sur le site du *Portail environnement de Wallonie*.

	Table des matières du Code de l'eau et Version coordonnée, Articles et annexes de la partie réglementaire, disponibles sur le site <i>Portail environnement de Wallonie</i> .
	<p><a href="http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/tablematiereseau.htm">http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/tablematiereseau.htm</a>, consulté le 29/10/2009.</p> <p><a href="http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaucoordonne.htm#R.%2091">http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaucoordonne.htm#R.%2091</a>, consulté le 29/10/2009.</p>

Les annexes du code de l'eau présentent certaines données utiles à l'expert relatives, entre autres, à la définition :

- des substances prioritaires et substances dangereuses prioritaires,
- des zones protégées,
- des substances dangereuses pertinentes en Région wallonne et objectifs de qualité,
- des zones d'eaux piscicoles,
- des zones de baignade et zones d'amont,
- de la qualité de base pour les eaux de surface ordinaires,
- de la gestion de la qualité des eaux de baignade,
- des paramètres relatifs aux eaux salmonicoles et cyprinicoles,
- des zones d'eaux potabilisables,
- des zones d'eaux naturelles,
- des principaux polluants pertinents pour les eaux souterraines.

## 2 DIRECTIVE CADRE EAU EUROPÉENNE ET SES ANNEXES

La directive cadre eau est généralement transposée dans le code de l'eau mais peut cependant offrir des informations complémentaires. On note en particulier l'annexe 2006/105 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.



Directive cadre eau (2000/60) et ses annexes, disponibles sur le site web officiel de l'union européenne.



<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:FR:HTML>, consulté le 21 décembre 2009.

### 3 RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR LA QUALITÉ DES EAUX (RCQE)

Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, développées par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), visent, entre autres, à fixer des valeurs normatives de qualité des eaux de surface et des eaux souterraines en fonction de l'usage qui en est fait et de la (des) cible(s) à protéger. Le raisonnement canadien étant similaire à celui proposé en Région wallonne, ces recommandations constituent une ressource appropriée en absence de normes wallonnes ou européennes.

Le tableau suivant (non-exhaustif), présente des sources canadiennes utiles à l'expert pour la détermination d'un critère de qualité pertinent :

Type	Objectif de qualité	Sources
Eaux de surface	Protection de la vie aquatique	 <p>Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, <i>Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie</i>, Winnipeg, Canada, 2001.</p>  <p>Disponible en ligne sur le site <i>Canadian Environmental Quality Guidelines</i> du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), <a href="http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr">http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr</a>, consulté le 01/11/2009.</p>
Eaux de surface	Usage récréatif	 <p>Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, <i>Recommandations pour la qualité et les aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives</i>, Winnipeg, Canada, 1999.</p>  <p>Disponible en ligne sur le site <i>Santé Canada</i>, <a href="http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guide_water-1992-guide_eau/index-fra.php">http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guide_water-1992-guide_eau/index-fra.php</a>, consulté le 01/11/2009.</p>
Eaux souterraines	Usage agricole	 <p>Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, <i>Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles</i>, Winnipeg, Canada, 1999.</p>  <p>Disponible en ligne sur le site <i>Canadian Environmental Quality Guidelines</i> du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), <a href="http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr">http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr</a>, consulté le 01/11/2009.</p>

De manière alternative et en complément des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (1999 – 2001), l'expert a la possibilité de consulter les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (1987 – 1997).

Le tableau suivant (non-exhaustif), présente des sources canadiennes (archives), utiles à l'expert pour la détermination d'un objectif de qualité alternatif pertinent :

Type	Objectif de qualité	Sources
Eaux de surface	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Protection de la vie aquatique</li> <li>• Usage récréatif</li> </ul>	 <p>Conseil canadien des ministres de l'environnement, <i>Recommandations pour la qualité des eaux au Canada</i>, Canada, 1987 – 1997.</p>
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Usage agricole</li> <li>• Usage industriel</li> </ul>	 <p>Disponible en ligne sur le site <i>Canadian Environmental Quality Guidelines</i> du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), <a href="http://www.ccme.ca/publications/publicationarchives.fr.html#408">http://www.ccme.ca/publications/publicationarchives.fr.html#408</a>, consulté le 01/11/2009.</p>

Les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (RQEC) ont été publiées pour la première fois en 1987 par le Conseil Canadien des Ministres des Ressources et de l'Environnement (CCMRE). La publication présentait des recommandations pour la qualité de l'eau pour les principales utilisations de l'eau au Canada. Les années suivantes, le successeur du CCMRE, le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), publiait des appendices.

En 1999, le CCME a cessé la publication des RQEC pour les remplacer par les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, recueil de l'ensemble des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, nouvelles et existantes. La nouvelle publication contenait un grand nombre des recommandations pour la qualité des eaux publiées initialement dans les RQEC et ses appendices, de même que des recommandations nouvelles et révisées pour la qualité des eaux, la qualité des sédiments, la qualité des sols et les résidus dans les tissus, sans oublier les objectifs afférents à la qualité de l'air ambiant au Canada.

La majeure partie de la documentation qui accompagnait les RQEC n'a pas été incluse dans les nouvelles RQEC à cause du manque d'espace et du caractère inactuel de l'information initiale, qui a été remplacée par de la nouvelle documentation.

La version électronique des *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux* a été conçue d'après la publication imprimée originale. Puisque plusieurs recommandations pour la qualité des eaux ont été révisées depuis leur première publication, l'expert doit prendre note que, dans tous les cas, les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* annulent et remplacent les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* de 1987.

## ANNEXE C-3.6

### ***Références utiles pour la détermination de la porosité efficace $n_{eff}$ et de la densité apparente $\rho_b$***

Sous - Outils présentés :

- Palier 1 : Valeurs par défaut issues de la littérature scientifique
- Palier 2 : Mesures en laboratoire

## 1 VALEURS PAR DÉFAUT DE POROSITÉ EFFICACE (PALIER 1)

L'utilisation de valeurs par défaut, issues de la littérature scientifique, est requise pour la détermination de la porosité efficace au premier palier de l'ER<sub>ES</sub>.

Des valeurs par défaut définies en fonction de la granulométrie des terrains peuvent d'être tirées des ressources bibliographiques ci-dessous :

Références utiles (non exhaustif)	
	J.A. Connor, C.J. Newell, M.W. Malander, <i>Parameter Estimation Guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Modeling</i> , Groundwater Services Inc., tableau 3, Houston, Texas, US, 1996.
	Document disponible en ligne sur le site GSI ENVIRONMENTAL INC.: <a href="http://www.gsi-net.com/en/publications/gsi-environmental-papers.html?year=1996">http://www.gsi-net.com/en/publications/gsi-environmental-papers.html?year=1996</a> , consulté le 02/11/2009.
	Manuel d'utilisateur du logiciel Atlantic RBCA (version 2) : <i>ATLANTIC RBCA (Risk-Based Corrective Action), Version 2.0, For Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada, User Guidance</i> , annexe 5, tableau 11, Canada, 2007.
	Document disponible en ligne sur le site Atlantic RBCA : <a href="http://www.atlanticrbca.com/eng/ref_doc_v2.html#download">http://www.atlanticrbca.com/eng/ref_doc_v2.html#download</a> , consulté le 02/11/2009.
	Ouvrage de référence sur l'utilisation et l'interprétation des données hydrogéologiques. V. Batu, <i>Aquifer Hydraulics: A Comprehensive Guide to Hydrogeologic Data Analysis</i> , tableau 2-1, page 28, 1998.
	G. de Marsily, <i>Cours d'hydrogéologie</i> , Université Paris VI, page 29, 2004.
	Disponible en ligne sur le site de l'Institut Supérieur en Ingénierie et Gestion de l'Environnement (ISIGE) <a href="http://www.e-sige.ensmp.fr/cms/libre/hydro_sols_pollues/hydroGeneral/_lfrFR/index.html">http://www.e-sige.ensmp.fr/cms/libre/hydro_sols_pollues/hydroGeneral/_lfrFR/index.html</a> , consulté le 28/10/2009.

Les données lithostratigraphiques issues des Log de forage renseigneront l'expert sur les formations relatives à la zone non-saturée.

La méthode de détermination du paramètre  $n_{eff}$  consiste à établir une corrélation entre les formations lithostratigraphiques rencontrées et la porosité efficace fixée par défaut pour une unité lithologique type reprise dans la documentation de référence présentée.

## 2 VALEURS PAR DÉFAUT DE DENSITÉ APPARENTE (PALIER 1)

Dans le cadre de la détermination de la densité apparente, exprimée en  $kg_{solide}/dm^3_{sol}$ , il est proposé de recourir à une valeur par défaut issue de la littérature scientifique.

Le manuel d'utilisateur du logiciel *Atlantic RBCA (version 2)* définit des valeurs par défaut pour un sol à forte granulométrie (sables à graviers) ou un sol à faible granulométrie (limons à sables) :

Références utiles (non exhaustif)	
	Manuel d'utilisateur du logiciel Atlantic RBCA (version 2) :  <i>ATLANTIC RBCA (Risk-Based Corrective Action), Version 2.0, For Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada, User Guidance, annexe 5, tableau 11, Canada, 2007.</i>
	Document disponible en ligne sur le site Atlantic RBCA :  <a href="http://www.atlanticrbca.com/eng/ref_doc_v2.html#download">http://www.atlanticrbca.com/eng/ref_doc_v2.html#download</a> , consulté le 02/11/2009.

Par défaut, il est proposé de sélectionner une valeur moyenne de 1,65 comme préconisée dans l'établissement des valeurs seuil.

Il existe dans la littérature scientifique propre à la mécanique des roches, aux propriétés des roches et des sols, des valeurs par défaut de densité apparente plus précisément détaillées selon le type de texture de la matrice.

Les données lithostratigraphiques issues des Log de forage renseigneront l'expert sur les formations concernées par la détermination du paramètre de densité apparente.

La méthode de détermination de ce paramètre consiste alors à établir une corrélation entre les formations lithostratigraphiques rencontrées et la densité apparente fixée par défaut pour une unité lithologique type.

## 3 MESURES INDIRECTES FACULTATIVES (PALIER 2)

Dans le cadre du second stade de l'ER<sub>ES</sub> et de manière facultative, il est possible d'opérer des mesures de laboratoires pour déterminer la porosité efficace et la densité apparente d'un échantillon non-remanié et préalablement séché.

Dans ce cas, l'expert fera appel à un laboratoire pour la réalisation de ces manipulations.

## ANNEXE C-3.7

### *Méthodes pour la détermination de la constante de (bio)dégradation $\lambda$ d'un polluant organique*

## 1 GENERALITES

La dégradation d'un composé organique est un phénomène complexe faisant intervenir de nombreux facteurs. Elle est souvent biotique, c'est-à-dire mise en œuvre par des microorganismes, mais peut également être abiotique (exemple : dégradation des solvants chlorés catalysée par le fer). Différents modèles cinétiques permettent de décrire mathématiquement ces processus et de les intégrer aux modèles analytiques (ou numériques) de transport de polluants dans les nappes souterraines.

La biodégradation est intégrée à l'équation de transport par l'application d'un terme soustracteur comprenant la constante de biodégradation ( $\lambda$ ).

Le modèle le plus courant est celui basé sur l'hypothèse d'une cinétique de biodégradation de premier ordre qui suppose que :

- le taux de biodégradation est proportionnel à la concentration du composé qui se biodégrade ;
- les autres éléments nécessaires à la réaction, tels l'accepteur d'électrons (souvent l'oxygène) ou le donneur d'électrons (l'hydrogène dans le cas des solvants chlorés), le catalyseur ou les nutriments, sont présents en quantités non-limitantes.

La mise en équation de la biodégradation des composés organiques se rapproche alors de celle de la désintégration des composés radioactifs ou des substances dites "instables" dans leur comportement. La décroissance d'une substance polluante dissoute est prise en compte dans les modèles analytiques (ou numériques) par la résolution d'une équation différentielle du type :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\lambda C_e$$

Après intégration, cette équation devient :

$$C_e = C_e^0 e^{-\lambda t}$$

On peut en déduire la période de demi-vie par biodégradation d'un composé organique :

$$T_{1/2} = \ln 2 / \lambda, \text{ d'où } \lambda = 0,693 / T_{1/2}.$$

La valeur de  $\lambda$  est donc directement calculée à partir de  $T_{1/2}$ , dont la valeur est donnée par la littérature pour les composés organiques les plus courants.

Il faut cependant ne pas oublier que ce modèle simple ne convient pas dans tous les cas et que le taux de biodégradation est souvent limité par le manque des autres éléments nécessaires à la réaction ou par des conditions peu favorables (température, pH, etc.).

## 2 ESTIMATION DU POTENTIEL DE BIODÉGRADATION

De manière générale, il est nécessaire que l'expert ait une bonne connaissance des conditions physico-chimiques du sol favorables au phénomène de (bio)dégradation des composés considérés. Une analyse comparative qualitative de ces caractéristiques aux conditions physico chimiques propres au milieu renseignera l'expert sur le potentiel de biodégradation du composé dans un tel environnement. Cette étape doit précéder tout choix de valeurs de biodégradation.

Exemples :



- Les composés BTEX et/ou huile minérale se biodégradent relativement rapidement en milieu aérobie. La présence d'oxygène est donc un paramètre critique. Cela n'exclut cependant pas la biodégradation plus lente en milieu anoxique ou anaérobique en présence d'autres accepteurs d'électrons mais la constante de (bio)dégradation ( $\lambda$ ) doit être sélectionnée en conséquence.
- Généralement les solvants chlorés se biodégradent en milieu anaérobique et sont des accepteurs d'électrons (remplaçant l'oxygène en quelque sorte). La présence d'un substrat permettant la croissance des micro-organismes et fournissant un accepteur d'électrons (l'hydrogène) est donc requise.

Des références classiques sur le sujet de l'évaluation du potentiel de (bio)dégradation sont reprises ci-dessous :

	Wiedemeier et al, <i>Technical protocol for implementing intrinsic remediation with longterm monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater</i> , Air Force Center of Environmental Excellence, 1999.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site de l'AFCEE : <a href="http://www.afcee.af.mil/resources/technologytransfer/index.asp">http://www.afcee.af.mil/resources/technologytransfer/index.asp</a> , consulté le 20/11/2009.
	Wiedemeier et al, <i>Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water</i> , EPA/600/R-98/128, Environmental Protection Agency, 1998.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site de l'EPA : <a href="http://www.epa.gov/ada/pubs/reports.html">http://www.epa.gov/ada/pubs/reports.html</a> , consulté le 20/11/2009.
	Saada et al, <i>Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures, rapport final</i> , BRGM/RP-54183-FR, 2006.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site du BRGM : <a href="http://www.brgm.fr/Rapport?code=RP-54183-FR.pdf">www.brgm.fr/Rapport?code=RP-54183-FR.pdf</a> , consulté le 20/11/2009.

Les tests disponibles pour mesurer la constante de (bio)dégradation sont les tests en laboratoire et les tests in-situ. En général, les tests en laboratoire ((bio)dégradation en colonne et/ou tests en microcosmes) sont peu probants pour déterminer des taux de (bio)dégradation *in situ*. Ils servent plutôt à démontrer le potentiel de (bio)dégradation sur site mais sont peu fiables pour déterminer les constantes utilisables dans les modèles.

L'utilisation de l'analyse d'isotope spécifique au composé considéré est une méthode en développement qui permet de mesurer le taux de (bio)dégradation in-situ :



Hunkeler et al, *A guide for assessing biodegradation and source identification of organic groundwater contaminants using compound specific isotopes analysis (CSIA)*, EPA 600/R-08/148, Environmental Protection Agency, 2008.



Ce rapport est disponible en ligne sur le site de l'EPA : [www.epa.gov/ada](http://www.epa.gov/ada), consulté le 20/11/2009.

Ces tests, longs et coûteux, sont rarement pratiqués dans le cadre des évaluations des risques.

Si l'on dispose d'un historique de suivi des concentrations dans l'eau souterraine suffisamment long et de données détaillées au sujet de l'écoulement de la nappe, il est aussi possible de dériver la constante de biodégradation via calibration d'un modèle de transport.

### 3 VALEURS PAR DÉFAUT DE CONSTANTE DE (BIO)DÉGRADATION

Le cas échéant, des valeurs publiées dans la littérature scientifique peuvent être sélectionnées avec précaution.

Le site Internet du programme Transpol (INERIS), relatif à la recherche sur les thèmes de la caractérisation, de la modélisation et de la surveillance des pollutions des sols et des nappes, propose diverses ressources pour assister l'expert au niveau de la détermination de la constante de (bio)dégradation d'un composé en fonction de caractéristiques propres aux essais réalisés.

Des données expérimentales  $K_d$  et  $T_{1/2}$  relatives à divers HAP et solvants chlorés ont pu être synthétisées grâce à une vaste étude bibliographique des valeurs mesurées lors de divers tests de laboratoire ou *in situ*.

Néanmoins, ces valeurs ne peuvent être utilisées que si les renseignements acquis sur le site (conditions redox, lithologie,  $f_{oc}$  ...), sont suffisamment proches des caractéristiques du site étudié dans la publication. Les résultats de l'étude qualitative visant à estimer le potentiel de biodégradation seront utiles au choix des valeurs par défaut.

L'expert devra éventuellement évaluer si des données plus récentes ne sont pas plus pertinentes dans le cadre de son projet.

Le tableau ci-dessous présente les ressources disponibles du programme Transpol relatives à la détermination de la constante de (bio)dégradation :

Références utiles (non exhaustif)	Outils utiles disponibles
 <p>O. BOUR, <i>Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres <math>K_d</math> (sorption) et <math>T_{1/2}</math> (biodégradation)</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 66244 – DESP – R02), Programme TRANSPOL, 2005.</p>  <p>Ce rapport est disponible en ligne sur le site web de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&amp;action=getDoc&amp;id_doc_object=2713">http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&amp;action=getDoc&amp;id_doc_object=2713</a>, consulté le 03/11/2009.</p>	<p>Synthèse bibliographique des paramètres d'entrée <math>K_d</math> et <math>T_{1/2}</math>, issus de la littérature scientifique, pour les principaux HAP (16 de la liste de l'agence environnementale américaine).</p>

 <p>M. MARIOT (INERIS), <i>Solvants chlorés, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres <math>K_d</math> (sorption) et <math>T_{1/2}</math> (biodégradation)</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 08 – 94669 – 08132A), Programme TRANSPOL, 2009.</p>  <p>Ce rapport est disponible en ligne sur le site web de l'INERIS (cf. lien présenté en Annexe 3.1 pour la détermination du <math>K_d</math>) ou sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2">http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2</a>, consulté le 05/11/2009.</p>	<p>Synthèse bibliographique des paramètres d'entrée <math>K_d</math> et <math>T_{1/2}</math>, issus de la littérature scientifique, pour les principaux Composés Organiques Halogénés Volatils (COHV).</p>
 <p>INERIS, <i>Notice d'utilisation de la base de données de paramètres de sorption et biodégradation de substances organiques, BDD SOP-BIO</i>, Rapport d'étude (ref. INERIS – DRC – 08 – 94669 – 14994A), Programme TRANSPOL, 2009.</p>  <p>Base de données téléchargeable en ligne sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/">http://www.ineris.fr/transpol/</a>, consulté le 05/11/2009.</p>	<p>Base de données spécifique (B.D.D. Sorp-Bio), accompagnée de son manuel d'utilisation, basée sur ces deux premières synthèses présentées ci-dessus puis actualisée.</p> <p>Mise à jour régulière, base de données évolutive en fonction du retour d'expérience des utilisateurs.</p>

## **ANNEXE C-4**

### ***Références utiles pour la modélisation du transfert de polluants dans le sol et les eaux souterraines***



## TABLE DES MATIÈRES

1	Codes de calcul existants .....	3
1.1	International Ground Water Modeling Center .....	3
1.2	United States Geologic Survey .....	3
1.3	Environment Protection Agency (US).....	3
2	Modélisation du transfert de polluants et problématiques associées.....	4
2.1	Généralités .....	4
2.2	Simulation du transfert de polluants dans les sols et les eaux souterraines : recommandations pour choix du modèle et de la démarche.....	4
2.2.1	Modélisation des éléments traces métalliques.....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>



## 1 CODES DE CALCUL EXISTANTS

### 1.1 INTEGRATED GROUND WATER MODELING CENTER

Le « Integrated Ground Water Modeling Center » (IGWMC) est un centre d'information, d'éducation et de recherche relatif à la modélisation du transport des eaux souterraines. Ses activités se caractérisent, entre autres, par un conseil sur les problèmes relatifs à la modélisation hydrogéologique.

Une description détaillée des principaux codes de calcul existants est disponible en ligne. Ces logiciels sont triés selon leur typologie (zone saturée ou non-saturée, modélisation du flux ou du transport de soluté...).

Les ressources avancées par le IGWMC sont disponibles en ligne, sur son site Internet.



<http://igwmc.mines.edu/software/igwmcsoft/>, consulté le 09/11/2009.

### 1.2 UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY

Le site Internet de l'USGS ou "United States Geological Survey" constitue également une ressource intéressante en termes de descriptions et d'accessibilité au téléchargement de codes de calcul gratuits permettant la modélisation, en zone saturée ou en zone vadose, des flux d'eau souterraine, du transport de solutés et des réactions chimiques associées.

Les ressources avancées par l'USGS sont disponibles en ligne, sur son site Internet.



<http://water.usgs.gov/software/lists/groundwater>, consulté le 09/11/2009.

### 1.3 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US)

L'agence américaine pour l'environnement (US-EPA) met en ligne une liste de logiciels gratuits pour la modélisation des flux et du transport de solutés en zone non-saturée et saturée. Pour chaque code de calcul, une description générale est présentée, ainsi qu'un lien pour son téléchargement.

Les ressources avancées par l'US-EPA sont disponibles en ligne, sur son site Internet.



<http://www.epa.gov/ada/csmos/models.html>, consulté le 09/11/2009.

## 2 MODÉLISATION DU TRANSFERT DE POLLUANTS ET PROBLÉMATIQUES ASSOCIÉES

### 2.1 GÉNÉRALITÉS

La dernière étape de la méthodologie relative au second palier de l'ER<sub>N</sub> est caractérisée par l'utilisation de la modélisation des écoulements en zone non saturée et en zone saturée.

Certains ouvrages de référence traitent de ses problématiques associées (données d'entrée, équations mise en jeux...).

Le tableau ci-dessous (non exhaustif) présente certains de ces ouvrages, utiles à l'expert pour la construction de son modèle.

Références utiles (non exhaustif)	Commentaires
 <p>Kresic N., <i>Hydrogeology and Groundwater modeling, second edition, 2007.</i></p>	Modélisation du flux et du transport de polluants en zone saturée.
 <p>W. Delleur F., <i>The handbook of groundwater engineering, second edition, 2007.</i></p>	Modélisation du flux et du transport de polluants en zone non saturée et en zone saturée.
 <p>Grathwohl P., <i>Gracos, Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites, 2003.</i></p>	<p>GRACOS intervient, entre autres, sur l'évaluation des risques pour l'eau souterraine au droit des sites contaminés.</p> <p>Certains éléments relatifs à l'utilisation de l'outil modélisation sont développés dans le rapport référencé.</p>

### 2.2 SIMULATION DU TRANSFERT DE POLLUANTS DANS LES SOLS ET LES EAUX SOUTERRAINES : RECOMMANDATIONS POUR CHOIX DU MODÈLE ET DE LA DÉMARCHE

Il est proposé à l'expert de se référer au guide méthodologique produit par l'INERIS, *Recommandations relatives au choix entre modèle analytique et numérique dans le cadre de l'étude du transfert de polluants dans le sol et les eaux souterraines, 2008.*

Ce guide a pour but d'apporter une aide au modélisateur confronté au choix d'un outil adapté et proportionné à l'étude engagée.

Dans une première partie, certains aspects généraux liés à ce type de modélisation sont présentés, en particulier la démarche et quelques définitions. Dans une seconde partie, une liste d'outils de calcul disponibles actuellement est donnée. Elle met en exergue leur diversité et la difficulté relative au choix de l'outil le plus adapté.

Une application conduite sur deux modèles de simulation du transport de polluants en zone saturée, BIOCHLOR et NAS, ainsi que la comparaison des résultats à ceux acquis dans le cadre de la simulation d'un cas traité précédemment par des outils numériques, apporte des indications complémentaires quant aux éléments justifiant ou non le choix d'un modèle.

Enfin, des recommandations sont formulées. Elles portent principalement sur le choix des phénomènes à considérer, les objectifs attendus et les outils de calcul en eux-mêmes.

Toutefois, notons que la clef de l'efficacité et de la précision lors de la modélisation d'un système aquifère dépend en premier lieu de l'élaboration du modèle conceptuel et de la qualité des données disponibles et utilisées.

Il est également nécessaire de mettre l'accent sur le fait que les modèles peuvent se révéler utiles dans certains cas en tant qu'outils d'aide à la décision, mais qu'ils ne sont pas toujours indispensables pour mettre en œuvre des actions sur un site pollué (notamment des mesures de gestion). La réalisation d'une modélisation peut être longue, voire futile, à la vue des données disponibles (peu d'informations ou données déjà suffisamment alarmantes) et elles ne doit en aucun cas retarder une prise de décision quant à la sécurité des personnes potentiellement exposées. En outre, l'ensemble des intervenants, et en particulier le modélisateur, doit avoir conscience du fait que le modèle ne peut fournir des résultats absolus ni être utilisé sans un minimum de données d'entrée de bonne qualité.

Les références du guide en question sont présentées ci-dessous :

	INERIS, <i>Recommandations relatives au choix entre modèle analytique et numérique dans le cadre de l'étude du transfert de polluants dans le sol et les eaux souterraines</i> , Rapport d'étude (ref. DRC-08-86031-00620A), 2008.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2">http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2</a> , consulté le 03/11/2009.

En outre, un guide des bonnes pratiques pour l'assistance au développement d'un modèle conceptuel et la sélection et l'application de modèles mathématiques des processus de transport en zone insaturée et saturée a été développé en 2001 par le National Groundwater & Contaminated Land Centre (Scottish Environment Protection Agency).

Les références de ce rapport sont présentées ci-dessous :

	SEPA-UK, <i>Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface</i> , 2001.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site web de l'agence écossaise pour la protection de l'environnement (Scottish Environment Protection Agency) : <a href="http://www.sepa.org.uk/land/idoc.ashx?docid=348518fc-6662-4699-8e7a-4b28d5cd64c9&amp;version=-1">www.sepa.org.uk/land/idoc.ashx?docid=348518fc-6662-4699-8e7a-4b28d5cd64c9&amp;version=-1</a> , consulté le 20/11/2009.

## 2.2.1 MODÉLISATION DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

Dans le cas de la modélisation du transfert de polluants traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines et afin d'aider les utilisateurs de ces modèles et les guider dans l'utilisation de ces outils, l'INERIS, via le programme TRANSPOL, a souhaité rédiger un guide de bonnes pratiques.

Les recommandations qui y sont intégrées peuvent être utiles, d'une part, aux modélisateurs, ingénieurs des bureaux d'études, confrontés au problème de l'impact des pollutions métalliques, et d'autre part, aux représentants des services de l'état qui doivent évaluer les dossiers.

Ce document souligne les points sensibles qui déterminent la qualité des résultats de la modélisation mise en œuvre et présente une méthodologie d'étude à travers deux grandes parties :

- Une première partie présente des généralités sur les éléments traces métalliques présents dans l'environnement (principales propriétés physicochimiques, origines possibles...);
- Une seconde partie est consacrée à la modélisation des transferts dans les sols et les eaux souterraines.

Les références du guide en question sont présentées ci-dessous :

	Burnol A., Duro L., <i>Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines</i> , INERIS, Rapport d'étude (ref. DRC-08-86031-00620A), 2006.
	Ce rapport est disponible en ligne sur le site web du programme Transpol de l'INERIS : <a href="http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2">http://www.ineris.fr/transpol/?q=node/2</a> , consulté le 03/11/2009.

## **ANNEXE C-5**

### ***Transport en milieu insaturé : calcul du temps de transport d'un polluant par lessivage***

Dragun (1988), propose une solution analytique simple pour le calcul la vitesse de transfert d'un polluant au sein de la vadose, soit :

$$v = \frac{I}{\theta_v \times R_f}$$

Avec :

- $v$  = vitesse de déplacement moyenne du polluant au sein de la vadose (cm/an) ;
- $I$  = Infiltration efficace annuelle (cm/an) ;
- $\theta_v$  = teneur en eau volumique moyenne de la vadose (ml/ml) ;
- $R_f$  = facteur de retard (-).

En zone non saturée, le facteur de retard s'exprime de la manière suivante (Fetter, 1993) :

$$R_f = 1 + \frac{K_d \times \rho_b}{\theta_v}$$

Avec :

- $R_f$  = facteur de retard (-);
- $K_d$  = coefficient de retard sol/eau (ml/g) ;
- $\rho_b$  = densité apparente (g/cm<sup>3</sup>)
- $\theta_v$  = teneur en eau volumique moyenne de la vadose (ml/ml).

En substituant  $R_f$  dans l'expression de  $v$  :

$$v = \frac{I}{(\theta_v + K_d \times \rho_b)}$$

Le temps de résidence du polluant au sein de la vadose est donné par l'expression (Dragun, 1988):

$$t = \frac{d_{vc}}{v}$$

En substituant  $v$  dans l'expression de  $t$  :

$$t = \frac{d_{vc} \times \theta_v \times R_f}{I}$$

Ou

$$t = \frac{d_{vc} \times (\theta_v + K_d \times \rho_b)}{I}$$

La difficulté réside encore dans la détermination des paramètres d'entrée et le respect du principe de précaution.

Des outils relatifs à la détermination des ces paramètres d'entrée sont proposés au chapitre 3 et leur mise œuvre est détaillée en Annexe 3.

#### **Références :**

Dragun J. (1988), *The soil chemistry of hazardous materials*, Silver spring, HazardousMaterials Control Research Institute.

Baes C. F. (1983), Sharp R. D., *A Proposal for Estimation of Soil Leaching and Leaching Constants for Use in Assessment Models*.

Fetter C. W. (1993), *Contaminant hydrogeology*.

## **ANNEXE C-6**

### ***Transport en milieu saturé : utilisation et validité de l'équation de Domenico (1987)***



## 1. PRÉSENTATION ET UTILISATION

En conditions permanentes, la solution analytique de Domenico (1987) - version simplifiée de l'équation d'Ogata-Banks pour un panache à l'équilibre - permet de décrire l'atténuation de la concentration en polluant  $C_{LM}$  (ou  $C_{GW}$ ) selon la direction principale de l'écoulement souterrain lors de son transport par advection unidirectionnelle au sein d'un aquifère intergranulaire, homogène et isotrope, par dispersion (tri-dimensionnelle), par biodégradation (régie par une cinétique de premier ordre) et par adsorption. La diffusion moléculaire, basée sur un gradient de concentration, est négligée.

Dans le calcul, il est également tenu compte des propriétés de l'aquifère et de la distance  $X_r$  séparant les deux piézomètres placés respectivement au droit de la source de pollution et au point de conformité<sup>1</sup>.

La source de pollution, supposée infinie, y est représentée schématiquement par une surface plane, aux dimensions finies ( $S_w$  et  $S_d^2$ ), placée verticalement et perpendiculairement au flux d'eau souterrain.

Le modèle de Domenico permet également de déterminer le facteur d'atténuation de la zone saturée ( $FA_s$ ), défini comme le rapport entre la concentration  $C_{LM}$  et la concentration en polluant au point de conformité ( $C_{Xr}$ ).

L'application de l'équation de Domenico à des métaux lourds/métalloïdes et à des polluants organiques non biodégradables ( $t_{1/2}$  de 100000 jours) démontre que le facteur d'atténuation dépend majoritairement des caractéristiques du panache ( $S_w$  et  $S_d$ ) et des dispersivités. La source de pollution est représentée par une surface plane, aux dimensions finies ( $S_w$  et  $S_d$ ) placée verticalement et perpendiculairement au flux d'eau souterrain.

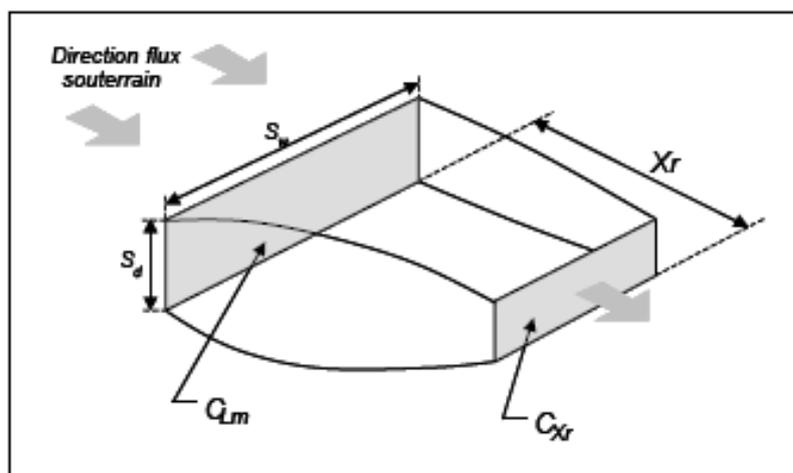


Figure 1-1 : Modèle de Domenico - illustration des sections d'écoulement du flux pollué (adapté du Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical releases – Groundwater Services, Inc., 1998.)

<sup>1</sup> A titre de rappel, la distance  $X_r$  est, par défaut, égale à la distance entre le piézomètre foré au droit de la source de pollution et un piézomètre placé en bordure du site. Un point de conformité peut être considéré en fonction de cibles particulières autres que la parcelle voisine.

Attention : cette distance ne peut dépasser la valeur limite de 30 mètres.

<sup>2</sup> Le paramètre  $S_d$  équivaut à l'épaisseur de la zone de mélange en zone saturée  $D_{zm}$ .

$$\text{Equation : } \frac{1}{FA_s} = \frac{C_{X_r}(x)}{C_{Lm}} = \exp\left\{\frac{x}{2a_x}\left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{u}}\right]\right\} \operatorname{erf}\left(\frac{S_w}{4\sqrt{a_y x}}\right) \operatorname{erf}\left(\frac{S_d}{4\sqrt{a_z x}}\right)$$

Paramètre	Signification	Unité
$C_{X_r}$	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe, en bordure de site	µg/L
$X_r$	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et en bordure du site pollué	m
$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$	Dispersivité longitudinale (x), transversale (y) et verticale (z)	m
$\lambda$	Constante de dégradation	1/jr
$S_d$	Epaisseur du panache à la source (zone saturée)	m
$S_w$	Largeur du panache à la source (zone saturée)	m
$u$	Vitesse de déplacement du polluant compte tenu de l'effet « retard »	m/jr
$K$	Conductivité hydraulique saturée	m/jr
$\nabla H$	Gradient hydraulique	m/m
$n_{eff}$	Porosité effective de l'aquifère	dm <sup>3</sup> <sub>vide</sub> /dm <sup>3</sup> <sub>sol</sub>
$R_c$	Facteur de retard	-
$\rho_{b,np}$	Densité apparente à l'état sec de l'aquifère	kg <sub>solide</sub> /dm <sup>3</sup> <sub>sol</sub>
$K_{d,np}$	Coefficient de partition sol/solution de l'aquifère	dm <sup>3</sup> <sub>eau</sub> /kg <sub>solide</sub>
$K_{oc}$	Coefficient de partition eau-carbone organique	
$f_{oc}$	Fraction de carbone organique	-

Note 1 : Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995) et EPA (1986) cités dans Connor *et al.* (1996).

Note 2 : Gelhar & Axness (1981) cité dans EPA (1996).

Note 3 : Annexe 1 de la « Partie VI : Procédure de calcul des valeurs seuil (VS<sub>N</sub>) et valeurs d'intervention (VI<sub>N</sub>) fondées sur la protection des eaux souterraines. » du document « Procédure de calcul des normes pour le sol : valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI). SPAQuE. Mars 2004. »

Note 4 : Valeurs correspondant à des conductivités hydrauliques communément admises au niveau de la CEE pour la nappe du Sinémurien (sable et grés) et dans la gamme des conductivités hydrauliques saturées rencontrées dans le sable du Bruxellien (5 E-5 m/s) et le gravier (1 E-3 m/s).

Note 5 : Annexe 4 du document « Attribution de normes de qualité aux sols de la Région wallonne : Annexes techniques », SPAQuE, rapport interne, avril 1999, 57 pp.

Note 6 : Piwoni and Banerjee, (1989) ; Schwarzenbach and Westall, (1981) cités dans EPA (1996).

Tableau 1-1 : Détermination des paramètres relatifs à l'équation de Domenico (1987)

La difficulté réside encore dans la détermination des paramètres d'entrée repris par le tableau 1.1 et le respect du principe de précaution.

Des outils relatifs à la détermination des ces paramètres d'entrée sont proposés au chapitre 3 et leur mise œuvre est détaillée en Annexe 3.

## 2. OBSERVATIONS DU CSMOS (CENTER FOR SUBSURFACE MODELING SUPPORT) RELATIVES AUX LIMITATIONS POTENTIELLES DES MODÈLES DE TRANSPORT BASÉS SUR L'ÉQUATION DE DOMENICO

Des limites potentielles des modèles de transport basés sur l'équation de Domenico ont été identifiées dans des articles récemment édités (Guyonnet et Neville, 2004 ; Srinivasan et al., 2007 ; West et al., 2007).

Le CSMoS distribue quatre logiciels (BIOSCREEN, BIOCHLOR, FOOTPRINT, et REMChlor) utilisant des modèles basés sur l'équation de Domenico.

BIOSCREEN et REMChlor emploient le modèle original de Domenico (1987), tandis que BIOCHLOR et FOOTPRINT emploient la version modifiée du modèle (Martin-Hayden et Robbins, 1997).

Le CSMoS reconnaît que les modèles basés sur la solution de Domenico (originale comme modifiée) constituent des solutions analytiques approximatives de l'équation d'advection-dispersion du transport de corps dissous. Dans certaines situations, il est possible que l'erreur associée à cette approximation soit significative en comparaison avec les solutions exactes.

Il a été démontré que cette erreur est fortement sensible aux valeurs élevées de dispersivité longitudinale (Srinivasan et al., 2007, West et al., 2007). Cependant, le CSMoS a noté que celle-ci demeure insignifiante quand la dispersion longitudinale est raisonnablement basse (Srinivasan et al., 2007).

En outre, la dispersivité longitudinale est un paramètre de calibrage, et non un paramètre mesuré sur le terrain. Par conséquent, le CSMoS croit que les modèles basés sur l'équation de Domenico, sous leurs formes courantes, sont pertinents comme outils de projection. Cependant, il est recommandé aux utilisateurs de privilégier une dispersivité longitudinale raisonnablement basse afin de minimiser l'erreur potentielle.

West et al. (2007) décrivent trois différentes approches pour estimer la dispersivité longitudinale ( $\alpha_x$ ) :

- $\alpha_x = 10\%$  de la longueur du panache de polluant;
- $\alpha_x = 10\%$  de la distance longitudinale L jusqu'au point de référence (c.-à-d., la distance de x à tout point d'observation), selon Pickens et Grisak (1981) ;
- $\alpha_x = 0.83 (\log_{10} L)^{2.414}$ , selon Xu et Eckstein (1995).

Dans la première méthode,  $\alpha_x$  est constante dans tout le domaine modélisé, alors que pour les deuxième et troisième méthodes, elle augmente proportionnellement avec L.

Bien que les méthodes indiquées ci-dessus fournissent une première évaluation acceptable de  $\alpha_x$ , en réalité, la valeur calibrée pourrait être encore plus petite que celles calculées à partir des trois méthodes, et par conséquent, réduirait au minimum l'erreur résultant de l'approximation issue des modèles basés sur l'équation de Domenico.

Selon les recherches de Guyonnet et Neville (2004), le modèle original de Domenico (1987) est entaché d'une erreur minimale quand le nombre de Peclet, (Pe), est supérieur à 6, ce qui représente une couche aquifère relativement perméable.

Par définition,  $Pe = [v \cdot X_r] / \alpha_x$

Avec,

- $v$  : vitesse de l'eau souterraine,
- $X_r$  : distance longitudinale au point de référence,
- $\alpha_x$  : dispersion longitudinale.

Par conséquent, une forte valeur de Pe signifie que le transport est dominé par le phénomène d'advection, alors qu'une faible valeur de Pe signifie que la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire peuvent influencer le transport de manière significative.

West et al. (2007) ont démontré que la différence entre le modèle de Domenico (1987) et la solution exacte de Wexler (1992) est relativement faible pour un  $Pe = 10$  (c.-à-d., quand  $\alpha_x \approx 0.1 \cdot X_r$ ).

En conséquence, il est recommandé de n'employer les modèles basés sur l'équation de Domenico (ex : BIOCHLOR, BIOSCREEN, FOOTPRINT, et REMChlor) que pour un transport essentiellement advectif (c.-à-d., quand la couche aquifère est relativement perméable).

Les descriptions et liens de téléchargement des modèles basés sur l'équation de Domenico sont disponibles en ligne sur le site de l'US-EPA :



CSMoS Download Software :

<http://www.epa.gov/ada/csmos/>, consulté le 16/04/2012.

Ces commentaires formulés par le CSMoS sont disponibles en ligne le site de l'US-EPA :



CSMoS Comments on the Potential Limitations of the Domenico-based Fate and Transport Models :

<http://www.epa.gov/ada/csmos/domenico.html>, consulté le 16/04/2012.

## Références:

- Domenico, P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, 91, 49–58.
- Domenico, P.A. and G.A. Robbins. (1985). A new method of contaminant plume analysis. *Ground Water*, 23 (4), 476–485.
- Guyonnet, D. and C. Neville. (2004). Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, 141–153.
- Martin-Hayden, J. and G.A. Robbins. (1997). Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells. *Ground Water*, 35 (2), 339–346.
- Pickens, J. and G. Grisak. (1981). Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17(4), 1191–1211.
- Srinivasan, V., T.P. Clement, and K.K. Lee. (2007). Domenico solution—is it valid? *Ground Water*, 45(2), 136–146.

- West, M.R., B.H. Kueper, and M.J. Unga. (2007). On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. *Ground Water*, 45(2), 126–135.
- Wexler, E. (1992). Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in groundwater systems with uniform flow. Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey, Chapter B-7, Book 3, Applications of Hydraulics, 79 pp.
- Xu, M. and Y. Eckstein. (1995). Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Ground Water*, 33(6), 905–908.

