

---

---

**CCME**

---

---

Canadian Council of Ministers  
of the Environment    Le Conseil canadien  
des ministres de l'environnement

# **Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine**

**ISBN-10 1-896997-46-5 PDF**  
**ISBN-13 978-1-896997-46-9 PDF**

**PN 1333**

## **Conseil canadien des ministres de l'environnement**

---

*Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) est la principale tribune canadienne de discussions et de collaboration intergouvernementales sur des questions environnementales d'intérêt national, international et planétaire. Ses 14 gouvernements membres collaborent à l'élaboration de normes, de pratiques et de mesures législatives nationales cohérentes ayant trait à l'environnement.*

© Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2006

ISBN-10 1-896997-46-5

ISBN-13 978-1-896997-46-9

PN 1333

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME)

123, rue Main, pièce 360

Winnipeg (Manitoba) R3C 1A3

Téléphone : (204) 948-2090

Télécopieur : (204) 948-2125

### **Also available in English**

This document is also available in English under the title *A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*.

ISBN-10 1-896997-45-7

ISBN-13 978-1-896997-45-2

PN 1332

## **INVITATION À COMMENTER**

---

Le présent protocole a été publié sous la forme d'un document de travail afin de permettre l'application et la mise à l'essai des méthodes révisées. Le CCME reconnaît que des améliorations ou des changements pourraient devenir nécessaires ou souhaitables à mesure que s'enrichiront nos connaissances scientifiques des problèmes liés aux sites contaminés.

Les lecteurs qui souhaitent commenter le présent document sont invités à le faire en écrivant à l'adresse suivante :

Conseil canadien des ministres de l'environnement  
123, rue Main, pièce 360  
Winnipeg (Manitoba) R3C 1A3  
Télécopieur : (204) 948-2125 Courriel : [info@ccme.ca](mailto:info@ccme.ca)

## **AVIS**

---

Le présent document expose les motifs qui justifient l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine applicables aux sites contaminés du Canada et fournit des conseils à ce sujet. Le CCME en a publié une première version en 1996, à l'appui du Programme national d'assainissement des lieux contaminés, et il s'emploie maintenant à le réviser à la lumière de l'expérience acquise dans l'application et la mise à l'essai du protocole ainsi que des progrès réalisés en science. Le présent document vise uniquement à fournir une orientation générale, et non à établir des droits ou des obligations juridiques ni à influencer sur ceux en vigueur. Il n'a pas pour objet d'établir une norme obligatoire, ni d'interdire les solutions différentes de celles qu'il propose, et ne vise pas à influencer de manière déterminante sur les questions abordées. Les décisions applicables à tout cas particulier seront prises dans le respect des lois et des règlements en vigueur, sur la base de faits précis, lorsque des règlements seront promulgués, ou des permis délivrés.

## VUE D'ENSEMBLE

---

Réagissant aux préoccupations croissantes du public au sujet des risques possibles, pour l'environnement et la santé humaine, d'une exposition aux lieux contaminés, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a lancé en 1989 un programme quinquennal intitulé Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC).

Afin de promouvoir une démarche cohérente et d'orienter l'évaluation et la remise en état des lieux contaminés dans le cadre de ce programme, le CCME a diffusé en septembre 1991 une série de recommandations numériques provisoires pour la qualité de l'environnement. Les Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés (CCME, 1991a) ont été établis pour certaines utilisations définies des terrains et s'inspiraient des critères existants pour le sol et l'eau utilisés par diverses instances au Canada. Toutefois, plusieurs des critères provisoires ayant trait au sol étaient basés sur le jugement professionnel. Le protocole a été élaboré à l'origine, en 1996, pour que les recommandations révisées soient scientifiquement justifiables.

Le protocole a par la suite été utilisé pour l'élaboration de diverses recommandations concernant la qualité des sols, récemment publiées dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (CCME, 1999, avec mises à jour). Le présent document en constitue une version révisée qui prend en compte l'expérience acquise au fil de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols et des standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2000), ainsi que les progrès réalisés récemment au chapitre des connaissances du devenir, du transport et de la toxicité des contaminants.

Le protocole s'intéresse aux effets de l'exposition aux sols contaminés sur les humains et les récepteurs écologiques, pour des utilisations données des terrains. Les voies d'exposition et les récepteurs des sols contaminés pris en compte aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols ont été choisis en fonction de scénarios d'exposition relatifs aux terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle.

Les méthodes d'élaboration des recommandations ont été mises au point afin de maintenir les fonctions écologiques importantes qui sous-tendent les activités liées aux utilisations définies des terrains. Les recommandations sont élaborées à partir de données toxicologiques afin de déterminer les seuils de concentration correspondant à des récepteurs clés. L'exposition par contact direct avec le sol est la principale procédure d'élaboration des recommandations en fonction de l'environnement pour les utilisations des terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle. Une autre procédure — l'exposition par ingestion de sol et d'aliments contaminés — pourrait être envisagée pour certaines utilisations des terrains, si nous disposons de données suffisantes. La protection des eaux souterraines pour l'abreuvement du bétail et leur transport jusqu'à des eaux de surface avoisinantes abritant des formes de vie aquatique sont examinés à l'aide d'un modèle du devenir et du transport de certains produits chimiques. Pour toutes les procédures applicables, la recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement correspondra à la valeur la plus faible obtenue.

L'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine comprend les étapes suivantes :

- l'évaluation des dangers que présente une substance chimique;

- la détermination de la dose journalière estimée (DJE) de cette substance, sans égard à un quelconque lieu contaminé (c.-à-d. l'exposition « de fond » normale);
- la définition de scénarios génériques d'exposition appropriés pour chaque utilisation des terrains.

Les recommandations pour la qualité des sols doivent faire en sorte que l'exposition totale à un contaminant (DJE + exposition sur le lieu à la concentration prescrite par la recommandation) présentera un risque négligeable.

Certaines des étapes suivies pour élaborer les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine sont semblables à celles utilisées pour l'évaluation du risque propre à chaque lieu. Toutefois, pour élaborer ces recommandations génériques, plusieurs hypothèses de base ont été formulées au sujet du récepteur sensible et de la nature de l'exposition à une substance chimique pour chaque utilisation des terres. Les recommandations élaborées pour les substances non cancérigènes sont fondées sur un seuil hypothétique produisant des effets toxiques. Quant aux substances cancérigènes qui présentent un risque peu importe le degré d'exposition, les recommandations sont fondées sur la persistance estimée du risque additionnel de cancer attribuable à l'exposition au sol au cours d'une vie.

Les constituants chimiques des sols peuvent migrer et contaminer d'autres milieux. Ainsi, les contaminants du sol peuvent :

- percoler dans une source d'eau souterraine potable ou dans une masse d'eau de surface voisine;
- migrer en phase gazeuse dans les sous-sols et contaminer l'air à l'intérieur des bâtiments;
- être absorbés par les plantes et les produits maraîchers.

Ces voies indirectes et directes importantes d'exposition au sol sont prises en compte dans le présent protocole. Certaines d'entre elles sont extrêmement équivoques et doivent être évaluées à l'aide de modèles conservateurs qui ne seront pas nécessairement dotés de mécanismes d'ajustement (facteurs d'ajustement de gestion). Le GTRQS utilise l'expression « facteurs d'ajustement de gestion » afin de reconnaître la nature nécessairement imprécise des modèles qui utilisent des approximations ponctuelles conservatrices issues des données et du jugement d'un professionnel en guise d'intrants génériques. Ces facteurs sont utilisés dans les mécanismes de vérification de la migration des contaminants du sol dans les aliments, ou de la migration des contaminants d'un terrain à vocation industrielle vers des propriétés avoisinantes plus sensibles.

Pour réduire le degré d'incertitude des calculs associés à un lieu en particulier, on peut utiliser des modèles plus complexes et des données recueillies en conditions réelles. On peut également modifier les recommandations génériques pour prendre en compte les conditions locales en éliminant certaines voies d'exposition (ou en les réglant à zéro), ou en recalculant les facteurs d'ajustement de gestion. Pour en savoir plus sur l'établissement des objectifs particuliers à un lieu, voir la partie A, sous-section 1.1.

Les recommandations génériques définitives pour la qualité des sols s'appuient sur la plus faible valeur obtenue à l'aide des méthodes servant à déterminer les effets sur l'environnement et la santé humaine pour chacune des quatre utilisations des terrains : terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle.

## OVERVIEW

---

In response to growing public concern over the potential ecological and human-health effects associated with exposure to contaminated sites, the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) initiated in 1989 a five-year program entitled the National Contaminated Sites Remediation Program (NCSRP).

To promote consistency and provide guidance in assessing and remediating contaminated sites under this program, CCME released an interim set of numerical environmental quality guidelines in September 1991. The Interim Canadian Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites (CCME, 1991a) were established for defined land uses by adopting existing criteria for soil and water used by various jurisdictions in Canada. However, many of the interim criteria for soil were based on professional judgement. This protocol for guidelines derivation was originally developed in 1996 to ensure that revised guidelines are scientifically defensible.

The protocol was subsequently used to develop several soil quality guidelines, most recently published in the Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME, 1999 with updates). This document is a revised edition of the protocol. The revisions were based on experience gained while developing soil quality guidelines and the Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons in Soil (CCME, 2000), along with recent advances in the understanding of contaminant fate, transport and toxicology.

The protocol considers the effects of contaminated soil exposure on human and ecological receptors for given land uses. The pathways and receptors of contaminated soil considered in the derivation of soil quality guidelines were selected based on exposure scenarios for agricultural, residential/parkland, commercial, and industrial land uses.

Procedures for deriving environmental soil quality guidelines were developed to maintain important ecological functions that support activities associated with the identified land uses. Guidelines are derived using toxicological data to determine the threshold level on key receptors. Exposure from direct soil contact is the primary derivation procedure for environmental guidelines for agricultural, residential/parkland, commercial and industrial land uses. Another procedure, exposure from contaminated soil and food ingestion, may be considered for certain land uses if there is adequate data. Protection of groundwater for both livestock watering use and transport to nearby surface water bodies with freshwater life are considered using a fate and transport model for certain chemicals. The lowest-value result for all applicable procedures is considered the environmental soil quality guideline.

Deriving human health based soil quality guidelines includes:

- assessing the hazard posed by a chemical;
- determining estimated daily intake (EDI) of that chemical unrelated to any specific contaminated site (i.e. normal "background" exposure); and
- defining generic exposure scenarios appropriate to each land use.

Soil guidelines must ensure that total exposure to a contaminant (EDI + on-site exposure at the guideline concentration) will present negligible risk.

Some of the steps employed to derive human health soil remediation guidelines are similar to those used in a site-specific risk assessment. However, to establish these generic guidelines, several basic assumptions were made about the sensitive receptor and the nature of chemical exposure for each land use. Guidelines derived for non-carcinogens are based on an assumed threshold for toxic effects. For carcinogens presenting some risk at any level of exposure, guidelines are derived based on estimated lifetime incremental cancer risk from exposure to soil.

Chemical constituents in soil can migrate and contaminate other media. For example, soil contaminants can:

- leach into a potable groundwater source or nearby surface water body;
- migrate in a vapour phase into basements and contaminate indoor air;
- be taken up by plants and garden produce.

These important indirect and direct soil exposure pathways are considered in this protocol. Some of these pathways are subject to considerable uncertainty and are evaluated using conservative models which may or may not adjust a guideline value (Management Adjustment Factors). SQGTG uses the term, Management Adjustment Factors, to acknowledge the necessarily imprecise nature of these models, which use conservative point estimates, based on data and professional judgement, for generic input values. Management Adjustment Factors are used in the check mechanisms for migration of soil contaminants into food, or migration of contaminants from industrial sites to more sensitive neighbouring land.

On a site-specific level, more sophisticated models and actual site data for input variables can reduce the uncertainty in these calculations. Generic guidelines can be altered to account for site-specific conditions by removing (or zeroing) exposure pathways, or recalculating management adjustment factors. For more information on setting site-specific objectives, see Section 1.1, Part A.

The final generic soil quality guideline is based on the lowest value generated by the environmental and human health approaches for each of the four land uses: Agricultural, Residential/ Parkland, Commercial, and Industrial.

## Table des matières

---

INVITATION À COMMENTER.....	iii
AVIS .....	iii
Vue d'ensemble .....	iv
Overview.....	vi
Remerciements.....	xv
Structure du document.....	xvi
Liste des acronymes et des abréviations .....	xvii
Glossaire .....	xviii
<b>PARTIE A.....</b>	<b>1</b>
Section 1: Historique et contexte .....	2
1.1 Cadre de sélection et d'évaluation des lieux contaminés.....	2
1.2 Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement .....	3
1.3 Terminologie.....	4
1.4 Résumé des principaux changements intervenus depuis 1996 .....	5
Section 2 : Protocole national d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine .....	6
2.1 En quoi consiste le protocole? .....	6
2.2 Principes directeurs.....	6
2.2.1 Protection de l'environnement .....	8
2.2.2 Protection de la santé humaine.....	8
2.3 Utilisation des terrains .....	9
2.4 Classification chimique.....	13
2.5 Type et profondeur de sol .....	15
2.5.1 Type de sol .....	15
2.5.2 Profondeur du sol .....	16
2.6 Sommaire du processus d'élaboration des recommandations .....	16
Section 3: Utilisation des recommandations canadiennes pour la qualité des sols.....	18
3.1 Erreur primaire liée aux paramètres d'entrée du modèle.....	18
3.2 Incertitude du modèle .....	20
<b>PARTIE B.....</b>	<b>21</b>
Section 1: Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement.....	22
Section 2: Niveau de protection écologique et indicateurs pertinents en vue de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols .....	23
2.1 Niveau de protection écologique .....	23
2.2 Paramètres pertinents des effets.....	23
2.3 Définition des paramètres .....	24
2.4 Choix des paramètres écologiquement pertinents pour l'élaboration des recommandations.....	25
2.4.1 Essais à court et à long terme sur les organismes inféodés au sol .....	26
2.4.2 Essais à court et à long terme sur les mammifères et les oiseaux .....	27

Section 3: État de la base de données toxicologiques sur les expositions reliées au sol .....	28
3.1 Organismes inféodés au sol .....	28
3.2 Mammifères et oiseaux .....	28
Section 4: Récepteurs écologiques potentiels et voies d'exposition aux contaminants du sol.....	29
4.1 Récepteurs écologiques.....	29
4.2 Voies d'exposition .....	29
Section 5: Voies d'exposition et principaux récepteurs selon l'utilisation des terrains et la disponibilité de données .....	32
5.1 Terrains à vocation agricole.....	32
5.1.1 Croissance des cultures et des végétaux.....	32
5.1.2 Protection du bétail et de la faune .....	33
5.2 Terrains à vocation résidentielle/parc .....	35
5.2.1 Croissance des plantes ornementales et de la flore indigène .....	35
5.2.2 Protection de la faune résidente et migratrice .....	37
5.3 Terrains à vocation commerciale.....	37
5.4 Terrains à vocation industrielle.....	38
5.5 Protection des eaux souterraines.....	38
Section 6: Incertitudes liées à l'élaboration des recommandations .....	42
6.1 Sources.....	42
6.2 Utilisation des facteurs d'incertitude dans l'élaboration des recommandations.....	42
Section 7: Processus d'élaboration des recommandations.....	44
7.1 Revue de la documentation scientifique .....	44
7.2 Évaluation des données toxicologiques de laboratoire et de terrain.....	44
7.2.1 Données de laboratoire.....	46
7.2.2 Données de terrain.....	46
7.3 Exigences minimales relatives aux données toxicologiques .....	47
7.4 Comportement dans l'environnement.....	47
7.5 Élaboration des recommandations pour la qualité des sols fondées sur le contact avec le sol .....	47
7.5.1 Vue d'ensemble.....	47
7.5.2 Niveau de protection .....	50
7.5.3 Type de sol .....	50
7.5.4 Biodisponibilité .....	52
7.5.5 Méthode du poids de la preuve .....	52
7.5.6 Méthode de la concentration minimale avec effet observé.....	60
7.5.7 Méthode des effets médians .....	61
7.5.8 Données insuffisantes pour l'élaboration des recommandations fondées sur le contact avec le sol .....	62
7.5.9 Cote de confiance pour la recommandation fondée sur le contact avec le sol.....	62
7.6 Élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture .....	62
7.6.1 Élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs primaires.....	63
7.6.2 Élaboration de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs secondaires.....	70

7.6.3	Calcul de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs tertiaires .....	76
7.6.4	Calcul de la recommandation finale relative à l'ingestion de sol et de nourriture	81
7.7	Utilisation des données sur les processus microbiens (cycle des nutriments et de l'énergie) en vue d'élaborer des recommandations relatives au contact avec le sol....	81
7.8	Élaboration de la recommandation pour la qualité des sols en vue de la protection de la vie aquatique.....	82
7.9	Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation .....	83
7.10	Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement relatives aux migrations hors site.....	84
7.11	Examen de voies d'exposition supplémentaires .....	84
Section 8 : Élaboration des recommandations définitives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement.....		86
8.1	Terrains à vocation agricole.....	87
8.2	Terrains à vocation résidentielle/parc .....	87
8.3	Terrains à vocation commerciale ou industrielle .....	88
<b>PARTIE C.....</b>		<b>89</b>
Section 1 : Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine.....		90
1.1	Introduction.....	90
1.2	Principes directeurs régissant l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine .....	92
1.3	Incertitudes liées à l'élaboration des recommandations .....	93
Section 2 : Analyse de la toxicologie du contaminant.....		95
2.1	Contaminants sans seuil d'effet .....	97
2.1.1	Recommandations relatives à la classification de la cancérogénicité et de la mutagénicité pour les cellules germinales.....	98
2.2	Contaminants à seuil d'effet .....	99
2.3	Valeurs toxicologiques de référence en l'absence d'évaluations de Santé Canada....	101
Section 3 : Exposition aux contaminants.....		102
3.1	Exposition aux mélanges de substances chimiques .....	102
3.2	Détermination de la dose journalière estimée.....	103
Section 4 : Scénarios d'exposition.....		104
4.1	Hypothèses sur l'exposition.....	104
4.1.1	Contaminants à seuil d'effet.....	107
4.1.2	Contaminants sans seuil d'effet.....	109
4.2	Absorption de substances chimiques par le corps.....	110
4.3	Récepteurs, voies d'exposition et utilisation des terrains .....	111
4.3.1	Généralités.....	111
4.3.2	Scénario défini pour les terrains à vocation agricole .....	112
4.3.3	Scénario défini pour les terrains à vocation résidentielle/parc.....	112
4.3.4	Scénario défini pour les terrains à vocation commerciale.....	113

4.3.5	Scénario défini pour les terrains à vocation industrielle .....	113
Section 5 :	Élaboration de recommandations en fonction de la santé humaine.....	119
5.1	Élaboration de recommandations pour la qualité des sols relatives au contact direct (santé humaine) pour les substances à seuil d'effet .....	120
5.2	Élaboration de recommandations pour la qualité des sols relatives au contact direct (santé humaine) pour les substances sans seuil d'effet .....	121
5.3	Recommandations pour la protection des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable .....	123
5.3.1	Généralités.....	123
5.3.2	Calcul de valeurs guides pour les sources d'eau souterraine potable .....	123
5.3.3	Élaboration de la RQSEP.....	124
5.4	Recommandations pour la protection de la qualité de l'air intérieur.....	124
5.5	Évaluation de la contamination des fruits et légumes, du lait et de la viande .....	126
5.6	Migration hors site de sol et de poussière provenant de terrains commerciaux ou industriels .....	127
5.7	Examen de voies d'exposition supplémentaires .....	128
Section 6 :	Élaboration des recommandations définitives pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine .....	129
6.1	Terrains à vocation agricole.....	130
6.2	Terrains à vocation résidentielle/parc .....	130
6.3	Terrains à vocation commerciale et industrielle .....	131
<b>PARTIE D.....</b>		<b>132</b>
Section 1 :	Élaboration de la recommandation définitive pour la qualité des sols .....	133
1.1	Élaboration de la recommandation définitive .....	133
1.2	Considérations autres que la toxicité .....	133
1.3	Évaluation en fonction des besoins nutritifs des plantes, de la concentration géochimique de fond et des limites pratiques de quantification .....	136
1.4	Recommandations provisoires .....	137
1.5	Présentation des recommandations pour la qualité des sols .....	138
1.6	Documents scientifiques justificatifs .....	139
Références.....		140
Annexe A :	Partage des contaminants entre le sol, l'eau de porosité et le gaz du sol .....	149
Annexe B :	Vérification des cycles des nutriments et de l'énergie .....	154
Annexe C :	Modèle pour la protection des eaux souterraines contre les effets de la contamination des sols.....	161
Annexe D :	Évaluation de l'exposition à plusieurs milieux .....	170
Annexe E :	Migration des vapeurs de contaminants dans les bâtiments .....	173
Annexe F :	Protocole de vérification de l'ingestion de contaminants issus de produits cultivés, de viande et de LAIT produits dans des lieux résidentiels ou agricoles assainis .....	180
Annexe G :	Évaluation des recommandations fondées sur la santé humaine pour les terrains à vocation commerciale et industrielle en fonction de leur impact sur les terrains adjacents .....	189

Annexe H : Aperçu des modèles et des équations utilisés aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols .....	194
Annexe I : Paramètres par défaut de l'élaboration des recommandations.....	206

## Liste des tableaux

---

- 1 Récepteurs et voies d'exposition pour les catégories d'utilisation des terrains considérés aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement
- 2 Voies d'exposition à examiner aux fins de l'élaboration des RQS<sub>E</sub>
- 3 Voies d'exposition à examiner lors de l'élaboration de la RQS<sub>SH</sub>
- 4 Exemple de présentation des recommandations pour la qualité des sols
- F.1 Valeurs proposées pour la consommation de produits du jardin, de viande et de lait produits localement
- I.1 Caractéristiques du récepteur humain
- I.2 Paramètres pédologiques et hydrogéologiques
- I.3 Caractéristiques du site
- I.4 Paramètres de construction

## Liste des figures

---

- 1 Cadre national pour l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés
- 2 Procédure d'évaluation des contaminants pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols
- 3 Concept des utilisations génériques des terrains envisagées pour l'élaboration des recommandations
- 4 Diagramme simplifié des récepteurs écologiques potentiels et des voies d'exposition au sol contaminé
- 5 Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains agricoles
- 6 Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation résidentielle/parc
- 7 Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation commerciale
- 8 Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation industrielle
- 9 Procédure générale d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle
- 10 Procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols (RQS) relatives au contact avec le sol pour les terrains à vocation agricole/résidentielle/parc
- 11 Procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives au contact avec le sol pour les terrains commerciaux et industriels
- 12 Exemple d'un diagramme de distribution de probabilité des données d'un essai biologique
- 13 Procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols basées sur l'ingestion de sol et de nourriture
- 14 Cadre général d'évaluation du risque pour la santé humaine
- 15 Voies principales d'exposition humaine aux contaminants de l'environnement
- 16 Élaboration conceptuelle de la recommandation pour la qualité des sols relative aux substances à seuil d'effet d'après l'évaluation de l'exposition à plusieurs milieux et d'après le facteur de répartition attribué au sol (20 %) dans la dose journalière résiduelle admissible (DJRA)
- 17 Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation agricole des terrains
- 18 Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation résidentielle/parc des terrains
- 19 Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation commerciale des terrains
- 20 Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation industrielle des terrains
- 21 Aperçu des étapes menant à l'élaboration d'une recommandation définitive pour la qualité des sols

## REMERCIEMENTS

---

Une version précédente de ce protocole a été publiée la première fois en 1996 par le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Les contributeurs au développement et à l'examen de l'édition 1996 ont inclus :

Mark Bonnell, Philippa Cureton, Sylvain Ouellet, Michel Beaulieu, Cathy Clarke, Gordon Dinwoodie, Elizabeth Lee Hofman, Mike MacFarlane, Rod Raphael, G. Mark Richardson, Michael Wong, Glyn Fox, Connie Gaudet, Renée Gauthier, Simone Godin, Barry Jessiman, Marius Marsh, and Ted Nason.

Cette version du protocole révisée et mise à jour a été préparée pour le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols du CCME par Ian Mitchell et Dave Williams de Meridian Environmental Inc. Les revues et commentaires additionnelles ont été fournies par : Doug Bright (UMA Engineering Ltd.), Janet Cermak (Université de Waterloo); Mark Chappel and Marius Marsh (Ministère de l'Environnement de l'Ontario); Benoit Godin, Ute Pott, Kelly Potter, Susan Roe, Rick Scroggins, Doug Spry, and Mark Wayland (Environnement Canada); Elisabeth Groeneveld, Marc Hébert and Hugues Ouellette (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs); Ruth Hall (Ministère de l'Environnement du Yukon); Warren Kindzierski (Université de l'Alberta); Roman Kuperman (U.S. Army Edgewood Chemical Biological Center); Joan La Rue-van Es (Manitoba Conservation); Raymond Morin (Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick); Ted Nason, Norman Sawatsky, and Mike Zemanek (Ministère de l'Environnement de l'Alberta); Sanya Petrovic and Mark Richardson (Santé Canada); Miles Tindal (Axiom Environmental).

## **STRUCTURE DU DOCUMENT**

---

Le présent document se divise en quatre parties, précédées d'un glossaire. La partie A présente des informations de base sur l'élaboration du protocole, y compris une description des outils scientifiques qui ont été mis au point pour faciliter l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés au Canada. Elle contient également des informations sur les principes qui sous-tendent le protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols. Les parties B et C décrivent les processus d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. La partie D conclut en donnant des consignes sur l'élaboration de recommandations définitives pour la qualité des sols. Nous présentons enfin en annexes les méthodes et les modèles utilisés dans les sections traitant des effets écologiques ainsi que les modèles et les mécanismes de vérification relatifs à l'exposition indirecte aux contaminants du sol utilisés pour les recommandations fondées sur la protection de la santé humaine.

## LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

---

CA	Concentration admissible
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCRS	Concentration correspondant à un risque spécifié
CE <sub>X</sub>	Concentration efficace – X %
CI <sub>X</sub>	Concentration inhibitrice – X %
CL <sub>X</sub>	Concentration létale – X %
CMEO	Concentration minimale avec effet observé
CPS	Coefficient de pondération du sol
CSE	Concentration seuil avec effet
CSEO	Concentration sans effet observé
DCRS	Dose correspondant à un risque spécifié
DESE	Distribution estimative de la sensibilité des espèces
DFA	Dose journalière admissible
DJE	Dose journalière estimée
DJRA	Dose journalière résiduelle admissible
DJSE	Dose journalière seuil produisant un effet
DME(N)O	Dose minimale avec effet (nocif) observé
DSE(N)O	Dose sans effet (nocif) observé
FA	Facteur d'absorption relative
FBA	Facteur de bioaccumulation
FBC	Facteur de bioconcentration
FI	Facteur d'incertitude
GTRQS	Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols
LMR	Limite maximale des résidus
MC	Masse corporelle
PFCE	Plus faible concentration avec effet
PNASC	Programme national d'assainissement des sites contaminés
RQS	Recommandation pour la qualité des sols
RQS <sub>E</sub>	Recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement
RQS <sub>SH</sub>	Recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine
TAMS	Taux d'absorption de matière sèche
TIN	Taux d'ingestion de nourriture
TIS	Taux d'ingestion de sol

## GLOSSAIRE

---

**Absorption** : Pénétration d'une substance dans le système circulatoire, après ingestion, inhalation ou contact cutané. Faute de données suffisantes, on suppose généralement que l'absorption à partir du milieu auquel l'organisme est exposé équivaut à l'absorption dans l'étude de la toxicité critique, bien que l'on s'attende, dans bien des cas, à surestimer le taux réel d'absorption.

**Adsorption** : Phénomène physique par lequel les corps solides attirent et retiennent à leur surface des molécules ou des particules.

**Alimentation d'une nappe souterraine** : Phénomène survenant lorsque l'excédent d'eau dans la zone non saturée percole vers le niveau de saturation, habituellement après l'infiltration d'eau de fonte ou de pluie dans les sols superficiels. Exprimée sous forme de bilan, l'alimentation égale les précipitations totales moins le ruissellement de surface et l'évapotranspiration.

**Analyse du risque** : Évaluation, gestion et divulgation du risque. Outre ses aspects scientifiques, l'analyse du risque tient compte de facteurs tels que l'acceptabilité du risque, sa perception par le public, ses répercussions socio-économiques, ses avantages possibles et la faisabilité technique.

**Aquifère** : Formation géologique saturée d'eau, suffisamment perméable pour transporter et fournir de l'eau en quantités utilisables.

**Aquifère libre** : Aquifère qui n'est pas séparé du sol par une couche imperméable ou peu perméable comme l'argile. Ces formations autorisent le drainage de l'eau de porosité du sol, dont les interstices vidés de l'eau en mouvement peuvent ensuite s'emplier d'air (ou d'eau).

**Argiles** : Minéraux du sol d'un diamètre équivalent inférieur à 0,002 mm, habituellement formés de minéraux argileux, mais comprenant fréquemment des oxydes de fer libres et amorphes de fer et des minéraux primaires.

**Assainissement** : Gestion institutionnelle (p. ex. par zonage ou décret) ou actions physiques directes (élimination, destruction, confinement des contaminants, par exemple) d'un lieu contaminé pour prévenir, réduire au minimum ou atténuer les atteintes à la santé ou à l'environnement.

**Bioaccumulation** : Absorption de composés chimiques par les organismes terrestres et aquatiques, directement du milieu et par la consommation de nourriture contaminée, à un rythme plus rapide que la perte des composés par excrétion ou métabolisme.

**Bioamplification** : Augmentation systématique de la concentration tissulaire des composés chimiques accumulés, à mesure que l'on s'élève dans la chaîne trophique.

**Bioconcentration** : Absorption directe des contaminants du milieu par les organismes terrestres et aquatiques. Renvoie habituellement à la situation où les concentrations résultantes

dans l'organisme sont plus élevées que les concentrations mesurées dans le milieu (p. ex. eau ou sol).

**Biodégradation :** Décomposition microbiologique (due, par exemple, à des bactéries, des levures et des champignons) qui altère chimiquement la structure d'une substance, le résultat étant le bris en substances plus simples.

**Biodisponibilité :** Quantité de substance chimique disponible pour les tissus cibles après exposition.

**Biote :** Ensemble des êtres vivants (plantes, micro-organismes, invertébrés et animaux) d'un lieu donné

**Cancérogène :** 1) Substance ou agent capable d'induire le cancer ou d'en accroître l'incidence. Il peut aussi agir sur une population de façon à y modifier la fréquence totale du cancer, qu'il s'agisse du nombre de tumeurs ou de la distribution du cancer en fonction de l'organe touché ou de l'âge des sujets. 2) Qui peut être le point de départ d'un cancer, qui peut le provoquer ou favoriser son développement.

**Capacité d'échange cationique :** Quantité totale de cations échangeables qu'un sol peut absorber.

**Caractérisation de l'exposition :** Détermination des conditions dans lesquelles s'opère le contact entre une substance et un individu ou une population. Les caractéristiques de l'exposition peuvent comprendre la concentration, les voies d'absorption, les sources cibles, les voies de cheminement dans l'environnement et la population à risque.

**Chimiotrophes :** Organismes tirant leur énergie de l'oxydation de composés inorganiques et utilisant le dioxyde de carbone comme principale source de carbone pour la synthèse de molécules organiques.

**Coefficient de perméabilité ( $K_H$ ) :** Facteur de proportionnalité entre le gradient hydraulique et le débit, dans la loi de Darcy. Il mesure la capacité inhérente d'un milieu poreux de laisser passer l'eau.

**Coefficient de pondération du sol :** Proportion relative que l'on peut attribuer au sol dans le calcul de la dose journalière résiduelle admissible (DJRA) associée à divers milieux ou modes d'exposition (air, sol, aliments, eau, produits de consommation).

**Coefficient de solubilité :** Concentration maximale de substance pure, que l'on peut, à l'équilibre, dissoudre dans un liquide (l'eau, sauf indication du contraire).

**Concentration admissible :** Concentration de substance (normalement dans l'air) à laquelle une personne peut être exposée sans s'attendre à des effets nocifs. La concentration admissible ne peut être déterminée que pour les substances dont l'effet est avec seuil (c'est-à-dire non cancérogènes).

**Concentration correspondant à un risque spécifié (CCRS) :** Concentration d'une substance (normalement dans l'air) qui devrait se traduire par un risque spécifié de cancer

(p. ex. d'un millionième). Cette concentration ne peut être précisée que pour des substances dont les effets sont continus, sans seuil (c'est-à-dire les cancérogènes).

**Concentration de fond :** Concentration ambiante représentative d'un contaminant, dans le sol ou l'eau. Elle peut refléter les variations géologiques naturelles dans les régions relativement peu industrialisées ou l'influence générale de l'industrie ou de l'urbanisation dans une région.

**Concentration de référence (CR) :** Estimation (dont l'incertitude couvre peut-être un ordre de grandeur) de l'exposition continue, par inhalation, de la population humaine, y compris de sous-groupes sensibles. Cette exposition est vraisemblablement sans risque appréciable d'effets nocifs au cours de la vie. La concentration de référence sert à évaluer uniquement les effets potentiellement non cancérogènes. Voir aussi *Concentration admissible*.

**Concentration efficace 25 (CE<sub>25</sub>) :** Concentration de la substance dans le milieu, dont l'effet est subléthal pour 25 % des organismes en expérience. Sa valeur est normalement accompagnée du temps pendant lequel on l'a mesurée et du paramètre sur lequel on a mesuré l'effet subléthal (p. ex. CE<sub>25</sub> après cinq jours, reproduction). Des concentrations efficaces peuvent également être établies pour d'autres centiles (p. ex. la CE<sub>50</sub>, qui serait la concentration exerçant un effet sur 50 % des organismes d'essai).

**Concentration inhibitrice 25 (CI<sub>25</sub>) :** Concentration de substance dans le milieu qui inhibe un paramètre mesuré (p. ex. croissance, reproduction) de 25 % chez l'organisme témoin. Sa valeur est normalement accompagnée de la période sur laquelle elle a été mesurée et du paramètre sur lequel un effet subléthal a été exercé (p. ex. CI<sub>25</sub> après 28 jours, croissance de la plante). Des concentrations inhibitrices peuvent également être établies pour d'autres centiles (p. ex. la CI<sub>50</sub>, qui serait la concentration exerçant un effet sur 50 % du paramètre mesuré).

**Concentration létale médiane (CL<sub>50</sub>) :** Concentration de substance dans le milieu, qui tue la moitié des organismes en expérience. On précise habituellement la période sur laquelle elle a été mesurée (p. ex. CL<sub>50</sub> après 96 h). On la détermine normalement par analyse statistique des données sur la mortalité relatives à toutes les concentrations d'essai.

**Concentration minimale avec effet observé (CMEO) :** Dans un essai de toxicité, concentration minimale de substance chimique qui a un effet nocif statistiquement significatif sur les organismes en expérience, par rapport au groupe témoin.

**Concentration ou dose cancérogène + 05 :** Concentration ou dose provoquant une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou des mutations génétiquement transmissibles ou de la mortalité due à ces tumeurs ou mutations résultant de l'exposition.

**Concentration sans effet observé (CSEO) :** Dans un essai de toxicité, concentration maximale de contaminant qui n'exerce aucun effet nocif statistiquement significatif dans la population exposée d'organismes, par rapport à une population témoin.

Concentration seuil avec effet (CSE) : Concentration de substance dans le sol sous laquelle on s'attend à des effets minimes pour les organismes du sol. Le degré recherché de protection pour les terrains à vocation agricole et résidentielle ou de parc.

Consommateurs : Organismes ayant besoin d'énergie sous la forme de matière organique provenant de sources alimentaires provenant d'autres organismes (hétérotrophes).

Constante de Henry : Coefficient de partage défini comme étant le rapport de la concentration d'une substance dans l'air à sa concentration dans l'eau en régime stationnaire. Sans dimension, la constante de Henry s'obtient par division de la constante de Henry par la constante des gaz parfaits R.

Contaminant : Toute substance présente dans un milieu à une concentration supérieure à la concentration naturelle de fond.

Contaminant à seuil d'effet : Contaminant pour lequel il existe une dose ou une concentration au-dessous de laquelle on ne s'attend à aucun effet nocif.

Contaminant sans seuil d'effet : Contaminant pour lequel on considère qu'il existe une probabilité d'effets nocifs sur la santé humaine, quel que soit le niveau d'exposition.

Critère : Limite numérique générique ou exposé circonstancié, visant à fournir une orientation générale pour la protection, le maintien et l'amélioration d'utilisations particulières du sol.

Danger : Effet nocif pouvant résulter de l'exposition à une substance. Son importance dépend de la nature et de la gravité de l'exposition et de son propre degré de réversibilité. Dans certains cas, c'est la substance qu'on assimile au danger plutôt que son effet éventuel.

Danger critique : Effet sur la santé qui se produit à la dose la plus faible déterminée par l'essai biologique ou l'étude sur la santé la plus appropriée; il sert à déterminer la dose sans effet (nocif) observé ou la dose minimale produisant un effet (nocif) observé aux fins de l'élaboration de recommandations.

Décomposition : Dégradation physico-chimique de la matière organique, accompagnée d'une perte de masse.

Dénitrification : Perte de l'azote du sol, de l'eau ou des sédiments, sous forme gazeuse, à la faveur de la réduction chimique et biologique des nitrates en composés autres que l'ammoniac.

Détermination du danger : Détermination des effets capables de nuire à la santé, à la suite de l'exposition à une substance. Elle peut comporter des exposés de cas, des études toxicologiques, des enquêtes épidémiologiques ou l'analyse de la relation entre la structure et l'activité.

Détritus : Débris organiques résultant de la décomposition des matières animales et végétales.

Dose : Quantité ou concentration de substance assimilée ou absorbée par un organisme exposé à cette substance.

Dose correspondant à un risque spécifié (DCRS) : Dose de substance qui devrait se traduire par un risque spécifié de cancer (p. ex. d'un millionième). Cette dose ne peut être précisée que pour des substances dont l'effet est continu, sans seuil (c'est-à-dire les cancérigènes).

Dose délivrée : Quantité ou concentration de substance à la cible, dans le corps. Elle peut tenir compte des processus d'activation métabolique, de la pharmacodynamique et de la dosimétrie tissulaire.

Dose journalière admissible (DJA) : Degré ou valeur de l'exposition d'une personne à une substance chimique, à laquelle ne correspond aucun effet nocif prévu. La dose journalière admissible ne peut être déterminée que pour les substances dont les effets présentent un seuil (c'est-à-dire non cancérigènes).

Dose journalière résiduelle admissible (DJRA) : Dose de substance supérieure à l'exposition de fond à laquelle une personne pourrait être soumise sans s'attendre à des effets nocifs. Cette dose est égale à la dose journalière admissible (DJA) moins la dose journalière estimée (DJE).

Dose journalière estimée (DJE) : Valeur de l'exposition de fond totale de la plupart des Canadiens à une substance. Elle découle des faibles degrés de contamination généralement trouvés dans l'air, l'eau, les aliments, le sol et les produits de consommation (p. ex. tabac, peintures et médicaments). On la détermine en évaluant l'exposition à plusieurs milieux.

Dose minimale avec effet (nocif) observé [DME(N)O] : Dans un essai biologique, dose minimale à laquelle un effet est observé chez les organismes exposés. Dans certains cas, les effets observés peuvent avoir des conséquences discutables ou peuvent être bénéfiques. C'est pourquoi les effets manifestement nocifs peuvent être qualifiés comme tels.

Dose sans effet (nocif) observé [DSE(N)O] : Dans un essai biologique, dose maximale à laquelle aucun effet n'est observé chez les organismes exposés. Dans certains cas, les effets observés peuvent avoir des conséquences discutables ou peuvent être bénéfiques. C'est pourquoi les effets manifestement nocifs peuvent être qualifiés comme tels.

Dose seuil journalière : Dose de substance en deçà de laquelle on n'observerait que des effets minimes chez l'animal.

Eau de porosité : Eau occupant les interstices entre les particules de sédiments ou de sol.

Eau souterraine : Eau se trouvant sous la surface du sol, sous le niveau de saturation, dans des formations géologiques dites zone de saturation.

Échange cationique : Échange de cations entre une solution et la surface de tout agent tensioactif (p. ex. argile ou matière organique colloïdale).

Écosystème : Communauté d'organismes en interaction, entre eux et avec l'environnement.

Épidémiologie : Étude de la distribution et des facteurs déterminants de la fréquence des maladies dans les populations humaines. Elle peut comprendre l'observation d'agrégats inhabituels d'une maladie rare, des statistiques descriptives de formes de morbidité et de mortalité, des études écologiques corrélant les taux d'occurrence et les facteurs de risque géographiques ou spatiaux ainsi que des études analytiques de la relation entre les taux d'occurrence des maladies et l'exposition à des toxiques particuliers.

Essai biologique : Étude expérimentale, contrôlée, dans laquelle des organismes (d'habitude des rongeurs) sont exposés à plusieurs doses ou concentrations d'une substance pendant une période convenue (voir *Exposition à long terme* et *Exposition à court terme*), dont on détermine et mesure les effets.

Estimation de l'exposition : Estimation de l'importance et de la durée du contact entre une substance et un individu ou une population. Elle tient compte de facteurs tels que la concentration, les voies d'absorption, les sources cibles, les voies de cheminement dans l'environnement, la population à risque et l'échelle de temps.

Estimation du risque : Estimation du degré de risque comportant une analyse statistique des données toxicologiques et épidémiologiques, ainsi que du degré d'exposition des humains. Elle consiste à examiner la gravité, l'étendue et la répartition des effets d'un événement ou d'une activité et elle conduit à une estimation numérique ponctuelle ou à une fourchette de valeurs.

Évaluation de l'exposition à plusieurs milieux : Estimation quantitative de l'exposition totale, par toutes les voies (ingestion, inhalation, absorption cutanée), à une substance présente dans tous les milieux (air, eau, sol, aliments, produits de consommation).

Évaluation du risque : Opération visant à préciser les aspects qualitatifs de la détermination du danger et, habituellement, une détermination quantitative du degré de risque, fondée sur des techniques déterministes ou probabilistes.

Évapotranspiration : Quantité d'eau évaporée par le sol et transpirée par les plantes pendant une période et sur une surface données.

Exposition : Contact entre une substance et un individu ou une population. Il existe différentes voies d'exposition, parmi lesquelles l'ingestion, l'absorption cutanée et l'inhalation.

Exposition à court terme : Exposition de courte durée à un contaminant dans un milieu, généralement assez forte pour provoquer rapidement un effet. Souvent qualifié d'aiguë. Sa définition formelle varie d'une étude à l'autre.

Exposition à long terme : Exposition à un contaminant dans un milieu, qui peut aller de plusieurs semaines à quelques années et qui englobe souvent un cycle de reproduction ou de vie de l'organisme en expérience. Habituellement appelée « exposition chronique ». Sa définition formelle varie selon les études (v. partie A, § 3.1).

Exposition additionnelle admissible : Exposition à une substance pouvant dépasser la dose journalière estimée de fond, mais sans dépasser la dose journalière admissible.

Exposition aiguë : Voir *Exposition à court terme*

Exposition chronique : Voir *Exposition à long terme*

Facteur de bioaccumulation : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme à la concentration dans le milieu d'exposition, d'après l'absorption à partir du milieu et des aliments environnants.

Facteur de bioconcentration (FBC) : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme à la concentration du composé dans le milieu (p. ex. sol ou eau).

Facteur de biotransfert : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans des tissus en poids humide (p. ex., viande, lait, etc.) à la masse quotidienne absorbée du composé chimique par l'organisme.

Facteur d'incertitude : Voir *Facteur de sécurité*.

Facteur de sécurité : Valeur numérique sans unité, appliquée à une valeur toxicologique de référence (p. ex. la CE<sub>50</sub>) pour tenir compte de l'incertitude d'une recommandation définitive pour la qualité du sol. On peut appliquer les facteurs d'incertitude, par exemple, lorsqu'il faut extrapoler des données à court terme à des valeurs à long terme, extrapoler des données de laboratoire aux conditions du terrain ou tenir compte de variations inter- ou intraspécifiques entre des organismes et des espèces d'expérience.

Fixation de l'azote : Transformation de l'azote élémentaire (N<sub>2</sub>) en formes organiques ou en formes directement utilisables dans les processus biologiques.

Flux advectif : Transport d'une substance englobée dans un système physique en déplacement (p. ex. vent, eaux courantes, transport de sédiments).

Fondé sur les effets : Se dit des données sur les effets nocifs observés sur des organismes, à la faveur d'essais ou d'études toxicologiques, dont on s'inspire pour élaborer des recommandations.

Géoenvironnement : Zones vadoses et saturées de la terre (à l'exclusion des nappes d'eau de surface), qui participent aux phénomènes de la biosphère ou sont en communication avec cette dernière.

Gestion du risque : Sélection et mise en œuvre d'une stratégie de maîtrise du risque, suivie d'une surveillance et de l'évaluation de l'efficacité de la stratégie. La sélection de la stratégie peut comporter la prise en considération de l'information obtenue au cours de l'évaluation du risque. La mise en œuvre comprend d'habitude l'engagement de ressources et la communication avec les intéressés. La surveillance et l'évaluation peuvent comprendre le prélèvement d'échantillons dans le milieu, la surveillance après l'assainissement, l'épidémiologie prospective et l'analyse de nouveaux renseignements sur le risque pour la santé ainsi que la mise en œuvre visant à assurer le respect des lois et des règlements.

Habitat : Type particulier de milieu habité par un organisme.

Hétérotrophe : Organisme ayant besoin de carbone sous forme organique.

Ingestion journalière de matière sèche : Quantité totale de sol et d'aliments (masse sèche) ingérée quotidiennement par un animal.

Limite de détection : En analyse, concentration minimale pouvant être déterminée avec confiance comme étant différente de zéro .

Limite pratique de quantification : Concentration minimale pouvant être quantifiée avec un degré approprié de justesse et de précision.

Limon : Particule de sol dont le diamètre équivalent varie de 0,002 à 0,075 mm.

Lipophile : Se dit d'une substance tendant à se dissoudre dans les solvants organiques non polaires. En général, ces substances sont très peu solubles dans l'eau.

Lixiviation : Dissolution des contaminants du sol dans l'eau de percolation (p. ex. eau de pluie) qui les élimine graduellement du sol.

Logarithme du coefficient de partage entre le *n*-octanol et l'eau ( $\log K_{oc}$ ) : Logarithme (de base 10) du rapport de la solubilité d'une substance dans le *n*-octanol à sa solubilité dans l'eau, à l'équilibre (également appelée  $\log P$ ). Cette valeur traduit la tendance d'une substance à s'accumuler dans les organismes terrestres et aquatiques.

Macronutriment : Substance indispensable à la croissance des plantes, qu'elles utilisent en grandes quantités, habituellement en concentrations supérieures à 1 ppm.

Matière organique du sol : Fraction organique du sol. Comprend les déchets végétaux et animaux à divers stades de décomposition, les cellules et tissus des organismes vivant dans le sol et des substances synthétisées par la population du sol. On en détermine la teneur habituellement sur des sols passés sur un tamis à ouvertures de 2,0 mm.

Mécanisme de vérification : Voie d'exposition que l'on peut considérer ou non dans l'élaboration de la recommandation finale pour la qualité des sols, d'après le jugement professionnel ou des décisions stratégiques des différentes administrations.

Minéralisation : Transformation d'une substance organique en substance minérale.

Minéraux argileux : Minéraux constitués de microcristaux d'hydrosilicates d'aluminium et de magnésium dont la structure est celle d'un phyllosilicate.

Mutagénicité : Capacité d'une substance de causer des modifications permanentes dans le matériel génétique.

Nitrification : Oxydation, par voie biologique, de l'azote ammoniacal en azote nitrique.

Niveau trophique : Position dans la chaîne alimentaire, déterminée par le nombre d'étapes de transfert d'énergie jusqu'à ce niveau.

Objectif : Limite numérique ou exposé circonstancié établi pour protéger et maintenir une utilisation locale donnée du sol, compte tenu des conditions locales.

Organismes inféodés au sol : Organismes dont le sol est le principal habitat, ayant un contact direct avec le sol et ayant besoin du sol pour leurs fonctions biologiques normales. Dans le présent document, ces organismes se limitent aux végétaux, aux invertébrés et aux micro-organismes.

Paramètre évalué : Caractéristique de l'écosystème faisant l'objet de l'évaluation du risque. Expression formelle de la valeur environnementale réelle à protéger (p. ex. eau propre à la pêche, propre à la baignade).

Paramètre (ou indicateur) mesuré : Paramètre ou indicateur d'un élément écologique qui subit un effet, que l'on peut mesurer et décrire de façon quantitative (p. ex. la CE<sub>50</sub>).

Perception du risque : Jugement intuitif sur la nature et l'importance du risque. La perception du risque comprend les jugements que portent les gens lorsqu'ils caractérisent et évaluent des substances, des activités ou des situations dangereuses.

Personne moyenne : Pour évaluer un risque, on a évalué et défini de nombreuses caractéristiques physiques de Canadiens « typiques ». Les caractéristiques présumées d'une personne moyenne sont exposées dans l'annexe I. On possède aussi des données sur d'autres caractéristiques, groupes d'âge et différences sexuelles.

pH : Mesure de l'acidité. Techniquement, c'est le logarithme négatif de l'activité des ions hydrogène.

Plus faible concentration avec effet (PFCE) : Concentration d'une substance qui, dans le sol, devrait exercer des effets sur les organismes du sol, mais qui est inférieure à la concentration létale médiane. Elle correspond au degré de protection recherché pour les emplacements commerciaux et industriels.

Porosité : Rapport du volume non occupé par les particules solides au volume total apparent d'un sol.

**Pouvoir tératogène :** Capacité, pour une substance, de modifier le développement normal d'un organisme à naître, provoquant des modifications permanentes de ses fonctions biochimiques, physiologiques ou anatomiques.

**Probabilité :** Grandeur du caractère aléatoire ou de la fréquence de survenue d'un effet nocif sur la santé.

**Producteurs :** Organismes qui ont recours à la photosynthèse pour transformer CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O en sucres (autotrophes).

**Radier :** Fondation constituée d'une couche de béton reposant directement sur le sol, sans sous-sol.

**Récepteur critique :** Taxon, cohorte ou stade du développement que l'on croit être le plus sensible de tout un groupe susceptible d'être exposé à un contaminant (par exemple, chez l'homme, les enfants (spécialement les tout-petits) sont souvent les récepteurs critiques des substances non cancérigènes).

**Récepteur écologique :** Organisme non humain pouvant subir les effets nocifs de l'exposition à un sol contaminé, soit directement (par contact) ou indirectement (transfert dans la chaîne alimentaire).

**Récepteur et récepteur critique :** Personne ou organisme exposé à une substance. Dans l'évaluation du risque pour la santé humaine, il est fréquent de définir le récepteur critique comme la personne qui devrait subir l'exposition la plus forte (en raison de son âge, de son sexe, de son régime alimentaire, de son mode de vie, etc.) ou les effets les plus graves (en raison de son état de santé, de son hérédité, de son sexe, de son âge, etc.).

**Recommandation en fonction de la voie d'exposition :** Valeur propre à une voie d'exposition dont on tient toujours compte dans l'élaboration de la recommandation définitive pour la qualité des sols si les exigences en matière de données sont satisfaites.

**Recommandations :** Limites numériques génériques ou exposé circonstancié visant à protéger et à maintenir certaines utilisations de l'eau, des sédiments ou des sols (appelées *critères* dans des publications antérieures du CCME).

**Régolite :** Couche non consolidée de roche altérée et de sol recouvrant la roche consolidée.

**Respiration :** Processus métaboliques menant à la production de dioxyde de carbone à partir de substrats organiques réduits.

**Risque :** Dans le présent protocole, le risque est une mesure de la gravité des effets sur la santé résultant de l'exposition à une substance ainsi que de la probabilité qu'une telle exposition survienne. On peut l'estimer par extrapolation quantitative, à l'espèce humaine, de résultats obtenus avec des animaux ou grâce à l'extrapolation, à de faibles doses ou à une longue période d'exposition, de résultats obtenus avec de fortes doses ou sur une courte période d'exposition. Il peut prendre en considération les caractéristiques de la substance (propriétés physico-chimiques, réactivité biologique), la susceptibilité

(activation métabolique, mécanismes de réparation, âge, sexe, facteurs hormonaux, état du système immunitaire), le degré d'exposition (sources, concentration, événements déclencheurs et voies d'exposition et de pénétration) ainsi que les effets nocifs (nature, gravité, apparition et réversibilité).

**Risque acceptable :** Risque si petit, aux conséquences si négligeables ou dont les avantages (perçus ou réels) sont si considérables que la société est prête à l'accepter ou à y être soumise.

**Risque appréciable :** Taux estimé d'incidence ou de fréquence d'une maladie ou degré d'exposition à une substance chimique, qu'on juge significatif. Ce risque doit être déterminé pour chaque substance et tenir compte de toutes les sources possibles d'exposition ainsi que du danger critique attribué à cette exposition.

**Risque *de minimis* :** Risque minime ou négligeable. Concrètement, il n'incite pas à modifier l'activité qui en est la cause.

**Risque négligeable :** Risque considéré comme négligeable si le pouvoir cancérigène estimé du contaminant dans le sol est très petit par rapport aux risques d'exposition que présentent d'autres milieux (c'est-à-dire l'air, l'eau, la nourriture). Voir aussi *Risque de minimis*.

**Risque supplémentaire :** Risque dû à l'exposition à une substance, qui s'ajoute au « risque de fond ».

**Ruissellement :** Partie des précipitations totales tombées dans une région et récupérées par les cours d'eau. L'eau de ruissellement ne pénètre pas dans le sol, contrairement aux eaux d'infiltration, qui forment les nappes d'eau souterraine avant d'atteindre un cours d'eau.

**Sable :** Particule de sol dont le diamètre varie de 0,075 à 2 mm.

**Scénario de l'exposition :** Description claire et quantitative de toutes les conditions dans lesquelles se trouve un récepteur et qui permettrait l'estimation de l'exposition à une substance chimique. Ces conditions comprennent la quantité d'air inhalé, de nourriture et d'eau consommées, de sol ingéré ainsi que le poids, l'âge, le sexe du récepteur critique ainsi que toutes les autres conditions pertinentes.

**Seuil :** Dose ou concentration de substance au-dessous de laquelle on ne s'attend à aucun effet nocif.

**Seuil critique :** Dose ou concentration au-dessous de laquelle aucun effet nocif ne devrait se manifester.

**Sol :** Ensemble des matériaux non consolidés à la surface immédiate de la terre, servant de milieu naturel à la croissance des plantes. Telle est la définition traditionnelle. Dans le présent document, s'entend seulement des matières minérales superficielles non consolidées.

**Sol à texture fine :** Sol dont plus de 50 % en poids des particules ont un diamètre moyen inférieur à 75  $\mu\text{m}$  ( $D_{50} < 75 \mu\text{m}$ ).

**Sol à texture grossière :** Sol dont plus de 50 % en poids des particules ont un diamètre moyen supérieur à 75  $\mu\text{m}$  ( $D_{50} > 75 \mu\text{m}$ ).

**Sol de surface :** Régolite non consolidé près de la surface du sol. En théorie, comprend la couche arable et la zone vadose jusqu'à 1,5 m de profondeur.

**Sol minéral :** Sol formé surtout de matière minérale (moins de 17 % de carbone organique), si on excepte la couche organique superficielle, pouvant avoir jusqu'à 40 cm d'épaisseur.

**Sous-sol :** Régolite non consolidé situé au-dessus du niveau de saturation et non exposé aux processus de pédogenèse. En théorie, comprend la zone vadose, sous 1,5 m de profondeur.

**Texture :** Description précise de la proportion de sables, de limons, d'argiles présente dans un sol.

**Toxicité :** Effet nocif (p. ex. taux de survie moindre d'une population, inhibition de la croissance ou diminution des taux de reproduction) qui se manifeste chez un organisme ou une population exposé à un contaminant.

**Transfert d'un milieu à l'autre :** Migration et dispersion de substances, d'un milieu à l'autre. Les substances du sol percolent dans les eaux souterraines et se volatilisent, transportant la contamination d'un milieu à l'autre.

**Voie d'exposition :** Façon dont un organisme entre en contact avec un contaminant. Dans la méthode fondée sur les effets écologiques, elle ne concerne que les organismes en contact avec le sol contaminé. Dans la méthode fondée sur les effets sur la santé humaine, elle comprend le contact par suite de la consommation d'aliments contaminés, de l'ingestion directe de sol, de l'inhalation de poussières, de l'absorption cutanée, de l'inhalation de vapeurs contaminées et de l'ingestion d'eau souterraine contaminée.

**Voie d'exposition à examiner :** Voie d'exposition sans laquelle on ne peut élaborer une recommandation pour la qualité des sols (p. ex. voie de contact des récepteurs écologiques avec le sol ou voie de contact direct des récepteurs humains avec le sol).

**Voie de pénétration :** Mode de pénétration d'une substance dans un organisme. Les trois principaux sont l'ingestion, l'inhalation et l'absorption cutanée.

**Volatilisation :** Transformation spontanée d'une substance liquide ou solide en gaz puis dispersion de ce gaz dans l'air au-dessus du sol contaminé.

**Zone vadose :** Région supérieure de la zone non saturée, dans le sol, où de l'air et de l'eau sont présents entre les particules minérales.

## **PARTIE A**

---

## **SECTION 1**

### **HISTORIQUE ET CONTEXTE**

#### ***1.1 Cadre de sélection et d'évaluation des lieux contaminés***

Répondant aux préoccupations du public quant aux risques potentiels que les lieux contaminés constituent pour la santé de l'homme et l'environnement, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a lancé le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC) en octobre 1989. Ce programme fédéral-provincial-territorial quinquennal visait à élaborer un cadre d'intervention et des outils scientifiques communs pour l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés dans des conditions cohérentes, scientifiquement justifiables et rentables.

En 1990, le CCME a organisé des ateliers multipartites pour discuter des facteurs essentiels à l'élaboration d'un cadre national de gestion des lieux contaminés. Les principales recommandations adoptées lors de ces ateliers soulignaient la nécessité :

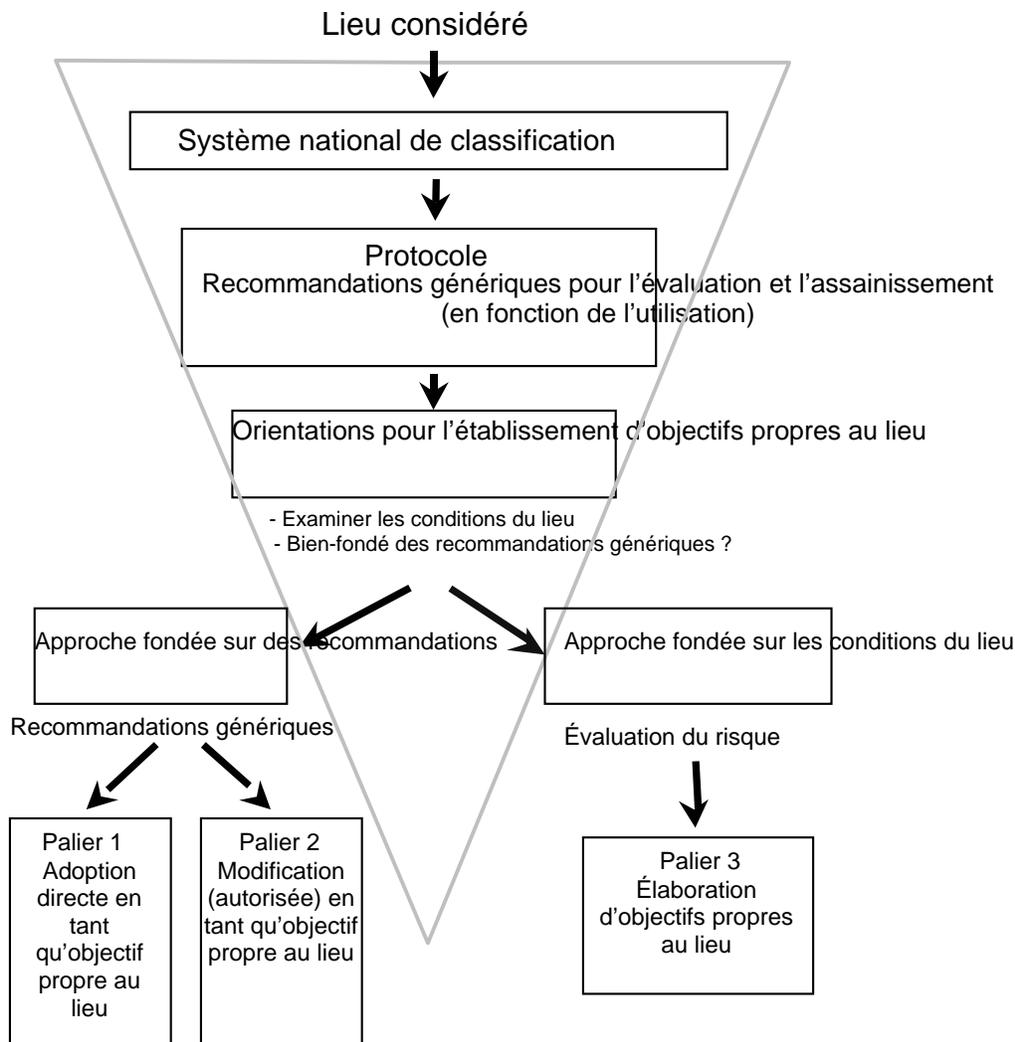
- d'une approche cohérente fondée sur les risques en vue de l'évaluation et de la définition des priorités d'assainissement des lieux contaminés;
- d'une approche progressive de l'évaluation et de l'assainissement reposant sur des critères (ou recommandations) génériques nationaux et des orientations relatives aux objectifs spécifiques aux divers types de sites; et
- d'une protection égale accordée à la santé humaine et à l'environnement.

Il a également été reconnu que l'application efficace de ces recommandations exigerait la mise au point de plusieurs outils scientifiques. Suite à ces ateliers, le CCME a créé le Sous-comité sur la classification des lieux contaminés et le Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Ces deux organes sont à l'origine de nombre des outils scientifiques élaborés entre 1991 et 1996, en particulier :

- le Système national de classification des lieux contaminés (CCME, 1992)
- les Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés (CCME, 1991)
- le Manuel d'évaluation de la subsurface des lieux contaminés (CCME, 1994)
- le Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, Volumes I et II (CCME, 1993)
- le Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : orientation générale (1996) et annexes techniques (1997) (CCME, 1996a; 1997a)
- le Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine (CCME, 1996b)
- le 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, 1996c)

Ces outils forment ensemble un cadre progressif de sélection et d'évaluation des lieux contaminés qui permet aux gestionnaires de sites de définir des objectifs en matière d'assainissement. Le cadre d'intervention repose sur des recommandations génériques (premier palier) et des objectifs fixés en fonction des spécificités du terrain (deuxième et troisième paliers)

et il est illustré à la figure 1. Les recommandations génériques sont de simples valeurs numériques, fondées sur des scénarios génériques élaborés pour différents types d'utilisation des terrains ainsi que sur des hypothèses prudentes. L'élaboration de recommandations génériques constitue la visée première du Protocole d'origine (CCME, 1996b). Les recommandations génériques permettent d'évaluer le risque relatif que présentent des contaminants sur un lieu donné, mais elles ne constituent pas systématiquement l'objectif adéquat du point de vue de l'assainissement. Pour adapter les mesures de nettoyage à la situation d'un lieu, il convient de formuler des objectifs d'assainissement propres à ce lieu, soit en modifiant (dans les limites autorisées) les critères génériques en fonction des conditions propres au lieu (palier 2), soit en réalisant une évaluation du risque pour la santé humaine ou du risque écologique (palier 3).



**Figure 1. Cadre national pour l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés**

## 1.2 Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement

En 1997, le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols du CCME a publié le document suivant :

- Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (CCME, 1997b)

Le document contient, pour 20 substances et quatre catégories de terrains, des recommandations pour la qualité des sols, établies sur la base du protocole de 1996, qui viennent remplacer les critères provisoirement définis pour ces mêmes substances en 1991.

Depuis 1996, le Groupe de travail et de nombreux autres groupes de réflexion, groupes de travail et comités ont travaillé à l'élaboration d'un ensemble intégré de recommandations nationales pour la qualité de l'environnement de tous les milieux écologiques (eau, sol, sédiments, concentrations tissulaires et air). Elles ont été publiées pour la première fois dans un document intitulé *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (CCME, 1999) contenant des recommandations actualisées pour 12 substances supplémentaires, elles aussi élaborées sur la base du protocole de 1996. Depuis 1999, des recommandations pour la qualité des sols ont été formulées pour d'autres substances et elles ont été substituées aux critères correspondants élaborés en 1991.

L'Accord pancanadien sur l'harmonisation environnementale, signé en 1998 par tous les membres du CCME à l'exception du Québec, offre une voie supplémentaire pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'environnement par le biais de l'Entente auxiliaire pancanadienne sur l'établissement de standards environnementaux. Ce dernier instrument porte plus particulièrement sur l'élaboration de normes environnementales ambiantes pour la qualité de divers milieux écologiques. C'est en vertu de cet instrument qu'a été adopté en 2001 le Standard pancanadien (SP) relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol (CCME, 2001) ainsi que les documents connexes. Ce standard a été partiellement élaboré sur la base du protocole de 1996, mais il contient également des procédures révisées et des caractéristiques issues d'autres protocoles ou approches.

Depuis 1996, nombre de modifications et d'améliorations ont été apportées au protocole du fait de l'expérience scientifique et réglementaire acquise lors de l'élaboration de recommandations plus récentes et du SP-HCP, ainsi que des nouvelles orientations ou percées de la science. Toutefois, ces modifications et améliorations n'ont toujours pas été officiellement adoptées. Cette nouvelle version du protocole vise donc à actualiser la version de 1996 et à intégrer les approches les plus récentes de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols.

### **1.3 Terminologie**

L'utilisation et l'interprétation des termes *recommandations*, *objectifs* et *standards (normes)* varient selon les organismes et les pays. Dans les publications antérieures du CCME concernant le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC), le terme *critères* était utilisé; il sera dorénavant remplacé par *recommandations* pour obtenir une uniformité avec les autres milieux (eau, sédiments, etc.). Aux fins du présent document, ces termes sont définis comme suit :

*Recommandations* - Limites numériques ou énoncés narratifs recommandés pour soutenir et maintenir les utilisations désignées du sol.

*Objectifs* - Limites numériques ou énoncés narratifs qui ont été établis pour protéger et maintenir les utilisations désignées du sol pour un terrain spécifique.

*Standards (normes)* - Recommandations ou objectifs qui sont reconnus dans des lois sur la protection de l'environnement d'un ou plusieurs ordres de gouvernement.

#### **1.4 Résumé des principaux changements intervenus depuis 1996**

##### Généralités

- Des recommandations distinctes sont désormais formulées pour les sols à texture grossière (sable) et fine (vase/argile) lorsqu'il y a lieu (en règle générale pour les composés organiques).
- Les paramètres par défaut de certains modèles ont été révisés. Toutes les équations sont récapitulées à l'annexe H, tandis que les paramètres par défaut font l'objet de l'annexe I.
- Les voies d'exposition applicables pour divers types de substances chimiques ont été précisées.
- On a intégré au protocole des paramètres n'ayant pas trait à la toxicologie (l'esthétique, la formation de produits libres, etc.) au titre de mécanisme de vérification.
- L'ajustement du coefficient de pondération du sol est désormais autorisé pour les substances chimiques qui peuvent ne pas être présentes dans tous les milieux (sol, eau, air, nourriture et produits de consommation).

##### Contact avec le sol

- L'approche préconisée pour la méthode du poids de la preuve est d'utiliser les niveaux de réponse des paramètres à la toxicité écologique normalisés à 25 % (valeurs CE<sub>25</sub>).
- On évalue maintenant séparément le cycle des nutriments et de l'énergie et l'exposition par contact avec le sol.

##### Protection de la qualité de l'air intérieur

- Un modèle d'intrusion de vapeur élaboré par Johnson et Ettinger (1991) est maintenant appliqué en vue du calcul des recommandations pour ce mode d'exposition.

##### Protection des eaux souterraines

- Outre la protection des eaux souterraines potables, on veille également à la protection de la vie aquatique dans les plans d'eau voisins, de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation. Ces voies d'exposition sont considérées comme des valeurs guides, contrairement aux valeurs de vérification, et sont donc incluses dans la recommandation globale pour la qualité des sols.

##### Ingestion de sol et de nourriture par les animaux d'élevage et les espèces sauvages

- L'effet des substances qui se bioamplifient sur les consommateurs secondaires et tertiaires est maintenant pris en considération.

##### Migration hors site

- Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine tiennent désormais compte de la migration hors site des contaminants; elles s'appliquent aux terrains à vocation commerciale ainsi qu'aux terrains à vocation industrielle.

## **SECTION 2**

# **PROTOCOLE NATIONAL D'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN FONCTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA SANTÉ HUMAINE**

### **2.1 *En quoi consiste le protocole?***

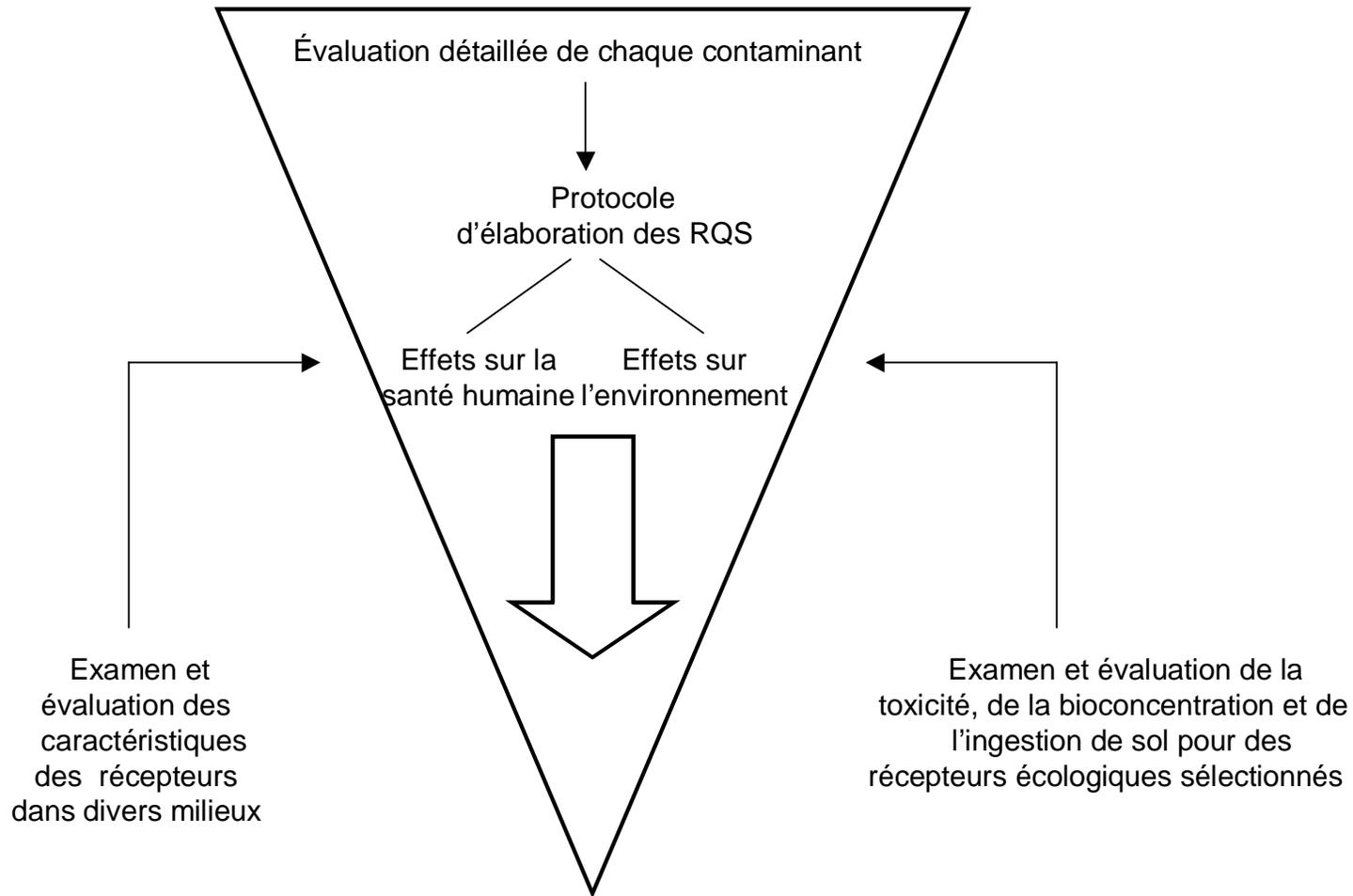
Le protocole a initialement été élaboré pour fournir une méthode permettant de remplacer les critères provisoires d'assainissement des sols par des recommandations génériques scientifiquement justifiables pour les lieux contaminés. Il fournit aux intéressés (le public, l'industrie et les organes de réglementation) les concepts et les méthodes de base servant à l'élaboration de recommandations. L'élaboration de recommandations génériques doit tenir compte à la fois des considérations scientifiques et des problèmes de gestion. Le CCME s'est attaché à présenter et à expliciter toutes les considérations d'ordre technique et scientifique et tous les aspects liés à la gestion qui ont été pris en compte pour l'élaboration des recommandations. Sous la direction du GTRQS, le protocole a été actualisé de manière à intégrer les modifications et améliorations apportées aux méthodes d'élaboration des recommandations génériques, sur la base des expériences scientifiques et réglementaires récentes.

Le protocole passe en revue les différentes étapes nécessaires à la formulation de recommandations d'assainissement des sols fondées sur les effets; il justifie le choix des récepteurs, des voies d'exposition pour certaines catégories de terrains et des hypothèses, et détermine la nature des données acceptables et le minimum de données exigé en vue de la formulation de recommandations.

Les recommandations sont élaborées ou révisées, au besoin et pour chaque substance, selon les modalités prévues par le protocole, à partir d'une analyse détaillée des caractéristiques physiques et chimiques, des concentrations de fond dans les sols canadiens, de la toxicité, du devenir et du comportement environnemental de cette substance (figure 2). Ces informations de base sont présentées dans une série de documents techniques publiés à l'appui des recommandations et disponibles auprès d'Environnement Canada et de Santé Canada.

### **2.2 *Principes directeurs***

Le sol est un milieu hétérogène complexe contenant en proportions diverses des minéraux, de la matière organique, de l'eau et de l'air et capable d'accueillir des organismes, notamment des plantes, des bactéries, des champignons, des protozoaires, des invertébrés et d'autres formes de vie animale. Idéalement, les sols dont la teneur en contaminants n'excède pas les concentrations prévues par les recommandations constituent un écosystème sain et efficace, capable de supporter les utilisations actuelles et probables du lieu par les récepteurs écologiques et humains.



RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN  
 FONCTION DE L'ENVIRONNEMENT (Actualisation  
 des recommandations génériques en matière d'assainissement)

**Figure 2. Procédure d'évaluation des contaminants pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols**

### **2.2.1 Protection de l'environnement**

Afin de protéger l'écosystème terrestre, le processus d'élaboration décrit dans le protocole tient compte des effets nocifs résultant de l'exposition par contact direct avec des contaminants présents dans le sol ainsi que des effets consécutifs à l'ingestion de sol et de nourriture contaminés. Des hypothèses sont avancées concernant les voies potentielles d'exposition, l'éventail des récepteurs possibles et les différents scénarios d'exposition pour les principales utilisations de terrains. En se basant sur ces scénarios d'exposition, les récepteurs écologiques soutenant les activités primaires de chaque catégorie d'utilisation des terrains sont identifiés.

Un examen de la documentation scientifique est alors entrepris afin de déterminer le devenir et le comportement environnemental du contaminant, ainsi que sa toxicité dans le sol. Une procédure normalisée permet l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols fondées sur les effets pour les organismes qui dépendent du sol (c'est-à-dire les invertébrés, les plantes et les microbes) à partir de données acceptables de toxicité. Pour les organismes représentant des niveaux trophiques plus élevés (c.-à-d. les animaux d'élevage, les espèces sauvages et les prédateurs terrestres, le cas échéant), des voies d'exposition ont été identifiées en vue de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols qui tiennent compte de l'ingestion de sol et de nourriture contaminés, ainsi que de l'ingestion d'eau contaminée par les animaux d'élevage sur les terrains agricoles. L'érosion éolienne qui entraîne le dépôt de contaminants sur des propriétés avoisinantes plus sensibles est aussi prise en considération dans la formulation des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement.

Le protocole traite par ailleurs des impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques de contaminants présents dans le sol, mais susceptibles de s'infiltrer dans les eaux souterraines pour se déverser ensuite dans un plan d'eau de surface. Cette voie d'exposition peut s'appliquer à toutes les catégories de terrains dès lors qu'il existe à proximité un plan d'eau de surface abritant des espèces aquatiques (c'est-à-dire à 10 kilomètres du site). Dans les cas où la distance à un plan d'eau de surface est plus élevée que 10 kilomètres, on doit évaluer l'application de la voie d'exposition au cas par cas en tenant compte des conditions propres au site.

### **2.2.2 Protection de la santé humaine**

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine précisent les concentrations de contaminants dans le sol, auxquelles ou en deçà desquelles on ne prévoit aucun risque appréciable pour la santé humaine. Afin de protéger la santé humaine, des processus d'élaboration différents ont été mis au point pour les contaminants à seuil d'effet et sans seuil d'effet; dans les deux cas, on tient compte de l'exposition journalière de fond via l'air, l'eau, le sol, la nourriture et les produits de consommation. Les voies

indirectes d'exposition aux sols contaminés — par exemple par la nappe phréatique contaminée; la viande, le lait et les produits de jardin contaminés; les produits contaminés provenant de jardins privés; l'infiltration aérienne à l'intérieur des bâtiments; et l'érosion éolienne responsable du dépôt de contaminants sur les propriétés avoisinantes — sont aussi prises en considération lors de l'élaboration de recommandations en fonction de la santé humaine. Ces voies indirectes d'exposition sont évaluées de manière à offrir le maximum de protection, en appliquant des modèles simplifiés de transport et de redistribution fondés sur les caractéristiques génériques du lieu pour diverses conditions de terrain.

Les recommandations génériques fondées sur le risque pour la santé humaine reposent principalement sur une évaluation dans plusieurs milieux de l'exposition de fond, sans relation avec les lieux contaminés, et sur un scénario générique d'exposition humaine propre à chaque utilisation des terrains. La première évaluation consiste à estimer l'exposition de fond globale, toutes sources (c.-à-d. l'air, l'eau, la nourriture, le sol et les produits de consommation le cas échéant) et toutes voies confondues (c.-à-d. l'inhalation, l'ingestion et l'absorption cutanée). Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine tiennent compte de cette exposition de fond pour garantir que la dose journalière admissible n'est pas excédée.

### **2.3 Utilisation des terrains**

Des recommandations génériques pour la qualité des sols sont élaborées pour protéger les êtres humains et les principaux récepteurs écologiques conduisant des activités normales sur quatre catégories de terrain : terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle. Des scénarios génériques d'utilisation des terrains ont été définis pour chaque catégorie en tenant compte de l'utilisation, de la sensibilité des différentes activités entreprises et de leur dépendance face au sol. La sensibilité à la contamination s'accroît chez les composantes écologiques ou humaines les plus dépendantes du sol pour la poursuite de leurs activités (c.-à-d. les activités à caractère agricole et résidentielle/parc) (figure 3).

La définition des catégories de terrain permet la prise en compte de conditions génériques et fixe des limites quant aux récepteurs et aux voies d'exposition qui seront pris en considération dans l'élaboration des recommandations relatives à une catégorie donnée de terrain. Les quatre types d'utilisation des terrains sont définis comme suit :

**agricole** - l'activité primaire de cette catégorie est la culture de produits agricoles ou l'élevage d'animaux; elle inclut aussi les terres agricoles tenant lieu d'habitat pour les espèces sauvages résidentes et migratrices et pour la flore indigène.

**résidentielle/parc** - l'activité primaire de cette catégorie est l'occupation résidentielle ou récréative. Les aires récréatives sont définies comme des zones tampon entre les zones résidentielles, elles couvrent aussi les terrains de camping, mais excluent les milieux sauvages comme les parcs nationaux ou provinciaux.

**commerciale** - l'activité primaire de cette catégorie est le commerce (par exemple les centres commerciaux); elle n'est ni résidentielle, ni industrielle et exclut les zones où des denrées alimentaires sont cultivées.

**industrielle** - l'activité primaire de cette catégorie concerne la production, la fabrication ou la construction de biens.

Les principaux récepteurs biologiques et les voies d'exposition possibles ont été identifiés pour chaque catégorie de terrain afin de protéger la qualité du sol et d'assurer le maintien des activités réalisées sur ces terrains. Pour tenir compte des différences entre les questions relatives à la santé humaine et les questions écologiques, des recommandations pour la qualité des sols relatives à chaque contaminant sont élaborées séparément pour les récepteurs humains et pour les récepteurs écologiques. Afin de protéger à la fois la santé humaine et l'environnement, et ce, pour chaque catégorie de terrain, la recommandation offrant le plus haut degré de protection est retenue comme recommandation définitive pour la qualité des sols.

Les scénarios d'exposition définis en vue de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols ne couvrent pas toute la gamme possible des lieux, des environnements et des interactions entre les lieux et les organismes (figure 3). Prenons par exemple le cas de l'utilisation d'une zone naturelle qui n'est pas définie. Les voies d'exposition applicables des zones naturelles pourraient varier considérablement d'un site à l'autre à cause de différences telles que : les espèces sauvages résidentes; la présence de campeurs, de randonneurs, de piégeurs, etc.; la consommation d'aliments traditionnels par les résidents locaux. À titre d'approche conservatrice, on pourrait appliquer aux zones naturelles les recommandations pour la qualité des sols relative à l'utilisation des terres agricoles; en outre, des scénarios d'exposition propres à un site pourraient être examinés. D'autres types d'utilisation et d'autres scénarios d'exposition peuvent être envisagés par les pouvoirs publics pour rendre compte de situations fréquemment rencontrées dans d'autres régions; en outre, d'autres catégories de terrains pourront être intégrées par le CCME dans les révisions futures de ce protocole.



**Sensibilité croissante aux contaminants**



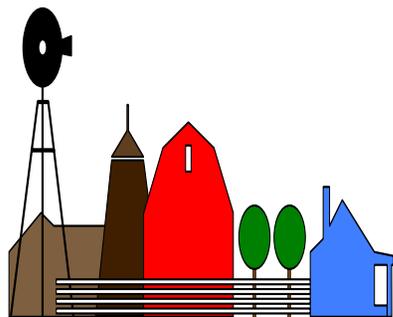
**Type d'activité/  
utilisation des  
terrains**

- cultures
- élevage

- résidentielle
- récréative

- commerciale
- accès public

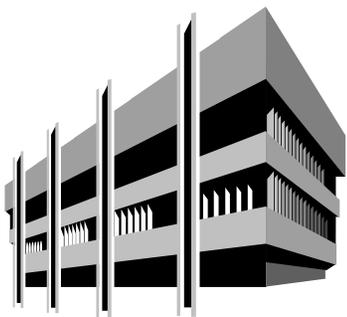
- production,  
fabrication ou  
construction de biens
- accès limité



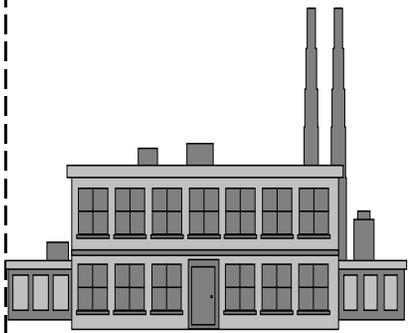
**Terrain agricole**



**Terrain  
résidentiel/  
parc**



**Terrain  
commercial**



**Terrain  
industriel**

**Figure 3. Concept des utilisations génériques des terrains envisagées pour l'élaboration des recommandations**

Le GTRQS est conscient de l'évolution constante des connaissances scientifiques sur les effets toxiques du sol sur les récepteurs humains et écologiques et sur les voies d'exposition. Il reconnaît donc l'incertitude (voir par exemple la partie B, section 6.0) qui caractérise certaines des données utilisées dans ce protocole. En conséquence, les hypothèses élaborées pour définir les caractéristiques des utilisations génériques des terrains sont prudentes et visent à protéger la santé humaine et l'environnement dans une large gamme de conditions.

## **2.4 Classification chimique**

Selon leur type, les contaminants ont un devenir et des caractéristiques de transport différentes dans l'environnement. En conséquence, on ne peut tous les traiter de la même manière lors de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols. Notamment, bien que nombre de voies d'exposition potentielles soient communes à tous ou presque, certaines n'ont pas de raison d'être pour des classes particulières de substances chimiques.

Aux fins de l'élaboration des recommandations, il convient de classer les contaminants en fonction des catégories suivantes :

### *Composés organiques ou inorganiques*

Les composés contenant des atomes de carbone (et habituellement des atomes d'hydrogène) sont classés dans la catégorie des composés organiques, tandis que les autres sont considérés comme étant inorganiques. Dans les recommandations génériques, on examine généralement l'exposition par les eaux souterraines pour les composés organiques uniquement, du fait de l'extrême spécificité de la dissociation des composés inorganiques selon les conditions du site (annexe A).

### *Composés qui se dissocient ou non*

Aux fins de l'élaboration des recommandations, sont considérées comme des composés qui se dissocient les substances qui forment des cations et des anions en solution, y compris les acides organiques. Dans le cas des composés qui se dissocient (annexe A), les relations de partition tiendront compte des formes ionisées et non ionisées, le cas échéant.

### *Composés volatils ou non volatils*

Les substances chimiques volatiles sont celles que l'on peut trouver en quantités appréciables dans la phase vapeur; cette distinction permet de déterminer s'il convient d'évaluer les effets du transport d'un contaminant par la vapeur sur la qualité de l'air intérieur. En cas de doute quant à la volatilité d'un contaminant, on peut procéder à une simple vérification en comparant le produit de la solubilité en phase pure et la constante de Henry sans unité (à savoir la concentration théorique en phase vapeur à saturation) avec la concentration de référence publiée ou calculée ou avec la concentration correspondant à un risque spécifique (partie C, section 2). Si la concentration en phase vapeur ne peut dépasser le seuil de toxicité, il est inutile d'évaluer la migration par la vapeur en tant que voie d'exposition aux fins de la protection de la qualité de l'air

intérieur, et le contaminant peut être considéré comme non volatil aux fins de l'élaboration des recommandations.

#### *Composés solubles ou non solubles*

En vue de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols, un contaminant est réputé soluble s'il peut être présent dans l'eau à une concentration suffisamment forte pour poser un risque pour la santé humaine ou pour l'environnement. En règle générale, toute substance ayant fait l'objet d'une recommandation pour la qualité de l'eau publiée au Canada peut être considérée comme soluble. Pour les substances n'ayant pas fait l'objet de recommandations publiées, si la solubilité en phase pure est égale ou supérieure à la concentration calculée pour la protection des sources d'eau souterraine potable (partie C, sous-section 5.3.2) ou de l'eau d'abreuvement du bétail (partie B, sous-section 7.8), le contaminant est considéré comme soluble. L'exposition par les eaux souterraines n'est évaluée que pour les contaminants solubles.

#### *Composés qui se bioamplifient ou non*

Les contaminants qui se bioamplifient sont ceux dont la concentration peut s'accroître à mesure de leur progression dans la chaîne alimentaire. Il convient dès lors d'examiner l'ingestion de ces contaminants par les consommateurs secondaires et tertiaires au moment de l'élaboration des recommandations. La Politique de gestion des substances toxiques (PGST) d'Environnement Canada indique que tout composé présentant un facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration de plus de 5000, ou un coefficient de partage octanol-eau ( $K_{oe}$ ) supérieur à  $10^5$  doit être traité comme une substance susceptible de bioamplification. De récents travaux de recherche réalisés dans le nord du Canada (Kelly et Gobas, 2001) ont montré que certaines substances qui ne répondent pas à ces critères ont néanmoins tendance à se bioamplifier; en conséquence, si la documentation scientifique signale la capacité d'une substance à la bioamplification, il convient de la traiter comme telle, qu'elle réponde ou non aux critères de la PGST. Il faut aussi noter que certaines substances ayant un  $K_{oe}$  supérieur à  $10^5$  ne se bioamplifient pas. Si des études sur une substance ayant un  $K_{oe}$  élevé révèlent un manque de bioamplification aux niveaux trophiques supérieurs, des recommandations relatives à l'ingestion de cette substance par les consommateurs secondaires et tertiaires ne sont peut-être pas nécessaires.

Des conseils sur les voies d'exposition qu'il convient de prendre en compte pour les différentes classes de substances chimiques sont fournis dans les dernières sections du protocole.

Les produits chimiques présentent tous des spécificités qui ne peuvent être correctement traitées dans ce protocole. Elles seront identifiées et examinées dans les différents documents publiés à l'appui du protocole. Il se pourrait aussi que les procédures d'élaboration des recommandations décrites dans le protocole ne conviennent pas dans le cas de certains contaminants. Toute dérogation aux procédures décrites dans le protocole devra être pleinement justifiée. Les organismes compétents devront juger comment et de quelle manière les nouvelles données, informations et approches pourront être intégrées aux recommandations génériques.

Il est admis que les contaminants peuvent se présenter sous forme de mélanges. Toutefois, les connaissances sur les mélanges de contaminants restent trop parcellaires pour qu'on en tienne compte dans le protocole. Certaines substances, comme les hydrocarbures pétroliers, contiennent un grand nombre de composés ayant une toxicité et des propriétés physiques et chimiques différentes, et il est donc préférable de les traiter comme des mélanges. Certains composés peuvent aussi coexister normalement avec d'autres congénères présentant des propriétés physiques et chimiques analogues, mais un degré de toxicité très différent. Les procédures décrites dans le présent protocole sont essentiellement prévues pour les composés individuels, bien qu'elles puissent aussi s'appliquer à des substituts ou à des composés témoins représentant des mélanges. Certaines classes de produits chimiques ont été traitées de cette manière, même si les méthodes d'application aux mélanges des recommandations ainsi obtenues varient en fonction des substances considérées. Certaines de ces méthodes sont abordées dans les dernières sections du protocole.

## **2.5 *Type et profondeur de sol***

### **2.5.1 Type de sol**

Le protocole reconnaît que le devenir et le transport du contaminant, tout comme sa biodisponibilité, sont fonction à des degrés divers de la texture du sol, de sa teneur en eau et d'autres facteurs. Pour minimiser l'incertitude introduite par la variabilité du sol dans l'élaboration des recommandations, le protocole considère deux grands types de sol : les sols à texture grossière (qui contiennent principalement du sable et du gravier) et ceux à texture fine (essentiellement composés de particules de vase et d'argile). Une granulométrie médiane de 75 microns a été adoptée comme critère de différenciation entre les deux catégories. Des propriétés génériques, représentatives des sols typiques de chaque catégorie, ont été affectées à l'une et à l'autre catégorie aux fins de l'élaboration des recommandations; elles sont résumées à l'annexe I.

L'influence de la texture du sol sur les processus de transport physique dans le sol est assez bien comprise et peut être quantifiée, au moins de manière générique, en se fondant sur les informations relatives au contaminant et aux propriétés génériques du sol. En revanche, on en sait beaucoup moins sur l'impact qu'a la texture du sol sur la biodisponibilité et la toxicité pour les organismes inféodés au sol, et il est probable que les données scientifiques sur la question seront des plus limitées. Il se pourrait donc qu'il n'existe pas assez de données pour permettre l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols à texture grossière et fine et pour tous les contaminants.

Signalons également qu'une autorité donnée peut décider de tenir compte du type de sol, mais seulement en fonction des caractéristiques spécifiques du lieu.

### **2.5.2 Profondeur du sol**

Le protocole ne précise pas jusqu'à quelle profondeur les recommandations génériques s'appliquent. Que ce soit pour l'homme ou pour l'environnement, les voies d'exposition les plus directes concernent le sol situé en surface ou proche de la surface. Les sols plus en profondeur sont moins susceptibles d'entrer en contact avec les êtres humains et ne remplissent normalement pas le même degré de fonction écologique; ces sols peuvent malgré tout constituer des sources d'exposition indirecte via la vapeur et la nappe phréatique. Les sols de surface sont souvent définis comme étant situés dans le mètre et demi supérieur du profil de sol.

Des problèmes administratifs peuvent néanmoins se poser si certaines voies d'exposition sont modifiées ou exclues de l'élaboration des recommandations génériques du fait de la profondeur de sol; en effet, les perturbations du sol peuvent ramener des sols de subsurface en surface ou à proximité. C'est pourquoi le protocole ne traite pas expressément de la formulation de recommandations génériques pour la qualité des sols de subsurface. Des orientations sont toutefois fournies à cet effet puisque des recommandations sur les sols de subsurface peuvent être élaborées et appliquées par les diverses instances à titre individuel, ou sur des sites spécifiques, en conjonction avec une politique appropriée de gestion des risques.

### **2.6 Sommaire du processus d'élaboration des recommandations**

Le processus d'élaboration des recommandations est décrit en détail dans les parties B à D du présent document. Un bref sommaire du processus est présenté dans les paragraphes qui suivent.

Des recommandations distinctes pour la qualité des sols sont élaborées aux fins de la protection de l'environnement et de la santé humaine. Elles sont formulées en fonction de quatre scénarios précis d'utilisation des terrains, mais d'autres scénarios peuvent être définis par les paliers de compétence ou pour un site particulier.

On élabore la recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS<sub>E</sub>) en évaluant le contact direct des végétaux et des invertébrés du sol avec le sol, les cycles des nutriments et de l'énergie, l'ingestion de nourriture et de sol contaminés par la faune, et le transport des contaminants par les eaux souterraines jusqu'aux sources d'eau d'abreuvement du bétail et aux plans d'eau de surface où vivent des organismes d'eau douce. La plus faible des concentrations dans le sol qui protège chacune de ces combinaisons voie d'exposition/récepteur devient la RQS<sub>E</sub>. Le niveau de protection requis pour chaque voie d'exposition dépend de l'utilisation du terrain; certaines combinaisons récepteur/voie d'exposition ne sont pas évaluées en regard de toutes les utilisations des terrains et de tous les types de contaminants.

De même, on élabore la recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (RQC<sub>SH</sub>) en évaluant l'exposition directe avec le sol (ingestion de sol, contact cutané et inhalation de particules), le transport des contaminants par les eaux souterraines

jusqu'aux sources d'eau potable potentielles, la migration des vapeurs contaminées dans les bâtiments, et la consommation d'aliments contaminés par les humains. La plus faible des concentrations dans le sol qui protège chacune des voies d'exposition potentielles devient la  $RQS_{SH}$ . Le scénario d'exposition spécifique dépend de l'utilisation du terrain; certaines voies d'exposition ne sont pas évaluées en regard de toutes les utilisations des terrains et de tous les types de contaminants.

La plus faible des deux recommandations obtenues ( $RQS_E$  et  $RQS_{SH}$ ) devient la recommandation définitive pour la qualité des sols ( $RQS_D$ ) pour chaque catégorie de terrain. L'absence de toxicité et les concentrations naturelles typiques dans le sol sont deux autres critères en regard desquels la  $RQS_D$  est établie.

### **SECTION 3**

## **UTILISATION DES RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR LA QUALITÉ DES SOLS**

Les recommandations pour la qualité des sols élaborées à l'aide du protocole remplacent, lorsqu'il en existe, les critères provisoires de qualité environnementale pour les lieux contaminés (CCME, 1991a). Elles doivent être utilisées pour « assainir les lieux contaminés jusqu'aux niveaux tolérables » et non pour « polluer jusqu'aux niveaux tolérables » les sites moins contaminés. Elles ne sont pas conçues en vue de la gestion des lieux non pollués.

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont utilisées dans l'évaluation des contaminants *in situ* dans les sols. Elles ne sont pas destinées à être utilisées dans l'évaluation de la qualité des amendements (p. ex., compost, engrais synthétiques, fumiers, etc.) et ne se comparent pas directement aux critères de qualité touchant ces types de matériaux. Il est également conseillé d'utiliser les recommandations pour la qualité des sols dans la gestion des déchets issus des matériaux de remblai (p. ex., scories, sables de fonderie, déchets miniers, etc.). Il faut faire preuve de grande prudence et bien comprendre le processus d'élaboration des recommandations et sa pertinence quand on utilise les recommandations dans un but autre que leur fin prévue. Les pouvoirs publics doivent tenir compte du lien entre ces recommandations et les concentrations dans les sols qui peuvent découler des applications à long terme des matériaux. Les recommandations pour la qualité des sols ne doivent pas non plus être interprétées comme une autorisation de contaminer jusqu'à un certain degré.

Les recommandations doivent être utilisées en combinaison avec des méthodes d'échantillonnage et d'analyse acceptables. Le CCME (1993) et l'ASTM (2002), de même qu'un grand nombre d'administrations publiques, ont publié des guides sur les méthodes d'échantillonnage et la caractérisation des sites. Les méthodes d'analyse courantes sont résumées dans les documents scientifiques justificatifs rédigés pour chaque recommandation.

L'élaboration de recommandations pour la qualité des sols fondées sur les effets écologiques constitue dans un certain sens une évaluation à la baisse des risques dans les conditions génériques, ce qui explique les incertitudes ci-dessous.

### **3.1 Erreur primaire liée aux paramètres d'entrée du modèle**

L'erreur du modèle – qui résulte de l'association incorrecte des variables (par exemple, données et indicateurs de toxicité d'espèces multiples) utilisées pour déterminer les concentrations seuil produisant un effet et jugées acceptables – et l'erreur liée aux variables d'entrée elles-mêmes (données individuelles de toxicité) doivent être prises en compte dans l'élaboration des recommandations.

Un examen des données toxicologiques disponibles pour les organismes vivant dans le sol et les animaux terrestres a mis en évidence des valeurs de toxicité communes qui

servent de références (p. ex. la CMEO, la CSEO, la CL<sub>50</sub>, la CE<sub>50</sub>, la CE<sub>25</sub>) en vue de l'élaboration des recommandations. S'il est possible de quantifier l'erreur liée aux prévisions de la CL<sub>50</sub> et de la CE<sub>50</sub> en utilisant les intervalles de confiance indiqués, il est bien plus difficile d'estimer l'incertitude associée à l'utilisation incorrecte d'un modèle statistique (p. ex. probit ou logit) appliqué aux données en expérience (p. ex. quand les données mettent en évidence un effet d'hormèse).

La plus importante des sources d'incertitude dans les données disponibles sur la toxicité des sols et pouvant servir à la formulation des recommandations concerne les données sur la CMEO et de la CSEO. Ces données sont élaborées à partir d'hypothèses et sont donc soumises aux erreurs de types I et II ainsi qu'aux variations du plan d'expérimentation lui-même. Elles ont donc été produites par suite d'une utilisation erronée de modèles statistiques (généralement ANOVA, comparaisons de moyennes appariées, etc.). Or, les données sur la toxicité des sols dont on dispose aux fins de l'élaboration des recommandations sont pour la plupart des données sur la CMEO et la CSEO; dans la mesure où on continue de les juger utiles en l'absence de données plus significatives de CE<sub>x</sub>, il est justifié de développer les causes de leur incertitude.

En règle générale, l'estimation des CMEO et CSEO ne tient pas compte de la courbe dose-réponse (c.-à-d. pour les données sur la CMEO, en utilisant la plus faible concentration obtenue par expérimentation qui diffère sensiblement des témoins; ou, pour les données sur la CSEO, la plus forte concentration qui ne diffère guère des témoins). Certains chercheurs considèrent qu'il y a là un problème (Bruce et Versteeg, 1992) et font valoir que les CMEO et CSEO ainsi obtenues souffrent du fait que :

- elles représentent l'une des concentrations de l'expérimentation et sont dépendantes à ce titre de la gamme des concentrations utilisées, de la sensibilité des témoins, ainsi que du nombre et de la variabilité des répétitions;
- une forte variabilité de l'expérience peut donner lieu à une estimation erronée de ces concentrations et à une perte d'information concernant la dose-réponse du contaminant sur l'organisme en expérience et la variabilité de la série de données.

Les données sur la CMEO et la CSEO peuvent donc varier sensiblement d'une étude à l'autre, dans les mêmes conditions d'expérimentation, et peuvent fort bien ne pas refléter la concentration « vraie » pour ces indicateurs. D'autres méthodes ont été proposées pour éviter d'estimer les CMEO et CSEO à partir d'hypothèses (par exemple Mayer, 1991; Bruce et Versteeg, 1992; Hoekstra et van Ewijk, 1993). Elles consistent essentiellement en une interpolation de la dose/concentration la plus faible, fondée sur les doses/concentrations calculées à partir de la courbe de réponse. Les données sur la CMEO ou la CE<sub>x</sub> interpolées ou extrapolées à partir de la courbe dose-réponse sont donc jugées préférables pour les raisons ci-dessus, mais dans la mesure où la plupart des données anciennes de toxicité des sols n'ont pas été calculées ainsi, des facteurs d'incertitude arbitraires permettent de compenser le manque de confiance associé à l'utilisation de ces données pour l'élaboration des recommandations.

### 3.2 Incertitude du modèle

Du fait des restrictions concernant les paramètres d'entrée du modèle, l'erreur liée à l'élaboration des recommandations ne peut être estimée que qualitativement. La principale question tient à la capacité du modèle statistique employé à prévoir correctement la concentration sans effet observé et avec un effet observé de faible niveau. Cette question dépend bien sûr de l'erreur globale inhérente à la toxicité des données utilisées pour élaborer la recommandation, mais aussi de l'erreur de conception du modèle. S'il y a par exemple une forte proportion de données sur la CSEO et la CMEO dans les calculs, la mesure dans laquelle ces données influent sur les résultats est une fonction de la conception statistique du modèle.

La « stochasticité de la sensibilité des espèces » constitue une autre source d'incertitude liée au modèle (Suter, 1993). On prend comme hypothèse le fait que la sensibilité d'une espèce est une variable stochastique et qu'elle peut être caractérisée en définissant une distribution empirique ou probabiliste des paramètres d'expérimentation pour plusieurs espèces aux fins de la formulation des recommandations. Il y a aussi une incertitude quant à la distribution vraie de la sensibilité des espèces. Les Pays-Bas (par exemple Kooijman, 1987; van Straalen et Denneman, 1989; Aldenberg et Slob, 1991) et le Danemark (Wagner et Lokke, 1991) ont proposé des méthodes statistiques pour tenter de quantifier l'incertitude de la distribution de la sensibilité stochastique « vraie » des différentes espèces. Plus récemment, des distributions de la sensibilité des espèces ont été utilisées dans certains pays pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols (voir par exemple Suter *et al.*, 2002).

Selon la méthode employée pour établir les recommandations en fonction de l'environnement, on peut utiliser des paramètres d'expérimentation qui ne sont pas considérés comme des concentrations entraînant des effets mineurs sur une espèce (comme la  $CL_{50}$ , la  $CE_{50}$ ). Le but de l'élaboration des recommandations est d'estimer une concentration à laquelle on ne constate aucun effet nocif important sur les populations sur le terrain (terrains à vocation agricole et résidentielle/parc) ou de faibles effets significatifs sur les populations sur le terrain (terrains à vocation commerciale et industrielle). L'incertitude provient donc de la nécessité d'extrapoler les concentrations létales ou efficaces médianes aux zones de la distribution de la sensibilité des espèces devant être prises en compte dans l'élaboration des recommandations. Des facteurs d'incertitude sont en règle générale utilisés pour réaliser cette extrapolation.

L'utilisation de données statistiquement significatives sur les effets de faible niveau (par exemple les valeurs de la  $CE_{25}$ ) limite l'incertitude des recommandations élaborées comparativement à l'utilisation de données sur la CSEO/CMEO ou la  $CL_{50}/CE_{50}$  assorties de facteurs d'incertitude.

## **PARTIE B**

---

## ***SECTION 1***

# **ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN FONCTION DE L'ENVIRONNEMENT**

Lorsqu'on élabore des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement, il est important de comprendre ce que l'on entend par effets écologiques. Une très large gamme d'effets peut être envisagée quand on examine les différentes composantes d'un écosystème terrestre. Il s'agit de facteurs à la fois biotiques et abiotiques qui ont une incidence sur la structure et la fonction de l'écosystème. Évaluer l'ampleur des effets potentiels de tous ces facteurs exige généralement une évaluation des risques écologiques. Le présent protocole est axé sur les effets des stressors chimiques qui agissent sur la composante biotique d'un écosystème terrestre et, plus particulièrement, sur la possibilité que surviennent des effets nocifs à la suite d'une exposition à des contaminants présents dans le sol, soit au point de contact, soit par des moyens indirects (par exemple par transfert dans la chaîne alimentaire ou par transport dans les eaux de surface avoisinantes). Les données sur les effets nocifs peuvent prendre différentes formes, allant de données recueillies sur le terrain (dans le cadre d'études en mésocosmes) à des expériences en laboratoire sur une espèce unique (à savoir des essais biologiques). Les utilisations spécifiques des terrains sont analysées, et des recommandations fondées sur les données disponibles concernant la toxicité des contaminants pour les biotes terrestres sont élaborées.

Les sections suivantes portent sur les aspects préparatoires de l'élaboration des recommandations et décrivent précisément le processus d'élaboration lui-même. Ces aspects concernent notamment les descriptions narratives et illustrées du niveau de protection écologique recherché dans les recommandations, les paramètres pertinents, l'existence de données sur la toxicité des sols utiles à l'élaboration des recommandations et la formulation de scénarios d'exposition pour les sols contaminés. Les voies potentielles d'exposition, l'éventail des récepteurs possibles et les scénarios d'exposition pour les différentes catégories d'utilisation des terrains y sont également examinés. Sur la base des informations relatives à la phase préparatoire, on expose ensuite le processus d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols.

## **SECTION 2**

# **NIVEAU DE PROTECTION ÉCOLOGIQUE ET INDICATEURS PERTINENTS EN VUE DE L'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS**

### **2.1 Niveau de protection écologique**

Avant de pouvoir élaborer des recommandations pour la qualité des sols, il convient d'avoir une idée précise du niveau de protection écologique nécessaire pour que les objectifs de protection de l'environnement soient durablement atteints. Le niveau de protection écologique fourni par les recommandations dépend des objectifs de protection recherchés pour une catégorie donnée d'utilisation des terrains. Ainsi, pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc, il est essentiel d'atteindre un niveau de fonctionnement écologique capable de supporter les activités primaires associées à ces utilisations. À cette fin, les recommandations pour la qualité des sols pour les utilisations précitées sont élaborées sur la base de données toxicologiques de laboratoire et de terrain permettant de formuler des prévisions sur les effets nocifs (à savoir les effets qui mettent en péril l'aptitude d'une espèce à survivre et à se reproduire dans des conditions de vie normales) des substances chimiques sur les principaux récepteurs écologiques. Les objectifs de protection et les indicateurs pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc sont décrits dans les sous-sections 5.1 et 5.2.

Sur les terrains à vocation commerciale et industrielle, les activités prédominantes ne dépendent pas directement de la nécessité de maintenir les processus écologiques à un niveau élevé (figure 3). Les principaux récepteurs écologiques et les paramètres pris en considération pour les terrains à vocation commerciale agricole et résidentielle/parc sont également examinés dans le cas des terrains à vocation commerciale ou industrielle. Cependant, le GTRQS a jugé qu'il n'était pas nécessaire d'imposer pour les terrains à vocation commerciale ou industrielle un niveau de protection aussi rigoureux que celui recherché pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc. En conséquence, le degré d'effets nocifs que peuvent tolérer les récepteurs sur des terrains à vocation commerciale et industrielle a été augmenté de manière à correspondre aux niveaux de protection moins importants fixés pour ces catégories de terrains. Des informations complémentaires sur les principaux récepteurs et sur le niveau de protection visé pour les terrains à vocation commerciale et industrielle sont fournies aux sous-sections 5.3 et 5.4.

Malgré les différents niveaux de protection recherchés en fonction des catégories de terrain, un principe important s'applique à toutes les catégories. Le niveau de protection écologique apporté par les recommandations garantit le maintien de la capacité potentielle de chaque terrain assaini de supporter la plupart des activités susceptibles d'être associées à sa catégorie (figure 3).

### **2.2 Paramètres pertinents des effets**

Dans les évaluations des effets chimiques, le terme « paramètre » ou « indicateur » désigne souvent le facteur de réaction unique qui caractérise l'impact de la substance

chimique testée sur le ou les organismes sélectionnés (SECOFASE, 1993). Aux fins de l'élaboration de recommandations génériques pour la qualité des sols en fonction de l'environnement, seuls les paramètres liés aux « effets directs » des stressés chimiques sur les récepteurs peuvent être considérés et ceux-ci ne tiennent pas compte des « effets indirects » (comme le fait d'éviter les denrées alimentaires contaminées) pouvant découler de l'exposition à des concentrations sublétales. En conséquence, les recommandations pour la qualité des sols formulées sur la base de paramètres provenant de données sur les effets directs peuvent masquer des réactions moins évidentes ayant un effet cumulatif néfaste sur la survie de l'organisme. Cet aspect doit donner lieu à des recherches plus poussées sur l'évaluation des effets sur les biotes terrestres, mais il est néanmoins possible d'examiner ces interactions en s'appuyant sur la situation spécifique d'un site.

### **2.3 Définition des paramètres**

Suter (1993) décrit deux types de paramètres utilisés dans l'évaluation du risque écologique : les paramètres évalués et les paramètres mesurés. Les paramètres évalués sont des expressions formelles des valeurs environnementales à protéger, par exemple une moindre abondance des arthropodes dans le sol (Suter, 1989). Dans un projet de recherche, deux étapes sont nécessaires à la bonne définition de ces paramètres :

- identification des attributs écologiques importants jugés menacés;
- définition de ces attributs en termes opérationnels (Suter, 1993).

Suter (1993) fait valoir qu'il n'existe pas de série universelle de paramètres évalués, mais que tout paramètre devrait satisfaire aux cinq critères suivants :

- pertinence pour la société;
- pertinence biologique;
- définition opérationnelle sans ambiguïté;
- possibilité de prévision et de mesure;
- sensibilité à l'agent dangereux.

Des exemples de paramètres évalués sont fournis par Suter (1993) qui recommande en outre de tenir dûment compte des critères précités lors de la définition opérationnelle des paramètres évalués afin que l'évaluation des effets écologiques soit efficace et pleinement comprise par la société concernée.

Les paramètres mesurés sont des réactions mesurables et quantifiables (p. ex. la  $CE_{50}$ ) à un agent chimique qui sont liées à un attribut important de l'élément écologique (Suter, 1990). Ces réactions mesurables sont généralement estimées dans le cadre du suivi des tests de toxicité réalisés en laboratoire et sont souvent appelées des indicateurs (Suter, 1993). Étant donné qu'il est souvent difficile de mesurer ces paramètres, la plupart des données sont utilisées quantitativement ou qualitativement. Les paramètres évalués et mesurés sont rarement les mêmes, car les premiers sont fréquemment définis à grande échelle (populations, écosystèmes) tandis que les paramètres mesurés s'entendent au

niveau individuel. Il doit cependant y avoir une cohérence entre les paramètres mesurés et les paramètres évalués (p. ex. les prévisions concernant le déclin d'une population sont fondées sur les estimations de mortalité). On trouvera dans Suter (1993) des exemples de paramètres mesurés reliés aux paramètres évalués.

En ce qui a trait à la toxicité pour les biotes terrestres, la plupart des données concernent la mortalité ( $CL_{50}$ ) comme paramètre à court terme, et la reproduction, la croissance, le développement, le comportement, l'activité, les lésions, les changements physiologiques, la respiration, le cycle des nutriments, la contribution à la décomposition, l'adaptation génétique et l'acclimatation physiologique comme paramètres sublétaux à long terme ( $CE_x$ , CSEO et CMEO) (SECOFASE, 1993). On peut considérer que la mortalité, qui est le plus souvent utilisée dans les études sur l'abondance d'invertébrés dans le sol ainsi que d'oiseaux et de mammifères, constitue le paramètre mesuré ultime de l'écotoxicité. Pour ce qui est des effets sublétaux, la reproduction et la croissance sont des paramètres communément utilisés pour les invertébrés du sol et les végétaux et, dans une moindre mesure, pour les oiseaux et les mammifères.

#### ***2.4 Choix des paramètres écologiquement pertinents pour l'élaboration des recommandations***

Il est généralement admis que l'écotoxicologie s'emploie à prévenir l'extinction des espèces locales (SERAS, 1992). Cette notion est fondamentale pour la définition de concentrations « sans danger » de contaminants dans l'environnement à des fins réglementaires. En vue de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols, des paramètres évalués au niveau de la communauté ou de l'écosystème, tels que leur structure et leur fonction, constitueraient les meilleures mesures de l'impact écologique. Toutefois, comme il a été dit et reconnu à l'atelier de l'OCDE sur l'évaluation des effets toxicologiques (OCDE, 1988), les études conduites à cette échelle sont coûteuses et difficiles à réaliser. Par ailleurs, les conditions physico-chimiques et biologiques des systèmes terrestres sont extrêmement variables dans le temps et dans l'espace, ce qui rend ces études difficiles à interpréter et limite leur validité pour d'autres zones (van Straalen et van Gestel, 1992; Pederson et Samsoe-Petersen, 1993). À l'heure actuelle, il n'est pas envisageable dans la pratique de formuler des recommandations génériques pour la qualité des sols en utilisant des paramètres définis à ce niveau d'organisation biologique. Il faudrait pour ce faire vérifier les effets chimiques sur les écosystèmes terrestres. Cela explique que pour élaborer des recommandations génériques, des paramètres doivent être définis par extrapolation directe des paramètres mesurés aux populations sur le terrain. La concentration seuil produisant un effet (CSE) (biotes inféodés au sol), tout comme la dose journalière seuil produisant un effet (animaux terrestres), fournissent le paramètre mesuré qui est susceptible, en cas de dépassement, d'entraîner des effets nocifs sur les populations sur le terrain. C'est pourquoi dans le présent protocole, les paramètres évalués peuvent être considérés comme l'atteinte biologique portée à la capacité d'une espèce à survivre ou à se reproduire.

Pour l'élaboration des recommandations génériques, les niveaux de protection visés à la sous-section 2.1 sont déterminés à partir des informations provenant des études en

laboratoire et d'une méthode adéquate d'extrapolation. À cette fin, les recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement sont fondées sur des données provenant de paramètres de mesure sensibles et associées à des récepteurs clés qui font office d'« espèces sentinelles » aux fins des prévisions. L'extrapolation aux paramètres évalués se limite donc aux populations puisque des données fournies par les paramètres mesurés relatifs à une espèce unique sont utilisées pour l'élaboration des recommandations. Les études en laboratoire doivent donc fournir les paramètres ayant une importance critique pour le maintien de l'espèce. Il s'agit spécifiquement de paramètres essentiels à l'accomplissement d'un cycle de vie normal et à la production de nouveau-nés viables. Pour ce qui est de l'écotoxicologie des sols, ces paramètres ont été limités à la mortalité, la reproduction et la croissance.

#### **2.4.1 Essais à court et à long terme sur les organismes inféodés au sol**

À l'heure actuelle, les définitions de l'exposition à court et à long terme et des paramètres utilisés pour l'étude de la toxicité des sols sont soit inexistantes, soit différentes d'une institution à l'autre. On trouve de nombreux essais à court terme concernant les lombrics et les végétaux, mais rares sont les études à long terme portant sur ces organismes, sur d'autres organismes inféodés au sol ou sur les processus microbiens (Environnement Canada, 1994). Toutefois, au cours des dernières années, un nombre croissant de méthodes et de protocoles normalisés ont été mis au point (Environnement Canada, 2004a, 2004b, 2004c) en vue des études de toxicité à court et à long terme.

Aujourd'hui, on utilise et accepte largement le test de mortalité de 7 et 14 jours comme essai à court terme sur les lombrics (OCDE, 1984; Greene *et al.*, 1989; ISO, 1991) et le test de germination des semences et d'allongement des racines de 5 jours comme essai à court terme sur les végétaux (USEPA, 1982; Porcella, 1983; Ratsch et Johndro, 1986; Thomas et Cline, 1985; Miller *et al.*, 1985; Wang, 1987; Wang et Williams, 1988; ASTM, 1990a, 1990b). Cependant, les essais à court terme sont désormais considérés comme étant désuets et très peu sensibles.

Des essais normalisés de toxicité à long terme ont récemment été élaborés pour les lombrics et les isopodes (Environnement Canada, 2004a, 2004c; ISO, 1999, 1998, 1992; OCDE, 1993; NISRP, 1991). Des tests de phytotoxicité à long terme, fondés sur différents paramètres tels que la croissance des végétaux et la floraison au cours du cycle biologique, sont également utilisés depuis quelques années (Environnement Canada, 2004b; ASTM, 1996, 1991). De manière générale, les études d'exposition à long terme pour les organismes vivant dans le sol comprennent au moins un stade de reproduction (dans le cas des invertébrés du sol) ou un cycle de croissance (pour les végétaux).

L'acceptabilité des essais à court et à long terme doit être établie au cas par cas dans le cadre du protocole, en se fondant sur l'information mentionnée ci-dessus. Il est préférable d'utiliser des données issues d'essais à long terme pour élaborer des recommandations pour la qualité des sols, mais comme elles sont peu nombreuses, on peut recourir aux données obtenues d'essais de toxicité à court terme.

Lorsqu'elles existent, les études mettant en évidence une dégradation ou des lésions visibles sur les plantes ornementales (y compris les arbres) doivent elles aussi être prises en compte aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols — à condition toutefois que les protocoles d'expérimentation soient suffisamment rigoureux — dans la mesure où nombre de propriétaires fonciers attachent de l'importance à la santé apparente de leurs végétaux.

#### **2.4.2 Essais à court et à long terme sur les mammifères et les oiseaux**

Un nombre considérable d'essais toxicologiques normalisés, basés sur différents paramètres et niveaux d'exposition, ont été réalisés sur les animaux traditionnellement utilisés en laboratoire. L'un des plus courants est la détermination de la  $DL_{50}$  (c.-à-d. la dose létale qui cause la mort de 50 % de la population considérée). Cet essai consiste à soumettre les animaux de laboratoire à une exposition aiguë à des substances chimiques, après administration unique de diverses doses, et à observer les effets létaux pendant 7 à 14 jours (Klassen, 1986). Malheureusement, il n'existe pas ou peu de protocoles normalisés d'essais de toxicité sur la faune et les animaux d'élevage, à l'exception du test  $CL_{50}$  de cinq jours réalisé sur les oiseaux qui ont ingéré des substances mélangées à la nourriture (Hill et Hoffman, 1984).

Dans les essais de létalité chronique et subaiguë réalisés sur les mammifères et les oiseaux, on constate fréquemment que les doses administrées ne fournissent pas assez d'informations pour calculer la dose provoquant une réaction chez 25 % ou 50 % de la population. C'est pourquoi les paramètres d'exposition chronique proposés sont souvent la dose sans effet (nocif) observé [DSE(N)O] et la dose minimale avec effet (nocif) observé [DME(N)O]. Les effets nocifs des expositions chroniques peuvent être liés à la reproduction, à la croissance ou à la viabilité suite à une exposition continue de l'organisme pendant une grande partie de sa vie. Pour les expositions subchroniques, on emploie généralement les mêmes paramètres que pour les expositions chroniques, mais l'exposition est de plus courte durée.

## **SECTION 3**

# **ÉTAT DE LA BASE DE DONNÉES TOXICOLOGIQUES SUR LES EXPOSITIONS RELIÉES AU SOL**

### **3.1 Organismes inféodés au sol**

La plupart des données toxicologiques sur l'exposition aux sols proviennent d'essais réalisés sur les biotes inféodés au sol. Selon une compilation des données toxicologiques sur ces organismes (végétaux, invertébrés et microbes), les données bien caractérisées sur la toxicité d'un bon nombre de contaminants sont rares (Dennemen et van Gestel, 1990). Toutefois, des efforts de recherche considérables sont déployés pour établir des procédures normalisées sur la toxicité des sols et générer ainsi de nouvelles données sur un plus large éventail d'organismes du sol, comme les isopodes (NISRP, 1991).

Actuellement, les données sur la toxicité des sols pour les organismes inféodés au sol sont mieux caractérisées pour les contaminants inorganiques que pour les contaminants organiques (Dennemen et van Gestel, 1990). La plupart des études à long terme ont fait état de la concentration sans effet observé (CSEO) et de la concentration minimale avec effet observé (CMEO), quoique des études plus récentes puissent indiquer la concentration efficace ( $CE_x$ ) ou de la concentration inhibitrice ( $CI_x$ ). Les études à court terme indiquent soit la concentration létale médiane ( $CL_{50}$ ), soit la concentration efficace médiane ( $CE_{50}$ ) ainsi qu'une CSEO et une CMEO (respectivement estimées à partir de la concentration d'essai la plus élevée ne produisant aucun effet observé et de la concentration d'essai minimale produisant un effet observé).

### **3.2 Mammifères et oiseaux**

La majeure partie des données toxicologiques sur les mammifères, mettant en cause les contaminants de l'environnement, provient d'expériences menées sur des animaux de laboratoire, notamment des rongeurs. Il existe beaucoup moins de données sur l'exposition de la faune terrestre et des animaux d'élevage aux contaminants du sol, et la plupart des études à ce sujet reposent sur les doses ingérées dans la nourriture. Très peu d'études de toxicité ont été réalisées sur l'avifaune, et la plupart d'entre elles portent sur la volaille et le gibier à plumes (Walker et MacDonald, 1992). En outre, peu de données sur la toxicité, s'il y en a, portent sur l'exposition à des sols contaminés par contact cutané.

Le sol ingéré directement ou adhérent à la végétation représente la majeure partie, sinon la totalité, des contaminants ingérés par les animaux (Beresford et Howard, 1991). On a aussi constaté que l'ingestion de sol constituait une voie d'exposition plus importante pour les animaux que l'ingestion de fourrage contaminé (Zach et Mayoh, 1984). Malheureusement, il existe assez peu de données sur les effets de l'ingestion de sol contaminé par les oiseaux et les mammifères.

## **SECTION 4**

# **RÉCEPTEURS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS ET VOIES D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS DU SOL**

### **4.1 Récepteurs écologiques**

La première étape de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement consiste à identifier les composantes écologiques susceptibles d'être menacées par la contamination. Le protocole traite des effets nocifs des stressseurs chimiques sur la composante biotique (récepteurs) d'un écosystème terrestre. En caractérisant les récepteurs potentiels d'un sol contaminé, on peut identifier ceux que l'on doit protéger contre la contamination du sol et évaluer les scénarios d'exposition possibles. La figure 4 schématise un scénario d'exposition où sont identifiés les récepteurs potentiels du sol contaminé dans un écosystème terrestre extrêmement simplifié. Il est évident que l'exposition recouvre plusieurs niveaux trophiques incluant des organismes inféodés au sol (végétaux, invertébrés, microbes du sol) et des consommateurs appartenant à des ordres supérieurs (faune et animaux d'élevage).

Idéalement, les récepteurs choisis devraient être compatibles avec les caractéristiques importantes de l'écosystème et en être représentatifs (c'est-à-dire écologiquement pertinents). Cependant, étant donné la rareté des données sur les effets écologiques sur les organismes terrestres, le choix des récepteurs écologiques dans le cadre du protocole doit porter sur ceux qui sont essentiels au maintien des activités liées à l'utilisation des terrains. Il faut aussi que les récepteurs choisis soient à la fois écologiquement pertinents et sensibles aux stressseurs chimiques, de manière à ce que les recommandations reflètent des paramètres de mesure sensibles. De ce point de vue, les récepteurs les plus appropriés tiennent lieu d'espèces sentinelles prédictives à l'aide desquelles on peut élaborer des recommandations. Les récepteurs écologiques choisis aux fins du présent protocole sont résumés au tableau 1 et examinés plus en détail, pour chaque catégorie d'utilisation des terrains, aux sous-sections 5.1 à 5.5.

### **4.2 Voies d'exposition**

Une fois les récepteurs choisis, on doit évaluer leur exposition aux sols. Aux fins du présent document, l'évaluation repose sur un ensemble de faits, d'hypothèses et d'inférences expliquant la façon dont les récepteurs sont exposés au sol contaminé. Dans le scénario illustré à la figure 4, les organismes inféodés au sol et leurs consommateurs sont exposés directement aux contaminants présents dans le sol, l'eau et l'air et indirectement par la chaîne alimentaire. Les organismes dont la survie dépend du sol (comme les végétaux, les invertébrés et les microbes du sol) sont directement en contact avec le sol du fait même de leur cycle biologique et sont donc probablement les plus menacés par sa contamination. Les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont principalement exposés par la consommation d'aliments contaminés et l'ingestion de particules de sol, même s'ils peuvent aussi absorber des contaminants par contact cutané avec le sol et par inhalation de vapeurs et de particules de sol en suspension.

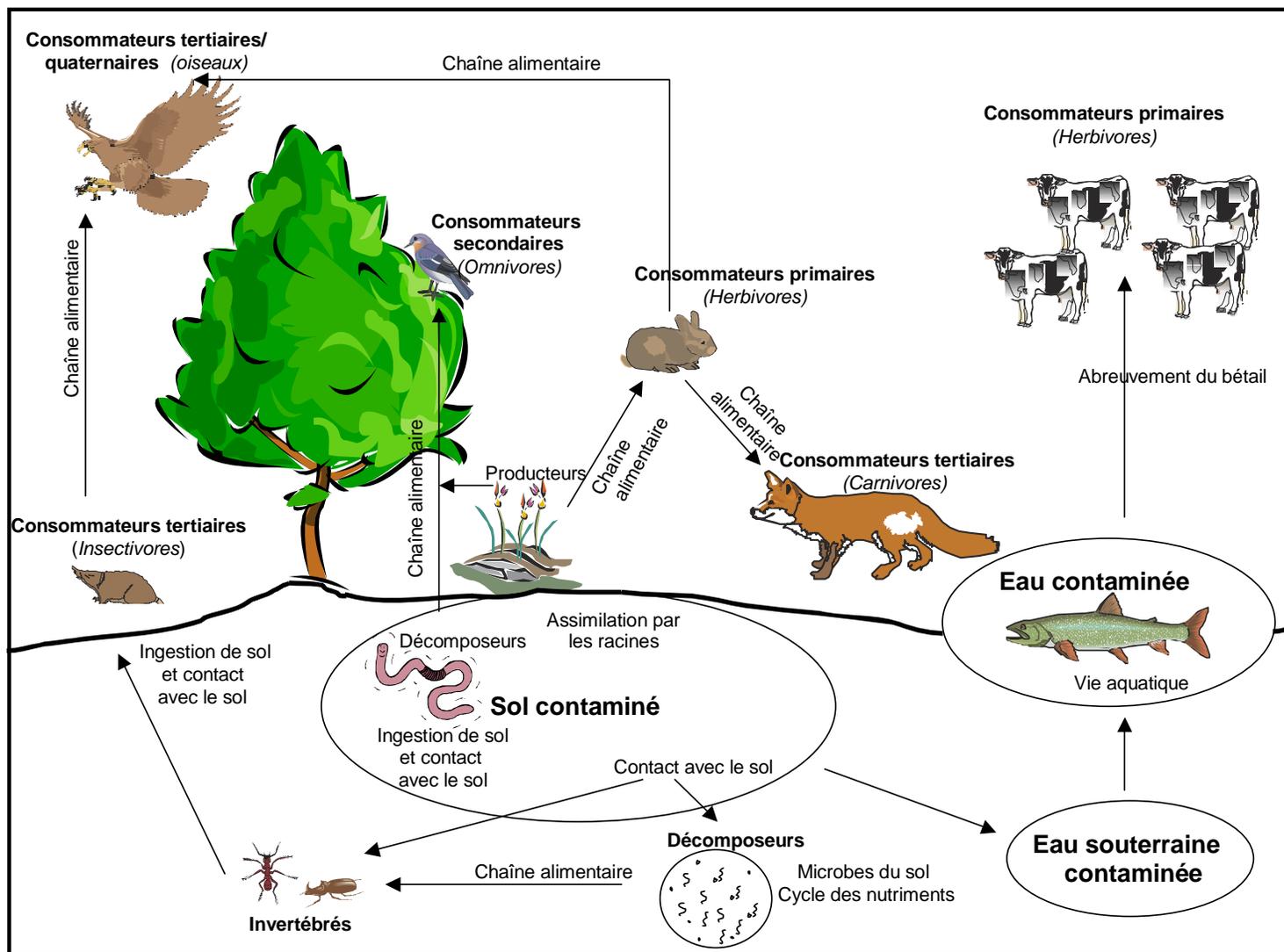


Figure 4. Diagramme simplifié des récepteurs écologiques potentiels et des voies d'exposition au sol contaminé

Idéalement, on devrait tenir compte de toutes les variables qui influent sur toutes les voies d'exposition potentielles, et ce, à tous les niveaux trophiques (ce qui peut être fait dans le cas d'un lieu en particulier). Ce n'est toutefois pas possible dans le cadre d'un protocole générique; les voies d'exposition doivent donc comprendre celles prévues pour les récepteurs choisis, pour chaque catégorie d'utilisation des terrains. Les voies d'exposition dont on tient compte dans le protocole sont résumées au tableau 1 et présentées plus en détail, pour chaque catégorie d'utilisation, aux sous-sections 5.1 à 5.5. Signalons que l'absence de mentions concernant l'exposition de la faune par ingestion sur les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle traduit à la fois l'état de la disponibilité et de la qualité des connaissances dans ces domaines. On pourra élaborer des recommandations pour ces catégories si l'on parvient à obtenir des données acceptables et pertinentes sur la toxicologie et l'exposition permettant de réexaminer ces scénarios. En règle générale, seule l'ingestion par des animaux d'élevage et des espèces sauvages herbivores est prise en considération pour les activités agricoles; il conviendrait cependant d'évaluer l'ingestion de substances connues pour leur capacité de bioaccumulation ou de bioamplification par des consommateurs secondaires et tertiaires dès lors que l'on dispose de données suffisantes. L'ingestion de ces substances par des récepteurs primaires, secondaires et tertiaires devrait aussi être prise en compte dans le cas des terrains à vocation résidentielle/parc, sous réserve de la disponibilité de données convenables.

**Tableau 1. Récepteurs et voies d'exposition pour les catégories d'utilisation des terrains considérées aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement**

Voie d'exposition	Terrains à vocation agricole	Terrains à vocation résidentielle/parc	Terrains à vocation commerciale	Terrains à vocation industrielle
Contact avec le sol	Processus du cycle des nutriments, invertébrés du sol, cultures et végétaux, animaux d'élevage et faune	Processus du cycle des nutriments, invertébrés du sol, végétaux, faune	Processus du cycle des nutriments, invertébrés du sol, végétaux, faune	Processus du cycle des nutriments, invertébrés du sol, végétaux, faune
Ingestion de sol et de nourriture	Herbivores, consommateurs secondaires et tertiaires <sup>a</sup>	Herbivores <sup>a</sup> , consommateurs secondaires et tertiaires <sup>a</sup>		
Ingestion d'eau contaminée	Animaux d'élevage			
Contact avec de l'eau contaminée	Espèces aquatiques, cultures (irrigation)	Espèces aquatiques	Espèces aquatiques	Espèces aquatiques

*Nota* : a – Les herbivores (utilisations résidentielles/parcs) et les consommateurs secondaires et tertiaires (terrains à vocation agricole, résidentielle/parc) sont pris en compte dans le cas des substances connues pour leur capacité de bioaccumulation ou de bioamplification.

## **SECTION 5**

# **VOIES D'EXPOSITION ET PRINCIPAUX RÉCEPTEURS SELON L'UTILISATION DES TERRAINS ET LA DISPONIBILITÉ DE DONNÉES**

Par définition, l'utilisation d'un terrain implique l'affectation (ou les exigences en la matière) d'une portion de la surface terrestre à une activité humaine, pas nécessairement à une activité écologique. Toutefois, le maintien des principales fonctions écologiques est habituellement nécessaire pour la plupart des activités liées à chaque catégorie de terrain (à l'exception de certains commerces et procédés industriels). La décision de formuler des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement selon certaines utilisations des terrains par l'être humain ne subordonne aucunement la protection des valeurs écologiques à celle des valeurs humaines. Les sous-sections qui suivent décrivent les récepteurs et les scénarios d'exposition envisagés sur les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle.

### **5.1 Terrains à vocation agricole**

En général, les principales activités liées à l'utilisation agricole des terrains visent la production de cultures et l'élevage du bétail. Bien que l'utilisation agricole varie selon les terrains, l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols doit avoir pour objet de protéger des effets nocifs les récepteurs clés qui permettent ou maintiennent la croissance des cultures et la production d'animaux d'élevage. (Note : les recommandations peuvent également porter sur des organismes ciblés par la lutte antiparasitaire). La protection doit aussi s'étendre à la faune résidente et migratrice et à la flore indigène, car dans certains secteurs (p. ex. les agroécosystèmes), c'est peut-être leurs seuls habitats viables. Le scénario générique d'exposition retenu pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols sur les terrains à vocation agricole est illustré à la figure 5.

#### **5.1.1 Croissance des cultures et des végétaux**

Pour assurer la production des cultures sur les terres agricoles, il est essentiel de conserver les biotes du sol dont la fonction écologique contribue à la croissance des cultures et des végétaux. On doit également tenir compte du contact direct des cultures et des végétaux indigènes avec le sol contaminé (figure 5).

Il existe suffisamment de données toxicologiques pour examiner le contact direct des microbes avec le sol (et son incidence sur le cycle des nutriments), les invertébrés du sol (par exemple les décomposeurs), les cultures et les végétaux (comme les semences et les racines) et élaborer des recommandations en vue de la protection de la croissance des cultures et des végétaux. En revanche, on ne possède pas actuellement assez d'information pour tenir compte de l'absorption dermique et de la translocation des contaminants par les cultures et les végétaux via les dépôts atmosphériques, mais on devrait étudier cette voie d'exposition lorsqu'on dispose de données pertinentes. L'absorption par les racines et l'accumulation de contaminants par les cultures locales

utilisées comme fourrage, ou par la flore indigène broutée dans les pâturages, doivent aussi être prises en considération dans les scénarios d'ingestion de contaminants par les animaux d'élevage et la faune (figure 5).

### **5.1.2 Protection du bétail et de la faune**

Pour assurer une bonne qualité du sol en vue de l'élevage du bétail en parc d'engraissement ou en pâturage, on doit tenir compte des effets nocifs pouvant résulter de l'ingestion accidentelle de sol contaminé et de l'ingestion de nourriture contaminée dans l'élaboration des recommandations. Ces voies d'exposition sont la plus importante source d'absorption de contaminants par les animaux d'élevage (Thorton et Abrahams, 1983; Fries, 1987; Paustenbach, 1989). Il existe suffisamment de données toxicologiques pour tenir compte, lors de l'élaboration des recommandations, de l'exposition par ingestion de sol et de nourriture contaminés des herbivores qui broutent sur les terres agricoles. Ces voies d'exposition s'appliquent par ailleurs aux espèces sauvages herbivores qui viennent parfois brouter sur les terres agricoles (Beyer *et al.*, 1994).

Pour les substances persistantes qui ont une forte tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification dans la chaîne alimentaire, la prise en compte de l'exposition des herbivores ne permet pas d'offrir une protection suffisante à tous les récepteurs écologiques. En conséquence, pour les terrains à vocation agricole, les recommandations élaborées pour la qualité des sols relatives à ces substances devraient également viser la protection des consommateurs secondaires et tertiaires contaminés par l'ingestion de sol et de nourriture.

Les animaux d'élevage et la faune (résidente ou migratrice) peuvent être exposés à un grave risque sanitaire en cas de contact cutané avec du sol contaminé. Or, il y a une sérieuse pénurie de données sur les effets qu'un contact cutané avec du sol contaminé peut avoir sur ces animaux (OCDE, 1988). Étant donné le manque de données, on part du principe que le niveau de protection offert aux organismes inféodés au sol en cas d'exposition cutanée est suffisant pour protéger les animaux d'élevage et la faune de la même exposition. Cette hypothèse repose sur le principe que les organismes inféodés au sol sont davantage en contact avec ce dernier, et ce, pendant une grande partie de leur cycle biologique et qu'ils subiront donc les effets nocifs plus rapidement que la plupart des organismes des niveaux trophiques supérieurs. Cette hypothèse sera donc retenue, sauf lorsque des données attestent explicitement le contraire. Les effets résultant du contact cutané doivent cependant être pris en considération aux fins de l'élaboration des recommandations dès lors qu'il existe des données à ce sujet.

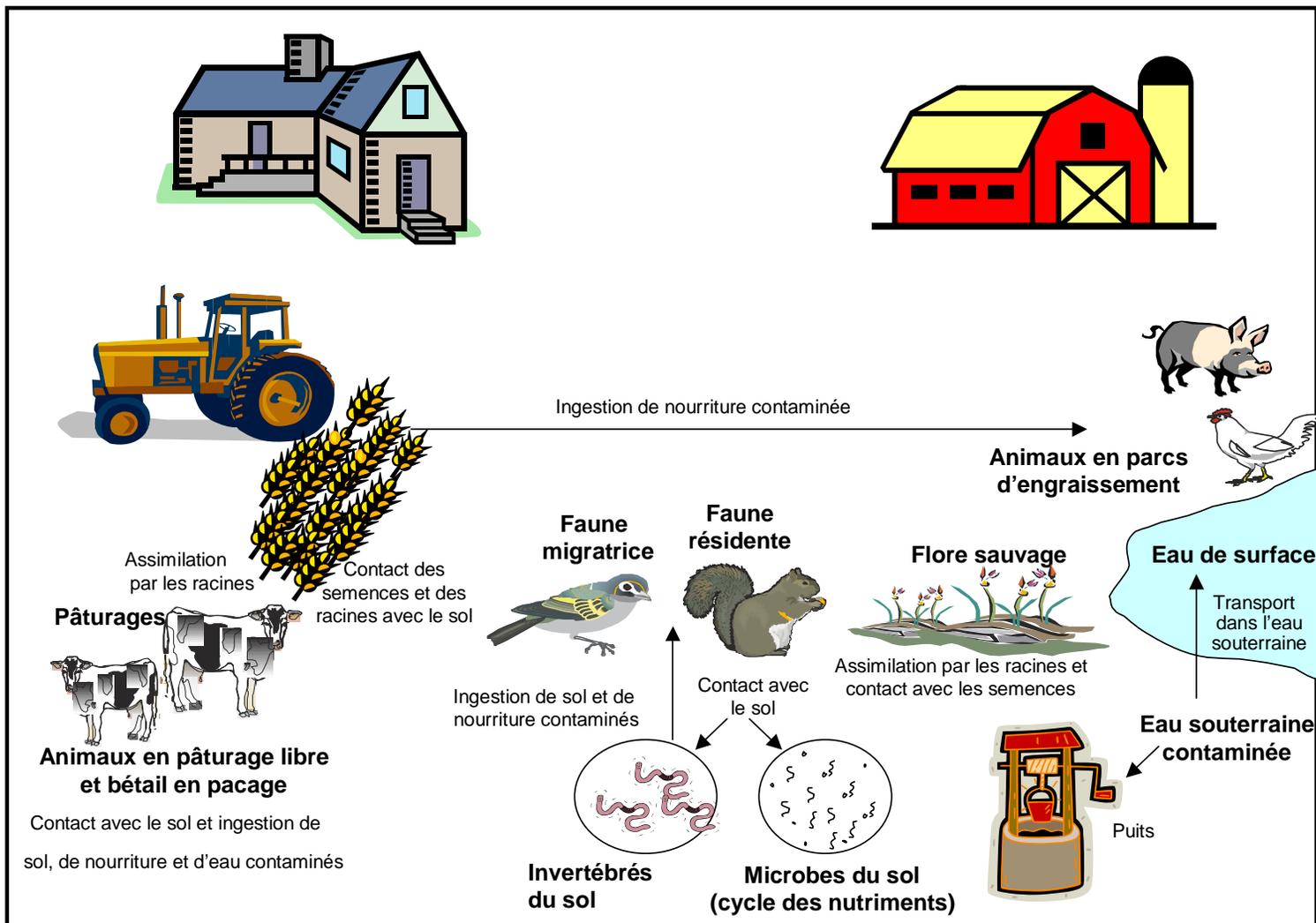


Figure 5. Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains agricoles

## **5.2 Terrains à vocation résidentielle/parc**

La combinaison des différentes activités liées à cette catégorie de terrains peut compliquer le choix des principaux récepteurs devant être évalués dans un scénario d'exposition. Toutefois, la vocation commune des terrains résidentiels et parcs est de fournir des paysages et des milieux écologiques propices aux principales activités et utilisations considérées (telles que l'aménagement paysager des zones résidentielles et des parcs). Comme dans le cas des terrains à vocation agricole, les recommandations élaborées pour la qualité des sols des terrains à vocation résidentielle/parc doivent préserver la capacité du sol à supporter les espèces qui en dépendent et ne doivent pas affecter nocivement la faune lors du contact cutané avec du sol contaminé ou de l'ingestion de sol ou de nourriture contaminés. Un scénario générique d'exposition pour les terrains à vocation résidentielle/parc reflétant les voies d'exposition et les récepteurs les plus appropriés est illustré à la figure 6.

### **5.2.1 Croissance des plantes ornementales et de la flore indigène**

Afin que les terrains à vocation résidentielle/parc puissent soutenir des plantes ornementales et la flore indigène, il est impératif de protéger les biotes inféodés au sol (dont la fonction écologique favorise la croissance des plantes) contre les effets nocifs résultant du contact cutané avec le sol contaminé (voir figure 6). On doit également étudier l'exposition des plantes par les racines et les graines. De même, on doit tenir compte de l'absorption et de l'accumulation de contaminants par les racines, du fait de l'ingestion de végétaux par la faune.

Il existe suffisamment de données toxicologiques pour étudier les effets du contact du sol sur les microbes (et l'incidence sur le cycle des nutriments), les invertébrés du sol (p. ex. les décomposeurs), les cultures et les végétaux (p. ex. les graines et les racines), et formuler des recommandations en vue de la protection de la croissance des plantes ornementales et indigènes (figure 6). En revanche, on ne possède pas assez de données pour tenir compte, lors de l'élaboration des recommandations génériques, de l'absorption cutanée et du transfert, par les cultures et les végétaux, des contaminants provenant des dépôts atmosphériques, mais ces voies d'exposition devront être examinées lorsqu'on disposera de données à ce sujet.

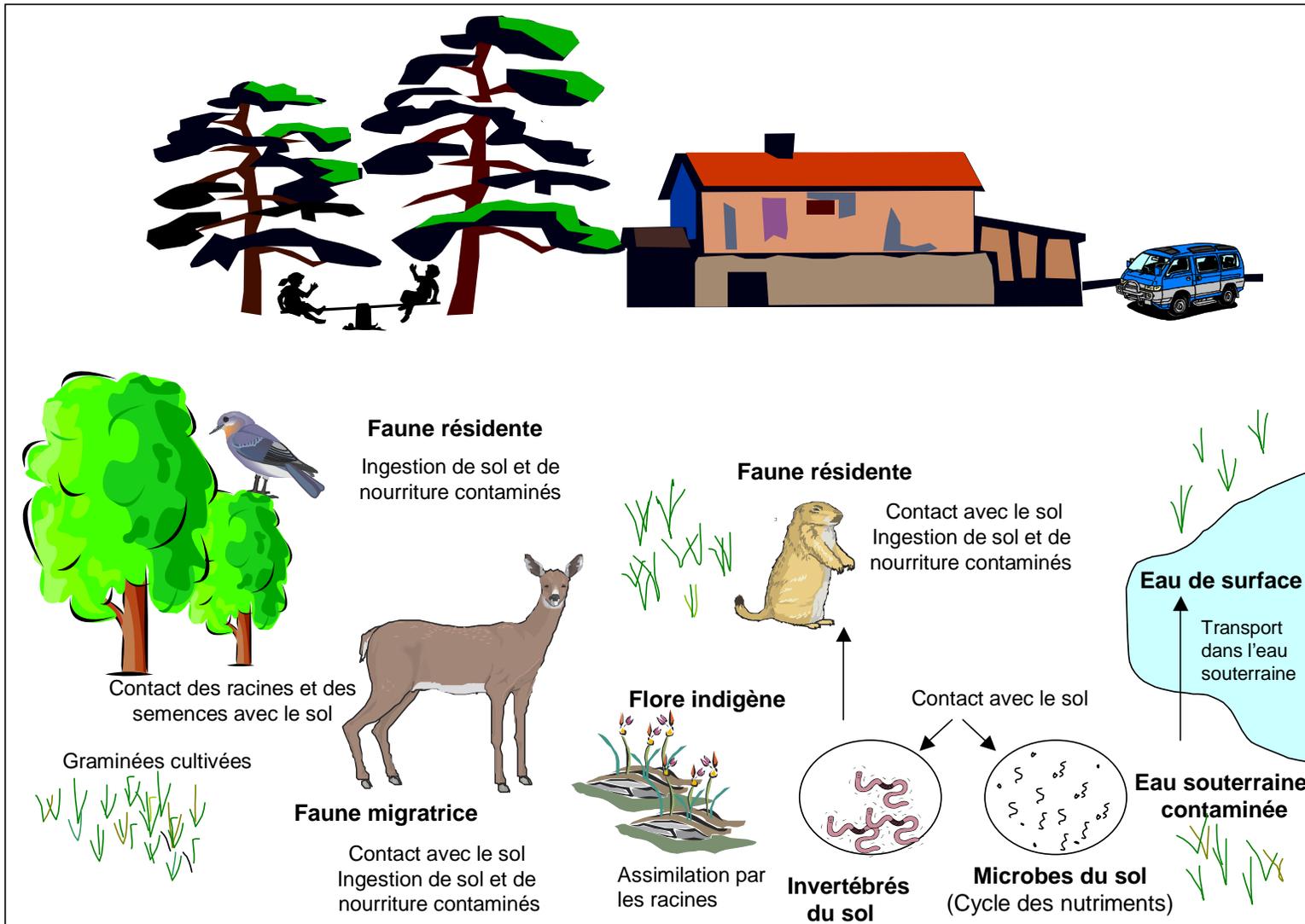


Figure 6. Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation résidentielle/parc

### 5.2.2 Protection de la faune résidente et migratrice

Pour s'assurer que les terrains à vocation résidentielle/parc peuvent subvenir aux besoins des populations de la faune résidente et migratrice, on doit tenir compte des principales voies d'exposition des espèces lors de l'élaboration des scénarios. Le contact cutané avec le sol contaminé et l'ingestion de sol et de nourriture contaminés constituent une grave menace à la santé de la faune. Or, on possède très peu de données sur les effets de ces voies d'exposition sur les espèces sauvages (autres que certains herbivores brouteurs) (OCDE, 1988). Pour cette raison, on suppose que le niveau de protection offert aux organismes inféodés au sol en cas d'exposition directe est suffisant pour protéger les espèces sauvages d'une exposition par contact cutané ou ingestion. Cette hypothèse repose sur le principe que les organismes inféodés au sol sont davantage en contact avec ce dernier, et ce, pendant une plus grande partie de leur cycle biologique et qu'ils constituent donc des indicateurs plus sensibles des effets nocifs que les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Cette hypothèse sera donc retenue sauf lorsque des données attestent explicitement le contraire (p. ex. dans le cas du molybdène et du sélénium). Les effets résultant du contact cutané ou de l'ingestion de sol ou de nourriture contaminés doivent cependant être pris en considération aux fins de l'élaboration des recommandations relatives aux terrains à vocation résidentielle/parc dès lors qu'il existe des données à ce sujet.

Dans le cas des substances persistantes qui ont une forte tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification dans la chaîne alimentaire, la prise en compte du contact direct avec des organismes inféodés au sol ne permet probablement pas d'offrir une protection suffisante à tous les récepteurs écologiques. En conséquence, pour les terrains à vocation résidentielle/parc, tout comme pour les terrains à vocation agricole, les recommandations élaborées pour la qualité des sols en ce qui concerne ces substances doivent également assurer la protection des herbivores et des consommateurs secondaires et tertiaires contaminés contre l'ingestion de sol et de nourriture contaminés.

### 5.3 Terrains à vocation commerciale

Les terrains à vocation commerciale sont de nature variable et peuvent comprendre des terres comportant des composantes résidentielles (p. ex. des stations-service) ou industrielles (p. ex. des entrepôts) (figure 3). C'est pourquoi il est difficile de décrire les principaux récepteurs écologiques et les voies d'exposition. Toutefois, si l'on s'en tient à la description des terrains à vocation commerciale donnée à la sous-section 2.3 de la partie A, le niveau requis de maintien des fonctions écologiques dépendra de la façon dont le site est aménagé. D'un point de vue écologique, le GTRQS considère que les terrains commerciaux génériques incluront plutôt des zones aménagées (p. ex. des pelouses, des plates-bandes) que des zones écologiques naturelles (p. ex. des forêts). Les récepteurs écologiques que l'on considère présents sur les terrains commerciaux sont semblables à ceux que l'on trouve sur les terrains à vocation résidentielle/parc (c.-à-d. les biotes inféodés au sol, la faune) étant donné qu'ils supportent les zones écologiques aménagées des terrains commerciaux. Toutefois, on part du principe que les activités

normales liées à l'utilisation de ces terrains ne dépendent pas au même degré du maintien des fonctions écologiques requis sur les terrains à vocation agricole ou résidentielle/parc.

La principale voie d'exposition des biotes inféodés au sol et de la faune est fort probablement le contact direct avec le sol contaminé. En raison du manque de données sur les effets du contact direct de la faune avec le sol, l'hypothèse retenue pour la protection des terrains à vocation agricole et résidentielle/parc s'applique également aux terrains commerciaux. En général, on considère que l'ingestion de sol par les espèces sauvages sur les terrains commerciaux n'est pas significative, car le temps de séjour sur ces terrains est relativement plus court que sur les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc. Par conséquent, les recommandations élaborées pour les terrains à vocation commerciale sont fondées sur le contact direct des biotes inféodés au sol et de la faune avec le sol contaminé. Un scénario générique d'exposition et un ensemble de récepteurs pour un terrain commercial sont présentés à la figure 7.

#### **5.4 Terrains à vocation industrielle**

Sur les terrains industriels, les activités ne dépendent pas nécessairement autant de la protection des principaux récepteurs écologiques que sur les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc. Toutefois, le GTRQS ne considère pas que les terrains industriels sont impropres au maintien d'activités écologiques et qu'ils peuvent donc être considérés comme une partie du paysage où une forte contamination est permise. C'est pourquoi on élaborera des recommandations pour la qualité des sols sur les terrains à vocation industrielle, mais ces dernières n'accorderont pas le même niveau de protection contre les effets nocifs que ceux prévus dans les recommandations relatives aux terrains agricoles et résidentiels/parcs. Elles seront fondées sur le contact direct des biotes inféodés au sol et de la faune avec le sol et elles offriront le même niveau de protection que celui accordé sur les terrains à vocation commerciale. Un scénario générique d'exposition et un ensemble de récepteurs pour un site industriel sont présentés à la figure 8.

#### **5.5 Protection des eaux souterraines**

Les contaminants présents dans le sol peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines peu profondes, lesquelles peuvent à leur tour se déverser dans un plan d'eau de surface — ou être interceptés par ce plan d'eau — dont dépendent des récepteurs écologiques. C'est pourquoi il est potentiellement nécessaire de protéger les eaux souterraines pour toutes les catégories de terrains et d'activités ci-dessus.

On peut trouver des plans d'eau de surface où vivent des espèces aquatiques dans toutes les catégories de terrain. C'est pourquoi il est essentiel d'élaborer des recommandations sur la qualité des sols afin d'assurer la protection des eaux souterraines et de la vie aquatique pour toutes ces catégories. Il existe des données toxicologiques ou des recommandations sur la qualité des eaux de surface relatives au contact direct des espèces aquatiques avec nombre de contaminants.

En ce qui a trait aux terrains agricoles, les eaux souterraines peu profondes peuvent être interceptées par les étangs-réservoirs et les puits utilisés pour l'abreuvement du bétail ainsi que par les puits ou les eaux de surface servant à l'irrigation. Pour cette catégorie de terrains, les recommandations visent à protéger les eaux pour prémunir les animaux d'élevage et la faune contre l'ingestion d'eau contaminée et préserver en outre l'eau d'irrigation. Il existe des données toxicologiques sur l'ingestion d'eau contaminée par les animaux d'élevage et la faune qu'il convient de prendre en considération.

Les recommandations relatives à la protection de la vie aquatique à proximité des plans d'eau de surface tiennent compte du transport en zone saturée. Pour les recommandations génériques, il est présumé que le plan d'eau de surface le plus proche est à une distance minimale de 10 m des sols assainis. Si des plans d'eau de surface sont situés encore plus près des sols assainis, une évaluation propre au site peut être requise. Le modèle de transport en zone saturée n'est pas considéré comme approprié pour des distances inférieures à 10 m.

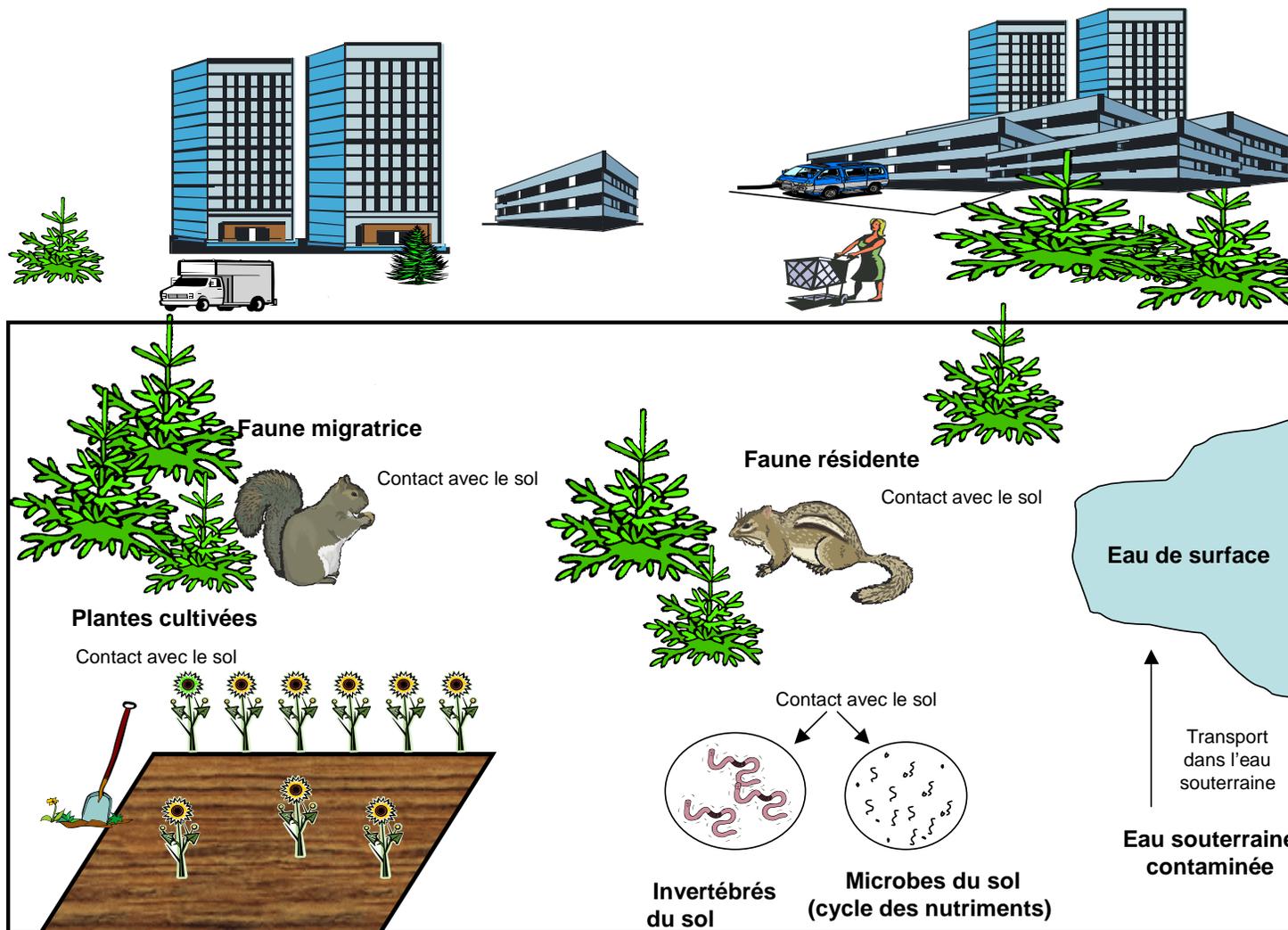


Figure 7: Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation commerciale

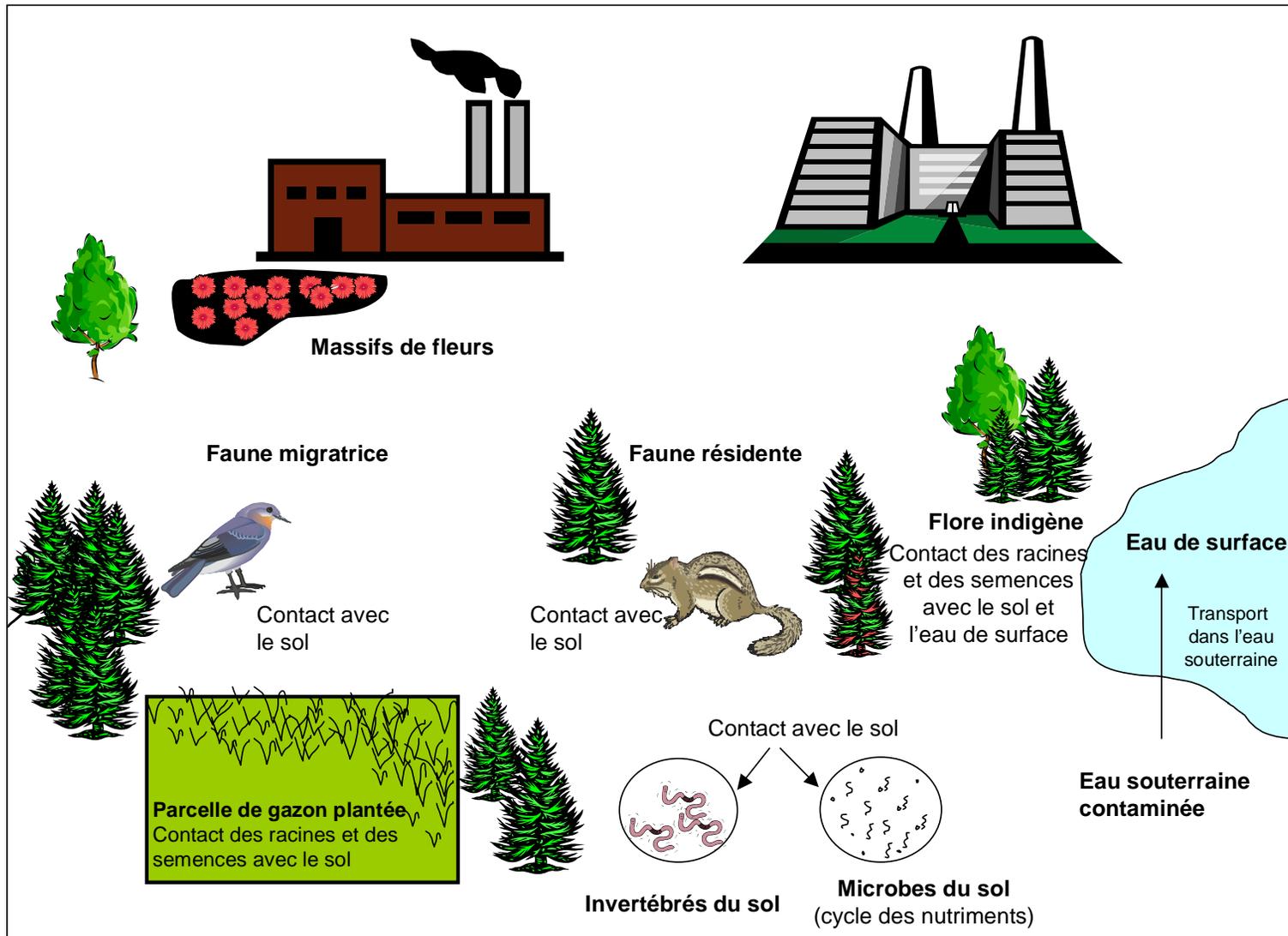


Figure 8. Récepteurs clés et voies d'exposition au sol contaminé pris en compte pour les terrains à vocation industrielle

## **SECTION 6**

### **INCERTITUDES LIÉES À L'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS**

#### **6.1 Sources**

Pour élaborer des recommandations pour la qualité des sols en fonction de la protection de l'environnement, il est nécessaire d'utiliser un modèle qui estime (ou prévoit) un niveau de contamination du sol jugé acceptable pour des scénarios d'exposition donnés associés aux diverses utilisations des terrains. Les modèles utilisés dans la partie du protocole portant sur l'environnement sont prédictifs. Lorsqu'on applique le modèle, les prévisions fondées sur les mécanismes ou les paramètres d'entrée génèrent des incertitudes. Dans la plupart des contextes réglementaires, il est souhaitable d'évaluer qualitativement, voire quantitativement, le degré d'incertitude relié aux modèles prédictifs. Cette évaluation vise à renseigner les décideurs sur le degré d'incertitude associé aux données scientifiques sur lesquelles repose la décision (Suter, 1993).

Un vaste éventail de méthodes permet d'évaluer l'incertitude liée aux prévisions d'un modèle. En règle générale, la principale distinction entre les différentes approches tient au fait que l'on s'inquiète de la propagation d'erreurs par les modèles (méthodes d'analyse de sensibilité) ou des causes de l'incertitude des prévisions (méthodes d'analyse des incertitudes ou des erreurs) (Summers *et al.*, 1993). Suter (1993) décrit trois sources fondamentales d'incertitude dans l'évaluation du risque écologique :

- le caractère aléatoire du monde (la stochasticité);
- la connaissance imparfaite ou incomplète de ce l'on pourrait savoir (l'ignorance);
- les erreurs commises dans l'exécution des tâches d'évaluation (l'erreur).

Enfin, il existe une incertitude liée à l'erreur du modèle qui tient à la relation entre les paramètres mesurés utilisés pour l'élaboration des recommandations et les réactions réelles de la population sur le terrain, à savoir les paramètres évalués. Cette incertitude peut être exprimée comme une variance de la proportion d'espèces que la recommandation vise à protéger et le degré de confiance que revêt cette protection (Suter, 1993).

#### **6.2 Utilisation des facteurs d'incertitude dans l'élaboration des recommandations**

Par le passé, l'élaboration des normes ou des recommandations de qualité environnementale reposait sur l'application de facteurs d'incertitude (aussi appelés facteurs de sécurité) à une valeur toxicologique de référence (p. ex. la CME0, la CL(D)<sub>50</sub>, la CE<sub>50</sub>) visant à obtenir une concentration « sûre » extrapolée aux conditions de terrain. Les facteurs d'incertitude tiennent compte d'incertitudes d'origines diverses touchant aux paramètres intégrés au modèle, à sa conception, et à l'extrapolation aux conditions de terrain. Il est important de signaler que dans un premier temps, l'utilisation

de facteurs d'incertitude pour tenir compte des erreurs du modèle était plus intuitive que scientifique et il était clairement indiqué que :

*...l'idée d'une marge de sécurité constitue une façon raisonnable d'aborder la question, mais son acceptation ne doit pas porter les chercheurs ou le public à penser qu'elle a un fondement expérimental ou théorique.*

*J.M. Barnes et F.A. Denz (1954) cités dans Calabrese (1978)*

Les méthodes utilisées pour déterminer l'importance de facteurs d'incertitude spécifiques sont pour la plupart arbitraires. Cette approche repose sur l'hypothèse que les sources d'incertitude sont indépendantes les unes des autres et peuvent se combiner pour former un schéma multiplicatif (Calabrese et Gilbert, 1993). Il a été avancé (Calabrese et Gilbert, 1993) que certains facteurs d'incertitude utilisés aux fins de la modélisation des effets écotoxicologique et des effets sur la santé humaine ne sont pas indépendants, ce qui produit une erreur due au double comptage des facteurs d'incertitude.

Dans l'élaboration des recommandations en fonction de la protection de l'environnement, on utilise des facteurs d'incertitude arbitraires plutôt que des plans probabilistes à blocs aléatoires, tels que la méthode de Monte-Carlo, pour tenir compte des paramètres d'entrée et de l'incertitude du modèle. Bien que les trois grandes sources d'incertitude décrites par Suter (1993) soient inhérentes à l'élaboration de telles recommandations, la plus importante d'entre elles peut résider dans les paramètres d'entrée (données sur la toxicité) et leur incidence sur la production du modèle (recommandations). C'est cette source d'erreur qui est principalement prise en compte par les facteurs d'incertitude arbitraires utilisés pour la formulation des recommandations.

Le protocole ne recommande pas d'utiliser une multiplicité de facteurs d'incertitude pour pallier les autres sources d'incertitude (extrapolation aux conditions de terrain), approche qui a généralement pour résultat la formulation de normes environnementales bien inférieures aux niveaux praticables. On présume que les autres sources d'incertitude sont prises en compte du fait de l'approche prudente généralement appliquée dans l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement. On reconnaît cependant que cette approche présente les inconvénients décrits par Paustenbach [cité dans Suter (1993)], mais, compte tenu de l'état des données toxicologiques et du degré de perfectionnement des modèles pour les organismes du sol, une approche quantifiable (p. ex. une analyse probabiliste) n'est pas considérée comme un outil « fiable » pour le moment. L'application spécifique des facteurs d'incertitude est discutée dans le cadre de l'examen des différentes méthodes d'élaboration des recommandations (sous-section 7.5).

## **SECTION 7**

### **PROCESSUS D'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS**

Le processus d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols pour les biotes non humains en fonction des récepteurs clés et des voies d'exposition décrits précédemment fait l'objet de la section 7. Le processus général est résumé à la figure 9.

#### **7.1 *Revue de la documentation scientifique***

Pour chaque contaminant, il convient de procéder à une revue exhaustive de toutes les données publiées et non exclusives afin d'obtenir des renseignements sur :

- ses propriétés physico-chimiques;
- ses sources et leurs émissions;
- sa répartition dans l'environnement;
- son devenir et son comportement dans l'environnement;
- sa toxicité à court et à long terme;
- les recommandations, normes ou critères existants.

#### **7.2 *Évaluation des données toxicologiques de laboratoire et de terrain***

Étant donné la qualité variable de l'information sur la toxicité du sol, on doit examiner soigneusement les données toxicologiques tirées de la documentation pour déterminer leur pertinence aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols. Cette démarche permet de ne retenir que les études fournissant des informations scientifiquement vérifiées. Les données sont examinées et considérées « acceptables » (données « retenues » qui seront utilisées pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols), ou « non acceptables » (données « consultées » qui ne seront pas utilisées). On a appliqué une démarche analogue pour établir les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCME, 1999) et les objectifs de qualité de l'eau en Ontario (OMOE, 1988) et pour examiner les données écotoxicologique aux fins de l'élaboration des normes de qualité des sols aux Pays-Bas (van de Meent *et al.*, 1990). Les exigences d'acceptabilité des données de laboratoire et de terrain sont précisées ci-dessous. Lorsqu'elles sont disponibles, les données de terrain doivent être utilisées conjointement avec les données de laboratoire.

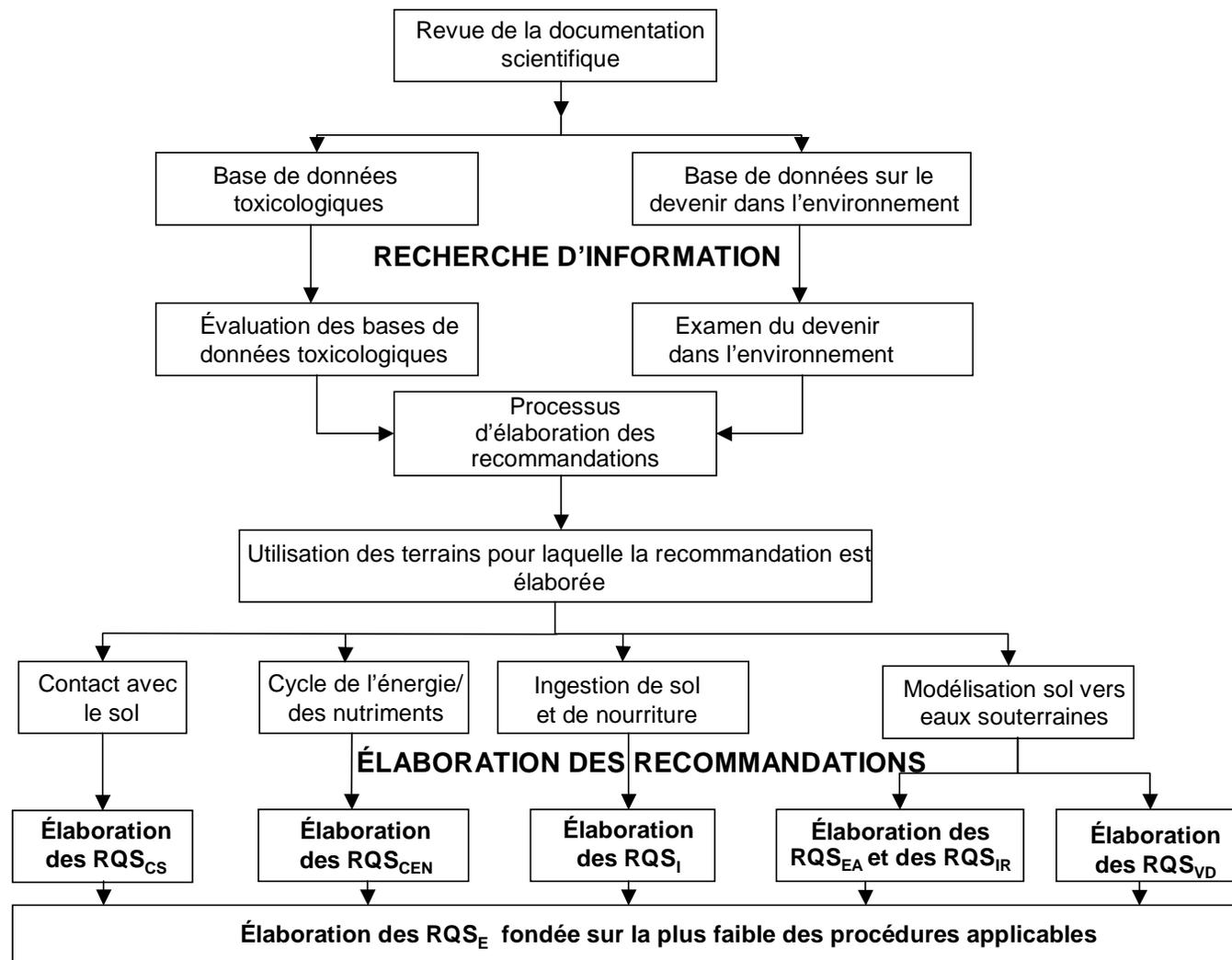


Figure 9. Procédure générale d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle

### 7.2.1 Données de laboratoire

#### Données retenues

- Les procédures d'essais biologiques doivent être conformes aux pratiques ou protocoles d'analyse de la toxicité des sols actuellement reconnus et acceptés (p. ex. Environnement Canada, 2004a, 2004b, 2004c; OCDE, 1984, 1993; Green *et al.*, 1989; ASTM, 1996, 1990a, 1990b; ISO, 1999; ISO, 1998, 1991, 1992). Les données générées au moyen de procédures non normalisées doivent être évaluées au cas par cas.
- La durée d'exposition et les paramètres toxicologiques reconnus (p. ex. mortalité, reproduction, croissance) des contaminants du sol doivent être précisés. Les informations fournies par la courbe dose-réponse doivent être utilisées pour estimer la  $CI_{25}$  ou la  $CE_{25}$  (ou, à défaut, les indicateurs de la CMEO et de la CSEO).
- On doit consigner les conditions environnementales dans lesquelles se déroule l'essai (p. ex. type de sol, pH, teneur en matière organique et en argile, teneur en eau, température, etc.) afin de pouvoir évaluer les facteurs qui influent sur la disponibilité du contaminant et sa toxicité.
- Les analyses statistiques requises doivent être effectuées et décrites dans l'étude.
- On peut également avoir recours aux essais visant à mesurer la toxicité du contaminant dans le sol dans d'autres conditions considérées comme des facteurs environnementaux stressants pour l'organisme examiné (p. ex. les changements de température du sol), à condition que ces facteurs soient pris en considération dans le plan d'expérimentation.
- Les effets doivent pouvoir être attribués au contaminant considéré (éviter les mélanges de contaminants, comme les boues, à moins qu'il ne soit évident que les effets sont imputables au contaminant considéré).
- Les études qui font état des valeurs mesurées de contaminants dans le sol doivent appliquer des méthodes d'analyse comparables pour être utilisées aux fins de l'élaboration des recommandations; elles devraient également mentionner une concentration d'exposition réelle et non seulement une concentration appliquée (particulièrement pour les substances chimiques volatiles).

### 7.2.2 Données de terrain

Des données provenant d'études sur le terrain peuvent servir à l'élaboration des recommandations pourvu qu'elles satisfassent aux exigences susmentionnées et aux exigences suivantes :

- Les données sur les effets proviennent du même endroit et se rapportent à la même période; elles doivent être confirmées par des données correspondantes sur la chimie du sol.
- La collecte, la manutention et le stockage des échantillons doivent être conformes aux pratiques normalisées ou acceptées (p. ex. Greene *et al.*, 1989).
- L'acceptabilité des autres variables de terrain (p. ex. le plan d'échantillonnage) doit être déterminée au cas par cas.

### **7.3 Exigences minimales relatives aux données toxicologiques**

Après avoir compilé, examiné et évalué l'information existante, on utilise les données toxicologiques qui satisfont aux exigences minimales spécifiées pour chacune des procédures afin d'élaborer les recommandations pour la qualité des sols. Les exigences minimales visent à assurer que les recommandations sont fondées sur des données concernant les effets du contaminant sur une variété d'organismes. Lorsqu'on a de bonnes raisons de croire que les exigences minimales ne s'appliquent pas, on peut utiliser son jugement professionnel pour élaborer une recommandation pour la qualité des sols fondée sur un seul groupe d'organismes (p. ex. lorsque des preuves scientifiques indiquent qu'un seul groupe d'organisme est le plus menacé).

### **7.4 Comportement dans l'environnement**

Les études portant sur le devenir et le comportement dans l'environnement des contaminants du sol et sur les biotes terrestres doivent faire l'objet d'un examen critique. Les processus liés à leur devenir, comme la biodégradation, la photolyse, l'hydrolyse, la volatilisation, l'adsorption, la mobilisation et la lixiviation doivent être passés en revue. Les processus physiologiques tels que l'assimilation, l'accumulation, la métabolisation et l'élimination par les biotes doivent également être signalés. Il n'est cependant pas nécessaire de disposer de toutes ces informations pour être en mesure de formuler une recommandation. En revanche, il faut avoir des informations descriptives sur les principaux facteurs environnementaux qui influent sur le danger potentiel que présente un contaminant et sur son devenir dans l'environnement. Bien que l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement ne repose que sur des données toxicologiques, les données concernant le comportement des contaminants dans l'environnement font l'objet d'un examen critique visant à en extraire toute information pertinente. Lors de l'évaluation d'un contaminant particulier, ces données peuvent jouer un rôle important, par exemple, pour déterminer la méthode à suivre pour élaborer la recommandation, les formes chimiques importantes, l'utilité des données toxicologiques disponibles, ou la pertinence de la recommandation finale au vu du comportement du contaminant dans l'environnement.

### **7.5 Élaboration des recommandations pour la qualité des sols fondées sur le contact avec le sol**

#### **7.5.1 Vue d'ensemble**

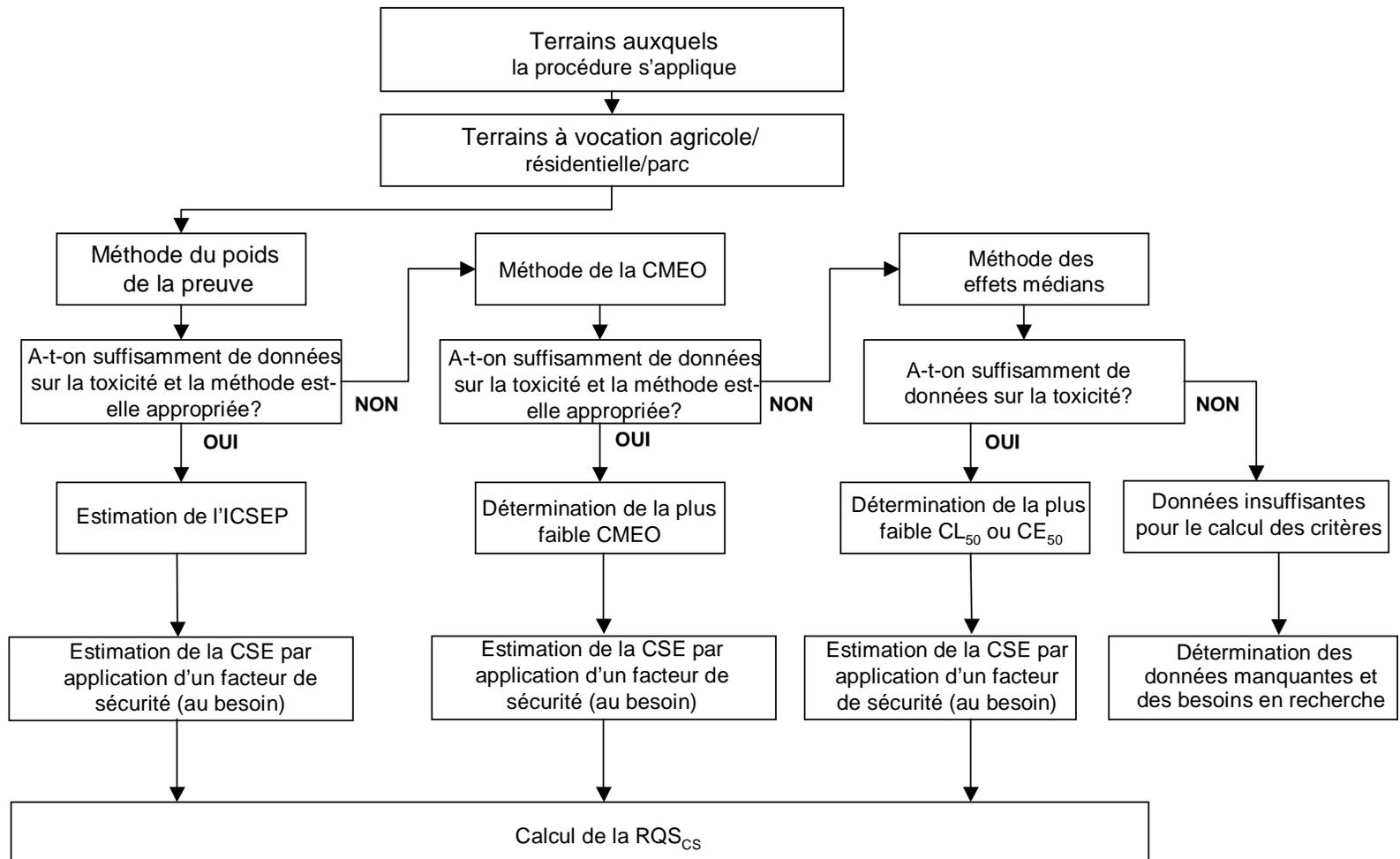
Les sous-sections qui suivent décrivent les méthodes d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols fondées sur le contact avec le sol (RQS<sub>cs</sub>) pour les organismes inféodés au sol. Les recommandations ainsi élaborées s'appuient sur les scénarios d'exposition précédemment examinés et s'appliquent à toutes les catégories de terrains (à savoir les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle). Les méthodes sont présentées par ordre de préférence. Lorsqu'on ne peut réunir le minimum de données requis pour une méthode particulière, on ajoute une mesure de protection

additionnelle à chacune des méthodes subséquentes pour tenir compte des incertitudes inhérentes à l'élaboration d'une recommandation à partir d'une série de données moins préférable.

Il existe trois méthodes pour élaborer des recommandations relatives au contact avec le sol. La première est fondée sur le poids de la preuve pour estimer la concentration seuil avec effet (CSE) pour les recommandations visant les terrains agricoles ou résidentiels/parcs, et la plus faible concentration produisant un effet (PFCE) pour celles applicables aux terrains commerciaux et industriels. Si l'on ne peut appliquer cette méthode faute de disposer du minimum de données requis (comme il est dit ci-dessous), on a recours à la deuxième méthode. Celle-ci consiste à estimer la CSE et la PFCE par extrapolation de la concentration minimale avec effet « nocif » observé (CME(N)O). Si les exigences minimales pour cette méthode ne peuvent être satisfaites, on se tourne alors vers la troisième méthode. Il s'agit ici de déterminer la CSE et la PFCE par extrapolation de la concentration efficace médiane ( $CE_{50}$ ) ou de la concentration létale médiane ( $CL_{50}$ ). Si cette méthode ne peut s'appliquer faute de satisfaire les exigences minimales relatives aux données, aucune recommandation ne pourra être formulée concernant le contact avec le sol, mais on pourra toutefois identifier les données manquantes et les besoins de recherche.

On compare la CSE ou la PFCE à une valeur de vérification pour le cycle des nutriments et de l'énergie (voir la sous-section 7.5.8 et l'annexe B) afin de calculer la recommandation relative au contact avec le sol.

La figure 10 présente un aperçu général de la procédure d'élaboration des recommandations relatives au contact avec le sol sur les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc; la procédure applicable aux terrains commerciaux et industriels est illustrée à la figure 11.



ICSEP = Intervalle des concentrations sans effet potentiel, CSE = Concentration seuil produisant un effet, CMEO = Concentration minimale avec effet observé,  $CL_{50}$  = Concentration efficace médiane.

**Figure 10. Procédure d'élaboration des RQS relatives au contact avec le sol pour les terrains à vocation agricole/résidentielle/parc**

### 7.5.2 Niveau de protection

Comme on l'a indiqué aux sous-sections 5.1 à 5.4, le niveau de fonction écologique à préserver dépend de la vocation des terrains. Pour tenir compte des différents niveaux de protection écologique recherchés, deux valeurs distinctes sont calculées à partir des données de toxicité : la concentration seuil avec effet (CSE) et la plus faible concentration produisant un effet (PFCE).

La CSE représente la concentration d'un contaminant dans le sol à laquelle on ne peut observer que des effets minimes sur la fonction écologique. Cette concentration est utilisée en vue de l'élaboration de recommandations pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc.

La PFCE représente quant à elle la concentration d'un contaminant dans le sol qui devrait exercer seulement de faibles effets nocifs chez moins de la moitié des espèces de la communauté terrestre. La PFCE sert à élaborer les recommandations pour les terrains commerciaux et industriels.

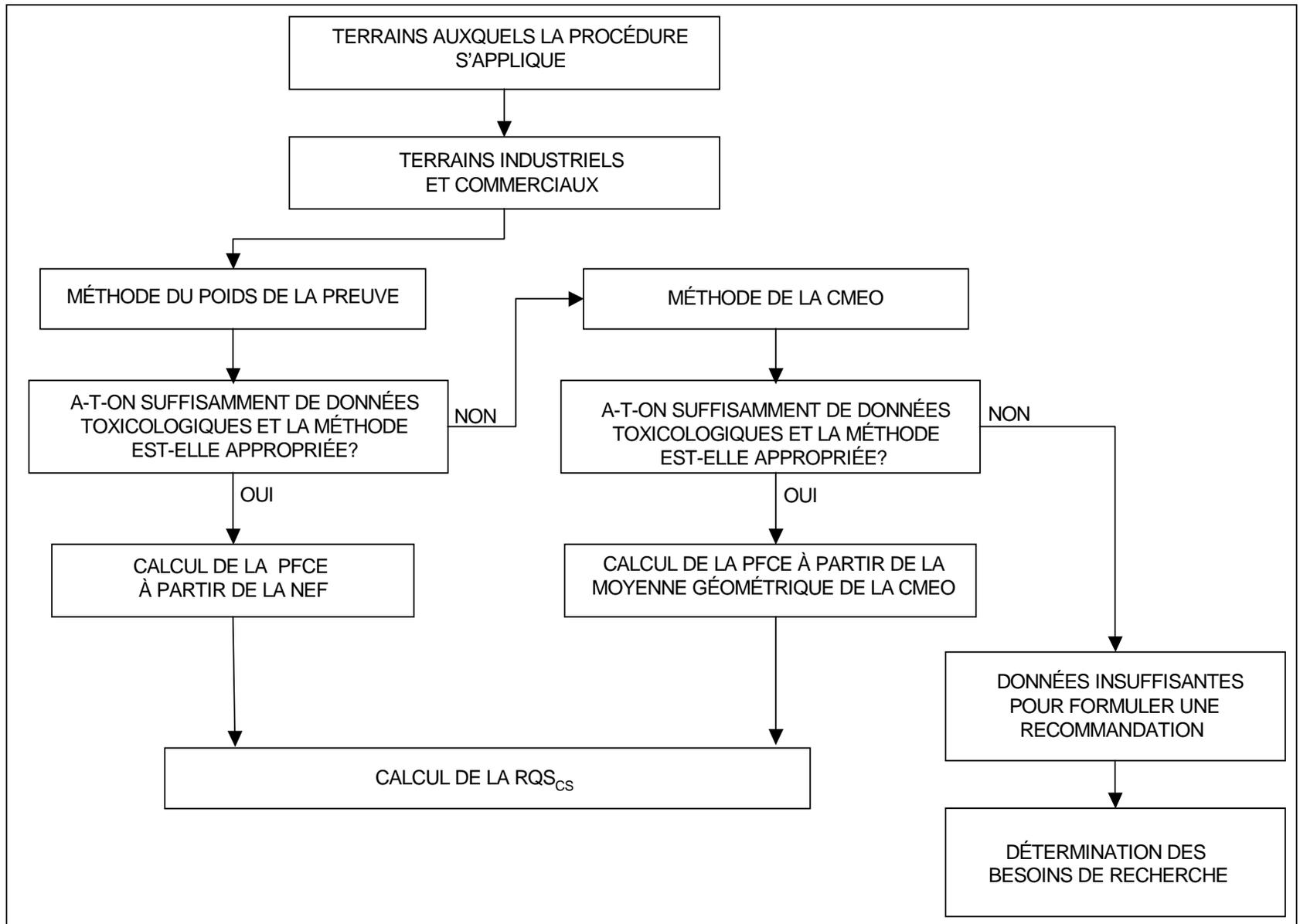
### 7.5.3 Type de sol

Quand les données le permettent, il convient d'examiner séparément les sols à texture grossière et fine, et des recommandations doivent être formulées pour chaque type de sol. Dans de nombreux cas cependant, les données seront insuffisantes pour procéder ainsi ou ne permettront d'appliquer la méthode la mieux adaptée qu'à un seul type de sol. On notera que certaines instances n'autorisent la prise en compte du type de sol qu'en fonction des particularités propres à chaque lieu.

On doit évaluer les séries de données au cas par cas, en se fondant sur le jugement professionnel. Plusieurs situations peuvent se présenter :

- On peut associer les données pour les deux types de sols et élaborer une recommandation s'appliquant à l'un comme à l'autre.
- Une recommandation relative au contact avec le sol peut être formulée pour un type de sol pour lequel on dispose de données suffisantes. Elle peut s'appliquer à l'autre type de sol à titre provisoire.
- Une recommandation relative au contact avec le sol peut être formulée pour un type de sol pour lequel on dispose de données suffisantes, et elle peut être ajustée, pour l'autre type de sol, au moyen d'un facteur défini en faisant appel au jugement professionnel. Ce facteur peut être fondé sur des études de toxicité concernant la substance chimique et ses effets en fonction du type de sol, ou sur le comportement de substances analogues. La recommandation formulée selon cette procédure sera considérée comme provisoire.

L'approche utilisée devrait tenir compte des variations apparentes de la toxicité des substances chimiques dans différents types de sol.



NEF = niveau d'effets – valeur faible, PFCE = plus faible concentration produisant en effet, CMEO = concentration minimale avec effet observé,  $RQS_{Cs}$  = recommandation pour la qualité des sols fondée sur le contact avec le sol,  $RQS_E$  = recommandation définitive pour la qualité des sols fondée sur l'environnement

PAR **Figure 11. Procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives au contact avec le sol pour les terrains commerciaux et industriels**

#### **7.5.4 Biodisponibilité**

De multiples facteurs peuvent influencer sur la biodisponibilité (et la toxicité) des contaminants pour les organismes inféodés au sol, notamment la teneur en carbone organique, le pH, la capacité d'échange ionique, la teneur en argile et l'âge (US EPA, 2003). En outre, dans le cas des contaminants inorganiques, la spéciation chimique peut intervenir. La forme dans laquelle le contaminant est ajouté (p. ex., sous forme d'oxyde de métal *versus* sous forme d'un sel) peut aussi affecter sa biodisponibilité.

L'élaboration des recommandations relatives au contact avec le sol devraient reposer sur des données représentatives des sols types du Canada. Idéalement, les données de toxicité utilisées devraient couvrir un vaste éventail de conditions pédologiques. Toutefois, dans certains cas, les données peuvent s'appliquer à un éventail limité de conditions ou être biaisées et ne s'appliquer qu'à un type de sol en particulier.

Il est prévu que, dans la plupart des cas, les données seront probablement biaisées et indiqueront une biodisponibilité assez grande. Cependant, il pourrait arriver que les données soient biaisées et indiquent une biodisponibilité assez faible. Cela pourrait donner lieu à l'élaboration d'une recommandation relative au contact avec le sol qui ne protégerait pas la plupart des sites canadiens. Par conséquent, il faudrait évaluer la biodisponibilité aux fins des études de toxicité qui seront utilisées pour élaborer la recommandation.

La teneur du sol en carbone organique et le pH, lesquels peuvent influencer de façon significative sur la biodisponibilité, sont régulièrement indiqués dans les études de toxicité du sol (US EPA, 2003). En général, une teneur en carbone organique égale ou supérieure à 6 % est indicatrice d'une faible biodisponibilité. Un pH élevé (supérieur à 7) peut occasionner une faible biodisponibilité des cations inorganiques, tandis qu'un pH bas (inférieur à 5,5) peut entraîner une faible biodisponibilité des anions. Les études menées dans des conditions de biodisponibilité très élevée (c'est-à-dire un très faible pH et une faible teneur en carbone organique) ne sont peut-être pas pertinentes dans l'élaboration de recommandations relatives à l'utilisation des terres agricoles. Pour ce qui est des composés inorganiques, la biodisponibilité de l'espèce particulière, le cas échéant, devrait également être évaluée en regard des documents examinés lors de l'élaboration de la recommandation. Si, d'après le jugement professionnel, plus de 50 % des données utilisées à cette fin indiquent une faible biodisponibilité, l'application d'un facteur d'incertitude devrait être envisagée. Si toutes les données font état d'une faible biodisponibilité, la recommandation en fonction du contact avec le sol devrait être considérée comme une recommandation provisoire.

#### **7.5.5 Méthode du poids de la preuve**

Cette méthode est une variante de celle utilisée pour élaborer les recommandations pour la qualité des sédiments dans le cadre du National Status and Trends Program (NSTP) (Long et Morgan, 1990), et d'une approche proposée par Smith et McDonald (1993) pour

élaborer les recommandations sur la qualité des sédiments au Canada. Ces méthodes utilisent un centile d'un ensemble de données sur les effets, ou un ensemble combiné de données avec et sans effets, pour déterminer la concentration dans les sédiments qui ne devrait causer aucun effet biologique nocif.

La méthode du poids de la preuve peut s'appliquer de deux façons aux fins de l'élaboration de recommandations fondées sur le contact avec le sol. La meilleure consiste à recueillir des données sur la  $CI_{25}$  et sur la  $CE_{25}$ . Si l'on ne peut en réunir assez et si les valeurs de la  $CI_{25}$  et de la  $CE_{25}$  ne peuvent être calculées à partir des courbes dose-réponse, on peut alors combiner les ensembles de données sur les « effets » et de données « sans effet observé ».

#### ***7.5.5.1 Distribution de la $CE_{25}$***

La meilleure approche pour élaborer des recommandations fondées sur le contact avec le sol consiste à réunir les paramètres relatifs aux effets de la  $CE_{25}$  et/ou de la  $CI_{25}$  donnés dans toutes les études sélectionnées. Cette approche a été conçue d'après la méthode du CCME (2000). Si une étude sélectionnée ne fournit pas de valeur de la  $CE_{25}$  (ou de la  $CI_{25}$ ) et que celle-ci ne peut être déterminée à partir des informations contenues dans cette étude (ou en contactant les auteurs de l'étude pour obtenir des données additionnelles), on utilisera la valeur des paramètres d'effets ( $CE_X$  ou  $CI_X$ ) qui correspond au point où « X » est le plus proche de 25 % (généralement entre 20 % et 30 %). Les données sur la CSEO et la CMEO ne doivent pas être utilisées dans cette approche.

Dans la mesure du possible, les données relatives aux végétaux et aux invertébrés doivent faire l'objet d'une évaluation distincte, la plus faible des recommandations obtenues étant alors retenue aux fins des  $RQS_{cs}$ . À cette fin, chacun des ensembles de données sur les végétaux et les invertébrés doivent satisfaire aux exigences de cette méthode en matière de données. Si les données sont insuffisantes, les ensembles de données sur les végétaux et les invertébrés peuvent être combinées. Le jugement professionnel permettra alors de déterminer s'il existe assez de données pour évaluer séparément les végétaux et les invertébrés tout en conservant une distribution statistiquement valide des données.

Cette procédure exige de disposer d'au moins dix points de données provenant au moins de trois études. Quand on ne dispose pas de trois études, il faut faire preuve de jugement professionnel pour déterminer si les données disponibles sont suffisantes en termes d'étendue, de portée et de qualité et qu'elles peuvent mener à une recommandation adéquate. Si l'on utilise des points de données multiples provenant d'une seule étude, il doit s'agir de paramètres discrets. Ainsi, deux valeurs de  $CE_{25}$  provenant de la même étude pour des espèces végétales différentes seront considérées comme discrètes, tandis qu'une  $CE_{20}$  et une  $CE_{30}$  issues de la même étude et concernant une seule espèce de plante ne seront pas considérées comme telles (et une seule de ces valeurs devra être utilisée). Au minimum, deux points de données doivent être représentés pour les invertébrés du sol et deux autres pour les végétaux et les cultures. Les études isolées fournissant des données sur de multiples espèces ou des paramètres multiples seront considérées comme des entrées distinctes. Lorsque les données sont présentées pour un

grand nombre de paramètres distincts pour les mêmes espèces, le chargement de la distribution avec toutes les données n'est pas peut-être pas approprié, car il pourrait entraîner une pondération exagérée de l'espèce visée, au lieu de représenter la distribution de la sensibilité des espèces. Par conséquent, il faut faire preuve de jugement professionnel dans le choix des paramètres les plus pertinents et les plus sensibles à ajouter.

Les points de données redondants concernant la même espèce doivent être combinés en une seule concentration composite qui constitue la moyenne géométrique des valeurs individuelles. Les points de données individuels de toxicité peuvent être considérés comme redondants quand :

- ils représentent le même type de réponse et de niveau de réponse (p. ex. deux valeurs EC<sub>25</sub> pour la reproduction de vers de terre) dans des conditions d'exposition identiques ou semblables; ou
- ils sont fondés sur des données de réponse différentes que l'on sait directement liées par une relation de causalité (p. ex. poids frais et poids sec des végétaux).

S'il existe des données de toxicité pour la même espèce et le même type de réponse, mais à des niveaux de réponse différents (p. ex. EC<sub>25</sub> et EC<sub>50</sub>), seules les valeurs se rapprochant de EC<sub>25</sub> devraient être utilisées. S'il existe des données de toxicité pour la même espèce, le même type et niveau de réponse, et les mêmes conditions d'exposition mais pour des périodes d'exposition différentes, on retiendra les données relatives à la plus longue période d'exposition. Dans certains cas, on peut combiner les points de données si les données s'appliquent à la même espèce et au même type de réponse, mais à différents types de sol, en particulier si l'inclusion de tous les points de données entraînera un biais important de la distribution de la CE<sub>25</sub> en faveur d'une seule espèce. Il convient de préciser que les variations de toxicité dues aux effets des conditions d'exposition sont une partie valide de la distribution de la sensibilité globale. On appliquera le jugement professionnel dans tous les cas.

Les données obtenues sont ordonnées et le rang centile de chaque point de données est déterminé. Pour des points de données à la même concentration, il est recommandé de leur assigner des rangs séquentiels séparés plutôt que de calculer des rangs ex aequo. Les rangs centiles doivent être calculés à l'aide de l'équation suivante :

$$j = \frac{i}{(n+1)} \times 100$$

dans laquelle

j = rang centile

i = rang du point de données dans l'ensemble de données

n = nombre total de points de données dans l'ensemble de données

***On doit noter que certaines applications logicielles couramment utilisées possèdent une fonction pré-réglée pour calculer le rang centile. Mais ces applications peuvent utiliser des équations différentes qui pourraient générer des valeurs légèrement différentes.***

Il est recommandé de préparer un graphique illustrant le rang centile en fonction de la concentration de la substance chimique (voir l'exemple fourni à la figure 12); ces graphiques sont utiles pour l'examen de la distribution des données d'origine. Il convient de rechercher toute anomalie dans les données pour s'assurer de l'adéquation de la méthode. Le 25<sup>e</sup> centile de la distribution des données, ou distribution estimative de la sensibilité des espèces – 25<sup>e</sup> centile (DESE<sub>25</sub>), est utilisé pour élaborer les recommandations fondées sur le contact avec le sol pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc; le 50<sup>e</sup> centile de la distribution, ou distribution estimative de la sensibilité des espèces – 50<sup>e</sup> centile (DESE<sub>50</sub>) est utilisé pour les terrains à vocation commerciale et industrielle. La DESE<sub>25</sub> et la DESE<sub>50</sub> doivent être estimées à partir du graphique ou calculées à partir de l'équation de régression pour la droite du graphique.

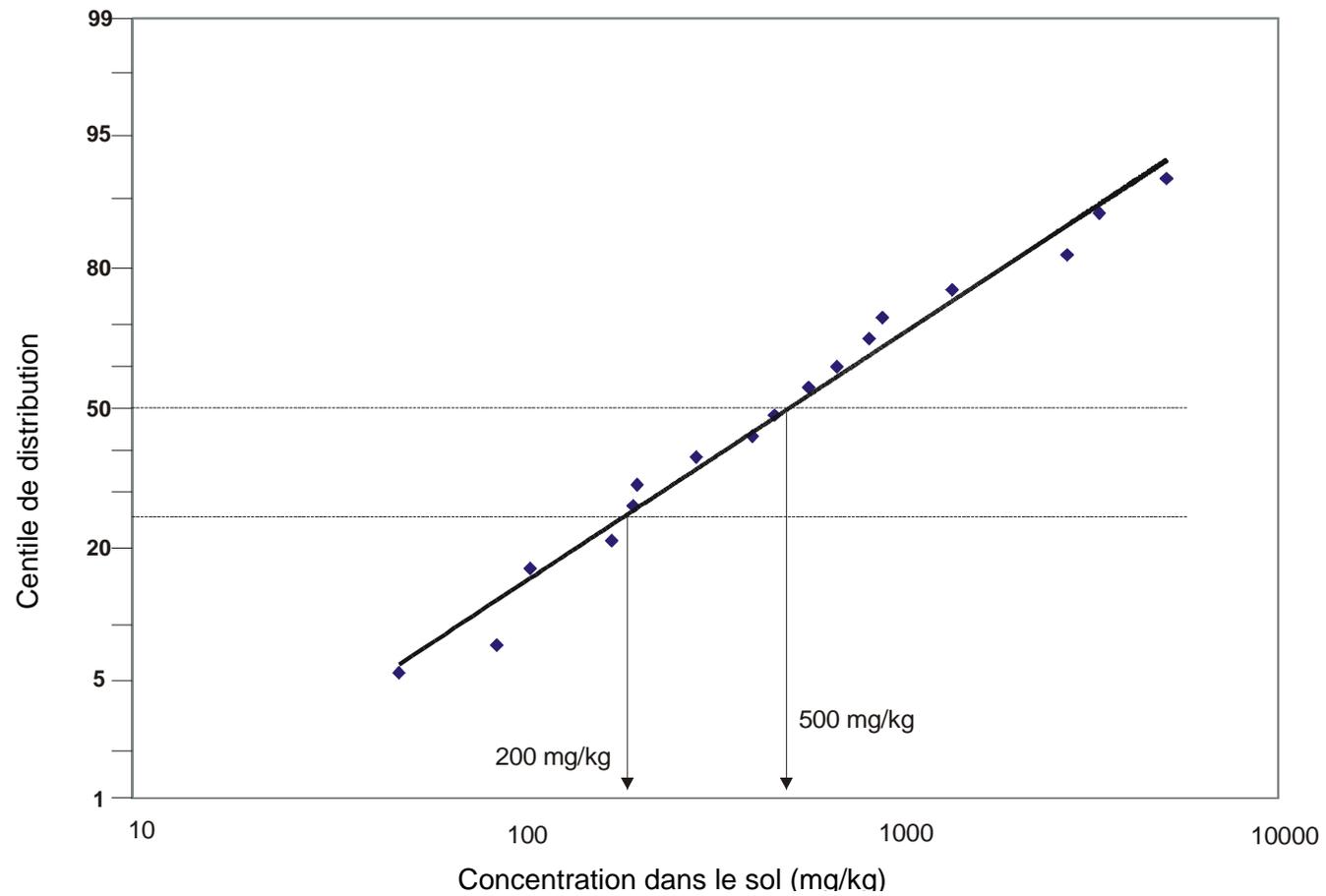


Figure 12. Exemple d'un diagramme de distribution de probabilité des données d'un essai biologique

La CSE et la PFCE sont calculées au moyen des équations suivantes :

$$\begin{aligned} \text{CSE} &= \text{DESE}_{25}/\text{FI} \\ \text{PFCE} &= \text{DESE}_{50} \end{aligned}$$

où :

CSE	=	concentration seuil avec effet (mg/kg)
PFCE	=	plus faible concentration avec effet
DESE <sub>25</sub>	=	distribution estimative de la sensibilité des espèces – 25 <sup>e</sup> centile (25 <sup>e</sup> centile de la distribution) (mg/kg)
DESE <sub>50</sub>	=	distribution estimative de la sensibilité des espèces – 50 <sup>e</sup> centile (50 <sup>e</sup> centile de la distribution) (mg/kg)
FI	=	facteur d'incertitude (si nécessaire)

On peut éventuellement appliquer un facteur d'incertitude après avoir examiné les données utilisées pour estimer la DESE<sub>25</sub>. Pour déterminer l'ampleur de l'incertitude, on suggère un FI de 1 à 5 reposant, à titre indicatif, sur les critères suivants :

- on ne dispose que de trois études, le minimum spécifié;
- il existe plus de trois études, mais moins de trois groupes taxonomiques y sont représentés;
- plus de 50 % des données relatives à la toxicité pour les végétaux ou pour les invertébrés du sol se situent en deçà du 25<sup>e</sup> centile de la distribution, si ces ensembles de données sont combinés;
- des études de toxicité à court terme ont été utilisées pour satisfaire aux exigences en matière de données minimales;
- plus de 50 % des données sont fondées sur des études de toxicité qui indiquent une faible biodisponibilité.

Il n'est pas toujours nécessaire d'appliquer un facteur d'incertitude. Le jugement professionnel permet de déterminer l'importance du facteur d'incertitude requis en se basant sur les critères ci-dessus. Il n'est pas recommandé d'appliquer un facteur d'incertitude de plus de 5 pour les autres sources d'incertitude (p. ex. l'extrapolation des conditions de terrain) dans la mesure où le point de départ de la DESE<sub>25</sub> est jugé conservateur et qu'il tient compte de ces incertitudes comme des autres (p. ex. les erreurs du modèle). En règle générale, on n'applique pas de facteur d'incertitude à la DESE<sub>50</sub>.

#### ***7.5.5.2 Distribution des données avec et sans effets***

Quand on ne dispose pas d'un nombre suffisant d'études de toxicité pour déterminer les valeurs de la CE<sub>25</sub>, mais que toutes les autres exigences de la précédente approche sont satisfaites (un minimum de dix points de données issus de trois études, dont au moins deux points de données pour les invertébrés et deux autres pour les végétaux/cultures), on peut avoir recours à la distribution des données avec et sans effets. Comme pour la méthode CE<sub>25</sub> décrite ci-dessus, les données sur les végétaux et les invertébrés inféodés au sol doivent être évaluées séparément autant que possible.

Pour cette méthode, on réunit toutes les données avec et sans effets retenues et on détermine la distribution de fréquence à l'aide d'une fonction de distribution empirique avec calcul de la moyenne. Les données avec effets doivent comprendre la concentration minimale avec effet observé (CMEO) et la concentration efficace médiane ( $CE_{50}$ ). Il faut évaluer les autres types de données avec effets retenues (comme la  $CL_{50}$  ou la  $CE(L)_{<50}$ ) avant de décider s'il convient de les inclure dans la distribution. Comme à la sous-section 7.5.4.1 ci-dessus, une moyenne géométrique est définie pour les points de données redondants.

Cette approche a suscité plusieurs interrogations (CCME, 2000), notamment en ce qui concerne l'utilisation des données sur la CSEO et la CMEO qui sont affectées par le protocole d'expérimentation et peuvent poser des problèmes statistiques. En outre, l'association de paramètres de mortalité et de paramètres de concentration sublétale peut produire des niveaux de protection environnementale très variables quand les recommandations sont élaborées de cette manière.

Même si l'on dispose des données minimales exigées pour cette méthode, ce n'est pas nécessairement l'approche la mieux adaptée à l'élaboration des recommandations. La principale difficulté tient à la distorsion causée dans la distribution globale lorsque les données disponibles dans un quantile donné sont beaucoup plus nombreuses que celles des autres quantiles. Ainsi, si plus de 50 % des données avec effets se rapportent à la concentration efficace médiane ou à la concentration létale médiane, ou si plus de 75 % de la distribution est dominé par des données sur la CSEO, une distorsion intervient dans la zone de la droite où  $n$  atteint sa plus forte valeur. Lorsque la droite est dominée par la CMEO et la CSEO (par exemple >75 % de données sur la CMEO et la CSEO), de nouvelles difficultés se posent en raison de l'incertitude de cet ensemble de données (sous-section 6.1). Une distribution normale serait idéale pour pouvoir appliquer cette méthode à l'élaboration des recommandations; toutefois, les distributions asymétriques prédominent dans les données sur les effets biologiques. Le jugement professionnel permet de décider de l'opportunité de la méthode en fonction de l'ampleur de la distorsion. Quand la prépondérance des données sur la CMEO et la CSEO ou la  $CE_{50}/CL_{50}$  entraîne un biais important, il est préférable d'avoir recours à la méthode de la concentration minimale avec effet observé (sous-section 7.5.5) ou à la méthode des effets médians (MEM) (sous-section 7.5.6) pour élaborer les recommandations en raison du moindre degré d'incertitude escompté.

Pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc, le 25<sup>e</sup> centile de la distribution des fréquences avec et sans effets (la  $DESE_{25}$ ) a été choisi comme base des recommandations fondées sur le contact avec le sol d'après l'analyse des données concernant la teneur en cadmium, en pentachlorophénol et en arsenic. La  $DESE_{25}$  représente une approximation ponctuelle dans la distribution en deçà de laquelle la proportion de données avec effets définitifs ( $CE_x$ ,  $CL_x$ ) ne dépasse pas les « niveaux tolérables » (25 %). Les données avec effets définitifs en deçà de la  $DESE_{25}$  sont des concentrations avec effet minimum qui chevauchent les plages des CMEO et des CSEO utilisées pour déterminer la  $DESE_{25}$ . Norberg-King (1988) a utilisé un niveau d'effet de

25 % comme approximation de la concentration minimale avec effet. Étant donné la variabilité inhérente aux données de CMEO et leur proximité avec les estimations de la CSEO sur les courbes de distribution (qui chevauchent souvent des points de CSEO [figure 11]), on considère qu'il ne s'agit pas d'un effet définitif, mais plutôt d'une estimation de l'effet potentiel.

Pour les scénarios concernant les terrains à vocation commerciale et industrielle, le 50<sup>e</sup> centile de la distribution des fréquences avec et sans effets (DESE<sub>50</sub>) a été choisi comme base des recommandations fondées sur le contact avec le sol. À ce niveau, certains effets devraient être observés sur les biotes du sol, mais ils se situeront en deçà du niveau de létalité médiane pour la population. Il convient de préciser que cette approche diffère quelque peu de la méthode présentée dans la version du protocole publiée en 1996.

La CSE et la PFCE sont calculées à l'aide des équations suivantes :

$$\begin{aligned} \text{CSE} &= \text{DESE}_{25}/\text{FI} \\ \text{PFCE} &= \text{DESE}_{50} \end{aligned}$$

où :

CSE	=	concentration seuil avec effet (mg/kg)
PFCE	=	plus faible concentration avec effet (mg/kg)
DESE <sub>25</sub>	=	distribution estimative de la sensibilité des espèces – 25 <sup>e</sup> centile (25 <sup>e</sup> centile de la distribution) (mg/kg)
DESE <sub>50</sub>	=	distribution estimative de la sensibilité des espèces – 50 <sup>e</sup> centile (50 <sup>e</sup> centile de la distribution) (mg/kg)
FI	=	facteur d'incertitude (si nécessaire)

On peut éventuellement appliquer un facteur d'incertitude après avoir examiné les données utilisées pour estimer la DESE<sub>25</sub>. Pour déterminer l'ampleur de l'incertitude, on suggère un FI de 1 à 5 reposant, à titre indicatif, sur les critères suivants :

- on ne dispose que de trois études, le minimum spécifié;
- il existe plus de trois études, mais moins de trois groupes taxonomiques y sont représentés;
- plus de 25 % des données se situant en deçà du 25<sup>e</sup> centile de la distribution sont des données avec effets définitifs;
- des études de toxicité à court terme ont été utilisées pour satisfaire aux exigences en matière de données minimales;
- plus de 50 % des données sont fondées sur des études de toxicité qui indiquent une faible biodisponibilité.

Il n'est pas toujours nécessaire d'appliquer un facteur d'incertitude. Le jugement professionnel permet de déterminer l'ampleur du facteur d'incertitude en se basant sur les critères ci-dessus. Il n'est pas recommandé d'appliquer un facteur d'incertitude de plus de 5 pour les autres sources d'incertitude (p. ex. l'extrapolation des conditions de terrain) dans la mesure où le point de départ de la DSES<sub>25</sub> est jugé conservateur et qu'il tient

compte de ces incertitudes comme des autres (p. ex. les erreurs du modèle). Normalement, on n'applique pas de facteurs d'incertitude à la DESE<sub>50</sub>.

### 7.5.6 Méthode de la concentration minimale avec effet observé

Lorsqu'on ne dispose pas des données minimales exigées pour la méthode du poids de la preuve, la CSE est extrapolée à partir de la plus faible CMEO qu'on divise par un facteur d'incertitude, au besoin; la PFCE est établie à partir de la moyenne géométrique des données sur la CMEO. Dans cette méthode, on estime que la CSE se situe quelque part au-dessous de la plus faible concentration produisant un effet observé (figure 9), tandis que la PFCE doit se trouver en un point donné de la fourchette des effets observables de faible niveau.

La CSE est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{CSE} = \text{CMEO la plus faible} / \text{FI}$$

où :

CSE	=	concentration seuil avec effet (mg/kg de sol)
CMEO	=	concentration minimale avec effet observé (mg/kg de sol)
FI	=	facteur d'incertitude (si nécessaire)

La PFCE est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{PFCE} = (\text{CMEO}_1 \times \text{CMEO}_2 \times \dots \times \text{CMEO}_n)^{1/n}$$

où :

PFCE	=	plus faible concentration avec effet (mg/kg)
CMEO	=	concentration minimale avec effet observé (mg/kg)
n	=	nombre de CMEO disponibles

Au minimum, trois études fournissant des paramètres de la CMEO doivent être prises en considération. Il faut aussi au moins une étude sur les végétaux terrestres et une autre sur les invertébrés du sol.

S'il y a lieu, selon le jugement professionnel, d'appliquer un FI pour le calcul de la CSE, un FI de 1 à 5 peut être déterminé, à titre indicatif, sur la base des critères suivants :

- la CMEO est jugée « biologiquement significative » et non seulement statistiquement différente des témoins; il faut donc extrapoler à une concentration inférieure à ce niveau d'effet;
- la CMEO provient d'une étude de toxicité aiguë létale ou sublétale;
- la CMEO la plus faible est issue du minimum de trois études exigées;
- moins de trois ordres taxonomiques étaient représentés dans les études dont est issue la plus faible CMEO.

Il n'est pas recommandé d'utiliser un facteur d'incertitude de plus de 5 pour les autres niveaux d'incertitude (p. ex. les erreurs du modèle et les variations intraspécifiques) dans

la mesure où l'on exerce déjà une grande prudence en sélectionnant l'espèce présentant la plus faible CMEO disponible.

### 7.5.7 Méthode des effets médians

Lorsque les exigences minimales relatives aux données ne peuvent être satisfaites pour les méthodes du poids de la preuve et de la CMEO, la CSE est calculée par extrapolation à partir de la plus faible  $CE_{50}$  ou  $CL_{50}$  disponible et en utilisant un facteur d'incertitude (FI). Dans cette méthode, la CSE est estimée dans la région de la distribution des données où l'absence d'effet observé prédomine (figure 11). La CSE est calculée comme suit :

$$CSE = CE_{50} \text{ ou } CL_{50} \text{ la plus faible } / FI$$

où :

CSE	=	concentration seuil avec effet (mg/kg de sol)
$CE_{50}$	=	concentration efficace médiane (mg/kg de sol)
$CL_{50}$	=	concentration létale médiane (mg/kg de sol)
FI	=	facteur d'incertitude

Il faut un minimum de trois études pour sélectionner la plus faible  $CE_{50}$  ou  $CL_{50}$ , dont une doit porter sur les végétaux terrestres et une autre sur les invertébrés du sol. Si la donnée la plus faible est une valeur de  $CE_{50}$ , un facteur d'incertitude de 5 doit être appliqué dans un premier temps pour le calcul de la CSE. Si la plus faible donnée est une  $CL_{50}$ , il faut alors appliquer initialement un facteur d'incertitude de 10. La sélection de ces facteurs d'incertitude est fondée sur les rapports médians de toxicité aiguë/chronique déterminés pour la  $CE_{50}$  et la  $CL_{50}$  par opposition aux données sur la CSEO concernant 38 contaminants organiques et inorganiques pour les organismes inféodés au sol (Bonnell, 1992). Des facteurs d'incertitude de 5 et de 10 ont également été proposés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols à partir de données à court terme (Dennemen et van Gestel, 1990; van de Meent, 1990; van der Berg et Roels, 1991). Un facteur d'incertitude supplémentaire de 1 à 5 peut en outre être appliqué si l'on se trouve dans la situation des points deux, trois ou quatre de la méthode de la CMEO lors de la sélection du FI.

Il n'est pas recommandé d'utiliser la méthode des effets médians pour l'élaboration des recommandations applicables aux terrains à vocation commerciale et industrielle. Comme aucun facteur d'incertitude n'est appliqué au point de départ de la distribution des données avec effets, la PFCE estimée serait alors au niveau des effets médians, ce qui est contraire au degré de protection désiré au niveau de la PFCE.

### 7.5.8 Données insuffisantes pour l'élaboration des recommandations fondées sur le contact avec le sol

Si les données minimales exigées par les méthodes précédentes ne peuvent être réunies, il n'y a alors pas suffisamment d'information pour élaborer une recommandation définitive pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS<sub>e</sub>). Il faut alors relever les données manquantes qui devront faire l'objet d'autres recherches.

### 7.5.9 Cote de confiance pour la recommandation fondée sur le contact avec le sol

Une cote de confiance pour la recommandation fondée sur le contact avec le sol est établie comme suit :

Approche utilisée	Végétaux et invertébrés séparés	Végétaux et invertébrés combinés
Poids de la preuve – CE <sub>25</sub>	A	B
Poids de la preuve – Avec et sans effets	C	D
CMEO	E	F
Effets médians	G	H
Recommandation provisoire	I	J

Les cotes de confiance sont présentées dans le document scientifique à l'appui et dans le feuillet d'information.

## 7.6 *Élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture*

Cette sous-section décrit la procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture (RQS<sub>i</sub>) par les animaux d'élevage au pâturage et par la faune. Les effets de l'ingestion de sol et de nourriture contaminés sur les récepteurs terrestres sont le mieux compris, à quelques exceptions près (p. ex. certains insectivores), chez les herbivores (bétail et faune) qui broutent sur les terres agricoles, et on considère que c'est la plus importante voie d'exposition de ces récepteurs aux contaminants (Thorton et Abrahams, 1983; Fries, 1987; Paustenbach, 1989). Cette procédure tient compte de la consommation de fourrage contaminé par accumulation des contaminants dans la chaîne alimentaire. Comme elle se limite à une chaîne alimentaire herbivore, les produits chimiques qui s'accumulent dans les tissus des végétaux et peuvent être transférés au prochain maillon de la chaîne sont d'une importance capitale.

Étant donné les données exigées et les paramètres du modèle utilisés pour estimer les recommandations génériques relatives à l'ingestion de sol et de nourriture, l'élaboration de recommandations n'est possible que lorsque les données sont en nombre suffisant pour maintenir au plus bas le degré d'incertitude des paramètres du modèle et limiter le recours aux grandes extrapolations entre espèces. Dans l'attente de données complémentaires pour les autres récepteurs, le GTRQS est d'avis que les recommandations relatives à l'ingestion de sol et de nourriture ne doivent porter que sur

les herbivores qui viennent brouter sur les terres agricoles. Toutefois, si certains éléments donnent à conclure que des espèces sauvages données (p. ex. des amphibiens) sont particulièrement sensibles au contaminant considéré, on peut évaluer ces espèces en fonction d'un contaminant précis si les données disponibles sont suffisantes.

Il convient toutefois de faire une exception dans le cas des substances persistantes qui ont une forte tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification, comme les PCB. En ce qui concerne ces substances, les récepteurs écologiques des niveaux trophiques supérieurs, comme les consommateurs secondaires et tertiaires, peuvent subir une exposition par le biais de la chaîne alimentaire. Pour ces substances, lorsque les données le permettent, des recommandations relatives à l'ingestion de sol et de nourriture doivent être élaborées en vue de la protection des consommateurs primaires, secondaires et tertiaires pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc.

La figure 13 illustre la procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture.

### **7.6.1 Élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs primaires**

#### ***7.6.1.1 Détermination de l'espèce la plus menacée par l'ingestion de sol et de nourriture***

La première étape consiste à déterminer quelle est l'espèce jugée la plus menacée en cas d'ingestion de sol et de nourriture contaminés. Les données sur l'intoxication des herbivores brouteurs par voie orale permettent de déterminer quelles sont les espèces potentiellement menacées par l'ingestion de contaminants. L'espèce « la plus » à risque est celle qui présente le plus haut rapport exposition (sur la base des taux d'ingestion de sol et de nourriture et de la masse corporelle)/dose journalière seuil produisant un effet (DJSE) (voir ci-après). On doit se servir de trois études au minimum. Au moins deux d'entre elles doivent traiter de l'exposition par voie orale des mammifères et une autre de l'exposition par voie orale des oiseaux. Au besoin, on peut utiliser au plus une étude en laboratoire réalisée sur des rongeurs pour satisfaire aux exigences minimales concernant les données pour les mammifères. On devrait aussi employer des données sur un herbivore brouteur (p. ex. un ongulé) affichant un rapport élevé entre le taux d'ingestion et la masse corporelle. Dans la mesure du possible, on devrait se servir à la fois de données recueillies sur le terrain et de données obtenues en laboratoire.

Si les exigences minimales ne peuvent être respectées lors de la détermination de la DJSE, aucune recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture ne sera calculée. On déterminera les données manquantes avant d'entreprendre d'autres recherches.

### 7.6.1.2 Calcul de la dose journalière seuil produisant un effet

La DJSE est estimée à partir de la dose minimale avec effet ( $DE_{1C}$ , l'indice  $1C$  désignant le consommateur primaire) chez l'espèce jugée la plus menacée (sous-section 7.6.1.1), divisée par un facteur d'incertitude (FI). On la calcule au moyen de l'équation suivante.

$$DJSE_{1C} = DE_{1C} \text{ la plus faible} / FI \quad [1]$$

où :  $DJSE_{1C}$  = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur primaire (mg/kg  $mc_{1C}$ -jour)

$DE_{1C}$  = dose minimale avec effet (mg/kg  $mc_{1C}$ -jour)

FI = facteur d'incertitude (si nécessaire)

Si possible, la dose minimale avec effet doit être basée sur une valeur de  $CE_x$ , la valeur préférée de  $x$ , représentative de l'intervalle des concentrations sans effet, étant de 25 (voir la discussion sur le contact avec le sol à la sous-section 7.5). Selon la qualité et la disponibilité des données, la dose minimale avec effet peut être la dose minimale produisant un effet (nocif) observé [DME(N)O].

On utilise le jugement professionnel pour décider s'il convient d'appliquer un facteur d'incertitude de 1 à 5. Les critères suivants sont fournis à titre indicatif pour l'application des facteurs d'incertitude :

1. la dose produisant un effet est jugée « biologiquement significative » et non seulement statistiquement différente des témoins; il faut donc extrapoler à une concentration inférieure à cette dose;
2. la dose produisant un effet provient d'une étude sur la toxicité aiguë létale ou sublétale;
3. seules les exigences minimales absolues en matière de données ont été satisfaites;
4. on dispose de moins de trois groupes taxonomiques pour choisir la dose minimale avec effet.

Il n'est pas recommandé d'appliquer un facteur d'incertitude de plus de 5 pour les autres niveaux d'incertitude (p. ex. les variations intraspécifiques et l'extrapolation aux conditions de terrain) dans la mesure où on exerce déjà une grande prudence en sélectionnant les espèces les plus menacées.

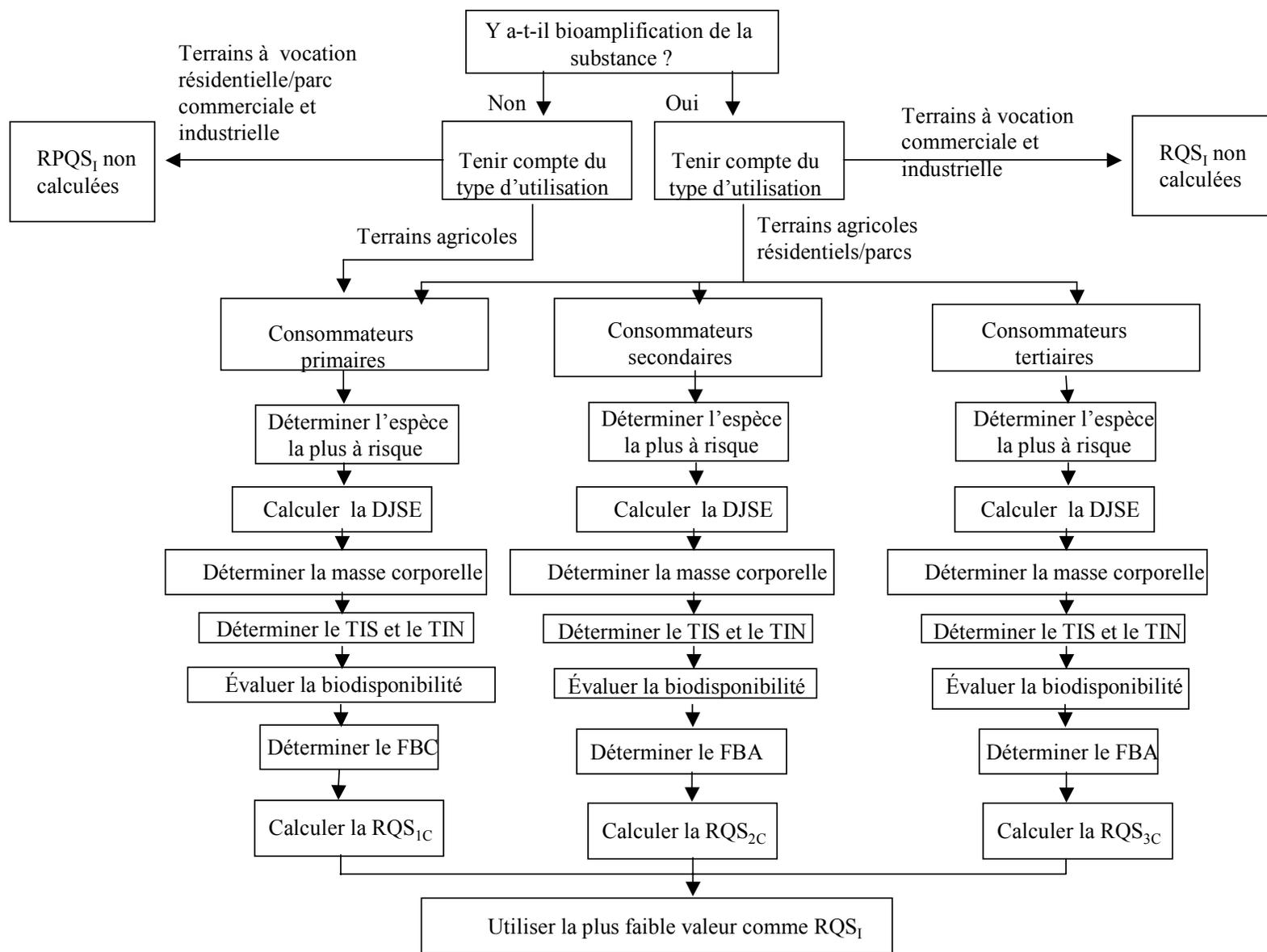


Figure 13. Procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols basées sur l'ingestion de sol et

### 7.6.1.3 Détermination de la masse corporelle

On estime la masse corporelle moyenne de l'espèce utilisée pour calculer la DJSE<sub>1C</sub>; cette masse, la DJSE ainsi que le taux d'ingestion de sol (TIS) et le taux d'ingestion de nourriture (TIN) servent à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion (sous-section 7.6.1.7).

### 7.6.1.4 Détermination de l'exposition par ingestion de sol et de nourriture

#### *Exposition par ingestion de sol*

Le sol ingéré par les animaux est essentiellement celui qui adhère au fourrage. Le taux d'ingestion de sol et de fourrage combinés est appelé taux d'absorption de matière sèche (TAMS). Pour estimer le taux d'ingestion directe de sol, on calcule le pourcentage du TAMS attribué à l'ingestion de sol. La plupart des études sur l'exposition par le sol indiquent la proportion de sol ingéré (PSI) et le TAMS. Le taux d'ingestion de sol (TIS) d'un animal est calculé comme une proportion du TAMS au moyen de l'équation suivante :

$$TIS_{1C} = (TAMS_{1C} \times PSI_{1C}) \quad [2]$$

où :

TIS <sub>1C</sub>	=	le taux d'ingestion de sol du consommateur primaire (kg en poids sec de sol/jour)
TAMS <sub>1C</sub>	=	moyenne géométrique des taux d'absorption de matière sèche du consommateur primaire (kg en poids sec/jour)
PSI <sub>1C</sub>	=	moyenne géométrique des proportions de sol ingéré rapportées avec le TAMS

On présume que le TAMS contient seulement de la nourriture ou du sol comme matière sèche. La moyenne géométrique du TAMS est utilisée si l'on pose comme hypothèse que les données ont une distribution lognormale; si certains éléments donnent à conclure à une distribution différente, on peut utiliser une autre valeur (p. ex. la moyenne arithmétique), en se fondant sur le jugement professionnel. Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS pour l'espèce représentant les consommateurs primaires, on peut utiliser la moyenne géométrique du TAMS pour les herbivores brouteurs dans l'équation ci-dessus. Selon une étude comparative des données sur l'ingestion de sol par les espèces sauvages et les animaux d'élevage (McMurter, 1993), la PSI calculée pour les animaux d'élevage diffère légèrement de celle calculée pour la faune. Donc, si l'on ne possède pas de données sur la PSI pour l'espèce représentant les consommateurs primaires, on attribue dans l'équation ci-dessus une valeur implicite de 0,083 pour les animaux d'élevage et de 0,077 pour la faune (McMurter, 1993).

#### *Exposition par ingestion de nourriture*

À l'instar du TIS, le taux d'ingestion de nourriture (TIN) par le bétail et la faune est exprimé en pourcentage du TAMS. Étant donné que la part de l'ingestion de sol dans le TAMS a déjà été calculée, le TIN correspond au pourcentage restant du TAMS. On le détermine à l'aide des données sur l'espèce utilisée pour le calcul de la DJSE. Le TIN est calculé comme suit :

$$TIN_{1C} = TAMS_{1C} - TIS_{1C} \quad [3]$$

où :  $TIN_{1C}$  = le taux d'ingestion de nourriture de l'espèce retenue pour représenter les consommateurs primaires (kg en poids sec de nourriture/jour)

Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS, on devrait utiliser les équations allométriques suivantes (Nagy, 1987) pour estimer le TIN. *Nota* : les grammes ont été convertis en kilogrammes.

Pour les mammifères, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_M = 0,0687 \times (MC_{1C})^{0,822} \quad [4]$$

où :  $TA_M$  = taux d'alimentation du mammifère (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $MC_{1C}$  = masse corporelle moyenne en kilogrammes (kg) de l'espèce représentative des consommateurs primaires

Pour les oiseaux, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_A = 0,0582 \times (MC_{1C})^{0,651} \quad [5]$$

où :  $TA_A$  = taux d'alimentation de l'oiseau (kg en poids sec de nourriture/jour)

#### ***7.6.1.5 Détermination du facteur de biodisponibilité***

Il faut estimer la biodisponibilité des contaminants adsorbés au sol ingéré par l'espèce représentative des consommateurs primaires. En raison du manque de données précises sur la biodisponibilité des contaminants du sol ingéré par les animaux d'élevage et la faune terrestre, on attribue au facteur de biodisponibilité (FB) une valeur égale à 1. Toutefois, si l'on dispose de données pertinentes pour attribuer une autre valeur à ce facteur, on devrait en tenir compte dans le calcul de la recommandation.

#### ***7.6.1.6 Détermination des facteurs de bioconcentration***

Pour élaborer des recommandations pour la qualité des sols fondées sur l'ingestion de nourriture par les herbivores, il faut définir la concentration à laquelle une substance

présente dans le sol ne produira aucun effet nocif sur les récepteurs ayant ingéré du fourrage. Une première méthode, basée sur une équation générique, consiste à extrapoler la concentration du contaminant dans le sol au moyen de facteurs de bioconcentration du sol aux végétaux (FBC). Ces facteurs servent à estimer la concentration des contaminants dans les biotes que l'on peut directement imputer au milieu lui-même. Essentiellement, ils permettent de calculer la quantité d'une substance qui est biodisponible et qui peut être concentrée dans les biotes.

Donc,

$$\text{FBC} = \frac{\text{concentration dans les végétaux}}{\text{concentration dans le sol}} \quad [6]$$

En se fondant sur le jugement professionnel, on peut estimer le FBC du sol vers les plantes à partir des données disponibles dans la documentation. Les valeurs attribuées au FBC peuvent être extrêmement variables et spécifiques à certaines espèces végétales ou à certains types de sol, et elles peuvent varier en fonction des concentrations de substances chimiques dans le sol. En général, les données de terrain sont préférables aux données de laboratoire, et il faut éviter de calculer les FBC à partir de propriétés chimiques comme le coefficient de partage octanol-eau ( $K_{oe}$ ). Si l'on trouve dans la documentation plus d'une valeur jugée utilisable, il convient de faire la moyenne géométrique de ces valeurs. À défaut de valeurs fournies par les études spécialisées, on peut estimer un FBC à partir des propriétés chimiques et des valeurs mesurées de contaminants similaires (voir par exemple USEPA, 1999).

#### ***7.6.1.7 Calcul de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion en vue de la protection des consommateurs primaires***

Un animal peut être exposé à un contaminant de diverses façons (p. ex. par ingestion directe de sol ou de nourriture contaminés, par contact cutané, par inhalation d'air et de poussières et par ingestion d'eau). Les effets cumulés de ces diverses voies d'exposition ne doivent pas excéder la DJSE. L'apport de chaque milieu (également appelée facteur de répartition) à l'exposition totale du bétail et de la faune est examiné ci-dessous.

#### ***Eau***

L'Environmental Protection Agency des États-Unis et Santé Canada conviennent que, dans le cas de l'être humain, l'eau représente 20 % de la dose journalière estimée (DJE). On présume que le reste, soit 80 %, a son origine dans le sol, l'air et la nourriture. Étant donné que l'on n'a pas assez de données pour estimer un facteur de répartition entre les espèces pour l'eau, on attribue un facteur de répartition de 20 % pour la faune et les animaux d'élevage. Si l'on dispose de données pour l'espèce considérée, on devrait les substituer à la valeur établie pour l'être humain.

Lorsque les propriétés spécifiques du contaminant (p. ex. son hydrophobicité) indiquent que l'ingestion d'eau n'est probablement pas la principale voie d'exposition, le facteur de

répartition de 20 % sera réattribué en tout ou en partie à l'ingestion de sol et de nourriture.

### ***Absorption cutanée et inhalation***

Il n'existe pas suffisamment de données sur l'absorption cutanée et l'inhalation de contaminants par la faune et les animaux d'élevage. On présume que ces deux voies d'exposition ne contribuent pas significativement à l'exposition globale de la faune et du bétail aux contaminants (environ 5 %). Toutefois, si l'on dispose de données sur l'absorption cutanée et l'inhalation concernant spécifiquement l'espèce ou le contaminant (p. ex. substances volatiles) considéré, il convient de les substituer au facteur de répartition dont la valeur implicite est de 5 %. L'absorption cutanée peut être importante chez certaines espèces sauvages, comme les amphibiens ou les mammifères fouisseurs dont des parties de peau sont exposées.

Si des données montrent que l'exposition ne peut survenir par absorption cutanée ou inhalation, on peut attribuer le facteur de répartition de 5 % à l'ingestion de sol et de nourriture.

### ***Ingestion***

La part de l'exposition totale attribuée à l'ingestion est égale au produit du taux d'ingestion de matière sèche (TAMS) et de la concentration du contaminant dans le milieu considéré. Si l'on suppose que l'ingestion d'eau et l'absorption cutanée/inhalation comptent pour 25 % de l'exposition totale, le reste de l'exposition totale, soit 75 %, est attribuable à l'ingestion de sol et de nourriture. Pour tenir compte de la contribution de l'ingestion de nourriture à l'exposition totale, Walker et MacDonald (1992) ont recommandé l'emploi d'un facteur de répartition de 75 % dans le calcul des recommandations relatives aux concentrations tissulaires visant à protéger les espèces fauniques qui se nourrissent d'organismes aquatiques.

Donc, dans le but de protéger les animaux, l'exposition maximale par ingestion de sol et de nourriture combinés ne doit pas être supérieure à 75 % de la DJSE. La recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion ( $RQS_{1C}$ ) doit garantir que les animaux ingérant le sol contaminé et les végétaux qui y poussent ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE. Ainsi :

$$(\text{exposition au sol} + \text{exposition à la nourriture}) = 0,75 \times DJSE_{1C} \quad [7]$$

En ce qui a trait à l'ingestion de sol, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans le sol multipliée par le taux d'ingestion de sol (TIS) et par un facteur de biodisponibilité, et divisée par la masse corporelle de l'animal exposé. Ainsi :

$$\text{Exposition par ingestion de sol} = \frac{RQS_{1C} \times TIS_{1C} \times FB}{MC_{1C}} \quad [8]$$

où :  $RQS_{1C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par les consommateurs primaires (mg/kg)  
 $TIS_{1C}$  = taux d'ingestion de sol (kg poids sec de sol/jour)  
 $FB$  = facteur de biodisponibilité (sans unité)  
 $MC_{1C}$  = masse corporelle (kg)

De même, dans le cas de l'ingestion de nourriture, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans la nourriture multipliée par le taux d'ingestion de nourriture ( $TIN$ ) et par un facteur de bioconcentration, divisée par la masse corporelle de l'animal exposé. Ainsi :

$$\text{Exposition par ingestion de nourriture} = \frac{RQS_{1C} \times TIN_{1C} \times FBC_1}{MC_{1C}} \quad [9]$$

où :  $FBC_1$  = facteur de bioconcentration (sans unité)

On peut intégrer les équations 8 et 9 à l'équation 7 pour obtenir l'équation suivante :

$$\frac{RQS_{1C} \times TIS_{1C} \times FB}{MC_{1C}} + \frac{RQS_{1C} \times TIN_{1C} \times FBC_1}{MC_{1C}} = 0,75 \times DJSE_{1C} \quad [10]$$

Enfin, on peut remanier l'équation 10 afin d'obtenir l'équation définitive qui servira à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion ( $RQS_{1C}$ ). Cette dernière fera en sorte que les consommateurs primaires qui ingèrent du sol et des végétaux contaminés ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE :

$$RQS_{1C} = \frac{0,75 \times DJSE_{1C} \times MC_{1C}}{(TIS_{1C} \times FB) + (TIN_{1C} \times FBC_1)} \quad [11]$$

### 7.6.2 Élaboration de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs secondaires

En ce qui a trait aux substances qui ont une forte tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification, la chaîne alimentaire peut être à l'origine de l'exposition de récepteurs écologiques se situant à des niveaux trophiques supérieurs, comme les consommateurs secondaires et tertiaires. La chaîne alimentaire menant aux consommateurs secondaires est plus complexe et comporte trois niveaux trophiques. On peut la représenter par l'une ou l'autre des voies d'exposition ci-dessous :

Sol → végétaux → proie (consommateur primaire) → prédateur (consommateur secondaire)

Sol → proie (p. ex. lombrics) → prédateur (consommateur secondaire)

Le modèle élaboré pour représenter cette chaîne alimentaire et calculer la  $RQS_{2C}$  (l'indice  $_{2C}$  désignant ici le consommateur secondaire) est semblable à celui utilisé pour élaborer la  $RQS_{1C}$ . Cependant, afin de tenir compte de la bioamplification du sol et de la nourriture contaminés vers (ou à) la proie (via le sol → la plante → la proie, ou sol → proie), on substitue un facteur de bioaccumulation du sol à la proie ( $FBA_2$ ) au  $FBC_1$ . Par prudence et pour garantir la protection de toutes les espèces de consommateurs secondaires, on utilisera pour le calcul de la recommandation la voie d'exposition par la chaîne alimentaire présentant le plus fort facteur de bioaccumulation du sol à la proie.

Il convient de choisir le consommateur secondaire le plus sensible en se fondant sur le plus faible rapport entre la dose produisant un effet (ou dose avec effet) et l'exposition, conformément aux principes énoncés à la sous-section 7.6.1.1. Toutefois, l'ensemble de données doit porter sur les mammifères prédateurs et sur les espèces d'oiseaux plutôt que sur les herbivores.

#### **7.6.2.1 Détermination de la dose journalière seuil produisant un effet**

La DJSE est estimée à partir de la dose minimale avec effet ( $DE_{2C}$ ) chez le consommateur secondaire le plus sensible, divisée par un facteur d'incertitude. On la calcule au moyen de l'équation suivante :

$$DJSE_{2C} = DE_{2C} \text{ la plus faible} / FI \quad [1]$$

où :  $DJSE_{2C}$  = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur secondaire (mg/kg  $mc_{2C}$ -jour)  
 $DE_{2C}$  = dose minimale avec effet (mg/kg  $mc_{2C}$ -jour)  
 $FI$  = facteur d'incertitude (si nécessaire)

On peut appliquer un facteur d'incertitude de 1 à 5 en se fondant sur le jugement professionnel. Les critères suivants sont fournis à titre indicatif pour l'application du  $FI$  :

1. la dose avec effet (ou dose produisant un effet) est jugée « biologiquement significative » et non simplement statistiquement différente des témoins; il faut donc extrapoler à une concentration inférieure à la  $CMEO$ ;
2. la dose avec effet provient d'une étude de toxicité aiguë létale et sublétales;
3. seules les exigences minimales absolues pour les données sont réunies;
4. on dispose de moins de trois groupes taxonomiques à partir desquels sélectionner la dose minimale avec effet;

Il n'est pas recommandé d'appliquer un facteur d'incertitude de plus de 5 pour les autres niveaux d'incertitude (p. ex. les variations intraspécifiques et l'extrapolation aux

conditions de terrain) dans la mesure où on exerce déjà une grande prudence en choisissant l'espèce présentant la plus faible dose avec effet.

### **7.6.2.2 Détermination de la masse corporelle**

On estime la masse corporelle moyenne de l'espèce utilisée pour calculer la DJSE<sub>2C</sub>; cette valeur, la DJSE<sub>2C</sub>, le taux d'ingestion de sol (TIS) et le taux d'ingestion de nourriture (TIN) servent à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion (sous-section 7.6.2.6).

### **7.6.2.3 Détermination de l'exposition par ingestion de sol et de nourriture**

#### *Exposition par ingestion de sol*

Le sol ingéré par les animaux est essentiellement celui qui adhère au fourrage. Le taux combiné d'ingestion de sol et de fourrage est appelé taux d'absorption de matière sèche (TAMS). Pour estimer le taux d'ingestion directe de sol, on calcule le pourcentage du TAMS attribué à l'ingestion de sol. La plupart des études sur l'exposition par le sol indiquent la proportion de sol ingéré (PSI) et le TAMS. Le taux d'ingestion de sol (TIS) d'un animal est calculé au moyen de l'équation suivante :

$$TIS_{2C} = (TAMS_{2C} \times PSI_{2C}) \quad [2]$$

- où :
- TIS<sub>2C</sub> = taux d'ingestion de sol du consommateur secondaire (kg en poids sec de sol/jour)
  - TAMS<sub>2C</sub> = moyenne géométrique des taux d'absorption de matière sèche du consommateur secondaire (kg poids sec/jour)
  - PSI<sub>2C</sub> = moyenne géométrique des proportions de sol ingéré rapportées avec le TAMS

On présume que le TAMS contient seulement de la nourriture ou du sol comme matière sèche. Les taux de consommation de nourriture doivent donc être ajustés en fonction de la teneur en eau de la nourriture. La moyenne géométrique du TAMS est utilisée si l'on pose comme hypothèse que les données ont une distribution lognormale; si certains éléments donnent à conclure à une distribution différente, on peut utiliser une autre valeur (p. ex. la moyenne arithmétique), en se fondant sur le jugement professionnel. Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS pour l'espèce à laquelle se rapporte la DJSE, on utilisera les équations allométriques (4 et 5) ci-dessous. Donc, si l'on ne possède pas de données pour déterminer la PSI du consommateur secondaire, on attribue une valeur implicite de 0,077 pour les espèces fauniques et de 0,135 pour les insectivores qui fouillent le sol (McMurter, 1993).

#### *Exposition par ingestion de nourriture*

À l'instar du TIS, le taux d'ingestion de nourriture (TIN) des animaux d'élevage et de la faune est exprimé en pourcentage du TAMS. Étant donné que la part de l'ingestion de sol

dans le TAMS a déjà été calculée, le TIN correspond au pourcentage restant du TAMS. On le calcule à l'aide des données sur l'espèce utilisée pour déterminer la DJSE. Le TIN est calculé comme suit :

$$TIN_{2C} = TAMS_{2C} - TIS_{2C} \quad [3]$$

où :  $TIN_{2C}$  = taux d'ingestion de nourriture de l'espèce utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$  (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $TAMS_{2C}$  = moyenne géométrique du taux d'absorption de matière sèche de l'espèce utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$  (kg poids sec/jour)  
 $TIS_{2C}$  = taux d'ingestion de sol (kg en poids sec de sol/jour)

Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS, on aura recours aux équations allométriques suivantes (Nagy, 1987) pour estimer le TIN. *Nota* : les équations ont été converties de la manière suivante : g en poids sec de nourriture/jour en kg en poids sec de nourriture/jour.

Pour les mammifères, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_M = 0,0687 \times (MC_{2C})^{0,822} \quad [4]$$

où :  $TA_M$  = taux d'alimentation du mammifère (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $MC_{2C}$  = masse corporelle moyenne exprimée en kilogrammes (kg) de l'espèce utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$

Pour les oiseaux, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_A = 0,0582 \times (MC_{2C})^{0,651} \quad [5]$$

où :  $TA_A$  = taux d'alimentation de l'espèce aviaire (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $MC_{2C}$  = masse corporelle moyenne en kilogrammes (kg) de l'espèce d'élevage ou faunique utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$ .

#### **7.6.2.4 Détermination du facteur de biodisponibilité**

Il faut estimer la biodisponibilité des contaminants adsorbés au sol ingéré par l'espèce utilisée aux fins du calcul de la DJSE. En raison du manque de données précises sur la biodisponibilité des contaminants présents dans le sol ingéré par les animaux d'élevage et la faune terrestre, on attribue au facteur de biodisponibilité (FB) une valeur égale à 1. Toutefois, si l'on dispose de données pertinentes pour attribuer une autre valeur à ce facteur, on devrait en tenir compte dans le calcul de la recommandation.

#### **7.6.2.5 Détermination des facteurs de bioaccumulation**

Afin d'élaborer des recommandations pour la qualité des sols fondées sur l'ingestion de nourriture par les consommateurs secondaires, il faut définir la concentration à laquelle une substance présente dans le sol ne produira aucun effet nocif sur les récepteurs ayant ingéré une proie. Une première méthode, basée sur une équation générique, consiste à extrapoler la concentration du contaminant dans le sol au moyen de facteurs de bioaccumulation (FBA) sol-plante-proie ou sol-proie.

Donc,

$$FBA = \frac{\text{concentration dans la proie}}{\text{concentration dans le sol}} \quad [6]$$

En se fondant sur le jugement professionnel, on peut estimer le FBA sol-proie à partir des données publiées. En général, les données de terrain sont préférables aux données de laboratoire. Si l'on trouve dans la documentation plus d'une valeur jugée utilisable, il convient de faire la moyenne géométrique de ces valeurs. À défaut de valeurs publiées, on peut estimer un FBA à partir des propriétés chimiques et des valeurs mesurées de contaminants similaires (voir par exemple USEPA, 1999).

#### ***7.6.2.6 Calcul de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion - consommateurs secondaires***

Comme on l'a indiqué pour les consommateurs primaires, on suppose qu'en l'absence de données spécifiques sur le contaminant ou l'espèce, la consommation d'eau potable et l'exposition par absorption cutanée et par inhalation représentent respectivement 20 % et 5 % de l'apport d'un contaminant et que les 75 % restants de l'exposition totale sont imputables à l'ingestion de sol et de nourriture.

Donc, dans le but de protéger les animaux, l'exposition maximale par ingestion de sol et de nourriture combinés ne doit pas être supérieure à 75 % de la DJSE. La recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion ( $RQS_{2C}$ ) doit garantir que les animaux ingérant le sol contaminé et les végétaux qui y poussent ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE. Ainsi :

$$(\text{exposition par le sol} + \text{exposition par la nourriture}) = 0,75 \times DJSE_{2C} \quad [7]$$

Lorsque la documentation ou les propriétés chimiques du contaminant (p. ex. son hydrophobicité) indiquent que l'ingestion d'eau, le contact cutané ou l'inhalation ne peuvent pas constituer une voie d'exposition, le facteur de répartition qui leur a été affecté peut être réattribué en tout ou en partie à l'ingestion de sol et de nourriture.

En ce qui a trait à l'ingestion de sol, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans le sol multipliée par le taux d'ingestion de sol (TIS) et par un facteur de biodisponibilité, et divisée par la masse corporelle de l'animal exposé :

$$\text{Exposition par ingestion de sol} = \frac{RQS_{2C} \times TIS_{2C} \times FB}{MC_{2C}} \quad [8]$$

- où :
- $RQS_{2C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur secondaire (mg/kg)
  - $TIS_{2C}$  = taux d'ingestion de sol (kg en poids sec de sol/jour)
  - $FB$  = facteur de biodisponibilité (sans unité)
  - $MC_{2C}$  = masse corporelle (kg)

De même, pour l'ingestion de nourriture, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans la nourriture multipliée par le taux d'ingestion de nourriture (TIN) et par un facteur de bioaccumulation, et divisée par la masse corporelle de l'animal exposé :

$$\text{Exposition par ingestion de nourriture} = \frac{RQS_{2C} \times TIN_{2C} \times FBA_2}{MC_{2C}} \quad [9]$$

- où :
- $RQS_{2C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur secondaire (mg/kg)
  - $TIN_{2C}$  = taux d'ingestion de nourriture (kg en poids sec de nourriture/jour)
  - $FBA_2$  = facteur de bioaccumulation (sans unité)
  - $MC_{2C}$  = masse corporelle (kg)

On peut intégrer les équations 8 et 9 à l'équation (7) pour obtenir l'équation suivante :

$$\frac{RQS_{2C} \times TIS_{2C} \times FB}{MC_{2C}} + \frac{RQS_{2C} \times TIN_{2C} \times FBA_2}{MC_{2C}} = 0,75 \times DJSE_{2C} \quad [10]$$

Enfin, on peut remanier l'équation 10 afin d'obtenir l'équation définitive qui servira à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion ( $RQS_{2C}$ ). Cette dernière fera en sorte que les consommateurs secondaires qui ingèrent du sol et des végétaux contaminés ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE :

$$RQS_{2C} = \frac{0,75 \times DJSE_{2C} \times MC_{2C}}{(TIS_{2C} \times FB) + (TIN_{2C} \times FBA_2)} \quad [11]$$

- où :
- $RQS_{2C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur secondaire (mg/kg en poids sec de sol)
  - $DJSE_{2C}$  = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur secondaire (mg/kg mc-jour)
  - $MC_{2C}$  = masse corporelle de l'espèce utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$  (kg)
  - $TIS_{2C}$  = taux d'ingestion de sol de l'espèce utilisée pour le calcul de la  $DJSE_{2C}$  (kg en poids sec de sol/jour)
  - $FB$  = facteur de biodisponibilité (sans unité)

$TIN_{2C}$  = taux d'ingestion de nourriture de l'espèce utilisée dans le calcul de la  $DJSE_{2C}$  (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $FBA_2$  = facteur de bioaccumulation (sans unité)

Afin de prendre en considération le comportement variable de l'espèce prédatrice, il faut modifier cette équation en ajoutant un facteur de répartition qui tient compte de la proportion de l'aire d'alimentation représentée par le site contaminé ( $FR_{AA}$ ) et un autre facteur de répartition qui représente le temps passé par le prédateur sur le site ( $FR_T$ ). Si ces deux facteurs ne sont pas bien définis, on recommande de leur attribuer une valeur égale à 1. L'équation se lit donc désormais comme suit :

$$RQS_{2C} = \frac{0,75 \times DJSE_{2C} \times MC_{2C}}{[(TIS_{2C} \times FB) + (TIN_{2C} \times FBA_2)] \times FR_{AA} \times FR_T} \quad [12]$$

### 7.6.3 Calcul de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture en vue de la protection des consommateurs tertiaires

La chaîne alimentaire menant aux consommateurs tertiaires compte elle aussi trois niveaux trophiques et peut être représentée de la manière suivante :

Sol → invertébrés → proie (consommateur secondaire) → prédateur (consommateur tertiaire)

Le modèle élaboré pour représenter cette chaîne alimentaire et calculer la  $RQS_{3C}$  (l'indice  $_{3C}$  désignant ici le consommateur tertiaire) est semblable à celui utilisé pour l'élaboration de la  $RQS_{1C}$ . Dans le cas présent, un facteur de bioaccumulation du sol au consommateur secondaire ( $FBA_3$ ) est substitué au  $FBC_1$ . Par prudence et pour garantir la protection de toutes les espèces de consommateurs secondaires, on utilisera pour le calcul des recommandations la voie d'exposition par la chaîne alimentaire impliquant la proie présentant le plus fort facteur de bioaccumulation du sol à la proie.

Il convient de choisir le consommateur tertiaire le plus sensible en se fondant sur l'espèce présentant le plus faible rapport entre la dose avec effet et l'exposition, conformément aux principes énoncés à la sous-section 7.6.1.1. Comme dans le cas des consommateurs secondaires, l'ensemble de données doit porter sur les mammifères prédateurs et sur les espèces d'oiseaux.

#### 7.6.3.1 Calcul de la dose journalière seuil produisant un effet

La DJSE est estimée à partir de la dose minimale avec effet ( $DE_{3C}$ ) chez le consommateur tertiaire le plus sensible, divisée par un facteur d'incertitude. On la calcule au moyen de l'équation suivante :

$$DJSE_{3C} = DE_{3C} \text{ la plus faible} / FI \quad [1]$$

où :  $DJSE_{3C}$  = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur tertiaire (mg/kg mc<sub>3C</sub>-jour)

- DE<sub>3</sub> = dose minimale avec effet (mg/kg mc<sub>3C</sub>-jour)  
 FI = facteur d'incertitude (si nécessaire)

On peut appliquer un facteur d'incertitude de 1 à 5 en se fondant sur le jugement professionnel et sur les indications fournies à la sous-section 7.6.1.2.

### **7.6.3.2 Détermination de la masse corporelle**

On estime la masse corporelle moyenne de l'espèce utilisée pour calculer la DJSE<sub>3C</sub>; cette valeur, la DJSE<sub>3C</sub>, le taux d'ingestion de sol (TIS) et le taux d'ingestion de nourriture (TIN) servent à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion (sous-section 7.6.3.6).

### **7.6.3.3 Détermination de l'exposition par ingestion de sol et de nourriture**

#### *Exposition par ingestion de sol*

Le sol ingéré par les animaux est essentiellement celui qui adhère au fourrage. Le taux combiné d'ingestion de sol et de fourrage est appelé taux d'absorption de matière sèche (TAMS). Pour estimer le taux d'ingestion directe de sol, il faut déterminer la proportion du TAMS attribuable à l'ingestion de sol. La plupart des études sur l'exposition par le sol indiquent la proportion de sol ingéré (PSI) et le TAMS. Le taux d'ingestion de sol (TIS) d'un animal est calculé au moyen de l'équation suivante :

$$TIS_{13C} = (TAMS_{3C} \times PSI_{3C}) \quad [2]$$

- où :
- TIS<sub>3C</sub> = le taux d'ingestion de sol du consommateur tertiaire (kg en poids sec de sol/jour)
  - TAMS<sub>3C</sub> = moyenne géométrique des taux d'ingestion de matière sèche du consommateur tertiaire (kg en poids sec/jour)
  - PSI<sub>3C</sub> = moyenne géométrique des proportions de sol ingéré rapportées avec le TAMS

On présume que le TAMS ne contient que de la matière sèche comme sol et nourriture. Les taux de consommation de nourriture doivent donc être ajustés en fonction de la teneur en eau de la nourriture. La moyenne géométrique du TAMS est utilisée si l'on pose comme hypothèse que les données ont une distribution lognormale; si certains éléments donnent à conclure à une distribution différente, on peut utiliser une autre valeur (p. ex. la moyenne arithmétique), en se fondant sur le jugement professionnel. Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS pour l'espèce à laquelle se rapporte la DJSE, on utilisera les équations allométriques (4 et 5) ci-dessous. Si l'on ne possède pas de données pour déterminer la PSI du consommateur tertiaire, on attribue une valeur implicite de 0,077 pour les espèces sauvages et de 0,135 pour les insectivores qui fouillent le sol (McMurter, 1993). Chez les animaux qui se nourrissent exclusivement de mammifères ou d'oiseaux, l'ingestion de sol sera sans doute négligeable et la PSI pourrait donc être égale à zéro (Beyer *et al.*, 1994).

### *Exposition par ingestion de nourriture*

À l'instar du TIS, le taux d'ingestion de nourriture (TIN) des animaux d'élevage et de la faune est exprimé en pourcentage du TAMS. Étant donné que la part de l'ingestion de sol dans le TAMS a déjà été calculée, le TIN correspond au pourcentage restant du TAMS. On le calcule à l'aide des données sur l'espèce utilisée pour déterminer la DJSE. Le TIN est calculé comme suit :

$$TIN_{3C} = TAMS_{3C} - TIS_{3C} \quad [3]$$

où :

- $TIN_{3C}$  = le taux d'ingestion de nourriture de l'espèce utilisée pour le calcul de la DJSE<sub>3C</sub> (kg en poids sec de nourriture/jour)
- $TAMS_{3C}$  = moyenne géométrique du taux d'absorption de matière sèche de l'espèce utilisée pour le calcul de la DJSE<sub>3C</sub> (kg poids sec/jour)
- $TIS_{3C}$  = taux d'ingestion de sol (kg poids sec de sol/jour)

Si l'on ne dispose pas de données sur le TAMS, on aura recours aux équations allométriques (Nagy, 1987) pour estimer le TIN. Note : les équations ont été converties de la manière suivante : g en poids sec de nourriture/jour en kg en poids sec de nourriture/jour.

Pour les mammifères, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_M = 0,0687 \times (MC_{3C})^{0,822} \quad [4]$$

où :

- $TA_M$  = taux d'alimentation du mammifère (kg poids sec de nourriture/jour)
- $MC_{3C}$  = masse corporelle moyenne exprimée en kilogrammes (kg) de l'espèce utilisée pour le calcul de la DJSE<sub>3C</sub>

Pour les oiseaux, l'équation allométrique est la suivante :

$$TA_A = 0,0582 \times (MC_{3C})^{0,651} \quad [5]$$

où :

- $TA_A$  = taux d'alimentation de l'espèce aviaire (kg poids sec de nourriture/jour)
- $MC_{3C}$  = masse corporelle moyenne exprimée en kilogrammes (kg) de l'espèce d'élevage ou faunique utilisée dans le calcul de la DJSE<sub>3C</sub>

#### **7.6.3.4 Détermination du facteur de biodisponibilité**

Il faut estimer la biodisponibilité des contaminants adsorbés au sol ingéré par l'espèce utilisée aux fins du calcul de la DJSE. En raison du manque de données précises sur la biodisponibilité des contaminants dans le sol ingéré par le bétail et la faune terrestre, on attribue au facteur de biodisponibilité une valeur égale à 1. Toutefois, si l'on dispose de

données pertinentes pour attribuer une autre valeur à ce facteur, on devrait en tenir compte dans le calcul des recommandations.

### **7.6.3.5 Détermination des facteurs de bioaccumulation**

Afin d'élaborer des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion de nourriture par les consommateurs tertiaires, il faut définir la concentration à laquelle une substance présente dans le sol ne produira pas aucun effet nocif sur les récepteurs ayant ingéré une proie. Une première méthode, fondée sur une équation générique, consiste à extrapoler la concentration du contaminant dans le sol au moyen de facteurs de bioaccumulation sol-proie ou sol-invertébrés-proie (FBA).

Donc,

$$\text{FBA} = \frac{\text{concentration dans la proie}}{\text{concentration dans le sol}} \quad [6]$$

En se fondant sur le jugement professionnel, on peut estimer le FBA sol-proie à partir des données publiées. En général, les données de terrain sont préférables aux données de laboratoire. Si l'on trouve dans la documentation plus d'une valeur jugée utilisable, il convient de faire la moyenne géométrique de ces valeurs. À défaut de valeurs publiées, on peut estimer un FBA à partir des propriétés chimiques et des valeurs mesurées de contaminants similaires (voir par exemple USEPA, 1999).

### **7.6.3.6 Calcul de la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion – consommateurs tertiaires**

Comme on l'a indiqué pour les consommateurs primaires, on suppose qu'en l'absence de données spécifiques sur le contaminant ou l'espèce, la consommation d'eau potable et l'exposition par absorption cutanée et par inhalation représentent respectivement 20 % et 5 % de l'apport d'un contaminant et que les 75 % restants sont imputables à l'ingestion de sol et de nourriture.

Donc, dans le but de protéger les animaux, l'exposition maximale par ingestion de sol et de nourriture combinés ne doit pas être supérieure à 75 % de la DJSE. La recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion (RQS<sub>3C</sub>) doit garantir que les animaux qui ingèrent du sol contaminé et des végétaux qui y poussent ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE :

$$(\text{exposition par le sol} + \text{exposition par la nourriture}) = 0,75 \times \text{DJSE}_{3C} \quad [7]$$

Lorsque la documentation ou les propriétés chimiques du contaminant (son hydrophobicité par exemple) indiquent que l'ingestion d'eau, le contact cutané ou l'inhalation ne peuvent pas constituer une voie d'exposition, le facteur de répartition qui leur a été affecté peut être réattribué en tout ou en partie à l'ingestion de sol et de nourriture.

En ce qui a trait à l'ingestion de sol, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans le sol multipliée par le taux d'ingestion de sol (TIS) et par un facteur de biodisponibilité, et divisée par la masse corporelle de l'animal exposé :

$$\text{Exposition par ingestion de sol} = \frac{RQS_{3C} \times TIS_{3C} \times FB}{MC_{3C}} \quad [8]$$

où :

- $RQS_{3C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture pour le consommateur tertiaire (mg kg<sup>-1</sup>)
- $TIS_{3C}$  = taux d'ingestion de sol (kg poids sec de sol/jour)
- $FB$  = facteur de biodisponibilité (sans unité)
- $MC_{3C}$  = masse corporelle (kg)

De même, pour l'ingestion de nourriture, l'exposition est égale à la concentration du contaminant dans la nourriture multipliée par le taux d'ingestion de nourriture (TIN) et par un facteur de bioaccumulation, et divisée par la masse corporelle de l'animal exposé :

$$\text{Exposition par ingestion de nourriture} = \frac{RQS_{3C} \times TIN_{3C} \times FBA_3}{MC_{3C}} \quad [9]$$

où :

- $RQS_{3C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur tertiaire (mg kg<sup>-1</sup>)
- $TIN_{3C}$  = taux d'ingestion de nourriture (kg poids sec de nourriture/jour)
- $FBA_3$  = facteur de bioaccumulation (sans unité)
- $MC_{3C}$  = masse corporelle (kg)

On peut intégrer les équations 8 et 9 à l'équation 7 pour obtenir l'équation suivante :

$$\frac{RQS_{3C} \times TIS_{3C} \times FB}{MC_{3C}} + \frac{RQS_{3C} \times TIN_{3C} \times FBA_3}{MC_{3C}} = 0,75 \times DJSE_{3C} \quad [10]$$

Enfin, on peut remanier l'équation 10 afin d'obtenir l'équation définitive qui servira à élaborer la recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion ( $RQS_{3C}$ ). Cette dernière doit garantir que les consommateurs tertiaires qui ingèrent du sol et des végétaux ne sont pas exposés à plus de 75 % de la DJSE :

$$RQS_{3C} = \frac{0,75 \times DJSE_{3C} \times MC_{3C}}{(TIS_{3C} \times FB) + (TIN_{3C} \times FBA_3)} \quad [11]$$

où :

- $RQS_{3C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur tertiaire (mg/kg poids sec de sol)
- $DJSE_{3C}$  = dose journalière seuil produisant un effet sur le consommateur tertiaire (mg/kg mc-jour)
- $MC_{3C}$  = masse corporelle de l'espèce utilisée dans le calcul de la  $DJSE_{3C}$  (kg)

- $TIS_{3C}$  = taux d'ingestion de sol de l'espèce utilisée dans le calcul de la  $DJSE_{3C}$  (kg en poids sec de sol/jour)  
 $FB$  = facteur de biodisponibilité (sans unité)  
 $TIN_{3C}$  = taux d'ingestion de nourriture de l'espèce utilisée dans le calcul de la  $DJSE_{3C}$  (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 $FBA_3$  = facteur de bioaccumulation (sans unité)

Afin de prendre en considération le comportement variable de l'espèce prédatrice, il faut modifier cette équation en ajoutant un facteur de répartition qui tient compte de la proportion de l'aire d'alimentation ( $FR_{AA}$ ) occupée par le site contaminé et un autre facteur de répartition représentant le temps passé par le prédateur sur le site ( $FR_T$ ). Si ces deux facteurs ne sont pas bien définis, on recommande de leur attribuer une valeur égale à 1. L'équation se lit donc désormais comme suit :

$$RQS_{3C} = \frac{0,75 \times DJSE_{3C} \times MC_{3C}}{[(TIS_{3C} \times FB) + (TIN_{3C} \times FBA_3)] \times FR_{AA} \times FR_T} \quad [12]$$

#### **7.6.4 Calcul de la recommandation finale relative à l'ingestion de sol et de nourriture**

En ce qui a trait aux contaminants pour lesquels on ne considère que les consommateurs primaires, la recommandation finale relative à l'ingestion de sol et de nourriture ( $RQS_I$ ) est la valeur calculée en vue de la protection du consommateur primaire. S'agissant des substances pour lesquelles on considère les consommateurs secondaires et tertiaires, la recommandation finale ( $RQS_I$ ) correspond à la plus faible des valeurs calculées pour les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires.

#### **7.7 Utilisation des données sur les processus microbiens (cycle des nutriments et de l'énergie) en vue d'élaborer des recommandations relatives au contact avec le sol**

Les processus édaphiques tels que la décomposition, la respiration et le cycle des nutriments organiques sont des composantes importantes de la fonction écologique du sol. Ils peuvent être affectés par la présence de contaminants et doivent à ce titre être pris en compte dans l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols.

L'annexe B décrit les procédures de formulation des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection du cycle des nutriments et de l'énergie ( $RQS_{CNE}$ ). Étant donné que les données concernant cette voie d'exposition sont probablement très limitées, la  $RQS_{CNE}$  tient lieu de mécanisme de vérification; le jugement professionnel permet de juger de l'opportunité de la  $RQS_{CNE}$  lors de l'élaboration de la  $RQS_E$ .

## **7.8 *Élaboration de la recommandation pour la qualité des sols en vue de la protection de la vie aquatique***

La contamination du sol peut s'étendre aux eaux souterraines. S'il y a des plans d'eau (cours d'eau, rivières, lacs, etc.) à proximité, la vie aquatique qu'ils abritent peut être affectée par la contamination, en particulier si la contamination survient par l'intermédiaire d'un aquifère perméable relié aux eaux de surface. La recommandation pour la qualité des sols en vue de la protection de la vie aquatique (RQS<sub>VA</sub>) est élaborée à l'aide d'un modèle inspiré de celui mis au point par le Groupe de travail sur les sols contaminés de la Colombie-Britannique (CSST).

Le modèle comprend quatre éléments :

1. séparation des contaminants entre le sol et l'eau de porosité (voir l'annexe A);
2. migration des contaminants dans la zone non saturée jusqu'à la nappe aquifère (pour l'élaboration des recommandations génériques, on présume que les contaminants sont en contact avec les eaux souterraines, de sorte que cet élément n'a aucune incidence);
3. dilution et mélange des contaminants dans l'aquifère;
4. transport des contaminants dans la zone saturée jusqu'au récepteur.

Une description détaillée du modèle est fournie à l'annexe C. Seulement pour les contaminants organiques solubles, cette voie d'exposition est évaluée de manière générique. Les contaminants inorganiques peuvent aussi affecter la qualité des eaux de surface à proximité; toutefois, la séparation des composés inorganiques et leur transport dans les eaux souterraines est un processus extrêmement complexe et très spécifique au site considéré. En conséquence, de manière générique, on ne calcule pas à ce stade de RQS<sub>VA</sub> pour les composés inorganiques. Les impacts potentiels des composés inorganiques sur la vie aquatique sont évalués selon les particularités propres à chaque site.

Pour la RQS<sub>VA</sub>, la concentration admissible de contaminants dans les eaux souterraines réceptrices et utilisée dans le modèle correspond à celle fixée dans les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada en vue de la protection de la vie aquatique (VA) (CCME, 1999). Si aucune recommandation n'a été publiée sur la vie aquatique, il n'est pas nécessaire de formuler une RQS<sub>VA</sub>.

Aux fins de l'élaboration des recommandations génériques, on considère que le plan d'eau de surface se trouve à une distance de 10 mètres du sol contaminé. Il est admis qu'une dilution peut intervenir dans une première zone de mélange des eaux souterraines au contact avec un plan d'eau de surface; on n'applique cependant pas de facteur de dilution au mélange dans les plans d'eau de surface lors de l'élaboration des recommandations génériques car ce processus est largement fonction des conditions spécifiques du site; en outre, des décisions très variées ont été adoptées dans l'ensemble du Canada en ce qui concerne la dilution des contaminants dans le milieu récepteur.

La classification des terrains en fonction de leur vocation n'a pas d'incidence sur les  $RQS_{VA}$ ; elle peut donc être jugée non applicable, au cas par cas, s'il n'y a pas de plans d'eau de surface à proximité du site.

### **7.9 *Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation***

Les contaminants peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines et altérer la qualité de l'eau des étangs-réservoirs et des puits utilisés pour l'abreuvement du bétail ou l'irrigation des cultures. Ces voies d'exposition ne concernent que les terrains à vocation agricole.

Aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'eau d'abreuvement ( $RQS_{EA}$ ) et de l'eau d'irrigation ( $RQS_{IR}$ ), on applique le même modèle relatif aux eaux souterraines que celui utilisé pour la  $RQS_{VA}$  (sous-section 7.7; le modèle est décrit à l'annexe C); toutefois, on ne tient pas compte du transport dans la zone saturée (on suppose donc que des étangs-réservoirs et des puits pourraient être aménagés dans la zone contaminée). Comme dans le cas des  $RQS_{VA}$  ci-dessus, des recommandations génériques ne sont pas formulées à ce stade pour les substances inorganiques, celles-ci devant faire l'objet d'une évaluation fondée sur les spécificités du site.

Pour ces recommandations, la concentration admissible de contaminants dans les eaux souterraines réceptrices et utilisée dans le modèle correspond à celle fixée pour l'eau d'abreuvement ( $RQS_{EA}$ ) et pour l'eau d'irrigation ( $RQS_{IR}$ ) dans les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCME, 1999). S'il n'existe pas de recommandation pour l'eau d'abreuvement, on peut calculer une valeur seuil au moyen de l'équation suivante :

$$SEA = \frac{DJSE \times MC}{TIE}$$

où :

- SEA = valeur seuil calculée pour l'eau d'abreuvement
- DJSE = DJSE pour les animaux d'élevage (mg/kg-mc/jour) – voir la sous-section 7.6.1.2
- MC = masse corporelle des animaux d'élevage (kg) = 550 kg pour les bovins (CCME, 2000)
- TIE = taux d'ingestion d'eau des animaux d'élevage (litres/jour) = 100 litres/jour pour les bovins (CCME, 2000)

Si la valeur seuil calculée pour l'eau d'abreuvement est plus élevée que la solubilité du contaminant en phase pure, il n'est pas nécessaire de calculer une  $RQS_{EA}$ . Le même principe s'applique aux  $RQS_{IR}$  s'il n'existe pas de recommandation sur l'eau d'irrigation.

### **7.10 *Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement relatives aux migrations hors site***

Pour élaborer les recommandations pour la qualité des sols concernant les sites à vocation commerciale et industrielle, le GTRQS s'appuie sur un scénario d'exposition qui ne tient compte que du contact des récepteurs écologiques avec le sol présent sur place. Cependant, l'érosion du sol causée par le vent et par l'eau et le dépôt subséquent peuvent transférer du sol contaminé d'un site à l'autre.

Le GTRQS a donc mis au point un modèle pour tenir compte de la possibilité de mouvements subséquents de sol d'un terrain à vocation commerciale ou industrielle vers des terrains adjacents à vocation plus sensible (par exemple des terrains agricoles). Cette procédure est brièvement décrite ci-dessous. On trouvera à l'annexe G des informations complètes sur ce modèle et sur les hypothèses utilisées. Le Groupe de travail convient de la nature imprécise de ce modèle, de l'incertitude caractérisant les hypothèses utilisées et du fait que le choix des paramètres d'entrée repose sur le jugement scientifique; c'est pourquoi cette voie d'exposition est considérée comme un mécanisme de vérification et il convient de faire appel au jugement professionnel pour déterminer dans quelle mesure la  $RQS_E$  doit être modifiée en conséquence. Ce mécanisme de vérification ne s'applique pas aux composés organiques volatils qui ne sont théoriquement pas associés aux particules de sol transportées par le vent et l'eau.

L'équation universelle de perte de sol et l'équation de l'érosion éolienne sont utilisées pour estimer le transfert de sol vers une propriété adjacente. Il est possible de calculer la concentration de contaminant dans le sol érodé provenant d'un site commercial ou industriel qui augmentera, dans une période de temps donnée, la concentration dans le sol récepteur jusqu'à atteindre le niveau fixé dans la recommandation pour les terrains à vocation agricole. Cette concentration est appliquée à titre de recommandation pour la qualité des sols relative aux migrations hors site ( $RQS_{MH-E}$ ). Sur des sites commerciaux ou industriels spécifiques, on peut mettre en place des mesures de gestion pour prévenir ou limiter les pertes de sol dues à l'érosion de surface. Des mesures adaptées à ce type de situation figurent dans les indications données pour l'élaboration de recommandations en fonction des spécificités du site.

### **7.11 *Examen de voies d'exposition supplémentaires***

Dans la plupart des situations, les voies d'exposition décrites ci-dessus devraient suffire à l'élaboration des recommandations visant à préserver la qualité de l'environnement. Il existe néanmoins d'autres voies d'exposition, telles que le contact cutané des espèces fauniques avec l'eau contaminée. S'il ressort de la littérature qu'une autre voie d'exposition peut comporter des risques, il convient de l'évaluer. À ce stade, on ne fournit pas ici d'indications précises pour l'évaluation des autres voies d'exposition; dans la mesure du possible, les méthodes publiées par des organismes de réglementation comme Environnement Canada ou l'Environmental Protection Agency des États-Unis doivent être appliquées.

En ce qui a trait aux contaminants pour lesquels la  $RQS_I$  est faible par rapport aux autres recommandations pour la qualité de l'environnement, il convient d'examiner l'exposition par ingestion de sol et de nourriture sur les terrains à vocation commerciale et industrielle. Pour tenir compte de la faible période de temps que les espèces sauvages passent probablement sur les sites commerciaux et industriels, on peut multiplier la  $RQS_I$  par 5 pour cette catégorie de terrains (on suppose que les espèces sauvages passent 20 % de leur temps sur ces sites). La  $RQS_I$  peut également être appliquée à d'autres substances chimiques sur les sites commerciaux et industriels, en fonction de l'endroit ou de l'instance.

Le jugement professionnel permet de déterminer si ces voies d'exposition doivent être prises en compte pour modifier les recommandations définitives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement.

## SECTION 8

# ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS DÉFINITIVES POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN FONCTION DE L'ENVIRONNEMENT

Le protocole définit trois types de voies d'exposition : voies requises, voies applicables et mécanismes de vérification.

- Les voies requises doivent être calculées; elles sont incluses dans l'élaboration de la recommandation globale pour la qualité des sols en fonction de l'environnement ( $RQS_E$ ). Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une voie requise, on ne sera pas en mesure de calculer la  $RQS_E$ .
- Les voies applicables doivent être calculées si l'on dispose de données suffisantes et, le cas échéant, on doit les inclure dans l'élaboration de la  $RQS_E$  globale. Toutefois, même si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une voie applicable, on sera en mesure de calculer la  $RQS_E$ .
- Les valeurs de vérification doivent être calculées si l'on dispose de données suffisantes et, le cas échéant, on peut les inclure ou non (selon le jugement professionnel) dans le calcul de la  $RQS_E$  globale. Même si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une valeur de vérification, on sera en mesure de calculer la  $RQS_E$ .

Les voies d'exposition à évaluer en vue de l'élaboration de la  $RQS_E$  pour chaque catégorie de terrain et type de substance chimique sont indiquées au tableau 2.

**Tableau 2 Voies d'exposition à examiner aux fins de l'élaboration des  $RQS_E$**

Voie d'exposition	Vocation agricole	Vocation résidentielle/ parc	Vocation commerciale	Vocation industrielle
- Contact avec le sol ( $RQS_{CS}$ )	Toutes <sup>a</sup>	Toutes <sup>a</sup>	Toutes <sup>a</sup>	Toutes <sup>a</sup>
- Ingestion de sol : consommateurs primaires ( $RQS_{C1}$ )	Toutes <sup>c</sup>	Bioamplification <sup>c</sup>	Aucune	Aucune
- Ingestion de sol : consommateurs secondaires et tertiaires ( $RQS_{C2}$ et $RQS_{C3}$ )	Bioamplification <sup>c</sup>	Bioamplification <sup>c</sup>	Aucune	Aucune
- Cycle des nutriments et de l'énergie ( $RQS_{CNE}$ )	Toutes <sup>b</sup>	Toutes <sup>b</sup>	Toutes <sup>b</sup>	Toutes <sup>b</sup>
- Eau souterraine : vie aquatique ( $RQS_{VA}$ )	Contaminants solubles	Contaminants solubles	Contaminants solubles	Contaminants solubles

- Eau souterraine : agriculture (irrigation – RQS <sub>IR</sub> , abreuvement du bétail – RQS <sub>AB</sub> )	Contaminants solubles	Aucune	Aucune	Aucune
- Migration <sup>a</sup> hors site (RQS <sub>MH-E</sub> )	Aucune	Aucune	Contaminants non volatils <sup>b</sup>	Contaminants non volatils <sup>b</sup>

a – cette voie d'exposition doit être examinée (c.-à-d. une recommandations définitive ne peut être élaborée sinon)

b – cette voie d'exposition est considérée comme un mécanisme de vérification

c – voie d'exposition à examiner s'il y a bioamplification du contaminant

### 8.1 Terrains à vocation agricole

La RQS<sub>E</sub> pour chaque type de sol (à texture grossière et fine) correspond à la plus faible des valeurs calculées pour toutes les voies d'exposition applicables au contaminant (à savoir la plus faible des RQS<sub>CS</sub>, RQS<sub>I</sub>, RQS<sub>CNE</sub>, RQS<sub>VA</sub>, RQS<sub>EA</sub> et RQS<sub>IR</sub>). Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la RQS<sub>E</sub> dans la mesure où l'on a calculé les RQS<sub>CS</sub>; si la substance considérée est connue pour sa tendance à la bioamplification, il faut aussi calculer les RQS<sub>I</sub>.

S'il n'existe pas de données permettant de calculer les RQS<sub>CS</sub> (ou les recommandations relatives à l'ingestion de sol, s'il s'agit de substances qui se bioamplifient), alors aucune RQS<sub>E</sub> ne sera définie, dans la mesure où l'on considère que ces recommandations ne sont pas représentatives des expositions par les voies potentiellement les plus critiques. Dans ce cas, on cernera les lacunes dans les données dans le but de stimuler les recherches. Il demeure peut-être envisageable d'élaborer une RQS<sub>E</sub> provisoire (voir la partie D, sous-section 1.4).

### 8.2 Terrains à vocation résidentielle/parc

En ce qui a trait aux contaminants qui n'ont pas tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification, la plus faible RQS<sub>CS</sub>, RQS<sub>CNE</sub> et RQS<sub>VA</sub> pour chaque type de sol est utilisée comme RQS<sub>E</sub> pour les terrains à vocation résidentielle/parc. Pour les contaminants qui ont tendance à la bioaccumulation ou à la bioamplification, la plus faible RQS<sub>CS</sub>, RQS<sub>CNE</sub>, RQS<sub>VA</sub> et RQS<sub>I</sub> est utilisée comme RQS<sub>E</sub>. Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la RQS<sub>E</sub> dans la mesure où l'on a calculé les RQS<sub>CS</sub>; si la substance considérée est connue pour sa tendance à la bioamplification, il faut aussi calculer les RQS<sub>I</sub>. Si aucune recommandation ne peut être établie, on cernera les lacunes dans les données afin de stimuler la recherche. Il est peut-être toujours possible d'élaborer une RQS<sub>E</sub> provisoire (voir la partie D, sous-section 1.4).

### **8.3 Terrains à vocation commerciale ou industrielle**

La plus faible  $RQS_{CS}$ ,  $RQS_{CNE}$  et  $RQS_{VA}$  pour chaque type de sol est utilisée comme  $RQS_E$  pour les terrains à vocation commerciale ou industrielle. La recommandation peut aussi être modifiée par la  $RQS_{MH-E}$ . Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la  $RQS_E$  dans la mesure où l'on a calculé les  $RQS_{CS}$ . Si aucune recommandation ne peut être établie, on cernera les lacunes dans les données afin de stimuler la recherche. Il est toujours possible d'élaborer une  $RQS_E$  provisoire (voir la partie D, sous-section 1.4).

## **PARTIE C**

---

## ***SECTION 1***

# **ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN FONCTION DE LA SANTÉ HUMAINE**

### ***1.1 Introduction***

L'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine comprend :

- l'évaluation du danger ou du risque toxicologique posé par une substance chimique;
- la détermination de la dose journalière estimée (DJE) de cette substance, sans égard à un quelconque site contaminé (c.-à-d. l'exposition « de fond »);
- la définition de scénarios génériques d'exposition pour chaque type d'utilisation des terrains;
- l'intégration des données d'exposition et de toxicité pour préparer des recommandations pour la qualité des sols. Ces recommandations doivent veiller à ce que l'exposition totale à un contaminant (DJE et exposition au site) ne présente aucun risque appréciable pour la santé humaine.

Le GTQS du CCME propose que les étapes suivies pour élaborer les recommandations pour la réhabilitation des sols soient semblables à celles utilisées pour les évaluations du risque propre à chaque site et reconnaît que le processus d'élaboration de recommandations pour la qualité de l'environnement est soumis à plusieurs sources d'incertitude (sous-section 1.3). L'application de la méthodologie d'évaluation des risques en vue de l'élaboration de recommandations numériques pour la qualité des sols nécessite que plusieurs hypothèses de base soient avancées en guise d'information spécifique à chaque site. Les hypothèses sur la nature de l'exposition à des substances chimiques pour certaines utilisations des terrains sont présentées à la sous-section 4.3. Pour une utilisation donnée, un scénario d'exposition a été défini et spécifie un récepteur sensible (tout-petit ou adulte), les caractéristiques référentielles de ce récepteur (poids, quantité de sol et d'eau ingérée quotidiennement, et autres valeurs de référence, dont celles concernant la durée de l'exposition) et les voies spécifiques d'exposition.

L'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine comprend l'évaluation de plusieurs voies d'exposition pour chaque scénario d'utilisation des terrains, ainsi que l'application de « mécanismes de vérification » permettant d'évaluer les voies d'exposition supplémentaires n'intervenant que sur certains sites ou présentant une incertitude élevée. Les voies d'exposition sont évaluées à l'aide de modèles mathématiques. Les paramètres d'entrée des modèles dépendent des hypothèses associées au scénario générique pour une vocation donnée du terrain. Ces hypothèses comprennent le choix d'un récepteur humain sensible ainsi que la durée, la fréquence et l'intensité de l'exposition. L'évaluation des voies indirectes d'exposition doit par ailleurs tenir compte des paramètres d'entrée représentant les caractéristiques physiques du site, qui dépendent du type de sol. Des modèles simplifiés ont été délibérément choisis pour représenter ces voies indirectes afin de limiter le nombre de

paramètres d'entrée retenus; au niveau d'un site particulier, des modèles plus complexes accompagnés de données détaillées propres au site concerné peuvent fournir des résultats de modélisation plus précis.

Les voies potentielles d'exposition examinées dans le cadre de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine, et les classes de contaminants pour lesquelles elles sont évaluées (voir partie A, sous-section 2.4), sont :

- l'exposition directe (ingestion de sol, contact cutané avec le sol et inhalation de particules de sol) – s'applique à toutes les classes de contaminants (bien que l'inhalation de particules de sol puisse être négligée dans le cas des composés volatils);
- la migration des contaminants du sol dans les eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable – s'applique à tous les contaminants organiques solubles;
- la volatilisation des contaminants du sol dans l'air intérieur – s'applique aux contaminants volatils.

Outre ces voies d'exposition, deux « mécanismes de vérification » sont évalués :

- l'exposition à l'ingestion de produits alimentaires cultivés sur des sols contaminés – s'applique à toutes les classes de contaminants et est traitée comme voie primaire ou devant être examinée pour les substances ayant tendance à la bioamplification;
- la migration hors site par érosion éolienne et hydrique de contaminants provenant de sites commerciaux ou industriels vers des propriétés avoisinantes plus sensibles – s'applique à tous les contaminants non volatils.

Vu la nature imprécise des modèles d'évaluation de ces mécanismes, les mécanismes de vérification susmentionnés sont considérés comme des « facteurs d'ajustement de gestion » (FAG) pouvant ou non modifier une recommandation générique, selon le jugement professionnel.

Les recommandations génériques pour la qualité des sols doivent protéger toutes les activités normales associées à une vocation donnée. Ces activités entraînent généralement l'exposition à tous les milieux environnementaux. Les voies indirectes et les FAG comptabilisent toutes les expositions « secondaires » documentées causées par la redistribution de la contamination du sol vers ces milieux interconnectés et contribuent à y remédier. La recommandation générique définitive correspond à la valeur calculée la plus faible pour les voies directes et indirectes d'exposition au sol. Les mécanismes de vérification permettent d'évaluer si des voies d'exposition supplémentaires risquent d'entraîner une exposition importante aux contaminants.

Les voies indirectes et les mécanismes de vérification augmentent le niveau de protection offert par les recommandations génériques et permettent leur application à une très grande variété de lieux d'une même catégorie de terrain. Cependant, pour certains sites, cette protection accrue n'est ni nécessaire ni applicable. Les conditions locales peuvent

être prises en compte lors de l'élaboration d'un objectif propre à un terrain, qui peut être fondé sur des recommandations élaborées conformément au présent protocole ou par le biais d'une évaluation du risque. Lorsque ces objectifs sont élaborés conformément à des recommandations, cette prise en compte des conditions locales vise une meilleure précision, et la souplesse disponible repose essentiellement sur l'ajustement des voies indirectes et des mécanismes de vérification.

L'élaboration d'objectifs propres à un terrain par modification restreinte de recommandations génériques ou par le biais d'une évaluation du risque donne la souplesse nécessaire pour éliminer ou ajouter des voies d'exposition ou pour utiliser des modèles propres à un lieu dans le but d'obtenir des valeurs plus précises.

### ***1.2 Principes directeurs régissant l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine***

Les principes directeurs (énumérés ci-dessous) régissant l'élaboration de recommandations génériques pour la qualité des sols visant à protéger la santé humaine correspondent aux principes adoptés par le CCME pour les lieux contaminés.

1. Un site contaminé ne devrait poser aucun risque appréciable pour les humains. Il ne devrait y avoir aucune restriction quant à l'ampleur ou à la nature de l'interaction avec le site pour chaque vocation désignée de terrain. Les activités normalement associées à la vocation du terrain ne devraient poser aucun risque sanitaire appréciable.
2. Les recommandations reposent sur des situations représentatives clairement définies. L'élaboration de recommandations numériques nécessite la définition de scénarios spécifiques à l'intérieur desquels l'exposition probable à un site peut être prédite avec un certain degré de certitude.
3. L'élaboration des recommandations tient compte de toutes les voies d'exposition possibles. Elle prend également en considération l'exposition totale aux contaminants présents dans le sol, l'air, l'eau et les produits de consommation.
4. Un récepteur humain sensible est identifié pour chaque vocation de terrain. Pour garantir que les recommandations ne limitent pas les activités d'un lieu à l'intérieur de la catégorie prévue d'utilisation des terrains, les scénarios d'exposition sont habituellement fondés sur le récepteur le plus sensible à la substance chimique considérée et sur l'effet le plus critique pour la santé.
5. Les recommandations devraient être raisonnables, pratiques et utilisables. Elles sont élaborées à l'aide en utilisant des informations obtenues scientifiquement, soutenues par le jugement d'un professionnel lorsqu'il y a des lacunes dans les données. Parfois, les procédures établies fondées sur l'exposition peuvent produire des recommandations numériques soit nettement inférieures aux concentrations naturelles de fond des contaminants, soit en deçà des limites

pratiques de quantification. Dans ce cas, comme les recommandations ne peuvent être inférieures aux concentrations de fond, il faudrait élaborer des recommandations provisoires en fonction des concentrations de fond dans le sol.

### ***1.3 Incertitudes liées à l'élaboration des recommandations***

Les incertitudes concernant les expositions relatives aux différentes sources d'un contaminant sont nombreuses, mais peuvent être classées dans les cinq grandes catégories suivantes :

- les incertitudes géographiques;
- les incertitudes temporelles;
- les incertitudes toxicocinétiques;
- les incertitudes analytiques;
- les incertitudes philosophiques ou sociologiques (Park et Holliday, 1989).

Les incertitudes géographiques comprennent :

- les différences nationales et régionales;
- la différence entre milieux urbains et ruraux;
- la proximité des sources de pollution;
- les modes de vie individuels.

Les incertitudes temporelles comprennent :

- les effets de l'évolution des techniques de mesure;
- les incertitudes résultant de l'utilisation de données recueillies lorsque les mesures de lutte contre la pollution étaient moins rigoureuses.

Les incertitudes toxicocinétiques comprennent :

- les différences possibles dans l'absorption et l'assimilation;
- les effets toxiques associés aux différentes voies d'exposition,
- la possibilité que certaines substances existent sous différentes formes chimiques dans différents milieux.

Les incertitudes analytiques comprennent :

- les erreurs de mesure inévitables;
- les limites des différentes techniques;
- la représentativité des échantillons analysés.

Les incertitudes philosophiques ou sociologiques comprennent :

- les questions sur la nature et le but des recommandations;
- les efforts que la société est prête à déployer pour protéger les groupes particulièrement menacés.

## **SECTION 2**

### **ANALYSE DE LA TOXICOLOGIE DU CONTAMINANT**

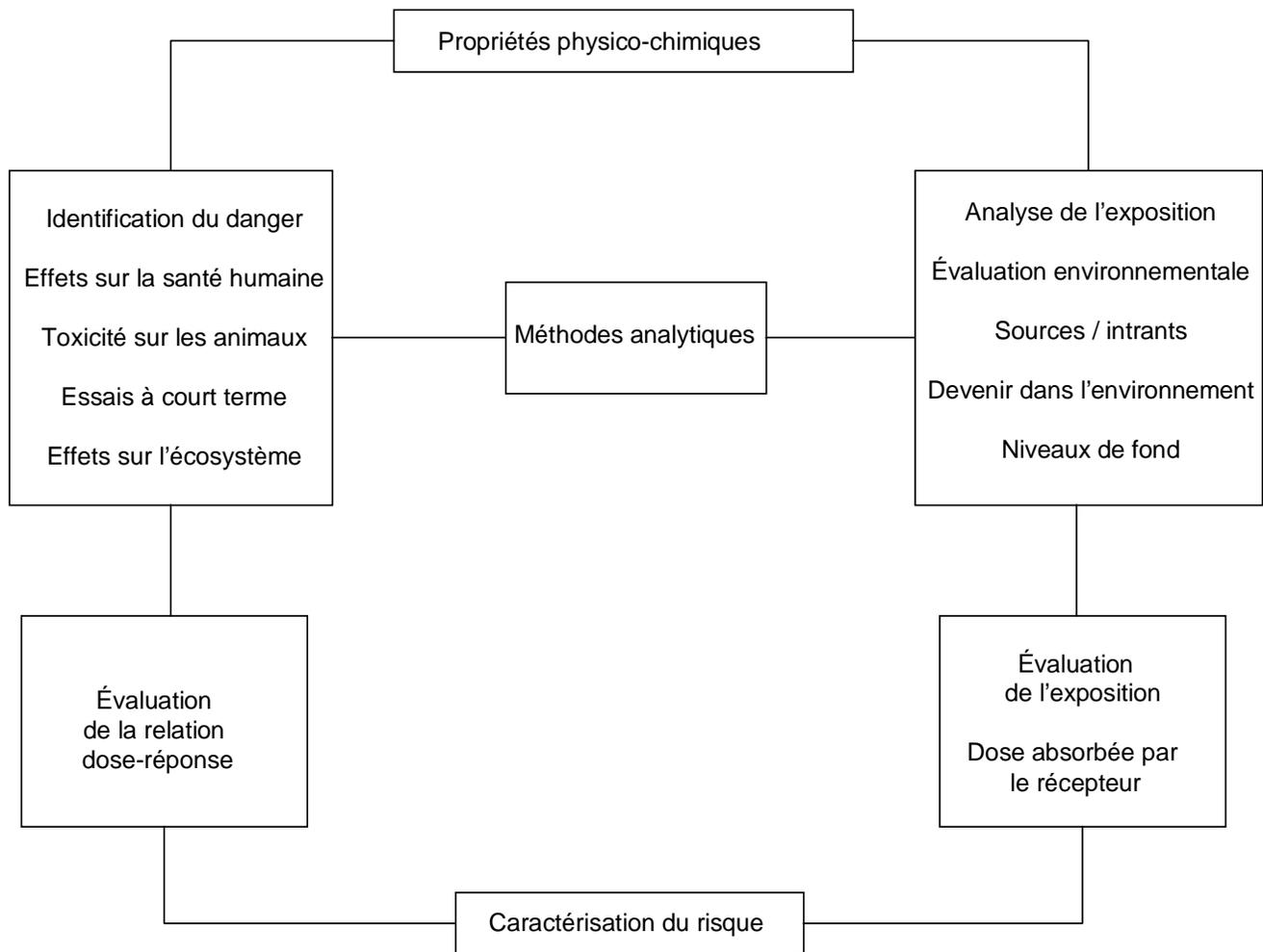
Santé Canada a défini la dose de référence {dose journalière admissible (DJA) pour les substances à seuil d'effet et les doses correspondant à un risque spécifié (DCRS) associées à des risques de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ ,  $10^{-6}$  et  $10^{-7}$  pour les substances sans seuil d'effet} pour divers contaminants. Santé Canada a également établi la concentration de référence ou concentration admissible (CA) pour les substances volatiles à seuil d'effet ainsi que les concentrations à risque spécifié (CRS) pour les substances volatiles sans seuil d'effet (Santé Canada, 2003a). Plusieurs aspects importants liés à l'élaboration de la DJA et de la DCRS sont décrits à la section 2.

L'évaluation du danger consiste à déterminer l'effet sur la santé (p. ex. cancérigène, hépatotoxique, tératogène) potentiellement attribuable à un contaminant et à estimer la dose de référence que l'on croit associée à un niveau défini d'incidence de cet effet dans la population. Pour une substance à seuil d'effet, une exposition inférieure à la DJA ne devrait avoir aucun effet nocif sur la santé de la population. Pour une substance sans seuil d'effet (c.-à-d. une substance cancérigène ou mutagène des cellules germinales), la dose critique correspondant à un risque spécifié peut définir un niveau de risque additionnel de 1 sur un million. Les méthodes d'évaluation chimique employées par les Services d'évaluation de la santé environnementale du Programme de la santé des milieux de Santé Canada sont décrites par Richardson et Myers (1993), Armstrong et Newhook (1992), Meek (1989), la Direction de l'hygiène du milieu (1989, 1990, 1991) et Santé Canada (1994). L'évaluation toxicologique et l'évaluation de l'exposition peuvent habituellement s'inscrire dans un cadre général d'évaluation des risques pour la santé humaine (figure 14).

Les effets toxiques dus à l'exposition à des contaminants de l'environnement peuvent être classés dans les grandes catégories suivantes :

- les effets propres à un organe;
- les effets neurologiques et comportementaux;
- les effets sur la reproduction et le développement;
- les effets immunologiques, cancérigènes et mutagènes.

Ces effets peuvent se manifester aux niveaux biochimique, cellulaire, histopathologique et morphologique. Ils varient selon la dose, la voie d'exposition (p. ex. ingestion, inhalation ou contact cutané), la fréquence ou la durée de l'exposition, l'espèce (et la souche dans le cas de certains animaux), l'état physiologique, le sexe et l'âge de la population exposée. Les effets toxicologiques d'une exposition à des substances chimiques peuvent être brefs ou prolongés, réversibles ou irréversibles, immédiats ou à retardement. La nature, le nombre, la gravité, l'incidence ou la prévalence d'effets toxicologiques spécifiques sur les populations (humaines ou animales) exposées à diverses substances chimiques augmentent généralement avec la dose ou le niveau d'exposition; c'est ce qu'on désigne généralement par relation exposition-réponse ou dose-réponse.



**Figure 14. Cadre général d'évaluation du risque pour la santé humaine**

Pour la majorité des contaminants de l'environnement, les données disponibles sur les effets toxicologiques liés à l'exposition proviennent d'expériences réalisées sur des animaux. Il peut néanmoins arriver que des informations issues d'études de populations humaines (principalement des études épidémiologiques) fassent partie intégrante de la base de données utilisée pour l'évaluation. Bien entendu, il est préférable d'utiliser des données sur les effets directs sur les humains pour procéder à l'évaluation toxicologique, mais ces données étant limitées ou insuffisantes, l'extrapolation d'une espèce à une autre reste courante.

Les contaminants de l'environnement sont classés selon leur potentiel cancérigène et mutagène pour l'être humain. Ce potentiel est établi en fonction de la quantité, de la qualité et de la nature des études toxicologiques et épidémiologiques disponibles. Les recommandations fondées sur le poids de la preuve, utilisées par Santé Canada pour classer les substances en fonction de ce potentiel, sont décrites aux sous-sections 2.1 et 2.2.

### **2.1 Contaminants sans seuil d'effet**

Pour les contaminants dont l'effet critique est supposé ne pas avoir de seuil (actuellement limité à la mutagenèse et à la cancérogenèse génotoxique), on présume qu'il y a probabilité d'atteinte à la santé humaine quel que soit le niveau d'exposition. Il n'est donc pas possible de déterminer une dose en deçà de laquelle il n'y a pas d'effet nocif.

C'est pourquoi des modèles mathématiques sont souvent utilisés pour extrapoler les données sur la relation exposition-réponse ou dose-réponse élaborée à partir d'expériences sur des animaux de laboratoire ou d'études épidémiologiques (généralement sur des travailleurs) dans le but d'estimer le risque de cancer pour les concentrations auxquelles la population générale est exposée. Cette approche, qui repose généralement sur une extrapolation linéaire des résultats sur plusieurs ordres de grandeur, souvent en l'absence de données pertinentes sur les mécanismes d'induction de tumeurs ou les différences toxicocinétiques et toxicodynamiques entre les espèces animales et humaines étudiées, présente un fort degré d'incertitude.

Dans la mesure du possible, et lorsque Santé Canada le juge approprié, les informations sur la pharmacocinétique, le métabolisme et les mécanismes de cancérogénicité et de mutagénicité sont incorporées aux évaluations quantitatives de la puissance du produit, surtout lorsque ces dernières sont élaborées à partir d'études sur des animaux de laboratoire (afin de fournir une échelle comparative pertinente pour les populations humaines).

En ce qui concerne l'évaluation toxicologique des contaminants, le GTRQS ne peut spécifier une concentration ou une dose unique censée représenter un niveau de risque « de minimis » (tel qu'un risque de cancer de 1 sur un million au cours d'une vie). Un jugement concernant un risque négligeable doit tenir compte des aspects sociaux et scientifiques intervenant dans l'établissement d'un niveau de risque « de minimis ». Il

n'existe pas de valeur unique « correcte » caractérisant de manière satisfaisante et universelle un risque « de minimis » associé à une concentration ou dose en deçà de laquelle les risques sont acceptables et au-delà de laquelle ils ne se sont pas. Un risque à faible dose ou concentration est plutôt supposé représenter un continuum, la réduction de l'exposition entraînant une réduction progressive du risque tandis que l'augmentation de l'exposition entraîne une augmentation progressive de celui-ci.

Il est toutefois reconnu que les risques additionnels associés à une exposition à de faibles concentrations ou doses peuvent être suffisamment faibles pour être essentiellement négligeables par rapport aux autres risques rencontrés dans la société. Les recommandations génériques s'efforcent de tenir compte d'un large éventail de scénarios d'exposition et supposent une importante population exposée.

Le CCME approuve en principe la philosophie de Santé Canada selon laquelle l'exposition humaine aux contaminants sans seuil d'effet devrait être réduite le plus possible.

Cette philosophie est conforme avec celle du CCME qui préconise l'assainissement des lieux de manière à ce que les risques soient les plus faibles possibles. Pour élaborer des recommandations numériques et génériques pour la qualité des sols, le GTRQS a estimé que les risques liés à des sites contaminés découlant de l'exposition d'êtres humains à des substances sans seuil d'effet devraient au moins être abaissés à des niveaux entre  $10^{-4}$  et  $10^{-7}$ . Les recommandations élaborées d'après le présent protocole reflètent des niveaux de risque additionnel de  $10^{-5}$  et de  $10^{-6}$  à partir du sol, puisqu'il s'agit des niveaux cibles de risque additionnel spécifiés par la plupart des compétences au Canada.

### **2.1.1 Recommandations relatives à la classification de la cancérogénicité et de la mutagénicité pour les cellules germinales**

Les substances chimiques sont classées en six catégories fondées sur les recommandations suivantes établies par Santé Canada (1994).

- Groupe I : Substances cancérogènes pour l'être humain ou substances mutagènes pour les cellules germinales humaines
- Groupe II : Substances probablement cancérogènes pour l'être humain ou substances probablement mutagènes pour les cellules germinales humaines
- Groupe III : Substances susceptibles d'être cancérogènes pour l'être humain ou substances susceptibles d'être mutagènes pour les cellules germinales humaines
- Groupe IV : Substances peu susceptibles d'être cancérogènes pour l'être humain ou substances peu susceptibles d'être mutagènes pour les cellules germinales humaines

Groupe V : Substances probablement non cancérigènes pour l'être humain ou substances probablement non mutagènes pour les cellules germinales humaines

Groupe VI : Substances inclassables en ce qui concerne la cancérigénicité pour l'être humain ou la mutagénicité pour les cellules germinales chez l'être humain

Santé Canada considère que les substances des groupes I et II sont des substances cancérigènes sans seuil d'effet. L'évaluation des risques associés aux substances des groupes III à VI est fondée sur les données toxicologiques se rapportant aux effets lorsqu'on présume qu'il existe un seuil au-dessous duquel il n'y a aucun risque.

Il est important de noter que, pour les substances chimiques considérées comme cancérigènes, des données de toxicité sont peut-être disponibles pour certains paramètres non cancérigènes. Dans ces cas, il peut être nécessaire d'évaluer les paramètres cancérigènes et les paramètres non cancérigènes séparément, leur sensibilité relative étant variable selon les différentes voies d'exposition.

## **2.2 Contaminants à seuil d'effet**

La méthode d'évaluation des substances des groupes III à VI est la même que celle adoptée pour les « substances toxiques à seuil d'effet » décrite dans la présente section. Toutefois, pour au moins une de ces catégories (le groupe VI), l'adoption d'une telle approche repose davantage sur le manque de données fiables sur la cancérigénicité et la mutagénicité des substances que sur la certitude qu'elles ne sont pas cancérigènes. Même si cette façon de procéder peut sembler moins que prudente, la dose journalière admissible est calculée, pour les composés de ce groupe, au moyen de facteurs d'incertitude élevés afin de rendre compte de l'insuffisance de la base de données.

Dans la mesure du possible, on détermine la dose (ou la concentration) d'une substance chimique qui n'engendre aucun effet (nocif) [soit « la dose sans effet (nocif) observé » (DSE(N)O)] correspondant au point critique, généralement à partir d'études toxicologiques sur des animaux de laboratoire, mais quelquefois à partir d'études épidémiologiques sur les populations humaines. Lorsque l'on ne peut déterminer la valeur de la DSE(N)O, il convient d'établir une « dose minimale avec effet (nocif) observé » (DME(N)O). Il faut prendre en considération la nature et l'importance de l'effet critique (et, dans une certaine mesure, la pente de la courbe dose-réponse) dans la détermination de la DSE(N)O ou de la DME(N)O. Par exemple, la concentration ou la dose induisant une augmentation passagère du poids d'un organe non accompagnée d'effets biochimiques ou histopathologiques est généralement considérée comme une DSEO (dose sans effet observé). Si l'on observe des effets histopathologiques nocifs sur l'organe cible, la concentration ou la dose à laquelle sont observés ces effets serait considérée comme une DME(N)O.

Des facteurs d'incertitude sont appliqués à la DSE(N)O ou à la DME(N)O pour établir une dose journalière admissible (DJA) à laquelle on croit qu'une personne peut être

exposée quotidiennement durant toute sa vie sans subir d'effets nuisibles. Idéalement, la DSE(N)O est établie à partir d'une étude d'exposition sur toute une vie (c.-à-d. chronique) impliquant l'espèce la plus sensible ou la plus pertinente ou la sous-population la plus sensible (p. ex. études de développement) dans laquelle la voie d'administration aux animaux de laboratoire est semblable à la voie par laquelle les humains sont le plus exposés. Dans la mesure du possible, on détermine l'espèce pertinente à l'aide de données sur les différences interspécifiques des paramètres pharmacocinétiques ou des mécanismes d'action.

En général, on ne calcule pas les doses ou les concentrations journalières admissibles à l'aide de données provenant d'études de toxicité aiguë ou à court terme, sauf si l'on prévoit que les effets observés dans les études de toxicité à plus long terme seront semblables. Parfois, en l'absence d'informations provenant d'études de toxicité chronique adéquatement planifiées et effectuées, on se sert de données tirées d'études de toxicité subchronique pour calculer les DJA. Dans ce cas, on inclut un facteur d'incertitude additionnel. Exceptionnellement, lorsqu'on ne peut trouver d'études de toxicité sur la voie d'exposition par laquelle les humains sont principalement exposés, on peut utiliser une DSE(N)O ou une DME(N)O établie à partir d'un essai biologique sur une autre voie d'exposition, le cas échéant, en y incorporant des données pharmacocinétiques pertinentes.

Un facteur d'incertitude tient compte du caractère incertain et de la variabilité de la base de données toxicologiques concernant une substance. Par exemple, il peut tenir compte :

- de l'extrapolation des données expérimentales à court terme à des expositions humaines à long terme;
- de la variabilité interspécifique de la réponse à un contaminant;
- de variabilité intraspécifique (protection des individus sensibles);
- de l'utilisation de la DME(N)O au lieu de la DSE(N)O;
- d'autres facteurs influant sur la variabilité.

On établit le facteur d'incertitude au cas par cas, surtout en fonction de la qualité de la base de données. En général, un facteur de 1 à 10 exprime les variations intraspécifiques et interspécifiques. Un facteur additionnel de 1 à 100 rend compte des lacunes de la base de données, qui comprennent entre autres :

- le manque de données toxicologiques valables sur le développement, la reproduction ou la toxicité chronique;
- l'utilisation de la DME(N)O au lieu de la DSE(N)O;
- les lacunes de l'étude critique.

On peut ajouter un facteur d'incertitude de 1 à 5 lorsque l'on dispose de données suffisantes pour indiquer la possibilité d'une interaction avec d'autres substances chimiques présentes dans l'environnement, en particulier si ces substances sont associées à celle faisant l'objet de l'évaluation. Si la substance chimique est essentielle ou favorable à la santé humaine, il convient également de prendre en considération les

besoins nutritifs dans l'établissement de la DJA. Les valeurs numériques du facteur d'incertitude varient de 10 à 10 000. Des facteurs d'incertitude supérieurs à 10 000 ne sont pas pertinents, car ils seraient associés à une base de données dont les limitations constitueraient en elles-mêmes un obstacle à la détermination d'une DJA fiable. Lorsque le protocole de l'étude critique comporte des limitations, on peut établir une « DJA provisoire ».

On peut définir la DJA comme suit :

$$DJA = \frac{DSE(N)O \text{ ou } DME(N)O}{\text{Facteurs d'incertitude}}$$

Les facteurs d'incertitude sont assignés par Santé Canada sur la base du jugement professionnel. Santé Canada a également accepté de définir la dose journalière admissible (DJA).

### ***2.3 Valeurs toxicologiques de référence en l'absence d'évaluations de Santé Canada***

La toxicité de la majorité des substances pour lesquelles des recommandations pour la qualité des sols sont élaborées devrait avoir été évaluée par Santé Canada (p. ex. en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, première et deuxième listes des substances d'intérêt prioritaire). Il se peut toutefois que des recommandations soient élaborées pour des substances pour lesquelles Santé Canada n'a pas établi de DJA/CA ou DCRS/CCRS (p. ex. pour l'éthylbenzène).

Dans de tels cas, on peut utiliser des valeurs toxicologiques de référence (VTR) établies par d'autres organismes de réglementation, particulièrement l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) ou l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Les documents justificatifs concernant ces valeurs devraient être examinés avec soin et on fera appel au jugement professionnel pour évaluer l'opportunité de les utiliser au Canada.

Une recommandation pour la qualité des sols élaborée sur la base de valeurs toxicologiques de référence définies par un organisme autre que Santé Canada ou une recommandation élaborée en l'absence de valeurs de référence pour la santé humaine est considérée comme une recommandation provisoire.

## **SECTION 3**

### **EXPOSITION AUX CONTAMINANTS**

#### **3.1 *Exposition aux mélanges de substances chimiques***

Aucune substance chimique n'existe seule dans l'environnement; les études toxicologiques sont toutefois réalisées avec des substances chimiques isolées ou des mélanges simples. Les interactions chimiques (additivité, antagonisme, synergie, transformation, potentialisation) sont donc des facteurs pouvant modifier le risque posé par une substance individuelle. Les effets de ces interactions chimiques sur la toxicité des mélanges ne sont pas bien compris; la majorité des recommandations sont donc élaborées pour des substances chimiques traitées comme si elles se trouvaient isolées dans l'environnement. Il est pourtant parfois possible et désirable d'évaluer des groupes de substances ou de mélanges chimiques.

Dans certains cas, des substances ayant des structures semblables auront le même effet toxique mais avec une intensité différente. Par exemple, la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD) se trouve généralement dans un mélange avec d'autres congénères de la famille des dibenzodioxines polychlorées (PCDD). La toxicité globale d'un mélange de PCDD sera supérieure à la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD qu'il contient. Cette toxicité sera toutefois nettement inférieure à la valeur obtenue en supposant que tous les PCDD ont la même toxicité que la 2,3,7,8-TCDD. Dans un tel cas, les mélanges de PCDD sont évalués comme des équivalents toxiques, la 2,3,7,8-TCDD étant le congénère le plus toxique. Aux autres congénères est attribué un équivalent toxique relatif à la TCDD. Cette approche a également été appliquée au nonylphénol et à ses éthoxylates (Environnement Canada, 2002). L'utilisation des équivalents toxiques suppose que toutes les substances du groupe ont le même mécanisme d'action toxique et les mêmes effets additifs; si l'examen des données toxicologiques révèle qu'il n'en est rien, l'application des équivalents toxiques n'est pas appropriée.

Une autre approche d'élaboration de recommandations pour un mélange de substances chimiques a été utilisée lors de l'élaboration du standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (SP-HCP). Pour élaborer ce standard, on a divisé les hydrocarbures pétroliers présents dans l'environnement en quatre « fractions », puis en plusieurs « sous-fractions » ayant des propriétés physico-chimiques semblables. On a utilisé un ensemble unique de propriétés physico-chimiques représentatives pour représenter chaque sous-fraction et les valeurs toxicologiques de référence représentatives des substances comprises dans chaque sous-fraction ont été appliquées. Cette approche ne requiert pas de mesure des concentrations des composés individuels présents dans le sol; seules les concentrations des fractions sont nécessaires. Cette méthode est détaillée dans la Justification scientifique du SP-HCP (CCME, 2000). Tout comme l'approche utilisant les équivalents toxiques, elle suppose un mécanisme d'action toxique et des effets additifs semblables au sein d'une même fraction.

Il faut évaluer les mélanges chimiques au cas par cas, en se fondant sur le jugement professionnel pour définir la méthode appropriée. Il est prévu que seuls les groupes de

contaminants chimiquement proches seront évalués comme mélanges dans un proche avenir. Pour les mélanges de contaminants plus hétérogènes, il est recommandé d'évaluer chaque substance chimique.

### **3.2 Détermination de la dose journalière estimée**

La population canadienne est exposée à une contamination ambiante présentes dans l'air, l'eau et les aliments. Cette exposition est quantifiée à l'aide de la dose journalière estimée (DJE) pour un contaminant donné. La DJE représente l'exposition ambiante totale type et simultanée à toutes les sources connues ou présumées (air, eau, aliments, sol, produits de consommation) par toutes les voies connues ou présumées (inhalation, ingestion, contact cutané); elle est souvent appelée « évaluation de l'exposition à plusieurs milieux » (annexe D) du Canadien moyen. Cependant, elle ne tient pas compte des expositions pouvant découler d'un lieu contaminé ou assaini. Cette exposition ambiante existe à tout moment. Il faut donc déterminer les risques que pose un lieu contaminé en plus de cette exposition de fond.

En général, les concentrations moyennes présentes dans divers milieux environnementaux utilisées pour estimer l'exposition sont celles qui sont considérées comme des valeurs moyennes ou types par Santé Canada, d'après les rapports originaux et les publications. Les bases de données sur les contaminants de l'environnement peuvent comprendre des valeurs non détectables, en particulier pour les composés organiques. Pour calculer la concentration moyenne, il faut remplacer ces valeurs non détectables par des valeurs numériques. Les méthodes classiques de délimitation employées dans un tel cas utilisent soit une valeur nulle soit la limite de détection, ce qui sous-estime ou surestime la valeur réelle (Haas et Scheff, 1990; Slymen *et al.*, 1994). On peut recourir à une hypothèse intermédiaire simple qui consiste à estimer les valeurs non détectables à la moitié de la limite de détection, bien qu'on puisse ainsi surestimer l'exposition. Au besoin, on peut aussi se servir des données sur les concentrations des contaminants de l'environnement à des endroits spécifiques pour estimer l'exposition ambiante de certains sous-groupes de la population fortement exposés.

Par ailleurs, il faut connaître la durée et la fréquence de l'exposition pour évaluer la dose journalière totale du contaminant absorbée par la population en général. On doit également tenir compte des données appropriées des modèles de comportement et d'activité pour estimer l'exposition ambiante de la population en général.

## **SECTION 4**

### **SCÉNARIOS D'EXPOSITION**

#### **4.1 Hypothèses sur l'exposition**

Lorsqu'on élabore des recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine, il faut s'assurer que l'exposition aux contaminants à la concentration prescrite par la recommandation n'a pas d'effets nocifs sur la santé humaine. À cette fin, le CCME suppose un scénario d'exposition chronique (c.-à-d. une exposition durant toute une vie à un terrain assaini). Cette hypothèse prudente vise à ce qu'aucune limite n'existe au niveau des activités, à l'intérieur de la vocation désignée du terrain. La première étape de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols consiste en un rétrocalcul qui, à partir de la dose journalière admissible (DJA) ou de la dose correspondant à un risque spécifié (DCRS) d'un contaminant, prend en considération toutes les voies appropriées d'exposition directe au sol et aboutit à une concentration générique dans le sol pour une vocation donnée. La deuxième étape a pour but d'examiner les voies d'exposition indirecte et d'éviter la contamination d'un milieu par un autre.

La figure 15 présente de façon schématique les voies possibles d'exposition de l'être humain dans différents milieux. Les voies d'exposition aux contaminants du sol peuvent découler d'une exposition directe ou indirecte au sol, telle que l'ingestion directe de sol contaminé ou le transfert des contaminants entre le sol et d'autres milieux (eau, air, aliments, etc.). Les voies directes d'exposition incluent l'ingestion de sol ou de poussière, l'absorption de contaminants en contact avec la peau et l'inhalation de particules de sol dans les poumons. Les voies d'exposition indirecte comprennent l'ingestion de produits alimentaires cultivés sur un sol contaminé, l'inhalation de vapeurs résultant de la volatilisation des contaminants du sol dans l'air intérieur et l'ingestion d'eau souterraine contaminée par lixiviation des contaminants du sol dans les eaux souterraines. L'élaboration des recommandations est fondée sur les voies d'exposition directe, les voies d'exposition indirecte étant utilisées pour vérifier si les recommandations génériques protègent les récepteurs dans la plupart des scénarios pour une utilisation donnée des terrains.

Les propriétés physiques et chimiques d'un contaminant déterminent son devenir dans l'environnement. Elles conditionnent également les voies d'exposition potentiellement importantes pour les humains. Par exemple, l'exposition par voie cutanée sera de première importance pour les contaminants lipophiles qui peuvent facilement traverser la couche épidermique de la peau. De même, les contaminants ayant une pression de vapeur élevée seront sujets à se volatiliser du sol vers l'air, d'où l'extrême importance de l'exposition par les voies respiratoires.

Le transfert d'une substance chimique d'un sol contaminé vers un autre milieu, tel que l'eau, l'air ou les aliments, peut entraîner une exposition indirecte aux contaminants du sol. On peut modéliser les transferts entre milieux en faisant un certain nombre d'hypothèses sur le scénario d'exposition. Par exemple, l'absorption de contaminants du

sol par les plantes et l'ingestion ultérieure de produits du jardin contaminés peuvent être estimées pour une concentration donnée d'un contaminant du sol.

Le présent document propose un modèle de migration des contaminants organiques du sol vers les eaux souterraines (annexe C), un modèle d'infiltration des contaminants volatils dans l'air intérieur par les sous-sols (annexe E), un modèle de migration des contaminants du sol dans les produits maraîchers, la viande et le lait (annexe F), et un modèle de migration par érosion du sol d'un site industriel vers un site adjacent (annexe G). Les deux exemples suivants montrent comment utiliser ces modèles de migration des contaminants. En premier lieu, les recommandations élaborées pour les terrains industriels ne devraient pas permettre la contamination croisée par érosion des sites adjacents à vocation non industrielle. Le modèle de l'annexe G prévoit un ajustement à la baisse si les recommandations industrielles préliminaires risquent d'entraîner une contamination hors du site. En second lieu, dans un scénario agricole, le modèle de bioconcentration des contaminants dans les aliments (annexe F) peut également entraîner une révision à la baisse des recommandations préliminaires pour la qualité des sols. L'utilisation de ces modèles est décrite aux sous-sections 5.5 et 5.6.

Si l'on juge que le scénario d'exposition utilisé pour élaborer les recommandations génériques est mal adapté au lieu particulier à assainir, on peut se servir d'autres recommandations pour modifier, dans certaines limites, les recommandations génériques au moyen d'objectifs propres au lieu (partie A, sous-section 1.1). Pour ce faire, on peut par exemple éliminer des voies d'exposition, en ajouter ou les calibrer de façon à représenter plus précisément le scénario d'exposition propre à un lieu.

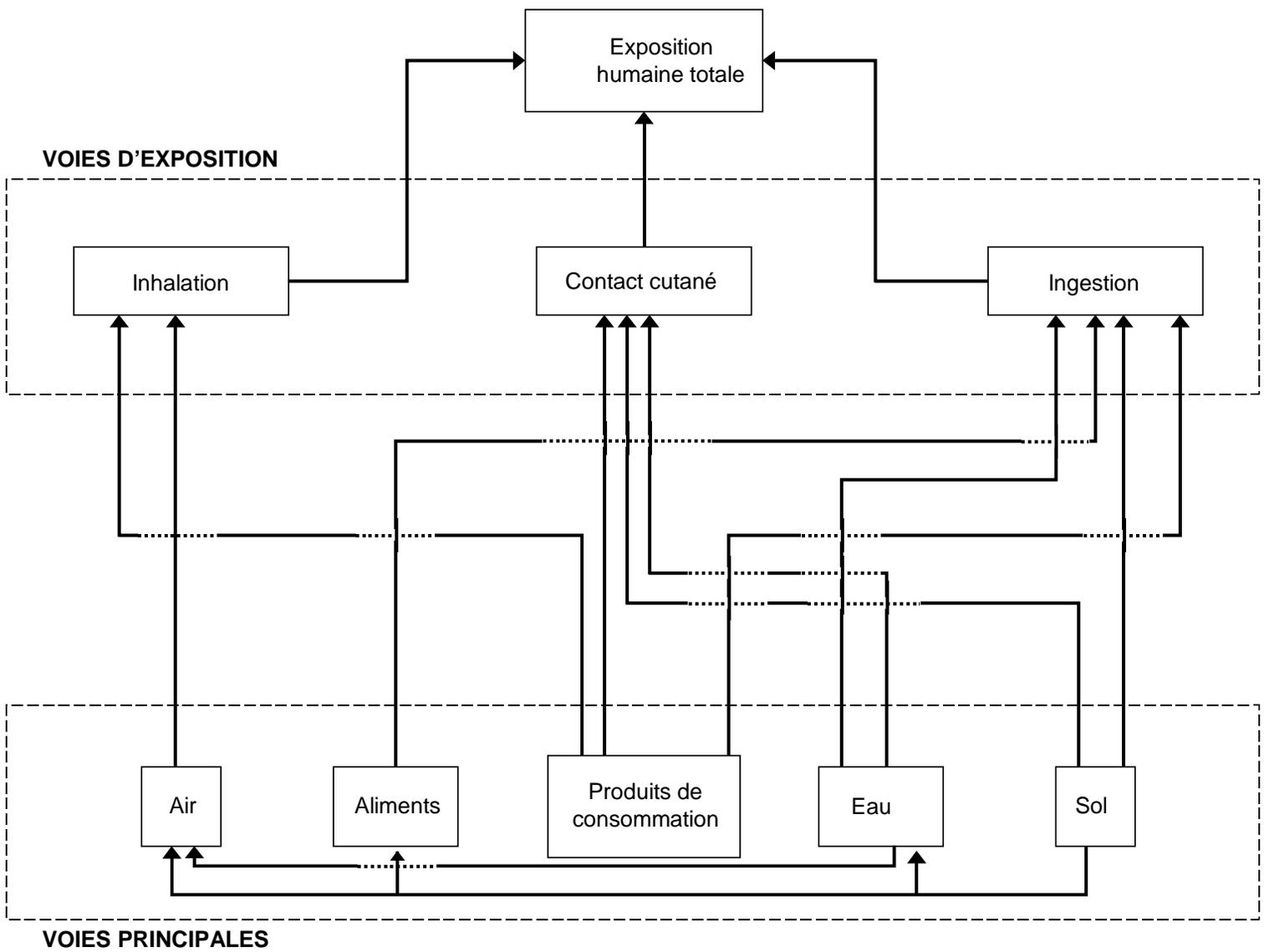
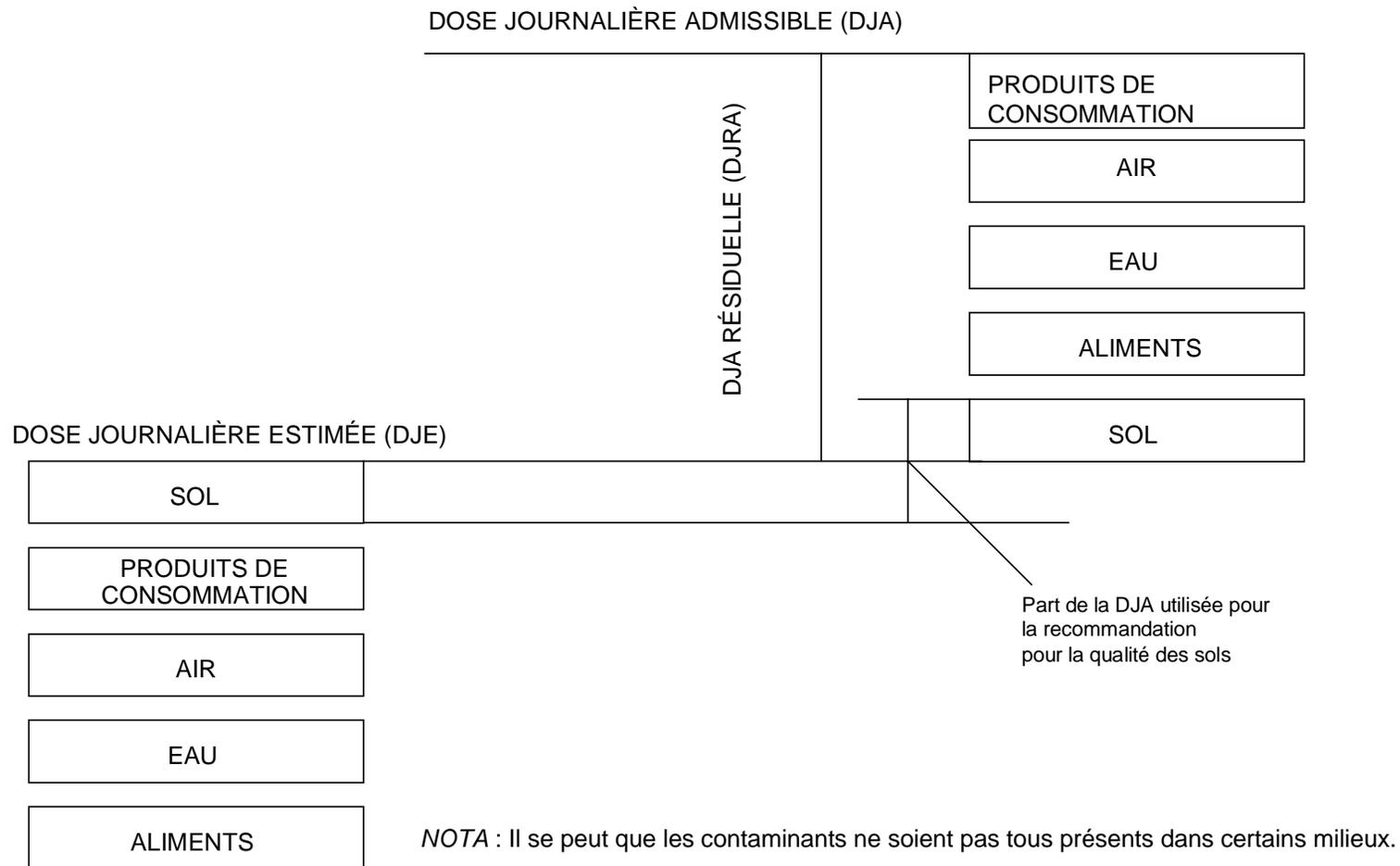


Figure 15. Voies principales d'exposition humaine aux contaminants de l'environnement

#### 4.1.1 Contaminants à seuil d'effet

Pour élaborer une recommandation, il faut attribuer au sol une part de l'exposition totale admissible aux substances chimiques. Pour ce faire, on se base sur la répartition de contaminant admissible dans chaque milieu en proportion de la distribution prévue si chaque milieu était en équilibre (Travis et Hattemer-Frey, 1989). Cela suppose que l'air, l'eau, le sol et les aliments auxquels la majorité des Canadiens sont communément exposés existent dans un tel équilibre. Une grande partie des produits alimentaires consommés au Canada est toutefois importée ou cultivée dans des zones éloignées du lieu de résidence (à l'exception des terres agricoles). De plus, de nombreux Canadiens consomment de l'eau traitée et fournie par une municipalité. Les Canadiens passent par ailleurs une grande partie de leur temps à l'intérieur, où l'air est chauffé, refroidi et souvent contaminé par des émissions issues de divers produits de consommation, matériaux de construction et activités. Les milieux environnementaux sont donc peu susceptibles d'être en équilibre. La répartition de l'exposition admissible entre ces milieux fondée sur un équilibre théorique n'est donc pas appropriée.

Le GTRQS a proposé une solution simple et pratique à ce problème, qui reconnaît qu'aucune source unique ne devrait fournir la totalité de la dose journalière admissible ni même la totalité de la dose journalière résiduelle admissible (DJRA). La DJRA est la différence entre la dose journalière admissible et la dose journalière estimée ( $DJRA = DJA - DJE$ ). Les gens étant potentiellement exposés à cinq milieux primaires (l'air, l'eau, le sol, les aliments et les produits de consommation), le GTRQS propose qu'une valeur par défaut de 20 % de la dose journalière admissible résiduelle soit impartie à chacun de ces cinq milieux (figure 16).



**Figure 16. Élaboration conceptuelle de la recommandation pour la qualité des sols relative aux substances à seuil d'effet d'après l'évaluation de l'exposition à plusieurs milieux et d'après le facteur de répartition attribué au sol (20 %) dans la dose journalière résiduelle admissible (DJRA)**

Dans le cas par défaut, le GTRQS propose de n'impartir que 20 % de la DJRA aux sols aux fins de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols. Ce « facteur de répartition relatif au sol » (FR) de 20 % prévoit donc que 80 % de l'exposition additionnelle admissible soient réservés aux autres milieux (aliments, air, eau et produits de consommation). Bien que ce facteur ait été établi de manière arbitraire, le GTRQS est d'avis que l'exposition totale par tous les milieux (air, eau, aliments et sols contaminés) et toutes les voies directes et indirectes (ingestion, inhalation et absorption cutanée) ne dépassera pas la DJA dans le cas de sols contenant une substance dans les limites prévues par les recommandations. Les recommandations génériques sont calculées après avoir pris en compte la somme de l'exposition de fond au sol et le pourcentage (20 %) de la dose journalière admissible résiduelle attribuée au sol (figure 16).

Selon leurs propriétés physiques et chimiques, il est possible que certains contaminants des sols ne soient pas normalement présents dans les quatre autres milieux (air, eau, aliments et produits de consommation). Par exemple, les hydrocarbures à fort poids moléculaire ont une solubilité et une volatilité très faibles et la contribution de l'air et de l'eau à l'exposition humaine totale peut donc être négligeable. S'il peut être prouvé qu'un contaminant spécifique n'est pas présent dans un milieu donné, la DJRA peut être répartie sur un nombre plus réduit de milieux et le facteur de répartition relatif au sol peut être supérieur à 20 % en utilisant la formule suivante :

$$FR = 100 \% / (\text{nombre de milieux d'exposition applicables})$$

Lorsque la DJE est supérieure à la DJA (DJRA = 0), la population ne peut théoriquement pas être soumise sans risque à une exposition accrue. Dans de telles circonstances, la recommandation provisoire pour la qualité des sols devrait être fixée à la concentration de fond du sol ou à la limite pratique de quantification pour ce contaminant. Puisque cela peut entraîner l'établissement d'un critère passablement restrictif, on devrait vérifier les données et les modèles utilisés pour élaborer la DJE de sorte à garantir leur précision et à évaluer les facteurs régionaux ou particuliers à un site.

#### **4.1.2 Contaminants sans seuil d'effet**

En théorie, on pourrait appliquer la figure 15 aux substances cancérigènes, car bon nombre d'entre elles présentent de faibles niveaux d'exposition de fond. Toutefois, on ne peut calculer la DJA et l'exposition additionnelle admissible pour ces substances, car on présume qu'il existe un niveau de risque pour tout niveau d'exposition autre que zéro.

Pour les besoins du présent protocole, le GTRQS élabore des recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine fondées sur un risque additionnel de  $1 \times 10^{-5}$  et de  $1 \times 10^{-6}$  au-dessus du niveau d'exposition de fond à des sols assainis à la concentration prescrite par la recommandation; les différentes instances peuvent appliquer la recommandation en utilisant l'un ou l'autre de ces niveaux de risque additionnel. On peut calculer un niveau de risque additionnel différent et en tenir compte

dans l'établissement d'un objectif propre à un lieu, sous réserve de l'approbation de l'autorité compétente.

## 4.2 Absorption de substances chimiques par le corps

Le risque sanitaire posé par une inhalation, ingestion ou exposition cutanée particulière dépend de la dose absorbée, qui est fonction des propriétés de la substance et des surfaces corporelles concernées. Il est possible d'utiliser des informations sur l'efficacité de l'absorption (facteurs d'absorption) lors de l'élaboration des recommandations à condition que la dose absorbée lors de la ou des études toxicologiques primaires soit connue. Toutefois, l'étude toxicologique ne stipule généralement qu'une dose ou une exposition administrée. Lorsque l'étude toxicologique critique a utilisé un milieu différent de celui étudié, le facteur d'absorption peut être appliqué pour représenter la différence d'absorption du contaminant par le corps dans les deux milieux différents, lorsque ces informations sont disponibles. Aux fins d'élaboration des recommandations, on suppose généralement que l'efficacité de l'absorption dans une exposition à l'environnement est égale à celle de l'étude toxicologique. Dans de tels cas, le taux d'absorption est déjà intégré à la détermination de la DSE(N)O ou du facteur de pente et aucun ajustement du taux d'absorption n'est nécessaire.

Pour chaque substance chimique, on évalue les données sur son absorption par le corps. Lorsque les doses administrées sont connues, on consultera les rapports scientifiques existants afin de déterminer la possibilité d'attribuer un facteur d'absorption aux voies d'exposition pertinentes.

Lorsque l'on possède suffisamment de données pour évaluer l'absorption dans le corps par la voie d'exposition environnementale à évaluer et la voie d'exposition de l'étude, on peut calculer le facteur d'absorption relative comme suit :

$$FA = \frac{EA_{VE}}{EA_{VS}}$$

où :

- FA = facteur d'absorption relative pour la voie d'exposition dans l'environnement
- EA<sub>VE</sub> = efficacité de l'absorption par la voie ou le milieu d'exposition dans l'environnement
- EA<sub>VS</sub> = efficacité de l'absorption par la voie ou le milieu d'exposition de l'étude

Si l'étude toxicologique primaire est fondée sur une dose absorbée plutôt que sur une dose administrée, l'efficacité de l'absorption par la voie d'exposition dans l'environnement peut être appliquée directement en tant que facteur d'absorption; cela ne sera toutefois pas le cas pour la majorité des contaminants.

La majorité des études de toxicité étant fondées sur des doses de contaminants ingérés ou inhalés, le facteur d'absorption devrait être égal à 1 pour les voies liées à l'ingestion et à l'inhalation, à moins que l'on ne dispose d'informations suffisantes pour évaluer l'efficacité d'absorption relative entre les milieux concernés (p. ex. une étude de toxicité fondée sur l'ingestion du contaminant en solution et une exposition dans l'environnement par ingestion de sol). Les facteurs d'absorption sont davantage susceptibles d'être appliqués pour les voies d'exposition par contact cutané, car peu de DJA sont fondées sur une exposition cutanée.

### **4.3 Récepteurs, voies d'exposition et utilisation des terrains**

#### **4.3.1 Généralités**

L'élaboration d'une recommandation pour la qualité des sols se fait en deux étapes. La première tient compte de toutes les voies d'exposition directe au sol — y compris l'ingestion de sol ou de poussières, le contact cutané et l'inhalation dans les poumons de particules de sol — et des voies indirectes primaires. Les voies indirectes primaires prises en compte lors de cette première étape dépendent du type de contaminant mais peuvent comprendre l'inhalation de vapeurs entrant dans l'air intérieur (pour les contaminants volatils), l'ingestion d'eau souterraine utilisée comme eau potable (pour les contaminants organiques solubles) et la consommation de produits maraîchers (pour les substances ayant tendance à la bioamplification). Cette dernière voie s'applique principalement aux terrains à vocation agricole. L'inclusion d'une voie d'exposition dans l'équation d'élaboration de la recommandation dépend de la qualité de la preuve scientifique soutenant que cette voie contribue à l'exposition. La décision d'exclure du calcul certaines voies d'exposition sera réévaluée à mesure que de nouvelles données scientifiques deviendront disponibles.

Bien que l'ingestion d'eau souterraine utilisée comme source d'eau potable soit considérée comme une voie primaire, pour toutes les utilisations définies des terrains, la recommandation calculée pour cette voie peut être exclue si l'organisme de mise en application le juge approprié.

La deuxième étape dans l'élaboration de la recommandation pour la qualité des sols est la prise en considération des voies d'exposition indirecte au sol par l'utilisation de mécanismes de vérification. Ces mécanismes évaluent l'exposition à l'aide de modèles simplifiés utilisant des intrants génériques maximisant la protection comme valeurs caractéristiques pour chaque terrain. Les voies indirectes considérées comme des mécanismes de vérification sont la consommation de fruits et de légumes dans le cas de terrains à vocation agricole et résidentielle (pour toutes les substances ayant tendance à la bioamplification) et la migration hors site de sol ou de poussière dans le cas de terrains à vocation commerciale ou industrielle.

Le choix des récepteurs sensibles est lié à l'utilisation des terrains. Des recommandations seront élaborées pour quatre utilisations primaires : agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle. Bien que les détails concernant la nature et l'ampleur de

l'exposition découlant de ces quatre types d'utilisation soient différents, l'expression pratique de ces différences dépend du récepteur humain sensible choisi pour représenter l'occupant ou l'utilisateur du terrain et la période d'exposition (c.-à-d. la fréquence, la durée et l'intensité de l'exposition supposée pour chaque utilisation).

Les études montrent que les tout-petits ingèrent quotidiennement des quantités de sol et de poussières beaucoup plus importantes que les adultes, en raison de leur propension à porter des objets à leur bouche, mais aussi du temps qu'ils passent en plein air et à terre. Cette absorption élevée de sol alliée à une masse corporelle plus faible pour « distribuer » la dose signifie que le risque à partir du sol contaminé est plus élevé chez l'enfant que chez l'adulte. En ce qui concerne les expositions cutanées, les considérations liées au comportement sont également susceptibles d'impliquer des proportions de surfaces corporelles plus importantes chez les tout-petits que chez les adultes (le tout-petit étant plus susceptible d'exposer ses membres inférieurs ainsi que son visage, son cou, ses mains et ses bras). Des valeurs typiques de ces caractéristiques et d'autres caractéristiques des récepteurs sont données à l'annexe I.

Dans le cas des substances sans seuil d'effet, le danger est normalement évalué pour un adulte car l'exposition est supposée être continue sur 70 ans; toutefois, des travaux récents indiquent que la susceptibilité potentielle des enfants aux substances cancérigènes devrait également être évaluée lorsque ces informations sont disponibles, afin de veiller à ce que le stade le plus sensible de la vie soit évalué. Pour les substances à seuil d'effet, l'exposition moyenne durant le stade le plus sensible de la vie, qui se situe à la jeune enfance (six mois à quatre ans), est utilisée et les DJA sont mesurées pour ce même stade. Toutefois, lorsqu'un groupe d'âge différent est jugé plus sensible (p. ex. un groupe d'âge ayant une DJA moindre), celui-ci devrait être utilisé comme récepteur.

#### **4.3.2 Scénario défini pour les terrains à vocation agricole**

Le scénario agricole générique défini par le GTRQS est une exploitation mixte abritant une famille et des enfants (en particulier, les tout-petits). Cette ferme générique est une exploitation maraîchère, fruitière, laitière et d'élevage produisant une grande partie des aliments, du lait et de la viande consommés par la famille. La résidence familiale peut être avec ou sans sous-sol et l'eau souterraine peut être utilisée comme source d'eau potable. Les hypothèses d'exposition relatives à un site agricole sont illustrées à la figure 17. D'autres utilisations des terrains sont courantes dans la catégorie agricole mais le GTRQS considère qu'elles représentent rarement une sensibilité environnementale supérieure.

#### **4.3.3 Scénario défini pour les terrains à vocation résidentielle/parc**

Le scénario générique pour les terrains à vocation résidentielle/parc comprend une maison unifamiliale avec un sous-sol et une cour arrière où jouent des enfants (en particulier, les tout-petits). L'eau souterraine peut être utilisée comme source d'eau potable. Les recommandations relatives aux terrains à vocation agricole et aux terrains à vocation résidentielle/parc ne différeront généralement qu'en cas de bioaccumulation

d'un contaminant dans la chaîne alimentaire avec contamination des aliments produits sur le site agricole. Les hypothèses d'exposition relatives aux terrains à vocation résidentielle/parc sont illustrées à la figure 18.

#### **4.3.4 Scénario défini pour les terrains à vocation commerciale**

Le GTRQS a prévu une classification intermédiaire entre les terrains à vocation résidentielle/parc et ceux à vocation industrielle, à savoir les terrains à vocation « commerciale ». Bien qu'elle soit considérée comme une classification à part entière, les conditions d'exposition et les caractéristiques des récepteurs sur un site particulier peuvent avoir de nombreux points communs avec celles définies pour les terrains à vocation résidentielle/parc ou industrielle.

Les emplacements commerciaux sont définis de manière générique comme des lieux où prédominent les activités commerciales plutôt que résidentielles ou industrielles. Un centre commercial urbain constitue un exemple d'emplacement commercial tel que l'envisage le Groupe de travail. Le GTRQS suppose que les gens ne résident pas ou ne s'adonnent pas à des activités manufacturières sur ce genre de site.

Tous les groupes d'âges ont généralement accès à ces sites et certains abritent même des garderies. C'est pourquoi le tout-petit a été choisi comme récepteur critique. En outre, la période d'exposition généralement acceptée pour les emplacements commerciaux est différente de celle des autres sites. L'exposition au sol sur les terrains à vocation commerciale est généralement moins intense, moins longue et moins fréquente que sur les terrains à vocation résidentielle. Les hypothèses d'exposition relatives aux sites commerciaux sont résumées à la figure 19.

Il est difficile de donner une définition absolue des sites commerciaux car leurs récepteurs et caractéristiques d'exposition peuvent être communs aux sites à vocation résidentielle/parc ou industrielle. Le GTRQS conseille donc aux gestionnaires de site d'utiliser la classification des terrains à vocation commerciale avec prudence. Un site en accès libre aux enfants (en particulier, les tout-petits) 24 heures sur 24 ou pouvant être utilisé comme habitation par une personne quelconque ne devrait en aucun cas être considéré comme un site commercial. Dans de telles conditions, la classification appropriée est celle de terrains à vocation résidentielle/parc. Par ailleurs, un site où les enfants ont de nombreux contacts avec le sol, tel qu'un terrain de jeux, devrait être classé comme terrain à vocation résidentielle/parc. De même, les sites interdits aux enfants ou situés dans une zone essentiellement industrielle pourraient être considérés comme des terrains à vocation industrielle plutôt que commerciale. L'autorité compétente devrait être consultée en cas de doute sur la classification des terrains en fonction de leur utilisation.

#### **4.3.5 Scénario défini pour les terrains à vocation industrielle**

Le scénario générique envisagé par le GTRQS comprend une usine où l'on fabrique des produits. Pour les terrains à vocation industrielle, l'accès du public est censé être contrôlé et restreint, et les personnes y passant le plus de temps sont censées être des adultes au

travail. Le récepteur sensible de tels terrains est donc un adulte au travail. Les adultes consomment un quart du sol communément consommé par les tout-petits et ont une masse corporelle cinq fois plus importante pour distribuer les substances absorbées. Les recommandations relatives aux terrains à vocation industrielle sont généralement plus élevées que pour les terrains à vocation agricole ou résidentielle/parc en raison des périodes d'exposition supposées pour ces terrains et du fait que les adultes sont leur récepteur critique.

L'élaboration de concentrations recommandées élevées pour les sites industriels pourrait entraîner la contamination des sites résidentiels par migration hors site du sol et de la poussière. Cette migration potentielle sera contrôlée à l'aide de la procédure décrite à l'annexe G. De même que pour les autres scénarios, on protégera les sources souterraines d'eau potable et les utilisations industrielles de l'eau (traitement alimentaire, etc.). Les recommandations seront établies de manière à protéger la qualité de l'eau potable prélevée de la nappe phréatique située sous un site industriel assaini conformément aux recommandations génériques. Les hypothèses d'exposition relative aux terrains à vocation industrielle sont illustrées à la figure 20.

<b>Terrains à vocation agricole</b>	
Récepteur sensible :	tout-petit adulte <i>(contaminants à seuil d'effet)</i> <i>(contaminants sans seuil d'effet)</i>
Période d'exposition :	24 heures/jour 365 jours/an
Voies d'exposition directe au sol :	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion directe de sol</li> <li>• contact cutané direct avec le sol</li> <li>• inhalation directe de particules de sol</li> </ul>
Voies primaires d'exposition indirecte au sol :	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion d'eau souterraine</li> <li>• infiltration de contaminants volatils dans l'air intérieur par les fondations.</li> <li>• consommation de fruits et de légumes, de viande et de lait produits sur place (pour les substances qui se bioamplifient)</li> </ul>
Hypothèses :	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 % du lait ingéré est produit sur place</li> <li>• 50 % des fruits et des légumes ingérés sont cultivés sur place</li> <li>• 50 % de la viande ingérée est produite sur place</li> </ul>
<p>Les voies d'exposition indirecte au sol sont considérées comme un mécanisme de vérification :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• consommation de fruits et de légumes, de viande et de lait produits sur place (pour les substances qui ne se bioamplifient pas)</li> </ul> <p style="text-align: center;">Hypothèses :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 % du lait ingéré est produit sur place</li> <li>• 50 % des fruits et des légumes ingérés sont cultivés sur place</li> <li>• 50 % de la viande ingérée est produite sur place</li> </ul> <p>Ce mécanisme de vérification peut contribuer à réduire la <math>RQS_{SH}</math> définitive au moyen d'un facteur d'ajustement de gestion.</p>	

**Figure 17. Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation agricole des terrains**

<b>Terrains à vocation résidentielle/parc</b>					
Récepteur sensible :	<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 30%;">tout-petit</td> <td style="text-align: right;"><i>(contaminants à seuil d'effet)</i></td> </tr> <tr> <td>adulte</td> <td style="text-align: right;"><i>(contaminants sans seuil d'effet)</i></td> </tr> </table>	tout-petit	<i>(contaminants à seuil d'effet)</i>	adulte	<i>(contaminants sans seuil d'effet)</i>
tout-petit	<i>(contaminants à seuil d'effet)</i>				
adulte	<i>(contaminants sans seuil d'effet)</i>				
Période d'exposition :	<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 30%;">24 heures/jour</td> </tr> <tr> <td>365 jours/an</td> </tr> </table>	24 heures/jour	365 jours/an		
24 heures/jour					
365 jours/an					
Voies d'exposition directe au sol :	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion directe de sol</li> <li>• contact cutané direct avec le sol</li> <li>• inhalation directe de particules de sol</li> </ul>				
Voies primaires d'exposition indirecte au sol :	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion d'eau souterraine</li> <li>• infiltration de contaminants volatils dans l'air intérieur par les fondations</li> </ul>				
<p>Voie d'exposition indirecte au sol considérée comme un mécanisme de vérification pour les terrains à vocation résidentielle avec des jardins potagers :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• consommation de produits du jardin</li> </ul> <p style="margin-left: 40px;">Hypothèse :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 10 % des fruits et légumes ingérés sont cultivés sur place</li> </ul> <p>Ce mécanisme de vérification peut contribuer à réduire la RQS<sub>SH</sub> définitive au moyen d'un facteur d'ajustement de gestion.</p>					

**Figure 18. Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation résidentielle/parc des terrains**

<b>Terrains à vocation commerciale</b>		
Récepteur sensible :	tout-petit adulte	<i>(contaminants à seuil d'effet)</i> <i>(contaminants sans seuil d'effet)</i>
Période d'exposition :	10 heures/jour 5 jours/semaine 48 semaines/an	
<i>(Nota : terme d'exposition = 1 pour les contaminants sans seuil d'effet)</i>		
Voies d'exposition directe au sol :		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion directe de sol</li> <li>• contact cutané direct avec le sol</li> <li>• inhalation directe de particules de sol</li> </ul>	
Voies primaires d'exposition indirecte au sol :		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion d'eau souterraine</li> <li>• infiltration de contaminants volatils dans l'air intérieur par les fondations.</li> </ul>	
Voies d'exposition indirecte au sol considérées comme mécanismes de vérification :		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• migration hors site des contaminants du sol par érosion éolienne et hydrique</li> </ul>	
Ce mécanisme de vérification peut contribuer à réduire la $RQS_{SH}$ définitive au moyen d'un facteur d'ajustement de gestion.		

**Figure 19. Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation commerciale des terrains**

<b>Terrains à vocation industrielle</b>	
Récepteur sensible :	adulte
Période d'exposition :	10 heures/jour 5 jours/semaine 48 semaines/an
<i>(Nota : terme d'exposition = 1 pour les contaminants sans seuil d'effet)</i>	
Voies d'exposition directe au sol :	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion directe de sol</li> <li>• contact cutané direct avec le sol</li> <li>• inhalation directe de particules de sol</li> </ul>
Voies primaires d'exposition indirecte au sol :	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ingestion d'eau souterraine</li> <li>• infiltration de contaminants volatils dans l'air intérieur par les fondations.</li> </ul>
Voies d'exposition indirecte au sol considérées comme mécanismes de vérification :	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• migration hors site des contaminants du sol par érosion éolienne et hydrique</li> </ul>
Ce mécanisme de vérification peut contribuer à réduire la valeur de la $RQS_{SH}$ définitive au moyen d'un facteur d'ajustement de gestion.	

**Figure 20. Hypothèses d'exposition pour un scénario défini d'utilisation industrielle des terrains**

## **SECTION 5**

### **ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS EN FONCTION DE LA SANTÉ HUMAINE**

Les hypothèses d'exposition utilisées dans le calcul des recommandations relatives au contact direct avec le sol, identifiées comme recommandations relatives au contact direct (santé humaine) (RQSCD) pour chaque type d'utilisation des terrains ont été décrites aux sous-sections 4.3.2 et 4.3.5. L'exposition directe comprend trois voies distinctes qui sont additionnées : l'ingestion de sol, le contact cutané avec le sol et l'inhalation de particules de sol en suspension. Il est probable que pour la majorité des contaminants, l'ingestion de sol sera la voie d'exposition directe dominante. L'inhalation de particules ne devrait pas contribuer significativement à l'exposition directe pour la majorité des substances chimiques; cependant, cette voie pourrait être plus importante dans le cas de substances non volatiles ayant une forte toxicité par inhalation (p. ex. cadmium) (USEPA, 1996).

Les équations et les méthodes numériques utilisées pour calculer les recommandations relatives au contact direct (santé humaine) sont données aux sous-sections 5.1 et 5.2. Toutes les équations et tous les paramètres d'entrée du modèle sont également résumés aux annexes H et I, respectivement.

En principe, en ce qui concerne les contaminants à seuil d'effet, l'exposition totale au sol par des voies directes ne devrait généralement pas dépasser les expositions de fond typiques de plus de 20 % de la dose journalière admissible résiduelle (DJRA), bien qu'un dépassement supérieur à 20 % puisse être admis dans certaines circonstances. Si la substance est définie par Santé Canada comme une substance sans seuil d'effet, le GTRQS élaborera une recommandation correspondant à un risque additionnel d'exposition au sol de  $10^{-6}$ .

Bien que les composés volatils puissent se volatiliser rapidement des sols superficiels auxquels les êtres humains sont susceptibles d'être directement exposés, on élaborera néanmoins des recommandations basées sur le contact direct pour les composants volatils et non volatils. Le contact direct ne devrait pas représenter la voie d'exposition principale pour les composés volatils et, si tel est le cas, cette voie pourrait être éliminée pour un site particulier si les données analytiques disponibles indiquent que les contaminants ne sont pas présents sur les sols superficiels (bien que l'élimination des voies d'exposition directe puisse être accompagnée de restrictions en matière d'utilisation des terrains dans certaines juridictions). L'évaluation de l'inhalation de composés organiques volatils n'est pas nécessaire car ils ne sont généralement pas associés aux matières particulaires présentes dans l'air.

Les recommandations basées sur le contact direct n'assurent pas toujours une protection adéquate en cas d'exposition aiguë d'enfants atteints d'allotriophagie (Calabrese *et al.*, 1997). Lorsque des valeurs de référence adéquates sur la toxicité aiguë sont disponibles, une recommandation relative à la protection des enfants atteints d'allotriophagie devrait être calculée en utilisant les méthodes décrites par Calabrese *et al.* (1997) et présentées dans les documents à l'appui accompagnant la recommandation.

### 5.1 *Élaboration de recommandations pour la qualité des sols relatives au contact direct (santé humaine) pour les substances à seuil d'effet*

On calcule la recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (RPQS<sub>CD</sub>) au moyen de l'équation suivante :

$$RPQS_{CD} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{[(FA_I \times TIS) + (FA_{PE} \times TCC) + (FA_{PO} \times TIH) \times TE_2] \times TE_1} + CFS$$

où :

RQS <sub>CD</sub>	=	recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (mg/kg)
DJA	=	dose journalière admissible (mg/kg mc par jour)
DJE	=	dose journalière estimée (évaluation de l'exposition à plusieurs milieux) (mg/kg-jour)
CPS	=	coefficient de pondération du sol (sans unité)
MC	=	masse corporelle (kg)
CFS	=	concentration de fond dans le sol (mg/kg)
FA <sub>I</sub>	=	facteur d'absorption relative pour l'intestin (sans unité)
FA <sub>PO</sub>	=	facteur d'absorption relative pour les poumons (sans unité)
FA <sub>PE</sub>	=	facteur d'absorption relative pour la peau (sans unité)
TIS	=	taux d'ingestion de sol (kg/jour)
TIH	=	taux d'inhalation de sol (kg/jour)
TCC	=	taux de contact cutané avec le sol (kg/jour)
TE <sub>1</sub>	=	terme d'exposition 1 (sans unité) – jours par semaine/7 x semaines par année/52
TE <sub>2</sub>	=	terme d'exposition 2 (sans unité) – heures par jour/24

Le taux d'inhalation de sol est défini comme la quantité de particules respirables de sol inhalées par jour. Le taux de contact cutané avec le sol est la quantité de sol entrant en contact avec la peau par jour. Le taux d'ingestion de sol est la quantité de sol ingérée par jour. Les facteurs d'absorption peuvent être nécessaires lorsque l'étude de toxicité critique utilisée pour établir la DSE(N)O emploie une dose absorbée plutôt qu'une dose administrée, ou lorsque l'étude de toxicité critique a employé un milieu différent de celui à l'étude; des détails complémentaires sont présentés à la sous-section 4.2. Les taux d'ingestion, de contact cutané et d'inhalation de sol sont alors multipliés par les facteurs d'absorption correspondants (FA), lorsque ces données sont disponibles. Le terme d'exposition est le rapport entre la période d'exposition définie pour chaque catégorie de terrain et la période maximale d'exposition (24 heures/jour x 365 jours/année). Il convient de préciser que l'exposition heures/jour n'est pas considérée pour l'ingestion de sol ou le contact cutané, conformément aux recommandations de Santé Canada, car on estime que les taux d'ingestion de sol et de contact cutané ne sont pas uniformes tout au long de la journée.

Le type de sol n'influe pas sur la  $RQS_{CD}$ , à moins que l'on possède suffisamment de données pour déterminer des facteurs d'absorption relative distincts pour les sols à texture fine et les sols à texture grossière.

Dans certains cas, le mécanisme de toxicité peut varier selon les voies d'exposition, et des DJA différentes peuvent être utilisées (p. ex. dans de nombreux cas, il y a des DJA par voie orale et des DJA par inhalation différentes, et certaines substances chimiques sont considérées comme des substances chimiques à seuil d'effet pour certaines voies d'exposition et comme des substances chimiques sans seuil d'effet pour d'autres). Dans ces cas seulement, on peut évaluer séparément les voies d'exposition directe en éliminant les termes associés aux autres voies d'exposition dans l'équation ci-dessus. Par exemple :

Ingestion de sol seulement :

$$RPQS_{SH-IS} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_I \times TIS) \times TE_1} + CFS$$

Contact cutané seulement :

$$RPQS_{SH-CC} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_{PE} \times TCC) \times TE_1} + CFS$$

Inhalation de particules seulement :

$$RPQS_{SH-IP} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_{PO} \times TIH) \times TE_1 \times TE_2} + CFS$$

La  $RSQ_{EDSH}$  correspond à la plus faible valeur calculée pour l'une de ces voies d'exposition.

## ***5.2 Élaboration de recommandations pour la qualité des sols relatives au contact direct (santé humaine) pour les substances sans seuil d'effet***

Si la substance est définie par Santé Canada comme une substance sans seuil d'effet, le GTRQS élaborera des recommandations représentant un risque additionnel d'exposition au sol de  $10^{-5}$ . D'autres niveaux critiques de risque peuvent être facilement intégrés par les autorités compétentes ou au niveau des objectifs particuliers à un terrain. On calcule la recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) comme suit :

$$RPQS_{CD} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_I \times TIS) + (FA_{PE} \times TCC) + (FA_{PO} \times TIH) \times TE} + CFS$$

où :

RQS <sub>CD</sub>	=	recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (mg/kg)
DCRS	=	dose correspondant à un risque spécifié (mg/kg-jour)
MC	=	masse corporelle (kg)
CFS	=	concentration de fond du sol (mg/kg)
FA <sub>I</sub>	=	facteur d'absorption relative pour l'intestin (sans unité)
FA <sub>PO</sub>	=	facteur d'absorption relative pour les poumons (sans unité)
FA <sub>PE</sub>	=	facteur d'absorption relative pour la peau (sans unité)
TIS	=	taux d'ingestion de sol (kg/jour)
TIH	=	taux d'inhalation de sol (kg/jour)
TCC	=	taux de contact cutané avec le sol (kg/jour)
TE	=	terme d'exposition (sans unité) = 1

L'adulte est le récepteur puisque l'on considère le risque de cancer au cours d'une vie. Les facteurs d'absorption peuvent être nécessaires lorsque l'étude critique de toxicité utilisée dans l'élaboration du facteur de pente relatif au cancer emploie une dose absorbée plutôt qu'une dose administrée. Les facteurs d'absorption peuvent aussi être nécessaires lorsque l'étude critique de toxicité emploie un milieu différent de celui à l'étude dans l'élaboration du facteur de pente relatif au cancer (voir sous-section 4.2). Les taux d'ingestion, de contact cutané et d'inhalation de sol sont alors multipliés par les facteurs d'absorption relative (FA) correspondants, lorsque ces données sont disponibles. Pour les substances sans seuil d'effet, le terme d'exposition pour toutes les utilisations (y compris commerciales et industrielles) est égal à 1, car la durée d'exposition (à savoir 10 heures/jour, 5 jours/semaine, 48 semaines/année pendant 30 à 40 années d'une vie) dépasse la période de latence probable de la majorité des substances cancérigènes.

Le type de sol n'influe pas sur la RQS<sub>CD</sub>, à moins que l'on possède suffisamment de données pour déterminer des facteurs d'absorption relative distincts pour les sols à texture fine et les sols à texture grossière.

Comme pour les substances chimiques à seuil d'effet, si le mécanisme de toxicité diffère selon les voies d'exposition, on peut évaluer séparément une ou la totalité des voies d'exposition par contact direct, la plus faible valeur calculée devenant la RQS<sub>CD</sub>. Les équations pour chacune des voies d'exposition sont les suivantes :

Ingestion de sol seulement :

$$RPQS_{SH-IS} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_I \times TIS) \times TE} + CFS$$

Contact cutané seulement :

$$RPQS_{SH-CC} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_{PE} \times TCC) \times TE} + CFS$$

Inhalation de particules seulement :

$$RPQS_{SH-IP} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_{PO} \times TIH) \times TE} + CFS$$

### **5.3 *Recommandations pour la protection des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable***

#### **5.3.1 Généralités**

Les sols sont reliés à la nappe phréatique au niveau hydrologique. La contamination des sols peut donc entraîner celle de la nappe phréatique. Dans certains cas, les sols peuvent être hydrologiquement liés à des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable ou susceptibles de l'être. Les recommandations pour la qualité des sols doivent donc offrir une protection en ce qui concerne l'utilisation potentielle des eaux souterraines comme source d'eau potable (les concentrations prévues de contaminants dans les eaux souterraines d'un lieu assaini ne pouvant dépasser les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada).

À certains endroits, l'utilisation d'eau souterraine contaminée comme source d'eau potable ne sera pas préoccupante en raison :

- de règlements municipaux interdisant l'utilisation de puits d'eau potable;
- d'eaux souterraines peu profondes naturellement non potables; ou
- de l'absence de connexion hydrologique entre les sols contaminés et les aquifères, avec une alimentation suffisante pour permettre son utilisation comme source d'eau potable.

L'application des recommandations pour la protection de l'eau souterraine potable ( $RQS_{EP}$ ) n'est donc pas obligatoire lorsque l'on peut prouver, dans le cas d'un site particulier, que les sources d'eau potable existantes ou potentielles ne sont pas susceptibles d'être affectées.

#### **5.3.2 Calcul de valeurs guides pour les sources d'eau souterraine potable**

En l'absence de Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada s'appliquant au contaminant évalué, on peut définir une concentration admissible dans l'eau potable (valeur guide pour les sources d'eau souterraine) au moyen de l'équation suivante :

$$VGP = \frac{DJA \times MC \times CPE}{TIE} \quad \text{ou} \quad VGP = \frac{DCRS \times MC}{TIE}$$

où :

VGSES	=	valeur guide pour les sources d'eau souterraine (mg/L)
DJA	=	dose journalière admissible (mg/kg/jour)
CPE	=	coefficient de pondération de l'eau (sans unité)
DCRS	=	dose correspondant à un risque spécifié (mg/kg-jour)
MC	=	masse corporelle (kg)
TIE	=	taux d'ingestion d'eau (L/jour)

En général, la masse corporelle et le taux d'ingestion d'eau doivent être fondés sur la dose journalière de 1,5 L d'eau potable chez un adulte de 70,7 kg (Santé Canada, 2003b). Toutefois, le cas échéant, la VGSES peut être dérivée en fonction de la dose au sein de la sous-population la plus vulnérable (p. ex., femmes enceintes, enfants, etc.). Pour les substances sans seuil d'effet, la dose correspondant à un risque spécifié doit être fondée sur un risque de cancer incrémentiel à vie de  $10^{-6}$ .

Lorsque la valeur seuil pour l'eau potable est supérieure à la solubilité en phase pure du contaminant, le calcul de la  $RQS_{EP}$  n'est pas nécessaire pour ce contaminant.

Le coefficient de pondération de l'eau (CPE) est analogue et est normalement égal au CPS (sous-section 4.1.1). Comme pour le CPS, la valeur par défaut du CPE est 0,2.

### 5.3.3 Élaboration de la $RQS_{EP}$

On élabore la  $RQS_{EP}$  à l'aide du modèle sur les eaux souterraines présenté à l'annexe C, la recommandation pour l'eau potable ou la valeur guide pour les sources d'eau souterraine étant appliquée en tant que concentration dans les eaux souterraines jugée admissible pour les récepteurs. Aux fins de l'élaboration des recommandations génériques, on suppose que le sol contaminé est en contact avec les eaux souterraines et qu'un puits d'eau potable pourrait être aménagé aux abords du site assaini (la distance latérale entre la source et le récepteur est égale à zéro et le transport à travers la zone saturée n'est pas pris en compte).

## 5.4 Recommandations pour la protection de la qualité de l'air intérieur

Des composés organiques volatils ont migré dans le sous-sol de résidences à partir de réservoirs de stockage souterrains laissant échapper des combustibles à base de pétrole ou de sites d'enfouissement de déchets dangereux où du chlorure de vinyle a été éliminé de façon inadéquate (Stephans *et al.*, 1986). La contamination de l'air intérieur par volatilisation à partir du sol contaminé est une voie d'exposition critique aux composés organiques volatils. Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine doivent donc protéger la qualité de l'air intérieur.

Les contaminants volatils sont adsorbés par les particules de sol, dissous dans l'eau de porosité ou présents en phase vapeur dans les pores du sol. Les proportions relatives du contaminant dans chaque phase dépendent de diverses propriétés chimiques, dont le coefficient de partition du carbone organique ( $K_{co}$ ), la solubilité et la pression de vapeur. Cette relation est détaillée à l'annexe A.

Une fois en phase vapeur, les composés organiques volatils migrent dans les bâtiments par diffusion et par différence de pression barométrique entre le gaz du sol et l'air intérieur. La migration dans l'air intérieur dépend également de plusieurs facteurs, dont le type de sol, la profondeur ou la distance de la zone contaminée par rapport à la fondation du bâtiment, le type de fondation, le taux de renouvellement de l'air dans le bâtiment et les dimensions du bâtiment. Ces processus sont évalués à l'aide d'un modèle analytique élaboré par Johnson et Ettinger (1991) et présenté en détail à l'annexe E.

La recommandation pour la qualité des sols relative à la protection de la qualité de l'air intérieur ( $RQS_{QAI}$ ) est calculée à l'aide des équations présentées à l'annexe H et des paramètres d'entrée du modèle présentés à l'annexe I. La concentration admissible dans l'air intérieur associée à la contamination du sol est la concentration de référence (CR) ou la concentration admissible (CA) moins la concentration de fond dans l'air intérieur pour les substances à seuil d'effet, ou la concentration correspondant à un risque spécifique (CCRS) pour les substances sans seuil d'effet. Si l'on ne dispose que d'une dose journalière admissible (DJA) ou d'une dose correspondant à un risque spécifique (DCRS), une valeur de référence de toxicité par inhalation peut être calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$CA = \frac{DJA \times MC}{TA} \quad \text{ou} \quad CCRS = \frac{DCRS \times MC}{TA}$$

où :

DJA	=	dose journalière admissible (mg/kg/jour)
DCRS	=	dose correspondant à un risque spécifique (mg/kg-jour)
MC	=	masse corporelle (kg) du récepteur critique (annexe I)
TA	=	taux d'inhalation d'air ( $m^3$ /jour) du récepteur critique (annexe I)

On notera qu'une CA ou une CCRS extrapolée à partir d'une valeur de référence de toxicité orale peut comporter d'énormes incertitudes, car les organes cibles et les mécanismes de toxicité peuvent varier selon qu'il s'agit d'une exposition par inhalation ou d'une exposition par voie orale. Toutefois, en l'absence de valeur de référence de la toxicité par inhalation, l'utilisation d'une valeur de référence de toxicité extrapolée est jugée préférable à l'exclusion de la voie d'exposition pour la protection de la qualité de l'air intérieur pour un composé organique volatil.

## 5.5 *Évaluation de la contamination des fruits et légumes, du lait et de la viande*

Les humains peuvent être indirectement exposés aux contaminants du sol par la contamination des fruits et légumes, de la viande et de lait dans la chaîne alimentaire. Dans le cas de terrains agricoles, une certaine quantité de viande, de fruits, de légumes et de lait sera vraisemblablement produite et consommée sur place. Les fruits et les légumes cultivés dans des jardins résidentiels peuvent également représenter une source d'exposition humaine aux contaminants. Pour veiller à ce que les recommandations pour la qualité des sols ne contribuent pas de manière inacceptable à la dose journalière totale de contaminants provenant des fruits et des légumes, de la viande et de lait, il faut comparer cette dose aux doses prévues de contaminants associées à ces sources.

La méthode et les hypothèses utilisées pour estimer la dose journalière de contaminants dans des aliments cultivés sur un lieu contaminé sont décrites à l'annexe F. La méthode est fondée sur l'utilisation de facteurs de bioconcentration. L'identification d'aliments préoccupants en ce qui a trait à la bioconcentration dépend des propriétés physico-chimiques du contaminant. En ce qui concerne les terrains agricoles, le GTRQS suppose que 50 % de la viande, des fruits et des légumes et 100 % du lait consommés par les résidents sont produits sur place (annexe F). Ces hypothèses reflètent les variations entre saisons de croissance et la dépendance vis-à-vis d'autres sources d'aliments. Pour les terrains résidentiels, il suppose que 10 % des fruits et des légumes (aucune viande ou au aucun lait) proviennent d'un potager. La  $RQS_{IA}$  est calculée à l'aide de la DJA et de la DJE avec le facteur de répartition attribué au sol ou la dose correspondant à un risque spécifié indiqués à l'annexe F; les équations et les paramètres d'entrée des modèles sont précisés dans les annexes H et I. Les concentrations calculées dans la nourriture sont par ailleurs comparées aux limites maximales de résidus (LMR) définies par la *Loi sur les aliments et drogues* (1985). Si ces LMR sont dépassées, on abaissera la  $RQS_{IA}$  pour prévenir toute contamination inacceptable de la viande, du lait, des fruits ou des légumes.

Le GTRQS est conscient du manque de précision de ce modèle, de l'incertitude entourant les hypothèses et de l'utilisation du jugement scientifique pour définir les paramètres d'entrée. Il recommande donc d'évaluer à titre de mécanisme de vérification les voies d'ingestion de la viande, des fruits, des légumes et du lait dans le cas de substances dont rien ne laisse penser qu'elles aient tendance à la bioamplification. Si la substance n'a pas tendance à la bioamplification, on devra appliquer le jugement professionnel avant d'utiliser le résultat comme recommandation générique (il s'agit d'une voie d'exposition devant être examinée pour les substances qui ont tendance à la bioamplification), selon le niveau de confiance à l'égard de la recommandation élaborée. De faibles recommandations peuvent en particulier être calculées pour certains composés organiques qui, dans la réalité, seraient susceptibles d'être métabolisés, particulièrement lorsque les facteurs de bioconcentration sont estimés à partir du coefficient de partage octanol-eau ( $K_{oe}$ ) (annexe F).

Reconnaissant les variations possibles des modes de vie, les aspects géographiques et la fréquence de la consommation de produits du jardin, le GTRQS hésite à tenir compte de

la consommation d'aliments locaux lors de l'élaboration de recommandations génériques concernant un terrain à vocation résidentielle. Il propose que ces recommandations ne tiennent pas compte de l'exposition due à la consommation de fruits et de légumes locaux. Toutefois, les valeurs des recommandations résidentielles calculées sur la base d'une consommation de produits du jardin de 10 % seront disponibles dans chaque document d'évaluation des contaminants. Dans le cas des terrains résidentiels sur lesquels sont cultivés des fruits et des légumes, le GTRQS propose d'envisager que les recommandations résidentielles génériques soient modifiées de sorte à inclure cette voie d'exposition lors de la définition d'un objectif d'assainissement propre à un lieu.

### ***5.6 Migration hors site de sol et de poussière provenant de terrains commerciaux ou industriels***

Le GTRQS élabore les recommandations relatives aux terrains industriels et commerciaux à l'aide d'un scénario d'exposition tenant uniquement compte de l'exposition sur place (c.-à-d. pendant une semaine de travail normale). Cependant, l'érosion éolienne et hydrique du sol et le dépôt qui en résulte peuvent entraîner le transfert de sol contaminé d'un lieu vers un autre.

Le GTRQS a donc mis au point un modèle qui tient compte du transfert possible de sol d'un terrain à vocation commerciale ou industrielle vers des terrains adjacents à vocation plus sensible (p. ex. des terrains agricoles ou résidentiels). Cette procédure est brièvement décrite ci-dessous. Les détails et les hypothèses concernant ce modèle sont décrits à l'annexe G. Ce mécanisme de vérification ne s'applique pas aux composés organiques volatils, qui ne sont théoriquement pas associés aux particules de sol transportées par le vent et l'eau.

L'équation universelle de perte de sol et l'équation de l'érosion éolienne sont utilisées pour estimer le transfert de sol vers une propriété adjacente. Il est possible de calculer la concentration dans le sol érodé provenant d'un site industriel qui augmentera la concentration de contaminant dans le sol récepteur jusqu'au niveau de la recommandation pour les terrains à vocation agricole ou résidentielle/parc à l'intérieur d'une période de temps donnée; cette concentration est utilisée comme recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine basée sur la migrations hors site ( $RQS_{MH-SH}$ ). Le GTRQS est conscient du manque de précision de ce modèle, de l'incertitude entourant les hypothèses et de l'utilisation du jugement scientifique pour définir les paramètres d'entrée; cette voie d'exposition est donc considérée comme un mécanisme de vérification et l'on devra faire appel au jugement professionnel pour déterminer si elle doit modifier la  $RQS_{SH}$ . Sur certains terrains industriels, on peut mettre en place des mesures de gestion pour prévenir ou limiter les pertes de sol dues à l'érosion de surface. Des mesures adaptées à ce type de situation figurent dans les indications données pour l'élaboration de recommandations en fonction des spécificités du site.

### ***5.7 Examen de voies d'exposition supplémentaires***

La plupart du temps, les voies d'exposition décrites ci-dessus devraient suffire à l'élaboration des recommandations visant à protéger la santé humaine. Il existe néanmoins d'autres voies d'exposition, telles que la volatilisation de substances chimiques d'un approvisionnement en eau domestique. S'il ressort de la littérature qu'une autre voie d'exposition peut comporter des risques, il convient de l'évaluer. Le présent document ne propose pas de conseils spécifiques sur l'évaluation des voies d'exposition supplémentaires; dans la mesure du possible, les méthodes publiées par les organismes de réglementation tels que Santé Canada, Environnement Canada ou l'USEPA devraient être appliquées. Le jugement professionnel permettra de déterminer si la recommandation définitive pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine est modifiée par ces voies d'exposition supplémentaires.

## SECTION 6

# ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS DÉFINITIVES POUR LA QUALITÉ DES SOLS EN FONCTION DE LA SANTÉ HUMAINE

Le protocole définit trois types de voies d'exposition : voies requises, voies applicables et mécanismes de vérification.

- Les voies requises doivent être calculées; elles sont incluses dans l'élaboration de la recommandation globale pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (RQS<sub>SH</sub>). Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une voie requise, on ne sera pas en mesure de calculer la RQS<sub>SH</sub>.
- Les voies applicables doivent être calculées si l'on dispose de données suffisantes et, le cas échéant, on doit les inclure dans l'élaboration de la RQS<sub>SH</sub> globale. Toutefois, même si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une voie applicable, on sera en mesure de calculer la RQS<sub>SH</sub>.
- Les valeurs de vérification doivent être calculées si l'on dispose de données suffisantes et, le cas échéant, on peut les inclure ou non (selon le jugement professionnel) dans le calcul de la RQS<sub>SH</sub> globale. Même si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer une valeur de vérification, on sera en mesure de calculer la RQS<sub>SH</sub>.

Les voies d'exposition à évaluer lors du calcul de la RQS<sub>SH</sub> pour chaque utilisation des terrains et chaque type de substances chimiques sont indiquées dans le tableau 3.

**Tableau 3. Voies d'exposition pour l'élaboration de la RQS<sub>SH</sub>**

Voie d'exposition	Terrains à vocation agricole	Terrains à vocation résidentielle/parc	Terrains à vocation commerciale	Terrains à vocation industrielle
- Contact direct (RQS <sub>CD</sub> )	Tous les contaminants <sup>a</sup>	Tous les contaminants <sup>a</sup>	Tous les contaminants <sup>a</sup>	Tous les contaminants <sup>a</sup>
- Eau souterraine potable(RQS <sub>EP</sub> )	Contaminants solubles	Contaminants solubles	Contaminants solubles	Contaminants solubles
- Qualité de l'air intérieur (RQS <sub>QAI</sub> )	Contaminants volatils (sous-sol et dalles sur terre-plein)	Contaminants volatils(sous-sol et dalles sur terre-plein)	Contaminants volatils(dalles sur terre-plein)	Contaminants volatils (dalles sur terre-plein)
- Consommation de fruits, de légumes, de viande, de lait (RQS <sub>IA</sub> )	Examen requis en cas de bioamplification, recommandé pour tous les contaminants <sup>b,c</sup>	Fruits et légumes seulement <sup>b,c</sup>	Aucun	Aucun
- Migration hors site <sup>a</sup>	Aucun	Aucun	Contaminants	Contaminants

(RQS <sub>MH-SH</sub> )			non volatils <sup>b</sup>	non volatils <sup>b</sup>
-------------------------	--	--	---------------------------	---------------------------

a – voie d'exposition devant être examinée (une recommandation définitive ne peut être élaborée sinon)

b – voie d'exposition considérée comme mécanisme de vérification

c – mécanisme de contrôle non pertinent s'il n'y a pas bioaccumulation de la substance

### **6.1 Terrains à vocation agricole**

La recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (RQS<sub>CD</sub>) est calculée à l'aide des équations des sous-sections 5.1 ou 5.2, selon qu'il s'agit d'un contaminant avec ou sans seuil d'effet. Pour les terrains à vocation agricole, des recommandations pour la qualité des sols relatives à l'exposition indirecte aux contaminants du sol par infiltration de composés volatils dans l'air intérieur (RQS<sub>QAI</sub>), à la protection des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable (RQS<sub>EP</sub>) et à l'ingestion de fruits et de légumes, de viande et de lait sur place (RQS<sub>IA</sub>) sont toutes calculées. La RQS<sub>SH</sub> définitive correspond à la valeur la plus faible des recommandations applicables pour la qualité des sols, bien que la RQS<sub>IA</sub> constitue un mécanisme de vérification lorsqu'il n'y pas bioamplification de la substance. De cette manière, la RQS<sub>SH</sub> définitive protège les récepteurs contre toutes les voies potentielles de transfert de contaminants entre milieux. Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la RQS<sub>SH</sub> dans la mesure où l'on a calculé les RQS<sub>CD</sub>; si la substance considérée est connue pour sa tendance à la bioamplification, il faut aussi calculer les RQS<sub>IA</sub>. Si l'on ne répond pas aux exigences relatives aux RQS<sub>CD</sub>, seule une RQS<sub>SH</sub> provisoire peut être élaborée (voir partie D, sous-section 1.4).

### **6.2 Terrains à vocation résidentielle/parc**

La recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (RQS<sub>CD</sub>) est calculée à l'aide des équations des sous-sections 5.1 ou 5.2, selon qu'il s'agit d'un contaminant avec ou sans seuil d'effet. Pour les terrains à vocation résidentielle/parc, la RQS<sub>QAI</sub> et la RQS<sub>EP</sub> sont calculées et la RQS<sub>SH</sub> définitive est établie à la plus faible valeur générée.

Pour les terrains résidentiels avec jardin potager, la vérification relative à la contamination des produits cultivés sur place est calculée et est présentée dans le document d'évaluation du contaminant. Il est possible d'utiliser cette valeur comme objectif particulier au terrain.

Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la RQS<sub>SH</sub> dans la mesure où l'on a calculé les RQS<sub>CD</sub>. Si l'on ne répond pas aux exigences relatives aux RQS<sub>CD</sub>, seule une RQS<sub>SH</sub> provisoire peut être élaborée (voir partie D, sous-section 1.4).

### **6.3 Terrains à vocation commerciale et industrielle**

La recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) ( $RQS_{CD}$ ) est calculée à l'aide des équations des sous-sections 5.1 ou 5.2, selon qu'il s'agit d'un contaminant avec ou sans seuil d'effet. Comme pour les terrains à vocation résidentielle, la  $RQS_{QAI}$  et la  $RQS_{EP}$  sont également calculées et la  $RQS_{SH}$  est établie à la valeur la plus faible. On fera appel au jugement professionnel pour déterminer si la  $RQS_{MH-SH}$  doit être utilisée pour modifier la  $RQS_{SH}$ .

Si l'on ne dispose pas de données suffisantes pour calculer toutes les voies d'exposition applicables, on peut toujours définir la  $RQS_{SH}$  dans la mesure où l'on a calculé les  $RQS_{CD}$ . Si l'on ne répond pas aux exigences relatives aux  $RQS_{CD}$ , seule une  $RQS_{SH}$  provisoire peut être élaborée (voir partie D, sous-section 1.4).

**PARTIE D**

---

## **SECTION 1**

# **ÉLABORATION DE LA RECOMMANDATION DÉFINITIVE POUR LA QUALITÉ DES SOLS**

### **1.1 *Élaboration de la recommandation définitive***

La recommandation définitive proposée pour la qualité des sols ( $RQS_D$ ) devra protéger aussi bien l'environnement que la santé humaine.

La plus rigoureuse des deux recommandations élaborées au moyen de la procédure fondée sur l'environnement ( $RQS_E$ ) (partie B) ou sur la santé humaine ( $RQS_{SH}$ ) (partie C) sera proposée comme  $RQS_D$  pour chaque catégorie de terrain, sous réserve des restrictions exposées à la sous-section 1.2 ci-dessous. La figure 21 donne un aperçu général du processus d'élaboration des recommandations qui décrit les principales étapes menant à la recommandation définitive pour la qualité des sols.

S'il s'avère impossible de calculer la  $RQS_{SH}$  ou la  $RQS_E$  et que la  $RQS_D$  est plus élevée que le critère provisoire de 1991, c'est ce dernier qui fera office de  $RQS_D$ .

L'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des sols est un processus complexe qui doit prendre en compte de nombreux paramètres. Certains de ces paramètres se mesurent avec une grande précision, mais la plupart sont des estimations qui se caractérisent par une très grande variabilité. Compte tenu de ce problème et des autres facteurs d'incertitude qui influent sur le processus d'élaboration de la recommandation (voir partie B, section 6), la valeur de la  $RQS_D$  est arrondie à un maximum de deux chiffres significatifs aux fins de présentation dans les documents d'évaluation.

Il peut arriver qu'une recommandation propre à une voie d'exposition dépasse 1 000 000 mg/kg (c.-à-d. une concentration supérieure à 100 % en poids). Dans ce cas, la recommandation pour la voie d'exposition en question sera désignée par l'abréviation « S.O. » (sans objet).

### **1.2 *Considérations autres que la toxicité***

Outre les risques de toxicité qu'ils présentent pour les humains et les récepteurs écologiques, les contaminants peuvent présenter d'autres effets indésirables, notamment des problèmes de nature esthétique (p. ex. odeurs), un risque d'explosion, la formation de liquide en phase libre ou l'endommagement des équipements et des infrastructures.

Si certains éléments donnent à conclure qu'un contaminant quelconque risque d'avoir une incidence significative sur l'environnement en sus de la toxicité pour les humains et les récepteurs écologiques, il conviendra d'en faire l'évaluation. On élabore une recommandation pour la qualité des sols tenant compte des aspects liés à la gestion ( $RQS_G$ ) pour tenir compte de toute préoccupation supplémentaire que pourrait susciter un contaminant.

Certains contaminants peuvent se dégrader en substances chimiques plus toxiques ou plus mobiles (p. ex. dégradation du trichloroéthylène en chlorure de vinyle). Comme divers facteurs propres au site influent sur les taux de dégradation, les recommandations pour la qualité des sols ne tiennent pas compte de la dégradation en composés plus toxiques. Toutefois, les principaux sous-produits de la dégradation devraient être mentionnés dans les documents scientifiques à l'appui.

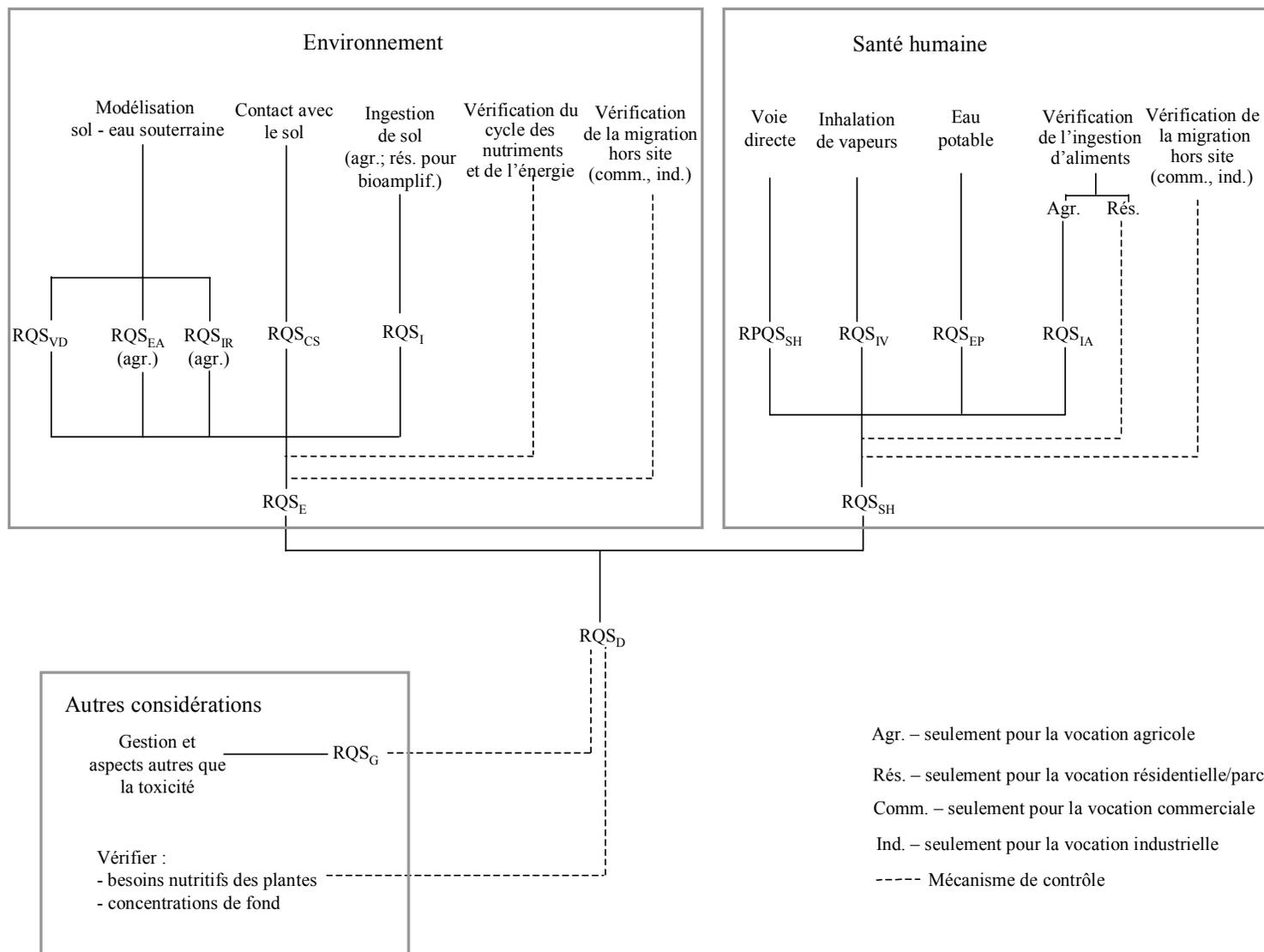


Figure 21. Aperçu des étapes menant à l'élaboration d'une recommandation définitive pour la qualité des sols

L'élaboration de cette  $RQS_G$  risque de s'entourer d'un haut degré d'incertitude et certaines des préoccupations suscitées par les contaminants pourraient de ce fait se prêter uniquement à une évaluation qualitative. Il conviendra donc de faire appel au jugement professionnel pour déterminer s'il y a lieu d'ajuster la  $RQS_D$  en fonction de la  $RQS_G$ .

### ***1.3 Évaluation en fonction des besoins nutritifs des plantes, de la concentration géochimique de fond et des limites pratiques de quantification***

Le GTRQS considère que les recommandations devraient être raisonnables, pratiques et utilisables. Il élabore les recommandations en utilisant des informations obtenues par la recherche scientifique, soutenues par le jugement professionnel lorsqu'il y a des lacunes dans les données. Occasionnellement, des procédures définies fondées sur l'exposition engendrent des recommandations numériques qui contredisent :

- les besoins nutritifs des plantes;
- la concentration géochimique de fond;
- les limites pratiques de quantification.

Quand surviennent de telles contradictions, il faut ajuster les recommandations comme il est décrit ci-dessous.

Certaines substances chimiques (p. ex. le cuivre et le zinc) jugées dangereuses à des concentrations élevées constituent, à des concentrations plus faibles, des éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes. Le GTRQS reconnaît que la  $RQS_D$  calculée pour ces substances peut être insuffisante pour satisfaire les besoins nutritifs. Pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc, les besoins nutritifs des plantes doivent être comblés pour que le sol puisse soutenir les activités primaires de ces terrains (c.-à-d. cultures, pelouses et arbres). En conséquence, le GTRQS recommande que la  $RQS_D$  pour ces catégories d'utilisations des terres soit comparée aux besoins nutritifs minimaux des plantes. Si la  $RQS_D$  ne permet pas de répondre aux besoins minimaux acceptables, la croissance des plantes peut être affectée. La  $RQS_E$  devrait donc être égale à la concentration requise dans le sol pour satisfaire les besoins nutritifs minimaux des plantes. Cette valeur ne s'applique pas aux terrains commerciaux ou industriels puisque la  $RQS_D$  sera probablement supérieure à celle nécessaire pour combler les besoins nutritifs des plantes.

Dans la mesure du possible, la  $RQS_D$  devrait aussi être comparée à la concentration géochimique (non anthropique) de fond acceptable dans le sol pour faire en sorte que la valeur définitive ne soit pas inférieure aux niveaux de fond. La concentration de fond doit refléter une concentration typique des sols les moins perturbés au Canada. Lorsque la  $RQS_D$  est inférieure, le GTRQS recommande de remplacer la  $RPQS_D$  générée à l'aide du présent protocole par la concentration de fond acceptable. Il est important de noter que, bien que la  $RQS_D$  puisse être supérieure aux concentrations de fond typiques des sols les moins perturbés au Canada, il est possible qu'il existe des sites aux concentrations de fond anormalement élevées et dépassant la recommandation. Dans ces cas, les pouvoirs

publics peuvent établir des recommandations propres à un site qui examinent les caractéristiques géologiques uniques de certains endroits.

Enfin, la RQS<sub>D</sub> proposée pour une substance donnée devrait être comparée à la limite pratique de quantification actuellement mesurable au Canada. Lorsque la recommandation est inférieure à la limite raisonnablement mesurable (équivalant en général à cinq fois la limite de détection analytique), il conviendra d'ajouter une note à la recommandation définitive indiquant que « les laboratoires pourraient ne pas être en mesure de mesurer d'une manière fiable les concentrations de ce niveau ». Toutefois, la RQS<sub>D</sub> ne devrait pas être ajustée en fonction de la limite pratique de quantification.

Comme les recommandations sont d'abord fondées sur les effets biologiques et que l'exposition de base est, dans la mesure du possible, incorporée à la procédure d'élaboration, on prévoit que très peu de RQS<sub>D</sub> proposées devront être ajustées. Toutefois, s'il s'avère qu'une RQS<sub>D</sub> doit être ajustée (selon l'une des procédures d'évaluation susmentionnées), il faudra ajouter une note explicative au rapport d'évaluation de la substance.

#### ***1.4 Recommandations provisoires***

Pour élaborer une recommandation définitive pour la qualité du sol, il faut établir des recommandations pour certaines voies d'exposition requises (partie B, section 8; partie C, section 6). Dans certains cas, il pourrait s'avérer impossible d'établir une recommandation pour une voie d'exposition requise, ou de répondre entièrement aux exigences relatives aux données pour la prise en compte d'une voie d'exposition requise. Toutefois, les recherches documentaires produisent souvent des données qui ne satisfont pas aux exigences du protocole relatif aux sols, mais qui fournissent quand même certaines données toxicologiques utiles. En outre, les tests de toxicité fondés sur des méthodes standards peuvent produire des données qui ne satisfont pas aux exigences habituelles de qualité définies par les toxicologues, à cause de problèmes de manipulation et d'évaluation reliés à certaines substances telles que les composés organiques volatils dans le contexte d'un test par contact avec le sol, par exemple.

Même si on reconnaît la nécessité de disposer de données sur la toxicité et l'exposition de la plus haute qualité, on juge qu'il vaut mieux élaborer une recommandation fondée sur des données incomplètes que de se passer de toute recommandation fondée sur le risque. Dans de tels cas, la RQS<sub>E</sub> et la RQS<sub>SH</sub> sont déterminées, mais elles sont qualifiées de « recommandations provisoires » pour tenir compte du degré d'incertitude et des lacunes dans les données. Une recommandation sera également qualifiée de « provisoire » si la DJE dépasse la DJA. Si l'une ou l'autre de la RQS<sub>E</sub> ou de la RQS<sub>SH</sub> sont provisoires, la RQS<sub>D</sub> devra également être considérée comme provisoire.

Les principes directeurs retenus pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols doivent s'appliquer à l'élaboration des recommandations provisoires. Toutefois, comme les exigences relatives aux données sont assouplies, il convient de respecter les principes suivants :

- être préventif, utiliser des facteurs de sécurité plus élevés quand le degré d'incertitude est élevé;
- garder à l'esprit que les  $RQSE$  relatives aux terrains à vocation agricole et résidentielle/parc devraient correspondre approximativement à des concentrations sans effets appréciables, alors que celles visant les terrains à vocation commerciale et industrielle devraient correspondre à des concentrations à faible effet;
- les  $RQSSH$  sont censées favoriser une situation où le sol ne pose aucun risque appréciable pour les humains dans le cadre des activités liées à la vocation du terrain;
- être conséquent avec l'esprit du protocole.

Si la  $RQSD$  provisoire est plus élevée que la recommandation en vigueur — par exemple, le critère provisoire de la qualité des sols de 1991 (le cas échéant) —, la recommandation en vigueur est retenue et fait office de  $RQSD$ .

### 1.5 Présentation des recommandations pour la qualité des sols

Les recommandations pour la qualité des sols seront présentées dans un tableau qui indiquera en détail les valeurs recommandées pour chaque voie d'exposition et la valeur définitive. Le tableau ci-dessous est proposé à titre d'exemple (des tableaux distincts seront préparés pour les sols à texture grossière et les sols à texture fine et pour les substances sans seuil d'effet, pour des niveaux de risque additionnel de  $10^{-5}$  et de  $10^{-6}$ ) :

**Tableau 4. Exemple de présentation des recommandations pour la qualité des sols**

	Utilisation des terrains			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation (<math>RQSD</math>)</b>	<b>##</b>	<b>##</b>	<b>##</b>	<b>##</b>
Élaborée en fonction de la santé humaine/valeurs de vérification				
$RQSSH$ (ou $RQSSH$ )	##	##	##	##
Contact direct ( $RQSCD$ )	##	##	##	##
Protection de la qualité de l'air intérieur – sous-sol ( $RQSOAI$ )	##	##	##	##
Protection de la qualité de l'air intérieur – dalles sur terre-plein ( $RQSOAI$ )				
Protection de l'eau potable ( $RQSEP$ )	##	##	##	##
Vérification de la migration hors site ( $RQSMH-SH$ )	-	-	##	##
Vérification des fruits et des légumes, de la viande et du lait ( $RQSLA$ )	##	##	-	-
Élaborée en fonction de l'environnement/valeurs de vérification				
$RQSE$ (ou $RPQSE$ )	##	##	##	##
Contact avec le sol ( $RQSCS$ )	##	##	##	##
<i>Cote de confiance</i>	<i>cote</i>	<i>cote</i>	<i>cote</i>	<i>cote</i>
Ingestion de sol et de nourriture ( $RQSi$ )	##	## (ou -)	-	-
Protection de la vie aquatique ( $RQSV_A$ )	##	##	##	##
Abreuvement du bétail ( $RQSAB$ )	##	-	-	-
Eau d'irrigation ( $RQSiR$ )	##	-	-	-
Vérification du cycle des nutriments et de l'énergie ( $RQSCNE$ )	##	##	##	##
Vérification de la migration hors site ( $RQSMH-E$ )	-	-	##	##
$SQS_G$ (aspects autres que la toxicité)	##	##	##	##
Critères provisoires pour la qualité des sols (CCME, 1991)	##	##	##	##

## ***1.6 Documents scientifiques justificatifs***

Des documents scientifiques justificatifs sont préparés pour toutes les recommandations pour la qualité des sols. Des documents distincts peuvent être préparés pour les recommandations relatives à la protection de l'environnement et à la santé humaine, ou un seul document peut être élaboré.

Généralement, les documents justificatifs devraient comprendre les sections suivantes :

- Information générale (propriétés physiques et chimiques, méthodes d'analyse, production et utilisation au Canada, sources et concentrations dans les divers milieux environnementaux, sommaire des recommandations existantes)
- Devenir et comportement dans l'environnement
- Comportement et effets dans le biote (recommandations pour la qualité de l'environnement)
- Comportement et effets chez les humains et les mammifères (recommandations pour la protection de la santé humaine)
- Élaboration des Recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement
- Élaboration des Recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine
- Lacunes dans les données et incertitudes

Les documents justificatifs sont résumés dans des fiches d'information, lesquelles sont incluses dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement qui sont publiées.

## RÉFÉRENCES

- Aldenberg, T., et W. Slob, 1991. *Confidence Limits for Hazardous Concentrations Based on Logistically Distributed NOEC Data*. RIVM, Bilthoven, Pays-Bas, Report 719102002.
- Armstrong, V.C., et R.C. Newhook, 1992, « Assessing the Health Risks of Priority Substances Under the Canadian Environmental Protection Act », *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 15:111-121.
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 2002. *ASTM Standards on Environmental Site Characterization*, 2<sup>nd</sup> Edition.
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1996. *Standard practice for conducting early seedling growth tests*. Report E1598-94 Vol. 11.05 (Toxicity Testing). Committee E-47 on biological effects and environmental fate.
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1991. *Protocol for Toxicity Assessment with Tradescantia*. Report E47.11.01 Plant Toxicology). Committee E-47 on biological effects and environmental fate, p. 29. Ébauche.
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1990a. *Standard guide for conducting seed germination and root elongation soil elutriate chronic toxicity bioassay*. Report (E47.11.01 Plant Toxicology). Committee E-47 on biological effects and environmental fate, p. 20. Ébauche.
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1990b. *Standard guide for conducting seedling emergence toxicity tests in soils and sediments from hazardous waste sites*. Report (E47.11.01 Plant Toxicology). Committee E-47 on biological effects and environmental fate, p. 18. Ébauche.
- Beresford, N.A., et B.J. Howard, 1990. « The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals (sheep) », *Sci. Tot. Environ.* 107:237-254.
- Beyer, W.N., E. Conner, et S. Gerould, 1994. « Estimates of soil ingestion by wildlife », *J. of Wildl. Man.* 58:375-382.
- Bonnell, M., 1992. « Predicting the relationship and uncertainty between no observed effect concentration (NOEC) data and short-term toxicity (E/LC50) for soil-dwelling organisms », Abstract in Proceedings. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 13th Annual Meeting, Cincinnati, Ohio, November 8-12.

- Bruce, R.D., et D.J. Versteeg. 1992. « A statistical procedure for modelling continuous toxicity data ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 11:1485-1494.
- Calabrese, E.J., 1978. *Methodological approaches to deriving environmental and occupational health standards*, John Wiley and Sons, New York, N.Y.
- Calabrese, E.J., et C.E. Gilbert, 1993. « Lack of total independence of uncertainty factors: implications for the size of the total uncertainty factor », *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 17:44-51.
- Calabrese, E.J., E.J. Stanek, R.C. James, et S.M. Roberts, 1997. « Soil ingestion: A concern for acute toxicity in children », *Environ. Health Perspect.* 105:1354-1358.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2000. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil : Scientific Rationale - Supporting Technical Document*. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1997a. *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique : annexes techniques*. Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1997b. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996a. *Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : orientation générale*. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996b. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Programme national d'assainissement des lieux contaminés, mars 1996. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996c. *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, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1994. *Manuel d'évaluation de la subsurface des lieux contaminés*. Rapport CCME-EPC-NCSRP-48F, CCME, Winnipeg, 293 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1993. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux*

- contaminés*. Rapport CCME EPC-NCS62F et Rapport CCME EPC-NCS66F, Vol. 1 : Rapport principal, Vol. 2 : Sommaires des méthodes d'analyse. CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1992. *Système national de classification des lieux contaminés*. Rapport CCME EPC-CS39F, CCME, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1991a. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Programme national d'assainissement des lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- Dennemen, C.A.J., et C.M. van Gestel, 1990. *Soil pollution and soil ecosystems: Proposal for C-(testing) values based on ecotoxicological risks*, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Pays-Bas.
- Direction de l'hygiène du milieu, 1989. *Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l'eau potable*, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.
- Direction de l'hygiène du milieu, 1990. *Facteurs de sécurité biologiques et évaluation du risque toxicologique* (90-DHM-154). N° de cat. H49-49/1990F. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Direction de l'hygiène du milieu, 1991. *Évaluation et gestion des risques : guide à l'usage du Bureau des dangers des produits chimiques*, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 2004a. *Essais pour déterminer la toxicité de sols contaminés pour les vers de terre Eisenia andrei, Eisenia fetida ou Lumbricus terrestris*. Rapport EPS 1/RM/43. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 2004b. *Test for measuring emergence and growth of terrestrial plants exposed to contaminants in soil*. Rapport EPS 1/RM/45. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 2004c. *Test for measuring survival and reproduction effects in springtails (Onychiurus folsomi or Folsomia candida) exposed to contaminants in soil*. Rapport EPS 1/RM/47. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.
- Environnement Canada, 2002. *Canadian environmental quality guidelines for nonylphenol and its ethoxylates (water, sediment and soil), scientific supporting document*. Ecosystem Health: Science-Based Solutions Report No. 1-3, Bureau

- national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Ottawa, Canada.
- Environnement Canada, 1994. *Examen des biotests effectués sur des organismes entiers pour l'évaluation de la qualité des sols, des sédiments et des eaux douces au Canada*. Série scientifique, n° 198. Préparé pour la Direction de l'évaluation et l'interprétation, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Ottawa.
- Loi sur les aliments et drogues, 1985*. Loi sur les aliments et drogues. L.R.C. Chapitre F-27. Gouvernement du Canada, Ottawa.
- Fries, G.F., 1987. « Assessment of potential residues in foods derived from animals exposed to TCDD-contaminated soil », *Chemosphere* 16(8/9):2123-2128.
- Greene, J., C.L. Bartels, W.J. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst, G.L. Linder, S.A. Peterson, et W.E. Miller, 1989. *Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites*. EPA 600/3-88/029. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon.
- Haas, C.N., et P.A. Scheff, 1990, « Estimation of averages in truncated samples », *Environ. Sci. Technol.* 24:912-919.
- Hill, E.F., et D.J. Hoffman, 1984. « Avian models for toxicity testing », *J. Amer. Coll. Toxicol.* 3(6):357-376.
- Hoekstra, J.A., et P.K. van Ewijk, 1993. « Alternatives for the no-observed effect level », *Environ. Tox. Chem.* 12:187-194.
- ISO (Organisation internationale de normalisation), 1999. *Inhibition de la reproduction de Collembola (Folsomia candida) par des polluants du sol*. Lignes directrices DIS11267. ISO, Genève, Suisse.
- ISO (Organisation internationale de normalisation), 1998. *Qualité du sol – Effets des polluants vis-a-vis des vers de terre. Partie 2 : Détermination des effets sur la reproduction*. Lignes directrices DIS11268-2. ISO, Genève, Suisse.
- ISO (Organisation internationale de normalisation), 1992. *Effects of soil pollutants on collembola : determination of the inhibition of reproduction*. ISO, Genève, Suisse.
- ISO (Organisation internationale de normalisation), 1991. *Soil determination of the effect of chemical substances on the reproduction of earthworms*. ISO, Genève, Suisse.
- Johnson, P.C., et R.A. Ettinger, 1991. « Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapours into buildings », *Environ. Sci. Tech.* 25:1445-1452.

- Kelly, B.C., et F.A.P.C. Gobas, 2001. « Bioaccumulation of persistent organic pollutants lichen-caribou-wolf food chains of Canada's central and western arctic », *Environ. Sci. Tech.* 35(2):318-324.
- Klassen, C.D., 1986. « Principles of toxicology ». In : *Cassarett and Doull's toxicology, The basic science of poisons, 3rd Edition*, C.D. Klassen, M.O. Andru, et J. Doull (eds.). Macmillan Publ. Co., New York., NY., pp. 11-32.
- Kooijman, S.A.L., 1987. « A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species », *Wat. Res.* 21:269-276.
- Long, E.R., et L.G. Morgan, 1990. *The potential for biological effects for sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program*. Report NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum, Seattle, Wash., 175 pp.
- Mayer, F.L., 1991. *Predicting chronic lethality of chemicals to fishes from acute toxicity data*. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, FL.
- McMurter, H.J.G., 1993. « Survey of soil ingestion estimates: wildlife and domestic animals », Draft. Direction de la santé des écosystèmes, Environnement Canada, Hull, Québec (non publié).
- Meek, M.E., 1989. « Approach to the development of the guidelines for Canadian drinking water quality ». Proceedings of the First National Conference and Annual General Meeting of the Canadian Water and Wastewater Association, Toronto, Ontario, December 3-5.
- Miller, W.E., S.A. Peterson, J.C. Greene, et C.A. Callahan, 1985. « Comparative toxicology of laboratory organisms for assessing hazardous waste sites », *J. Environ. Qual.* 14(4):569-574.
- Nagy, K.A., 1987. « Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds », *Ecological Monographs* 57(2):111-128.
- Newhook, R., 1992. « Revised approach and reference values for exposure assessment for CEPA reference values », Ontario Ministry of Environment and Energy, Priority Substances Section. Note de service interne.
- NISRP (Netherlands Integrated Soil Research Program), 1991. *Report of a workshop on theme B: Development of soil ecotoxicological tests*. NISRP, University of Wageningen, Wageningen, Pays-Bas.

- Norberg-King, T.J., 1988. *An interpolation estimate for chronic toxicity: The IC<sub>p</sub> approach*. Technical Report 05-88, U.S. Environmental Protection Agency, National Effluent Toxicity Assessment Center, Duluth, MN.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), 1993. *OECD guidelines for the testing of chemicals. Method 208: Terrestrial plant growth test*. Paris, France.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), 1988. *Draft report of the OECD workshop on ecological effects assessment*, Prepared by the Chemical Group and Management Committee, Washington, D.C.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), 1984. « Ver de terre, essais de toxicité aiguë », *Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, n° 207. Paris, France.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment), 1988. *Provincial water quality guideline development process*. OMOE, Water Resources Branch, Toronto.
- Paustenbach, D.J., 1989. « A comprehensive methodology for assessing the risks to humans and wildlife posed by contaminated soils: A case study involving dioxin », *The risk assessment of environmental and human health hazards: A textbook of case studies*. Wiley, New York, NY, p. 296.
- Porcella, D.B., 1983. *Protocol for bioassessment of hazardous waste sites*. EPA-600/2-83-054. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.
- Ratsch, H.C., et D. Johndro, 1986. « Comparative toxicity of six test chemicals to lettuce using two root elongation test methods », *Environ. Mon. Assess.* 6:267-276.
- Richardson, G.M., et A.W. Myers, « Risk assessment and its application to risk management in environmental health », *Environmental Health Review* 37(2), 48-55.
- Santé Canada, 2003a. *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés au Canada – Partie II : Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Programme de la sécurité des milieux, Services d'évaluation de la santé environnementale, Santé Canada, Ottawa.
- Santé Canada, 2003b. *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada – Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Programme de la sécurité des milieux, Services d'évaluation de la santé environnementale, Santé Canada, Ottawa.
- Santé Canada, 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Santé Canada, Ottawa.

- SECOFASE, 1993. « Development, improvement and standardization of test systems for assessing sublethal effects of chemicals on fauna in the soil ecosystem ». In : First technical report from a workshop held in Silkeborg, Denmark, January 18-19. H. Lokke and C.A.M. van Gestel (eds.). National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 41 p.
- SERAS (Soil Ecotoxicological Risk Assessment System), 1992. « Report From a Workshop Held in Silkeborg », Denmark, January 13-16, H. Eijsackers and H. Lokke (eds.). National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 60 p.
- Slymen, D.J., A. de Peyster, et R.R. Donohoe, 1994. « Hypothesis testing with values below the detection limit in environmental studies ». *Enviro. Sci. Tech.* 28(5):898-902.
- Smith, S.L., et D.D. MacDonald, 1993. *A protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*, Direction de la santé des écosystèmes, Environnement Canada, Hull. Ébauche.
- Stephans, R.D., N.B. Ball, et D.M. Mar, 1986. « A multi-media study of hazardous waste landfill gas migration », In : *Pollutants in a multimedia environment*, Y. Cohen (ed), Plenum Press, New York, NY.
- Summers, J.K., H.T. Wilson, et J. Kou, 1993. « A method for quantifying the prediction uncertainties associated with water quality models », *Ecological Modelling* 65:161-176.
- Suter, G.W., 1993. *Ecological risk assessment*, Lewis Publ., Chelsea, MI.
- Suter, G.W., 1990. « Endpoints for regional ecological risk assessments », In : *Environ. Man.* 14(1):19-23.
- Suter, G.W., 1989. « Ecological endpoints », In : *Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference document*, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst, et S.S. Baker, Jr.(eds.). EPA 600/3-89/013. Corvallis Environmental Research Laboratory, OR.
- Suter, G.W., T.P. Traas, et L. Posthuma, 2002. « Issues and practices in the derivation and use of species sensitivity distributions », In : *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*, L. Posthuma, G.W. Suter II, et T.P. Traas (eds.), Lewis Publishers, Boca Raton, FL
- Thorton, I., et P. Abrahams, 1983. « Soil ingestion - A major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land », *Sci. Tot. Environ.* 28:287-294.

- Thomas, J.M., et J.F. Cline, 1985. « Modification of the Neubauer technique to assess toxicity of hazardous chemicals in soils », *Environ. Tox. Chem.* 4:201-207.
- Travis, C. C., et H.A. Hattener-Frey, 1989. *Multi-media approach for regulating human exposure to organic chemicals*. Prepared by the Office of Risk Analysis, Health and Safety Research Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. Préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Direction de l'hygiène du milieu, Santé et Bien-être social Canada.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2003. *Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs)*. OSWER Directive 92857-55. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities - Peer review draft*. EPA530-D-99-001. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. *Soil screening guidance : Technical background document*. EPA/540/R-95/128. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- van de Meent, D., T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel, et W. Sloof, 1990. *Desire for levels*. RIVM Report 670101002. The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Pays-Bas.
- van Straalen, N.M., et C.A.J. Denneman, 1989. « Ecotoxicological evaluation of soil Quality Criteria ». *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 18:241-251.
- van Straalen, N., et C.A.M. van Gestel, 1992. « Ecotoxicological test methods using terrestrial arthropods », Detailed review paper for the OECD Test guidelines Program, Amsterdam, Pays-Bas.
- Wagner, C., et H. Lokke, 1991. « Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data », *Wat. Res.* 25:1237-1242.
- Walker, S., et D. MacDonald, 1992. *A discussion paper and proposed protocol on the derivation and use of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife*. Division des recommandations sur la qualité de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, Environnement Canada.
- Wang, W., 1987. « Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants », *Environ. Tox. Chem.* 6:409-414.
- Wang, W., et J.M. Williams, 1988. « Screening and monitoring of industrial effluent using phytotoxicity tests. » *Environ. Tox. Chem.* 7:645-652 (1988).

Zach, R., et K.R. Mayoh, 1984. « Soil ingestion by cattle: A neglected pathway », *Health Physics* 46:426-431.

## ANNEXE A

### PARTAGE DES CONTAMINANTS ENTRE LE SOL, L'EAU DE POROSITÉ ET LE GAZ DU SOL

#### 1.0 *Élaboration d'équations de partage*

La contamination des sols se présente sous trois formes : adsorption des contaminants sur les particules du sol, dissolution dans l'eau de porosité et mélange en phase gazeuse avec le gaz du sol. En l'absence de contaminants en phase libre, la concentration totale d'un contaminant dans un échantillon de sol est définie par l'équation suivante (USEPA, 1996) :

$$C_t = \frac{C_s \rho_a + C_e \theta_e + C_a \theta_a}{\rho_a} \quad [1]$$

où

- $C_t$  = concentration totale de contaminant dans le sol (mg/kg)
- $C_s$  = concentration de contaminant adsorbé sur des particules de sol (mg/kg)
- $C_e$  = concentration de contaminant en phase aqueuse (mg/L)
- $C_a$  = concentration de contaminant en phase gazeuse (mg/L)
- $\rho_a$  = densité apparente du sol sec (kg/L)
- $\theta_e$  = porosité en eau (L-eau/L-sol)
- $\theta_a$  = porosité en air (L-air/L-sol)

Soulignons que l'équation ci-dessus suppose que le sol, l'eau de porosité et le gaz du sol sont inclus dans l'échantillon. Si le gaz du sol n'est pas conservé lors de l'échantillonnage, on pourra prêter à  $\theta_a$  une valeur de zéro (USEPA, 1996). Notons par ailleurs que des métaux peuvent être présents dans une phase minérale qui n'est normalement ni extraite, ni mesurée lors des analyses environnementales.

Plusieurs études ont démontré l'existence d'une corrélation étroite entre la sorption des substances organiques dans les sols et la teneur en matière organique de ces sols (p. ex. Chiou *et al.*, 1979; Hassett *et al.*, 1980). Les résultats de Chiou (1989) donnent à conclure que la linéarité de la sorption par rapport à la concentration de contaminant organique et sa corrélation avec la teneur du sol en matière organique reflètent la dissolution du contaminant organique dans la matière organique du sol plutôt que sa sorption à la surface de cette matière organique. La concentration de contaminant adsorbé est habituellement calculée au moyen d'une isotherme de Freundlich :

$$C_s = K_d \times C_e^{1/n} \quad [2]$$

où

- $K_d$  = coefficient de distribution
- $n$  = constante empirique

Pour la plupart des substances organiques non ioniques,  $n = 1$  et la sorption est une fonction linéaire de la concentration dans la solution à l'équilibre jusqu'à 60 à 80 % de sa solubilité dans l'eau (Hassett et Banwart, 1989). L'équation 1 décrit le rapport entre les concentrations en solution et les concentrations *adsorbées*.

On peut par ailleurs calculer la valeur de  $C_a$  à partir de  $C_e$  et de la constante de Henry sans unité ( $H'$ ) (USEPA, 1996) comme suit :

$$C_a = C_e H' \quad [3]$$

Pour la plupart des composés inorganiques (à l'exclusion du mercure), la pression de vapeur est négligeable et on peut supposer que  $H' = 0$ .

En intégrant les équations 2 et 3 dans l'équation 1 et en réarrangeant le tout, on obtient une équation décrivant le rapport entre la concentration totale de contaminant dans le sol et la valeur de  $C_e$  :

$$C_t = C_e \left( K_d + \frac{\theta_e + H' \theta_a}{\rho_a} \right) \quad [4]$$

Cette équation définit le partage du contaminant entre le sol et l'eau de porosité et sert à l'élaboration des recommandations pour la protection des eaux souterraines.

On peut dériver un rapport similaire pour décrire le partage du contaminant entre le sol et le gaz du sol aux fins de la protection de la qualité de l'air intérieur en substituant dans l'équation 4 la valeur obtenue pour  $C_e$  dans l'équation 3 et en réarrangeant le tout pour obtenir :

$$C_a = \frac{C_t H' \rho_a}{\theta_e + K_d + H' \theta_a} \quad [5]$$

## 2.0 Coefficient de distribution ( $K_d$ ) pour les contaminants organiques non dissociables

En ce qui concerne les contaminants organiques non dissociables, on a démontré l'existence d'un rapport entre  $K_d$  et la teneur du sol en carbone organique :

$$K_d = K_{co} f_{co} \quad [6]$$

où  $K_{co}$  = coefficient de partage du carbone organique (L/kg)  
 $f_{co}$  = fraction de carbone organique dans le sol (g/g)

Ce rapport n'existe pas dans les sols à très faible teneur en carbone organique, où l'adsorption aux surfaces minérales peut devenir significative. La teneur en carbone organique à partir de laquelle ce rapport s'établit dépend des propriétés chimiques et

édaphiques (USEPA, 1996); pour les teneurs en carbone organique inférieures à 0,001, il pourrait s'avérer nécessaire de procéder à une évaluation propre au site.

### 3.0 Coefficient de distribution ( $K_d$ ) pour les contaminants organiques dissociables

Les isothermes de partage à l'équilibre décrivent efficacement le comportement des contaminants organiques qui ne se dissocient pas dans les sols. Cette description peut être étendue aux contaminants organiques qui se dissocient, à condition que la sorption des formes dissociées et non dissociées soit comprise et facile à examiner.

Ces conditions s'observent dans le cas de certains acides organiques faibles comme les chlorophénols puisque seule la forme non dissociable se prête à une sorption notable. Comme beaucoup d'autres anions, le phénate généré par la dissociation du chlorophénol parent est mobile dans les sols. À cause de cette différence, il est possible de prédire la séparation du chlorophénol à partir de la concentration de la forme non ionisée, laquelle dépend du pH. Le coefficient de distribution dépendant du pH correspond au produit du coefficient de partage pour le chlorophénol et de la proportion de la forme non ionisée (Schellenberg *et al.*, 1984) :

$$K_d = K_{co} \times F_{co} \times Q \quad [7]$$

où

- $K_{co}$  = coefficient de partage normalisé du carbone organique pour le chlorophénol non ionisé
- $F_{co}$  = fraction de carbone organique du sol
- $Q$  = proportion de chlorophénol sous forme non ionisée

Notons que les données expérimentales desquelles découle le  $K_{co}$  sont pertinentes à la concentration de chlorophénol non dissocié.

La valeur de  $Q$  est calculée à partir de l'expression de l'acidité à l'équilibre pour le chlorophénol :

$$Q = 1/(1 + K_a/[H^+]) \quad [8]$$

où  $K_a$  = constante d'acidité

En substituant les équations 7 et 8 dans l'équation 4, on obtient :

$$C_t = C_e \left( \frac{K_d}{1 + \frac{K_a}{[H^+]}} + \frac{\theta_e + H'\theta_a}{\rho_a} \right)$$

Pour calculer la concentration totale dans le sol d'un contaminant faiblement acide en état d'équilibre avec la quantité souhaitée d'eau, il faut aussi connaître :

- le pH du sol;
- la constante d'acidité du contaminant;
- le coefficient de partage de l'acide non ionisé.

Ce traitement mathématique ne peut s'appliquer aux contaminants organiques qui s'ionisent (protonation) en formes cationiques (p. ex. amines) puisque dans les sols, les cations font l'objet d'une adsorption concurrentielle sur les colloïdes dont la concentration varie en fonction du type de sol.

#### **4.0 Coefficient de distribution ( $K_d$ ) pour les substances chimiques inorganiques**

Le partage des métaux entre le sol et l'eau dépend de plusieurs facteurs dont le pH, la capacité d'échange cationique, la teneur en oxyde de fer et les conditions d'oxydo-réduction. Il est donc difficile de déterminer la valeur de  $K_d$  pour les métaux. Les valeurs avancées pour des métaux particuliers peuvent varier de plus de cinq ordres de grandeur. En conséquence, il n'est pas jugé approprié, à l'heure actuelle, d'élaborer des recommandations génériques nationales pour les métaux en s'appuyant sur les rapports de partage.

Dans les cas où elles suscitent des préoccupations dans les sites contaminés par des métaux, les voies d'exposition des eaux souterraines devront faire l'objet d'évaluations tenant compte des caractéristiques propres au site, y compris, vraisemblablement, de mesures de la teneur en métaux de l'eau souterraine à la source ou au point d'exposition.

#### **Références**

- Chiou, C.T., 1989. « Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter », In : *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Sawney, B.L. et K. Brown (eds.). SSSA Spec. Publ. 22. Soil Science Society of America Inc., Madison, WI.
- Chiou, C.T., L.J. Peters, et V.H. Freed, 1979. « A physical concept of soil-water equilibrium for non-ionic organic compounds », *Science* 206 : 831-832.
- Hassett, J.J., et W.L. Banwart, 1989. « The sorption of nonpolar organics by soils and sediments », In : *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Sawney, B.L. et K. Brown (eds.). SSSA Spec. Publ. 22 Soil Science Society of America Inc., Madison, WI.
- Hassett, J.J., J.C. Means, W.L. Banwart, et S.G. Wood, 1980. *Sorption properties of sediments and energy-related pollutants*. EPA-600/3-80-041. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Schellenberg, K., C. Leuenberger, et R.P. Schwarzenbach, 1984. « Sorption of chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials », *Environ. Sci. Technol.* 18: 652-657.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. *Soil screening guidance: technical background document*. EPA/540/R-95/128. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

## **ANNEXE B**

### **VÉRIFICATION DES CYCLES DES NUTRIMENTS ET DE L'ÉNERGIE**

#### ***1.0 Utilisation des données sur les cycles des nutriments et de l'énergie aux fins de l'élaboration de recommandations fondées sur les effets***

Les sols sont des systèmes dynamiques et ouverts caractérisés par des flux d'énergie et de nutriments. Leur aptitude à entretenir la vie des plantes dépend des activités coordonnées d'une myriade d'invertébrés et de microorganismes qui interviennent dans les cycles des nutriments et de l'énergie. La décomposition, la respiration et les cycles des matières nutritives organiques sont des exemples de processus pédologiques mesurables sur lesquels les contaminants peuvent influencer.

En théorie, ces processus devraient être de bons indicateurs de la qualité des sols. En réalité, il est difficile de se servir des informations contenues dans la documentation scientifique pour élaborer des recommandations sur la qualité des sols et ce, pour les raisons suivantes :

- l'incertitude entourant l'interprétation des résultats, et notamment la variabilité des relations dose-réponse (Dennemen et van Gestel, 1990);
- l'absence fréquente de substances toxiques de référence;
- l'incertitude entourant les mesures appropriées de surveillance (« critère d'acceptabilité ») (Environnement Canada, 1992).

Les données sur les processus pédologiques présentent cependant une caractéristique souhaitable : la pertinence écologique. L'utilisation de ces données en guise d'indicateurs ou de variables explicatives du rendement de l'écosystème est bien établie (voir Paul et Clark, 1989). En outre, nous possédons une quantité appréciable de données sur les effets de contaminants communs sur certains processus microbiens des sols (voir par exemple Bååth, 1989). Il est donc envisageable, dans les circonstances, d'utiliser les données adéquates sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour déterminer la pertinence des recommandations préliminaires sur la qualité des sols élaborées à partir d'essais biologiques réalisés sur une seule espèce.

Quant aux cycles des nutriments organiques, l'écologie microbienne montre que les données sur les contaminants obtenues dans le cadre d'études sur la fixation, la nitrification et la minéralisation de l'azote, la décomposition et la respiration peuvent servir à vérifier la pertinence des recommandations élaborées à partir d'essais biologiques réalisés sur une seule espèce (voir section 2.0). Les données sur la fixation et la nitrification de l'azote présentent un intérêt particulier de ce point de vue. Cependant, si ces données sont manquantes ou insuffisantes, on peut également recourir à des mesures du cycle du carbone et de la minéralisation de l'azote aux fins de l'élaboration des recommandations.

## **2.0 Utilisation des processus des cycles des nutriments et de l'énergie comme indicateurs de la qualité des sols**

Comme la chaîne alimentaire détritique influe considérablement sur l'activité biologique dans les sols, le flux d'énergie est étroitement lié au cycle du carbone, que l'on observe normalement par des mesures de la décomposition et de la respiration. L'activité biologique a aussi une incidence marquée sur le cycle d'un certain nombre d'autres éléments dans le sol, et notamment l'azote, le soufre et le phosphore qui composent les macroéléments des végétaux. L'activité des microorganismes permet de libérer ces éléments de leurs formes organiques (minéralisation) et de les rendre assimilables par les plantes.

McGill et Cole (1981) ont étudié les caractéristiques du cycle du carbone, de l'azote, du soufre et du phosphore dans les sols. Ils ont conclu que la transformation de l'azote et, dans une moindre mesure, celle du soufre sont étroitement liées aux besoins énergétiques des organismes hétérotrophes en quête de carbone organique. Par contre, le phosphore organique et une partie du soufre organique sont minéralisés par des enzymes extracellulaires (phosphatases et sulfatases) en réaction, entre autres, à la demande biologique pour ces éléments. En raison de ces différents mécanismes, l'activité de la phosphatase et de la sulfatase varie en fonction de la teneur des sols en phosphore et en soufre (Spiers et McGill, 1979; Maynard *et al.*, 1984), et constitue en l'occurrence une source de variabilité des résultats d'éventuels essais biologiques. De plus, il est possible que certaines activités enzymatiques soient stabilisées dans le sol, à l'extérieur de la cellule microbienne (Stewart et Tiessen, 1987), ce qui vient ajouter à l'incertitude qui entoure l'interprétation des taux de minéralisation du soufre et du phosphore et les estimations de l'activité de la phosphatase et de la sulfatase. Les taux de minéralisation du phosphore et du soufre ne constituent donc pas des paramètres utiles pour l'évaluation de la qualité des sols en rapport avec la présence des contaminants. Par contre, les transformations du carbone et de l'azote se prêtent bien à cette fin.

Les taux de décomposition (perte massique des substrats organiques) et de respiration (évolution du CO<sub>2</sub>) sont des paramètres communs du cycle du carbone et peuvent à ce titre constituer un outil utile d'évaluation des effets des contaminants. Ces mesures intègrent les activités des organismes hétérotrophes du sol et donnent ainsi un aperçu du rendement à l'échelle de la biocénose. Cette intégration laisse deviner un haut degré de pertinence écologique. Toutefois, la respiration comprend un élément de redondance fonctionnelle puisqu'elle intervient également, chez de nombreux organismes hétérotrophes, dans la production catabolique d'énergie (Paul et Clark, 1989). La redondance biologique qui caractérise les phénomènes de la respiration et de la décomposition explique les niveaux relativement élevés de résistance et de récupération par rapport aux stressseurs, y compris aux contaminants. Il est donc vraisemblable, lorsqu'on observe des concentrations de contaminants suffisantes pour inhiber la respiration ou la décomposition, qu'une partie au moins de la communauté des hétérotrophes ait déjà subi des impacts importants. En revanche, il est probable que de tels impacts puissent être atténués par l'action d'organismes recolonisateurs, résistants ou

physiquement protégés. Il faut donc s'attendre à ce que la respiration et la décomposition présentent des limites pour l'évaluation des effets des contaminants.

Le cycle de l'azote dans les sols est un phénomène complexe qui fait intervenir une grande diversité d'organismes. Certains processus du cycle de l'azote comme la minéralisation, l'immobilisation et la dénitrification (figure A.1) sont réalisés accessoirement par des organismes généralistes pendant le catabolisme des substrats riches en carbone (McGill et Cole, 1981). Ces processus partagent les mêmes limitations que la respiration et la décomposition. D'autres processus du cycle de l'azote sont réalisés par des organismes plus spécialisés et moins ubiquistes.

La fixation de l'azote, phénomène par lequel l'azote atmosphérique est capté et intégré dans le sol, n'est réalisée que par une gamme très limitée de bactéries spécialisées. Les bactéries symbiotiques des nodules des racines — par exemple *Rhizobium* sp. et *Frankia* sp. — jouent un rôle particulièrement important à cet égard. La nitrification, c'est-à-dire la transformation par voie biologique de l'azote ammoniacal en azote nitrique, n'est réalisée que par un petit nombre de genres de bactéries chimiotrophes. Elle tire son importance du fait que la mobilité des nitrates permet aux plantes d'acquérir de grandes quantités d'azote — un élément peu mobile sous d'autres formes chimiques — par le biais de l'absorption de l'eau par les racines. Il n'est pas rare que deux espèces seulement de bactéries nitrifiantes s'acquittent de cette tâche dans un sol donné.

Compte tenu de la nature de leur métabolisme énergétique, les bactéries fixatrices d'azote et nitrifiantes sont sensibles aux stressseurs. Dans un milieu micro-anaérobie, les bactéries fixatrices d'azote ont besoin de beaucoup d'énergie pour réduire chimiquement l'azote gazeux  $N_2$  en ammonium. Les systèmes cellulaires qui assurent cette transformation exigent de la cellule un fort apport en énergie qui n'est assuré que dans des conditions favorables, notamment à l'abri, dans toute la mesure du possible, du stress causé par les contaminants. Les bactéries nitrifiantes n'ont besoin pour leur part que d'un faible apport en énergie, dicté par la faible quantité d'énergie fournie par la transformation de l'azote ammoniacal en azote nitrique. Ce faible rendement énergétique limite les taux de croissance et rend les bactéries nitrifiantes sensibles au stress environnemental (Schmidt, 1982).

Pour toutes ces raisons, les bactéries fixatrices d'azote et les bactéries nitrifiantes sont écologiquement pertinentes, sensibles à une vaste gamme de stressseurs, et jouent un rôle fonctionnel unique (c'est-à-dire qu'aucune autre espèce apparentée n'est capable de remplir). Ces propriétés en font de bons indicateurs microbiens de la qualité du sol.

En conséquence, les données sur les contaminants issues des études effectuées sur la nitrification, la fixation et la minéralisation de l'azote, la décomposition et la respiration peuvent jouer un rôle utile aux fins de la vérification des résultats des essais biologiques réalisés sur une seule espèce. Les données sur la fixation de l'azote et sur la nitrification présentent la plus grande valeur mais, lorsqu'elles ne sont pas disponibles ou lorsqu'elles sont insuffisantes, on peut également utiliser les résultats d'études du cycle du carbone et de la minéralisation de l'azote.

### **3.0 *Évaluation des données toxicologiques obtenues en laboratoire et sur le terrain***

En règle générale, les principes directeurs de la sélection des essais biologiques acceptables (voir partie B, sous-section 7.2) s'appliquent également à l'évaluation des données toxicologiques obtenues en laboratoire et sur le terrain. Les données provenant d'études contrôlées réalisées en laboratoire sont préférables, mais on peut également utiliser des données de terrain, à condition que toutes les variables influentes soient prises en compte et qu'elles soient comprises dans une fourchette de valeurs acceptables. Les sources admissibles de données doivent présenter les qualités suivantes :

- une étude statistique contrôlée à échantillonnages répétés;
- une période d'exposition bien définie;
- une évaluation analytique des concentrations d'essai du contaminant.

Des exigences minimales en matière de données toxicologiques s'appliquent également en ce qui a trait aux cycles des nutriments et de l'énergie dans le sol (voir partie B, sous-section 7.3). Ces exigences varient en fonction des méthodes d'élaboration retenues, décrites à la section 4.0 ci-dessous.

### **4.0 *Élaboration de recommandations pour la qualité des sols***

Nous proposons une démarche hiérarchisée en plusieurs volets pour l'élaboration des recommandations tenant compte de l'utilisation des terres, des sources de données et des méthodes retenues. Quatre méthodes {méthode du poids de la preuve; extrapolation de la CMEQ; méthode des effets médians (décrites à la partie B, sous-section 7.5); méthode de la CMEQ modifiée applicable aux données du cycle de l'azote et du carbone} servent à l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection du cycle des nutriments et de l'énergie (RQSC<sub>CNE</sub>).

#### **4.1 Terrains à vocation agricole et résidentielle/parc**

##### **4.1.1 *Données sur la nitrification et sur la fixation de l'azote***

On utilise la méthode du poids de la preuve, celle de la CMEQ et la méthode des effets médians pour l'analyse des données de nitrification et de fixation de l'azote (voir partie B, sous-sections 7.5.4 à 7.5.6), mais en remplaçant toutefois les exigences relatives aux nombres d'études sur les invertébrés et les plantes par les exigences relatives à l'équilibre à maintenir entre les études sur la fixation de l'azote et celles sur la nitrification. Par ailleurs, les études portant sur une seule dose (témoin plus un degré de contamination) constituent une source acceptable de données sur la « pseudo-CMEQ » si la dose produisant un effet engendre un taux de réaction n'excédant pas 40 % pour les processus de fixation de l'azote et de nitrification.

#### **4.1.2 Données sur la décomposition, la respiration et la minéralisation de l'azote**

Si l'on ne possède pas suffisamment de données sur la fixation de l'azote et la nitrification pour vérifier la valeur de la recommandation, on peut les combiner avec les données sur le cycle du carbone et la minéralisation de l'azote ou, à la rigueur, les remplacer avec la méthode de la CME0 modifiée ou la méthode des effets médians.

Dans la méthode modifiée fondée sur la CME0, on établit une recommandation à partir de la moyenne géométrique des CME0 issues d'un minimum de trois études (comme précédemment), mais en tenant compte de certaines conditions. Premièrement, comme les mesures du cycle du carbone et de la minéralisation de l'azote sont moins sensibles que les données sur la fixation de l'azote et la nitrification (voir section 2.0 de la présente annexe), on recommande d'utiliser les données de CME0 avec certaines restrictions. En particulier, les valeurs de la CME0 ayant trait au cycle du carbone et à la minéralisation de l'azote ne devraient pas excéder une réponse. Deuxièmement, les données des études portant sur une seule dose (témoin plus un niveau de contaminant) sont acceptables en guise de sources de données de « pseudo-CME0 » si la dose produit un effet de moins de 40 %, dans le cas des données sur la fixation de l'azote et la nitrification, ou de moins de 25 %, dans le cas des données sur le cycle du carbone et la minéralisation de l'azote. Même si les données de cette dernière catégorie ne remplissent pas toutes les exigences de la détermination d'une CME0, elles sont jugées défendables au plan scientifique et technique dans la mesure où l'on tient compte des restrictions imposées, de l'examen réalisé par des pairs et de l'importance des processus biologiques mis en cause.

Lorsqu'on ne peut compter que sur un nombre minimal d'études de la CME0, il convient de s'en remettre au jugement professionnel pour déterminer si la valeur résultante est une mesure exacte des effets possibles sur les processus microbiens. Dans le cas contraire, il faudra abandonner cette méthode et la remplacer par la méthode des effets médians (en utilisant les valeurs de la CE<sub>50</sub> microbienne; voir partie B, sous-section 7.5.6) avec un facteur d'application de 5. La méthode des effets médians s'applique de la même façon si les exigences posées par la méthode de la CME0 modifiée ne peuvent être respectées. Si les données sont insuffisantes pour l'une ou l'autre des méthodes énumérées ci-dessus, aucune RQS<sub>CNE</sub> ne pourra être générée. On prendra note des données manquantes afin de stimuler les recherches futures.

## **4.2 Terrains à vocation commerciale et industrielle**

### **4.2.1 Données sur la nitrification et sur la fixation de l'azote**

On applique la méthode du poids de la preuve ou la méthode de la CME0 (voir partie B, sous-section 7.5), en remplaçant les exigences relatives au nombre d'études sur les invertébrés et les plantes par celles relatives à l'équilibre à maintenir entre les études sur la fixation de l'azote et la nitrification. Par ailleurs, les données des études portant sur une seule dose (témoin plus un niveau de contaminant mettant en cause la fixation de l'azote et la nitrification) sont acceptables en guise de sources de « pseudo-CME0 » si la dose produisant un effet engendre un taux de réponse n'excédant pas 50 %.

#### **4.2.2 Données sur la décomposition, la respiration la minéralisation de l'azote**

Si l'on ne possède pas suffisamment de données sur la fixation de l'azote et la nitrification pour vérifier la valeur de la recommandation, on peut les combiner avec les données sur le cycle du carbone et la minéralisation de l'azote ou, à la rigueur, les remplacer avec la méthode de la CME0 modifiée ou la méthode des effets médians.

Dans la méthode de la CME0 modifiée, on établit une recommandation à partir de la moyenne géométrique des CME0 issues d'un minimum de trois études (comme précédemment), mais en tenant compte de certaines conditions. Premièrement, comme les mesures du cycle du carbone et de la minéralisation de l'azote sont moins sensibles que les données sur la fixation de l'azote et la nitrification (voir section 2.0 de la présente annexe), on recommande d'utiliser les données de CME0 avec certaines restrictions. En particulier, les valeurs de la CME0 ayant trait au cycle du carbone et à la minéralisation de l'azote ne devraient pas excéder une réponse. Deuxièmement, les données des études portant sur une seule dose (témoin plus un niveau de contaminant) sont acceptables en guise de sources de données de « pseudo-CME0 » si la dose produit un effet de moins de 50 % de la population visée, dans le cas des données sur la fixation de l'azote et la nitrification, ou de moins de 35 %, dans le cas des données sur le cycle du carbone et la minéralisation de l'azote. Même si les données de cette dernière catégorie ne remplissent pas toutes les exigences de la détermination d'une CME0, elles sont jugées défendables au plan scientifique et technique dans la mesure où l'on tient compte des restrictions imposées, de l'examen réalisé par des pairs et de l'importance des processus biologiques mis en cause.

Lorsqu'on ne peut compter que sur un nombre minimal d'études de la CME0, il convient de s'en remettre au jugement professionnel pour déterminer si la valeur résultante est une mesure exacte des effets possibles sur les processus microbiens. Dans le cas contraire, il faudra abandonner cette méthode et la remplacer par la méthode des effets médians (en utilisant les valeur de la CE<sub>50</sub> microbienne; voir partie B, sous-section 7.5.6) avec un facteur d'application de 5. La méthode des effets médians s'applique de la même façon si les exigences posées par la méthode de la CME0 modifiée ne peuvent être respectées. Si les données sont insuffisantes pour l'une ou l'autre des méthodes énumérées ci-dessus, aucune RQS<sub>CNE</sub> ne pourra être générée. On prendra note des données manquantes afin de stimuler les recherches futures.

#### **Références**

- Bååth, E., 1989. « Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review) ». *Water, Air and Soil Pollution* 47:335-379.
- Dennemen, C.A.J., et C.M. van Gestel, 1990. *Soil pollution and soil ecosystems : Proposal for C-(testing) values based on ecotoxicological risks*. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Pays-Bas.

- Environnement Canada, 1992. *Examen des biotests effectués sur des organismes entiers pour l'évaluation de la qualité des sols, des sédiments et des eaux douces au Canada*. Préparé par C. Keddy, J.C. Greene et M.A. Bonnell pour le Programme national d'assainissement des lieux contaminés, Environnement Canada, Hull.
- Maynard, D.G., J.W.B. Stewart, et J.R. Bettany, 1984. « Sulfur cycling in grassland and parkland soils », *Biogeochem.* 1:97-111.
- McGill, W.B., et C.V. Cole, 1981. « Comparative aspects of cycling of organic carbon, nitrogen, sulfur and phosphorus through soil organic matter », *Geoderma* 26:267-286.
- Paul, E.A., et F.E. Clark, 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, NY.
- Schmidt, E.L., 1982. « Nitrification in soil ». In : « Nitrogen in Agricultural Soils ». F.J. Stevenson, ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, p. 253-288.
- Spiers, G.A., et W.B. McGill, 1979. « Effects of phosphorus addition and energy supply on acid phosphatase production and activity in soils », *Soil Biol. Biochem.* 11:3-8.
- Stewart, J.W.B., et H. Tiessen, 1987. « Dynamics of soil phosphorus », *Biogeochem.* 4:41-60 (1987).

## **ANNEXE C**

### **MODÈLE POUR LA PROTECTION DES EAUX SOUTERRAINES CONTRE LES EFFETS DE LA CONTAMINATION DES SOLS**

#### ***1.0 Généralités***

Les contaminants présents dans le sol peuvent migrer dans l'eau souterraine, laquelle peut être interceptée par les puits ou les étangs-réservoirs ou être transportée dans les plans d'eau de surface avoisinants. Pour assurer la protection des utilisations possibles de l'eau souterraine dans les sites assainis et de la santé des milieux aquatiques environnants, le processus d'élaboration de recommandations doit prendre en compte la qualité de ces eaux souterraines.

L'élaboration des recommandations vise en particulier les aspects suivants :

- la protection de l'eau potable;
- la protection des eaux souterraines aux fins des utilisations agricoles (abreuvement du bétail et irrigation);
- la protection de la vie aquatique dans les eaux de surface avoisinantes.

De nombreux modèles décrivent les aspects dynamiques du transport des contaminants dans les sols et les eaux souterraines (Rao et Jessup, 1983; Jury et Godhrati, 1989; Korfiatis *et al.*, 1991; Piver et Lindstrom, 1991; Toride *et al.*, 1993; etc.). La plupart fournissent des descriptions théoriquement rigoureuses, fondées sur les mécanismes mettant l'accent sur les processus d'advection et de dispersion, et certains tiennent compte en outre de la biodégradation et du devenir des produits dérivés. Sur le plan mathématique, ces modèles font habituellement intervenir des équations complexes à dérivées partielles qui ne peuvent être résolues que dans des conditions de limites et de continuité rigoureuses. Il est en général nécessaire d'avoir recours à des solutions numériques fondées sur des codes machines complexes. Ces modèles ont été élaborés aux fins de la recherche ou de l'application à des lieux particuliers et sont généralement jugés valables au plan scientifique.

Les méthodes énoncées ci-dessus pourraient servir de point de départ à l'estimation d'un facteur générique de dilution. Toutefois, les modèles mécanistes sont extrêmement exigeants en matière de paramètres; en général, ils utilisent des paramètres qui ne sont pas directement accessibles ou qu'on ne peut mesurer ou estimer qu'avec difficulté. En outre, ces modèles sont généralement abstraits et complexes, ce qui les rend peu accessibles à beaucoup d'intervenants qui s'intéressent aux lieux contaminés.

Il était souhaitable, aux fins de l'élaboration d'une recommandation générique, de disposer d'une méthode à la fois simple, pratique, efficace et transparente. On recherchait en particulier un modèle présentant les qualités suivantes :

- bien documenté et facile à comprendre;
- scientifiquement justifiable;
- utilisant des paramètres dérivés de sources facilement accessibles;

- n'incluant que les paramètres les plus influents;
- applicable aux conditions canadiennes;
- adapté aux échelles temporelle et spatiale appropriées.

Les voies d'exposition des eaux souterraines sont prises en compte à l'aide d'un modèle mis au point par le Groupe de travail sur les sols contaminés de la Colombie-Britannique (CSST) à partir d'une de recommandations provisoires sur le classement des sols élaborée par l'USEPA (1996) et utilisant des équations du transport des eaux souterraines saturées élaborées par Domenico et Robbins (1985). Ce modèle s'appuie sur un écoulement unidimensionnel de l'eau souterraine et incorpore une gamme de mécanismes, dont la dispersion, la biodégradation, l'adsorption-désorption et la dilution du lixiviat dans l'eau souterraine. Toutes les équations utilisées dans ce modèle sont fournies à l'annexe H.

Le modèle comporte quatre éléments :

1. partage du contaminant entre le sol, le gaz du sol et l'eau de porosité du sol;
2. lixiviation du contaminant à travers la zone non saturée jusqu'à la nappe phréatique;
3. mélange et dilution du lixiviat dans l'eau souterraine;
4. transport du contaminant dans la zone saturée jusqu'à un récepteur situé en aval.

Il convient de préciser que ces éléments ne s'appliqueront pas tous à tous les scénarios. En particulier, le transport dans la zone non saturée (élément 2) ne s'applique que si le contaminant n'est pas en contact avec l'eau souterraine et n'est donc pas pris en compte dans l'élaboration de recommandations génériques. De même, le transport dans la zone saturée (élément 4) ne s'applique que dans les cas où il existe une séparation latérale entre le lieu assaini et l'eau souterraine faisant office de récepteur; aux fins de l'élaboration de recommandations génériques, on suppose qu'un puits ou une étang-réservoir servant à abreuver le bétail pourraient être aménagés aux abords du lieu assaini ou même à l'intérieur de ses limites.

## **2.0 Hypothèses**

Le modèle (adapté du CCME, 2000) s'appuie sur un certain nombre d'hypothèses :

- le sol est physiquement et chimiquement homogène;
- l'aquifère se trouve dans un sol minéral non consolidé (pas dans un milieu de roches fracturées);
- la teneur en eau est uniforme dans toute la zone non saturée;
- le taux d'infiltration est uniforme dans toute la zone non saturée;
- l'épuisement de la source de contaminant n'est pas pris en compte (masse infinie);
- l'écoulement dans la zone non saturée est unidimensionnel et descendant uniquement (alimentation verticale), avec dispersion, sorption-désorption et dégradation biologique;
- le contaminant n'existe pas en phase libre (phase liquide non aqueuse);
- l'aquifère est libre;
- l'écoulement souterrain est uniforme et stable;

- les effets de la co-solubilité et de l'oxydo-réduction ne sont pas pris en compte;
- l'atténuation du contaminant dans la zone saturée est unidimensionnelle en ce qui a trait à la sorption-désorption, à la dispersion et à la dégradation biologique;
- la dispersion se produit uniquement dans le sens longitudinal et transversal (pas de dispersion verticale) et la diffusion n'est pas prise en compte;
- le mélange du lixiviat et de l'eau souterraine se mesure en débits massiques;
- la dilution du panache en aval de la source par l'alimentation de la nappe souterraine n'est pas prise en compte.

### 3.0 *Élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection des eaux souterraines*

L'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection des sources d'eau souterraine potable ( $RQS_{EP}$ ), de la vie aquatique ( $RQS_{VA}$ ), de l'eau d'abreuvement du bétail ( $RQS_{EA}$ ) et de l'eau d'irrigation ( $RQS_{IR}$ ) s'effectue à l'aide des équations décrites à l'annexe H. La concentration de la substance chimique dans l'eau souterraine jugée admissible pour les récepteurs est représentée par la recommandation appropriée pour la qualité de l'eau pour cette voie de contamination. Ces calculs ne s'appliquent qu'aux composés organiques en raison de la nature extrêmement spécifique au lieu du partage des substances chimiques organiques et de l'absence de techniques généralisées de modélisation pertinentes pour les substances inorganiques. On ne s'attend pas à ce que des techniques généralisées d'évaluation du partage et du transport des substances inorganiques aux fins de l'élaboration de recommandations génériques soient mises au point dans un avenir prévisible.

#### **Partage sol/lixiviat**

Le partage des substances chimiques entre le sol et l'eau de porosité du sol (lixiviat) est décrit en détail à l'annexe A. L'équation ci-dessous sert à décrire ce partage :

$$RQS_{ES} = C_L \left\{ K_d + \left( \frac{\theta_e + H' \theta_a}{\rho_a} \right) \right\}$$

où :	$RQS_{ES}$	=	recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'eau souterraine (mg/kg) ( $RQS_{EP}$ , $RQS_{VA}$ , $RQS_{IR}$ , $RQS_{EA}$ )
	$C_L$	=	concentration de lixiviat admissible à la source (mg/L) – calculée ci-dessous
	$K_d$	=	coefficient de distribution ( $cm^3/g$ ) – voir annexe A
	$\theta_e$	=	porosité en eau (sans unité)
	$H'$	=	constante de Henry sans dimension = $H \times 42,32$
	$H$	=	constante de Henry ( $atm \cdot m^3/mol$ )
	$\theta_a$	=	porosité en air (sans unité)
	$\rho_a$	=	densité apparente du sol dans la zone de partage du contaminant ( $g/cm^3$ )

## Zone d'eau souterraine non saturée

Nous présentons ci-dessous, à titre complémentaire, l'équation qui décrit le transport de la substance chimique à travers la zone d'eau souterraine non saturée. Toutefois, les recommandations génériques sont élaborées en partant de l'hypothèse selon laquelle le contaminant pourrait être en contact direct avec l'eau souterraine. En conséquence, ce processus n'est normalement pas pris en compte dans l'élaboration des recommandations génériques (on suppose que la concentration de la substance chimique dans le lixiviat au niveau de la nappe phréatique équivaut à sa concentration dans le lixiviat à la source).

$$C_L = \frac{C_z}{\exp\left[\frac{b}{2\partial_{ns}} - \frac{b}{2\partial_{ns}}\left(1 + \frac{4\partial_{ns}L_{NS}}{v_{ns}}\right)^{1/2}\right]}$$

$$v_{ns} = \frac{I}{\theta_e R_{ns}}; \quad R_{ns} = 1 + \frac{\rho_a}{\theta_e} K_d$$

où :  $C_L$  = concentration admissible de la substance chimique dans le lixiviat à la source (mg/L)  
 $C_z$  = concentration admissible de la substance chimique dans le lixiviat au niveau de la nappe phréatique (mg/L) calculée ci-dessous  
 $b$  = épaisseur de la zone non saturée en dessous de la source (m) =  $d - Z$   
 $d$  = profondeur de la surface jusqu'à la nappe phréatique (m)  
 $Z$  = profondeur de la limite inférieure de la couche de sol contaminé (m)  
 $\partial_{ns}$  = dispersivité dans la zone non saturée (m) =  $0,1b$   
 $L_{NS}$  = constante de décomposition de la substance chimique ( $\text{an}^{-1}$ ) dans la zone non saturée :

$$L_{NS} = \frac{0,693}{t_{1/2NS}} \left( e^{-0,07d} \right) \left( 1 - \frac{D_{1/2NS}}{365} \right)$$

$t_{1/2NS}$  = demi-vie chimique dans la zone non saturée (années)  
 $D_{1/2NS}$  = nombre de jours où la température est inférieure à  $0^\circ\text{C}$   
 $v_{ns}$  = vitesse linéaire moyenne du lixiviat (m/an)  
 $I$  = taux d'infiltration (m/an) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration  
 $\theta_e$  = porosité en eau (sans unité)  
 $R_{ns}$  = facteur de retardement dans la zone non saturée (sans unité)  
 $\rho_a$  = densité apparente du sol dans la zone non saturée ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )  
 $K_d$  = coefficient de distribution ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) – voir annexe A

## Zone de mélange de l'eau souterraine

L'équation de la zone de mélange saturée/non saturée (ci-dessous), utilisée pour représenter la dilution du lixiviat dans l'eau souterraine, est fondée sur une approche de bilan massique qui prend en compte le transport de la substance chimique dans l'eau souterraine, sous la source (par infiltration) et à l'extérieur de la zone source (transport par l'aquifère).

$$C_z = C_{es} \left\{ 1 + \left( \frac{Z_d K_H i}{IX} \right) \right\}$$

où	$C_z$	=	concentration admissible de la substance chimique dans le lixiviat, dans la nappe phréatique (mg/L)
	$C_{es}$	=	concentration admissible de la substance chimique dans l'eau souterraine à la source (mg/L) – calculée ci-dessous
	$Z_d$	=	épaisseur moyenne de la zone de mélange (m) – calculée ci-dessous
	$K_H$	=	conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
	$i$	=	gradient hydraulique (sans unité)
	$I$	=	taux d'infiltration (m/an) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration
	$X$	=	longueur de la source dans l'axe d'écoulement de l'eau souterraine (m)

L'équation s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle la substance chimique est répartie uniformément dans toute la « zone de mélange ». Même si, en réalité, la concentration de la substance chimique n'est pas constante dans toute cette zone, on peut s'attendre à un mélange vertical au point d'exposition (puits, étang-réservoir ou plan d'eau de surface). En conséquence, on peut considérer que l'hypothèse de la zone de mélange constitue une approximation raisonnable aux fins de l'élaboration de recommandations génériques.

La profondeur de mélange se calcule à l'aide de l'équation présentée ci-dessous qui prend en compte la dispersion verticale du contaminant sur la longueur de la zone source et le mélange dû à la vitesse d'infiltration du lixiviat vers le bas. Il convient de préciser que cette équation peut servir, dans certaines conditions, à calculer une épaisseur de la zone de mélange supérieure à celle de l'aquifère (fixée à 5 m pour les besoins de l'élaboration des recommandations génériques); dans un tel cas, l'épaisseur de la zone de mélange retenue sera celle de l'aquifère.

Calcul de l'épaisseur moyenne de la zone de mélange :

$$Z_d = r + s$$

où :	$r$	=	épaisseur du mélange possible causé par la dispersion et la diffusion (m) = 0,01 X
	$X$	=	longueur de la source dans l'axe d'écoulement de l'eau souterraine (m)
	$s$	=	profondeur du mélange causé par le taux d'infiltration et la vitesse de l'écoulement souterrain (m)

$$s = d_a \left\{ 1 - e^{-\frac{2,178XI}{K_H i d_a}} \right\}$$

- où :
- $d_a$  = profondeur de l'aquifère libre (m)
  - $I$  = taux d'infiltration (m/s) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration
  - $K_H$  = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
  - $i$  = gradient hydraulique (sans unité)

### Transport dans la zone saturée

Le modèle d'eau souterraine inclut l'équation de Domenico et Robbins servant à évaluer le transport latéral vers un récepteur situé en aval. L'application de ce modèle illustrée ci-dessous suppose l'absence de toute dispersion verticale en aval de la source. Cette supposition est « réaliste » (elle n'influe pas sensiblement sur les résultats du modèle) dans les cas où le contaminant s'est mélangé sur toute l'épaisseur de l'aquifère ou lorsqu'on observe une profondeur de mélange relativement grande et une distance relativement courte jusqu'au récepteur (par exemple le scénario du sol à texture fine); elle est jugée « prudente » dans les autres situations.

$$C_e(x, y, z, t) = \left( \frac{C_{es}}{4} \right) \exp \left\{ \left( \frac{x}{2\partial_x} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \frac{4L_s \partial_x}{v} \right)^{1/2} \right] \right\} \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt \left( 1 + \frac{4L_s \partial_x}{v} \right)^{1/2}}{2(\partial_x vt)^{1/2}} \right]$$

$$\left\{ \operatorname{erf} \left[ \frac{(y + Y/2)}{2(\partial_y x)^{1/2}} \right] - \operatorname{erf} \left[ \frac{y - Y/2}{2(\partial_y x)^{1/2}} \right] \right\}$$

$$V = Ki; \quad v = \frac{Ki}{n_e R_f}; \quad R_f = 1 + \frac{\rho_a}{n} K_d$$

- où :
- $C_e$  = concentration admissible de la substance chimique dans l'eau au niveau du récepteur (mg/L) (p. ex. recommandation pour la qualité de l'eau potable ou valeur guide pour les sources d'eau souterraine, recommandation pour la protection de la vie aquatique, recommandations pour l'eau d'irrigation, pour l'abreuvement du bétail, selon le cas)
  - $x$  = distance de la source au récepteur (m)
  - $x, y, z$  = coordonnées cartésiennes mettant en rapport la source et le récepteur (m); on suppose que  $y$  et  $z$  ont une valeur égale à zéro
  - $t$  = temps écoulé depuis le rejet du contaminant (années)
  - $C_{es}$  = concentration admissible de la substance chimique dans l'eau souterraine à la source (mg/L)

$$\begin{aligned} \partial_x &= \text{tenseur de la dispersivité longitudinale} = 0,1x \\ \partial_y &= \text{tenseur de la dispersivité latérale} = 0,1\partial_x \\ L_s &= \text{constante de décomposition (an}^{-1}\text{) dans la zone saturée :} \\ L_s &= \frac{0,693}{t_{1/2s}} (e^{-0,07d}) \end{aligned}$$

- où :
- d = profondeur de la surface jusqu'à la nappe phréatique (m)
  - $t_{1/2s}$  = demi-vie de biodégradation (ans)
  - v = vitesse de circulation du contaminant (m/an)
  - $K_H$  = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
  - i = gradient hydraulique (sans unité)
  - n = porosité totale du sol =  $1 - \rho_a/2,65$  (sans unité)
  - $n_e$  = coefficient de porosité effective du sol (sans unité)
  - Y = largeur de la source (m) à la perpendiculaire de l'axe d'écoulement de l'eau souterraine
  - $R_f$  = facteur de retardement (sans unité)
  - $\rho_a$  = densité apparente du sol dans la zone saturée ( $\text{g/cm}^3$ )
  - $K_d$  = coefficient de distribution ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) – voir annexe A

Les recommandations génériques élaborées en vue de la protection de l'eau potable et de l'eau utilisée à des fins agricoles supposent qu'un puits ou un étang-réservoir pourraient être aménagés en aval, aux abords d'un terrain assaini. On cherche ainsi à éviter que l'assainissement réalisé conformément à ces recommandations ne conduise à des restrictions de l'utilisation des terres ou de l'eau. Dans ce scénario, le transport dans la zone saturée n'est pas pris en compte (autrement dit, la concentration de la substance chimique dans l'eau souterraine au niveau du récepteur équivaut à sa concentration dans l'eau souterraine à la source). Diverses juridictions pourraient élaborer des recommandations pour ces voies d'exposition en y incorporant, le cas échéant, des distances de recul.

Les recommandations élaborées en vue de la protection de la vie aquatique dans les plans d'eau de surface avoisinants tiennent compte du transport dans la zone saturée. On suppose, aux fins des recommandations génériques, que le plan d'eau de surface le plus proche se trouve à au moins 10 m des sols assainis; si des plans d'eau de surface se trouvent à l'intérieur de cette limite, il sera peut-être nécessaire de procéder à une évaluation propre au site. Le modèle de transport dans la zone saturée n'est pas jugé approprié lorsque la distance séparant les sols assainis du plan d'eau de surface le plus proche est inférieure à 10 m.

Le modèle de transport dans zone saturée exige la définition d'un taux de biodégradation dans la zone saturée. Il convient de définir une valeur prudente (élevée) de la demi-vie du contaminant dans la zone saturée en s'appuyant sur les données de la documentation scientifique. Si, à l'issue de la recherche documentaire, on juge qu'une telle biodégradation ne risque pas de jouer un rôle important dans des conditions

raisonnablement prévisibles, il conviendra de donner à la demi-vie une valeur très élevée (p. ex. 100 000 000 jours).

Il convient de préciser que l'équation décrivant le transport dans la zone saturée tient compte du temps écoulé, et qu'il faut s'attendre à ce que la concentration de la substance chimique au niveau du récepteur atteigne un sommet à un moment donné dans le futur, selon la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine et le retardement de la substance transportée. Comme l'épuisement de la source n'est pas pris en compte dans l'élaboration des recommandations génériques, la concentration prévue de la substance chimique au niveau du récepteur atteindra tôt ou tard un plafond. On a donc fixé la valeur par défaut du temps écoulé à un niveau relativement élevé (100 ans) pour faire en sorte que les recommandations assurent une bonne protection contre les effets de la plupart des substances chimiques solubles.

### **Références**

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2000. *Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHCs) in soil : Scientific rationale - Supporting technical document*. CCME, Winnipeg.
- Domenico, P.A., et G.A. Robbins, 1985. « A new method of contaminant plume analysis », *Groundwater* 23:476-485.
- Jury, W.A., et M. Godhrati, 1989. « Overview of organic chemical environmental fate and transport modelling approaches ». In : *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Sawney, B.L. et K. Brown (eds.). SSSA Spec. Publ. 22. Soil Science Society of America Inc., Madison, WI.
- Korfiatis, G.P., N.M. Talimcioglu, C.G. Uchrin, et S. Dengler, 1991. « Model for evaluating the impact of contaminated soil on groundwater ». *Proceedings - How clean is clean? Cleanup criteria for contaminated soil and groundwater*. Air Waste Manage. Assoc., Pittsburgh, PA.
- Piver, W.T., et F.T. Lindstrom, 1991. « Mathematical models for describing transport in the unsaturated zone of soils ». In : *The handbook of environmental chemistry*. Vol. 5, Part A : Water pollution. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, Heidelberg, Allemagne.
- Rao, P.S.C., et R.E. Jessup, 1983. « Sorption and movement of pesticides and other toxic organic substances in soils ». In : *Chemical mobility and reactivity in soil systems*. Nelson, D.W., D.E. Elrick et K.K. Ranji (eds.). SSSA Spec. Publ. 11. Soil Science Society of America Inc., Madison, WI.
- Toride, N., F.J. Leij, et M.T. van Genuchten, 1993. « A comprehensive set of analytical solutions for nonequilibrium solute transport with first-order decay and zero-order production », *Water Resour. Res.* 29:2167-2182.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. *Soil screening guidance : Technical background document*. EPA/540/R-95/128. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

## ANNEXE D

### ÉVALUATION DE L'EXPOSITION À PLUSIEURS MILIEUX

L'évaluation de l'exposition à plusieurs milieux correspond à l'estimation quantitative de l'exposition totale simultanée à toutes les sources connues ou présumées, par toutes les voies connues ou présumées. Les sources possibles d'exposition peuvent être l'air, l'eau, les aliments, le sol ou les produits de consommation. Les voies d'exposition peuvent être l'inhalation, l'ingestion ou l'absorption cutanée.

L'évaluation de l'exposition à des concentrations de fond provenant de divers milieux permet de calculer la dose journalière estimée (DJE) d'un contaminant absorbée par un Canadien moyen. La DJE d'une substance chimique pour une personne donnée correspond à la somme de toutes les expositions empruntant les diverses voies possibles et peut être définie par l'équation suivante :

$$DJE = \sum_{i=1}^n DE_i \quad [1]$$

L'estimation de l'exposition s'obtient à l'aide de formules qui tiennent compte des voies d'exposition. Comparativement à la détermination du danger et à l'évaluation de la relation dose-réponse, elle prend en compte des éléments qui peuvent s'appliquer à tous les types de milieux :

$DE_i$  définit l'exposition par la voie  $i$ ,

$$DE_i = \frac{C \times TC \times FB \times FE}{MC} \quad [2]$$

où :

- DE = dose résultant de l'exposition (mg/kg-jour)
- C = concentration du contaminant dans le milieu (p. ex. mg/L)
- TC = taux de contact (p. ex. L/jour)
- FB = facteur de biodisponibilité (sans unité)
- FE = facteur d'exposition (sans unité) = produit de la fréquence d'exposition (épisodes/an) et de la durée de l'exposition (années/durée de vie)
- MC = masse corporelle (kg)

Le taux de contact (TC) dépend du type de milieu :

- inhalation : TC = taux d'inhalation d'air ( $m^3$ /jour)
- ingestion d'eau : TC = taux d'ingestion d'eau (litres/jour)
- ingestion de sol : TC = taux d'ingestion de sol (kg/jour)
- ingestion de nourriture : TC = taux d'ingestion de nourriture (kg/jour); l'exposition est calculée pour chaque type de nourriture, puis additionnée

- contact cutané : TC = taux de contact cutané avec le sol (kg/jour) – voir annexe H

Pour calculer l'exposition totale à plusieurs milieux, on additionne simplement les doses estimées pour l'exposition à l'air, à l'eau, au sol et à la nourriture (et aux produits de consommation, le cas échéant).

L'estimation quantitative de l'exposition comporte quatre étapes :

- Collecte des données** : Pour calculer la dose estimée résultant de l'exposition, on combine les données sur la concentration dans l'air, l'eau, le sol, la nourriture et les produits de consommation à celles sur le taux de contact avec l'air, l'eau et la nourriture. On peut de la même manière combiner les données sur la concentration dans les tissus humains (p. ex. cheveux, sang, urine, lipides) aux données pharmacocinétiques pour prédire les taux d'exposition. En cas d'absence de données sur les résidus (concentrations inférieures à la limite de détection), la limite de détection actuelle tient lieu de concentration estimée de la substance dans le milieu en question; elle est considérée comme une valeur maximale.
- Mesure de l'apport de contaminant** : Les récepteurs sont classés en cinq groupes définis par Santé Canada en fonction de l'âge (0 à 6 mois; 7 mois à 4 ans; 5 à 11 ans; 12 à 19 ans; 20 ans et plus). Dans le présent document, « enfant » désigne toute personne âgée de 5 à 11 ans. Pour chaque groupe de récepteurs, il convient de mesurer les volumes d'air inhalé ou les quantités d'eau, d'aliments et de sols ingérés, ainsi que la surface de la peau exposée pour pouvoir convertir la concentration dans un milieu contaminé (p. ex. l'air ou les aliments) en une dose. On expose dans un document de travail du CCME intitulé « Review and Evaluation of Receptor Characteristics for Multimedia Assessments » les hypothèses normalement formulées au sujet des évaluations des risques pour les Canadiens. La Direction générale de la protection de la santé dispose par ailleurs de données sur les habitudes de consommation quotidienne d'aliments par les Canadiens en fonction des divers groupes d'âge. Lorsqu'on connaît les degrés de contamination correspondant à ces aliments, on peut estimer la dose journalière à laquelle chacune de ces classes d'âge risque d'être exposée.
- Détermination de la rétention et de l'absorption** : On présume souvent que la totalité de la dose ingérée, inhalée ou appliquée sur la peau est biodisponible. Toutefois, dans la mesure du possible, on utilise des données plus précises sur la rétention et l'absorption réelles des contaminants comparativement aux valeurs de la rétention et de l'absorption à partir du milieu auquel le sujet est exposé mesurées dans l'étude de la toxicité primaire, afin d'obtenir les évaluations les plus précises possible.
- Identification des récepteurs sensibles** : Il est important d'identifier les personnes (récepteurs) qui risquent le plus d'être exposées à une substance donnée ou d'être particulièrement sensibles aux effets toxiques de cette substance. Par exemple, le mercure et le plomb présentent un risque plus élevé pour les fœtus et les nouveau-

nés à cause de la sensibilité particulière de leur système neurologique en développement.

Il est souvent impossible d'obtenir des données permettant de quantifier précisément l'exposition. Toutefois, il peut arriver que la présence dans le milieu d'une substance donnée soit connue ou soupçonnée, auquel cas il deviendra nécessaire d'obtenir une certaine indication de l'exposition et des risques qu'elle présente. On aura recours dans de tels cas à des modèles de prévision des concentrations dans le milieu environnant. On a mis au point des modèles d'évaluation du devenir et du partage des contaminants dans l'environnement afin de calculer les concentrations relatives de ces contaminants dans l'eau, le sol, l'air et les aliments. Ces modèles utilisent des équations de régression ou d'autres rapports mathématiques permettant de prédire la distribution des substances dans le milieu à partir des caractéristiques chimiques de base comme la solubilité dans l'eau, les coefficients de partage octanol/eau, la constante de Henry et le coefficient de partage du carbone organique. Certains modèles permettent par ailleurs de prédire les taux de dégradabilité physique, chimique et biologique.

Divers modèles ont été élaborés pour répondre à des besoins différents. Les modèles de partage dans le milieu supposent au départ l'existence d'un état d'équilibre entre tous les milieux. Il convient toutefois de faire appel à des modèles déterministes si l'on souhaite prédire la concentration d'une substance à une distance précise de la source ponctuelle de contamination. De tels modèles sont déjà utilisés pour évaluer les rejets de substances chimiques par les cheminées d'incinérateurs et par les déversements dans le sol ou dans l'eau souterraine.

Pour les aliments, on a élaboré des facteurs simples de la bioaccumulation ou de la bioamplification pour plusieurs substances chimiques. Ces facteurs donnent un aperçu simplifié de la probabilité d'accumulation d'une substance chimique donnée dans le poisson, le gibier ou les animaux d'élevage, ainsi que la proportion approximative de leur concentration dans les aliments par rapport à la concentration dans le milieu. Par exemple, les facteurs de bioconcentration (FBC) mesurés pour le poisson représentent le rapport entre la concentration dans le poisson (en règle générale, dans sa chair) et la concentration dans le milieu aquatique où il s'est développé. Les FBC des plantes représentent le rapport entre la concentration dans les plantes et la concentration dans le sol qui a servi à leur culture.

## ANNEXE E

### MIGRATION DES VAPEURS DE CONTAMINANTS DANS LES BÂTIMENTS

La section suivante s'inspire d'un document du CCME (2000).

#### 1.0 Modélisation de l'intrusion de vapeurs

Les composés organiques volatils peuvent migrer dans les sous-sols des résidences à partir de réservoirs de stockage souterrains laissant échapper des combustibles à base de pétrole, ou de décharges de déchets dangereux où du chlorure de vinyle a été éliminée de façon inappropriée (Stephans *et al.*, 1986). L'inhalation de vapeurs constitue souvent la voie d'exposition principale aux composés organiques volatils.

Les vapeurs peuvent migrer du sol jusque dans l'air ambiant à la surface du sol, en plus de pénétrer dans les bâtiments. Toutefois, comme les bâtiments constituent des milieux fermés (où l'air circule moins qu'à l'extérieur) et que la pression y est souvent réduite à cause du chauffage (ce qui conduit à un appel des gaz du sol vers l'intérieur des bâtiments), la migration des vapeurs y présente des risques beaucoup plus grands pour la santé qu'à l'extérieur.

La migration des vapeurs à l'intérieur des bâtiments est le résultat de divers processus, y compris :

- le partage des contaminants dans les gaz du sol (voir annexe A);
- la diffusion des contaminants en phase vapeur dans le sol, jusqu'au radier du bâtiment;
- le flux advectif du gaz du sol dans le bâtiment sous l'effet de la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur;
- la diffusion des contaminants par les fissures remplies de sol des fondations du bâtiment.

Johnson et Ettinger (1991) ont élaboré un des premiers modèles d'évaluation préliminaire des risques potentiels posés par les infiltrations, à l'intérieur des bâtiments, de contaminants volatils provenant du sol ou des eaux souterraines; ce modèle est aujourd'hui largement reconnu dans ce domaine; il se traduit par l'équation suivante :

$$\alpha = \frac{\left[ \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_B L_T} \right] \exp \left[ \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right]}{\exp \left( \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_B L_T} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_{sol} L_T} \right) \left[ \exp \left( \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right) - 1 \right]}$$

où :

$\alpha$  = rapport de la concentration du contaminant dans le bâtiment sur sa concentration dans les gaz du sol (sans unité)

- $D_T^{eff}$  = coefficient de diffusion effective en milieu poreux ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )
- $A_B$  = superficie du bâtiment – plancher et murs de fondation ( $\text{cm}^2$ )
- $Q_B$  = taux de ventilation du bâtiment ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
- $L_T$  = distance séparant la source de contaminant des fondations (cm)
- $Q_{sol}$  = taux de transfert volumétrique des gaz du sol dans le bâtiment ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
- $L_{fiss.}$  = épaisseur des fondations (cm)
- $D_{fiss.}^{eff}$  = coefficient de diffusion effective des gaz par les fissures ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )
- $A_{fiss.}$  = superficie des fissures par lesquelles les contaminants gazeux pénètrent dans le bâtiment ( $\text{cm}^2$ )

Un outil de modélisation de l'évaluation du risque inspiré de Johnson et Ettinger (1991) a été publié et adopté par l'USEPA (2003, 2002). Une version modifiée du modèle de Johnson et Ettinger a été adoptée aux fins de la norme PS 104-98 de l'ASTM (Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action [RBCA]) (ASTM, 1998) et de la norme E 1739-95 de l'ASTM (ASTM, 1995). Elle a par la suite été adoptée par les provinces de l'Atlantique dans le cadre de l'initiative PIRI. Des modèles de ce type sont utilisés couramment au Canada et ailleurs aux fins de l'évaluation des contaminants volatils contenus dans le sol, et notamment des hydrocarbures pétroliers.

Johnson et Ettinger (1991) ont démontré la rigueur mathématique de leur modèle en l'utilisant pour résoudre un certain nombre de situations limitatives hypothétiques. Ils ont démontré que les solutions ainsi obtenues s'accordaient avec les prévisions théoriques. À l'heure actuelle, nous ne possédons pas de données suffisantes issues d'essais sur le terrain ou d'expériences effectuées en conditions contrôlées sur des bâtiments à échelle réelle pour procéder à la « validation » du modèle sur le terrain. Toutefois, les recherches effectuées en laboratoire ont démontré la validité des diverses composantes, à tout le moins à l'échelle du banc d'essai.

Les calculs complets de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols ayant trait à la qualité de l'air intérieur sont exposés à l'annexe H; les paramètres par défaut du modèle font l'objet de l'annexe I. Aux fins de l'élaboration des recommandations génériques, on suppose que les conditions ambiantes sont celles d'un régime stationnaire, et l'épuisement éventuel de la source de contaminant n'est pas pris en compte.

## ***2.0 Phénomènes de transfert massique influant sur la migration des vapeurs dans le sol***

Tel qu'indiqué précédemment, une version modifiée du modèle de Johnson et Ettinger a été adoptée par l'ASTM (1998, 1995). La principale modification apportée dans le cadre de l'étude sur l'assainissement en fonction des risques (RBCA) a consisté à omettre le transport advectif (aussi qualifié de convectif) des vapeurs par les fissures et les interstices de l'enveloppe du bâtiment avec la méthode 1. Même si toutes les équations de Johnson et Ettinger (ainsi que la quantification des variables requises) sont fournies dans le cadre du RBCA (ASTM, 1998), la norme attribue à la variable critique du flux advectif ( $Q_{sol}$ ) la valeur zéro dans le cas par défaut. Cette modification limite le modèle au calcul de l'infiltration due à la diffusion. On ne trouve dans la documentation du RBCA aucune

explication permettant de justifier ce changement. La norme antérieure (ASTM, 1995) ayant trait aux sites de rejets d'hydrocarbures ne présentait qu'une version modifiée des équations de Johnson et Ettinger qui excluait les paramètres ayant trait au flux advectif. Toutefois, Nazaroff *et al.* (1985, 1987; cités dans Johnson et Ettinger, 1991) font état de valeurs de  $Q_{sol}$  variant de 280 à 2 800  $cm^3/s$  pour des différences de pression barométrique entre l'air intérieur et l'air extérieur de 5 à 30 Pa (pressions plus basses à l'intérieur). Comme de telles différences de pression s'observent couramment dans la gamme de 4 à 10 Pa (SCHL, 1997), l'hypothèse par défaut de  $Q_{sol} = 0$  ne s'applique à aucun des cas par défaut.

De nombreux auteurs signalent qu'il convient de tenir compte du flux advectif (poussé par la pression) qui transporte les contaminants volatils de l'interface sol-fondations dans l'espace habitable des bâtiments sous l'effet d'une différence nette négative de la pression barométrique (peut-être due à l'effet du vent, des différences de température, des ventilateurs ou des cheminées) lorsqu'on cherche à quantifier les infiltrations dans l'air intérieur d'hydrocarbures volatils présents dans le sol et les risques potentiels qu'ils posent pour la santé (Johnson et Ettinger, 1991; SCHL, 1997; Williams *et al.*, 1996; USEPA, 2003; Hers et Zapf-Gilje, 1998; Little *et al.*, 1992; et documents cités dans ces articles).

La valeur de  $Q_{sol}$  dépend de la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur, de la perméabilité du sol aux flux de vapeurs ainsi que de la profondeur des fondations sous la surface du sol et de la longueur et du rayon des fissures. Les données de terrain actuelles pour les sols à texture grossière indiquent que la valeur de  $Q_{sol}$  s'abaisse à des niveaux entre 1 et 10 L/minute, et d'autres juridictions ciblent le milieu de cet écart (5 L/min) comme une valeur cible minimum approximative pour  $Q_{sol}$  (USEPA, 2003). Aux fins de ce document, la paramétrisation du modèle devrait avoir comme conséquence une valeur de  $Q_{sol}$  de 5 L/min ou plus pour les sols à texture grossière.

### **3.0 Différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur ( $\Delta P$ )**

La différence négative nette qui existe entre la pression qui règne à l'intérieur des bâtiments et la pression extérieure est un des facteurs principaux influant sur le flux advectif des contaminants volatils dans l'air ambiant des bâtiments. Cette différence de pression barométrique a fait l'objet de nombreux travaux (examinés dans USEPA, 2003; SCHL, 1997; Johnson et Ettinger, 1991). En règle générale, on mesure à l'intérieur des bâtiments une pression négative nette de l'ordre de 1 à 12 Pa par rapport à l'extérieur, cette différence dépendant de facteurs tels que la hauteur du bâtiment et de la présence ou l'absence de cheminées, de ventilateurs ou d'un sous-sol (SCHL, 1997). La SCHL (SCHL, 1997) signale que les différences de pression entre l'intérieur et l'extérieur des habitations d'un ou de deux étages mesurées en hiver, pendant le fonctionnement des systèmes de chauffage, peuvent varier de 2 Pa (pas de cheminée, hiver doux) à 12 Pa (cheminée, hiver rigoureux, pas d'admission d'air frais de combustion pour le système de chauffage, utilisation fréquente de ventilateurs d'extraction ou d'un foyer). On observerait typiquement ou en moyenne pendant l'hiver une différence de pression de 7 Pa entre l'extérieur et l'intérieur. En supposant que la saison de chauffage dure 6 mois

et que la différence de pression est nulle pendant le reste de l'année, on obtient une valeur annuelle moyenne ou typique de 4 Pa (arrondie à un chiffre significatif, à partir d'une valeur brute de 3,5 Pa).

Pour les bâtiments commerciaux et industriels, on a choisi une valeur par défaut plus faible de 2 Pa. On s'attend à ce que la différence de pression entre l'intérieur de ces bâtiments et l'extérieur soit plus faible dans l'ensemble, comparativement à celle mesurée pour les bâtiments résidentiels, à cause de l'utilisation dans ces bâtiments de systèmes de chauffage équipés d'appareils de renouvellement étalonnés à air pulsé ainsi que de la plus grande fréquence des déplacements et des entrées et sorties des occupants de ces bâtiments.

#### **4.0 Perméabilité du sol aux flux de vapeurs**

La perméabilité du sol situé sous les fondations des bâtiments aux gaz du sol est un des paramètres les plus sensibles du modèle de Johnson et Ettinger (1991). Elle dépend de la taille et de la forme des pores ainsi que de la teneur en eau du sol.

L'USEPA (2003) propose les valeurs suivantes pour la perméabilité typique aux vapeurs du sol :

<u>Type de sol</u>	<u>Perméabilité aux vapeurs (cm<sup>2</sup>)</u>
Sable moyen	$1,0 \times 10^{-7}$ à $1,0 \times 10^{-6}$
Sable fin	$1,0 \times 10^{-8}$ à $1,0 \times 10^{-7}$
Sable silteux	$1,0 \times 10^{-9}$ à $1,0 \times 10^{-8}$
Sable argileux	$1,0 \times 10^{-10}$ à $1,0 \times 10^{-9}$

Le modèle de Johnson et Ettinger (1991) indique que le flux advectif est le phénomène qui influe le plus sur la pénétration des contaminants dans les bâtiments lorsque la perméabilité du sol aux vapeurs est élevée. À mesure que la perméabilité diminue, le rôle de la diffusion devient plus important dans le transport des contaminants à l'intérieur des bâtiments. Toutefois, le rôle de l'advection peut rester important même à une perméabilité aux vapeurs du sol de  $1,0 \times 10^{-10}$  cm<sup>2</sup>.

#### **5.0 Taux de renouvellement de l'air dans les bâtiments**

Les données sur le taux de renouvellement de l'air (nombre de renouvellements par heure) sont requises pour estimer le degré de dilution des vapeurs d'hydrocarbures s'infiltrant dans l'air frais (non contaminé) à l'intérieur des bâtiments. De nombreuses études ont publié des données sur ce paramètre pour les habitations. La plupart font état de valeurs oscillant entre 0,3 et 0,5 renouvellement par heure pour les habitations canadiennes ou pour celles des régions du nord des États-Unis. Toutefois, ces données sont habituellement recueillies dans des conditions qui reproduisent celles existant pendant l'hiver au Canada : fenêtres et portes hermétiquement fermées. De plus, elles sont souvent recueillies dans des habitations inoccupées. En conséquence, les valeurs moyennes calculées ne reflètent habituellement pas les conditions typiques d'une

habitation occupée, ni les conditions annuelles moyennes. Pandian *et al.*, (1993) font état de données sur le renouvellement de l'air recueillies dans plus de 4 000 foyers aux États-Unis et couvrant les quatre saisons. Les valeurs moyennes pour l'été sont environ 2,8 fois, 13,5 fois et 10,8 fois supérieures à celles recueillies au printemps, à l'automne et en hiver respectivement. L'augmentation sensible du nombre de renouvellements par heure lorsque les portes ou les fenêtres sont ouvertes est confirmée par les données de Otson *et al.* (1998) et de Lamb *et al.* (1985).

La SCHL (SCHL, 1997) signale que les habitations de construction plus récente présentent des valeurs du nombre de renouvellements par heure plus faibles que les habitations plus anciennes. Elle suggère que les valeurs correspondant aux habitations construites avant 1960 pourraient être de 2 à 10 fois plus élevées que celles des habitations « écoénergétiques » récentes. Ces résultats sont en général confirmés par les études de Pandian *et al.* (1993), Grimsrud *et al.* (1983), Gerry *et al.* (1986) et King *et al.* (1986) et découlent vraisemblablement du rendement énergétique supérieur qui caractérise les constructions plus récentes. Selon les données présentées par Grimsrud *et al.* (1983) la moyenne géométrique du nombre de renouvellements par heure des habitations construites avant 1970 s'établit à 0,69, tandis que celle des habitations construites après cette date est de 0,46. Cette différence est statistiquement significative.

Le nombre de renouvellements par heure des habitations à plusieurs étages a tendance à être plus élevé que celui des résidences à un seul étage. Pandian *et al.* (1993) ont obtenu des résultats de 0,6 et 2,8 pour des habitations d'un et de deux étages respectivement. Grimsrud *et al.* (1983) font état de moyennes géométriques du nombre de renouvellements par heure de 0,47 et de 0,52 pour des habitations d'un et de deux étages respectivement. Ici encore, les différences observées sont statistiquement significatives.

Les données qui permettent de comparer les taux naturels de renouvellement de l'air dans les bâtiments commerciaux sont plus limitées que celles portant sur les bâtiments résidentiels. Le va-et-vient plus intense qui les caractérise devrait cependant favoriser le renouvellement de l'air dans ces bâtiments. Les données publiées par Kailing (1984) sur les taux de renouvellement naturel de l'air font état de valeurs horaires oscillant entre 0,09 et 1,54 pour les structures commerciales, comparativement à 0,01 – 0,85 pour les résidences. Beaucoup de bâtiments commerciaux (notamment les centres commerciaux et autres grandes surfaces) sont équipés de systèmes de ventilation mécaniques conçus pour maintenir la qualité de l'air ambiant (voir par exemple la norme 62-1989 de l'ASHRAE). Sherman *et al.* (1994) et Weschler *et al.* (1996) font état de valeurs variant entre 1,5 à 1,8 renouvellement par heure pour des petits édifices commerciaux équipés d'un système de ventilation mécanique.

## **6.0 Distance de diffusion des substances chimiques volatiles**

Aux fins de l'élaboration des recommandations génériques, on a supposé que les contaminants contenus dans le sol se trouvent à une distance minimale de 30 cm (0,3 m) des fondations du bâtiment. Les vapeurs contaminées doivent donc franchir une distance de 30 cm à travers un sol non contaminé pour atteindre les fondations et y pénétrer.

## ***Références***

- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1998. *Standard provisional guide for risk-based corrective action*. PS 104-98. ASTMé
- ASTM (American Society for Testing of Materials), 1995. *Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites*. E 1739-95. ASTM.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2000. *Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHCs) in soil : Scientific rationale - Supporting technical document*. CCME, Winnipeg.
- Gerry, P.A., L.L. Green, et D.O. Moses, 1986. « A comparison of the effects of ventilation and other factors for residential combustion sources of indoor air pollution ». Proceedings of the 79th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Minneapolis, MN, June 22-27.
- Grimrud, D.T., M.H. Sherman, et R.C. Sonderegger, 1983. « Calculation infiltration: implications for a construction quality standard ». In : *Thermal performance of the exterior envelopes of buildings II*. SP 38, American Society of Heating, Refrigerating and Air-conditioning Engineers (ASHRAE), Atlanta, GA. p. 422-454.
- Hers, I., et R. Zapf-Gilje, 1998. « Canadian consortium research project - Field validation of soil gas transport to indoor air pathway ». In : Proceedings of 1998 Petrol. Hydro. And Org. Chem. In Ground Water; API/NGWA, Houston, TX. November 11-13. p. 251-266.
- Johnson, P.C., et R.A. Etthinger, 1991. « Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapours into buildings », *Environ. Sci. Tech.* 25:1445-1452.
- Kailing, S.H., 1984. « Building air exchange in cold regions ». *Proceedings of the Cold Regions Engineering Specialty Conference*, Canadian Society for Civil Engineering, Montréal, QC, 4-6 avril.
- King, T.A., L.L. Green, et D.O. Moses, 1986. « Estimating concentrations and health risks of nitrogen dioxide in residences ». *Proceedings of the 79th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association*, Minneapolis, MN, June 22-27.
- Lamb, B., H. Westberg, P. Bryant, J. Dean, et S. Mullins, 1985. « Air infiltration rates in pre- and post-weatherized houses », *J. Air Pollu. Cont. Assoc.* 35:545-551.
- Little, J.C., J.M. Daisey, et W.W. Nazaroff, 1992. « Transport of subsurface contaminants into buildings: an exposure pathway for volatile organics », *Environ. Sci. Technol.* 26(11):2058-2066.

- Otson, R., D.T. Williams, et P. Fellin, 1998. « Relationship between air exchange rate and indoor VOC levels ». *Proceedings of the Air & Waste Management Association's 91st Annual Meeting & Exhibition*, San Diego, CA, 14-18 juin.
- Pandian, M.D., W.R. Ott, et J.V. Behar, 1993. « Residential air exchange rates for use in indoor air and exposure modeling studies », *J. Exp. Anal. Environ. Epidem.* 3:407-416.
- SCHL (Société canadienne d'hypothèques et de logement), 1997. *Estimation des concentrations de gaz souterrains dans les habitations : méthode détaillée étape par étape*. SCHL, Ottawa.
- Sherman, M., et D. Dickerhoff, 1994. « Monitoring ventilation and air leakage in a low-rise commercial building ». *Proceedings of the ASME/JSME/JSES International Solar Energy Conference*, San Francisco, CA, 27-30 mars.
- Stephans, R.D., N.B. Ball, et D.M. Mar, 1986. « A multi-media study of hazardous waste landfill gas migration ». In : *Pollutants in a multimedia environment*, Y. Cohen (ed.), Plenum Press, New York, NY.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2003. *User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into buildings*. Prepared by Environmental Quality Management Inc. for Industrial Economics Incorporated. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2002. *Guidance for evaluating the vapor intrusion to indoor air pathway from groundwater and soils (Subsurface vapor intrusion guidance)*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. Draft.
- Weschler, C.J., H.C. Shields, et B.M. Shah, 1996. « Understanding and reducing the indoor concentration of submicron particles at a commercial building in Southern California », *J. Air & Waste Manag. Assoc.* 46:291-299.
- Williams, D.R., J.C. Paslawski, et G.M. Richardson, 1996. « Development of a screening relationship to describe migration of contaminant vapours into buildings », *J. Soil Contam.* 5(2):141-156.

## **ANNEXE F**

# **PROTOCOLE DE VÉRIFICATION DE L'INGESTION DE CONTAMINANTS ISSUS DE PRODUITS CULTIVÉS, DE VIANDE ET DE LAIT PRODUITS DANS DES LIEUX RÉSIDENTIELS OU AGRICOLES ASSAINIS**

### ***1.0 Généralités et application***

Les humains peuvent être indirectement exposés aux contaminants du sol par la contamination des produits cultivés, de la viande et du lait tout au long de la chaîne alimentaire. Dans le cas de terrains à vocation agricole, il est probable qu'une certaine quantité de viande, de produits cultivés (légumes) et de lait soit produite et consommée sur place. En milieu résidentiel, il est également possible qu'un potager fournisse une part importante des produits consommés par les membres d'une famille. Afin d'assurer que les recommandations d'assainissement du sol sont assez rigoureuses pour que les produits du jardin, la viande et le lait localement ne contribuent pas de façon inacceptable à la dose journalière totale de contaminants, il faut comparer l'apport prévu de contaminants provenant de ces sources avec la dose totale.

La concentration de contaminants dans les produits alimentaires provenant de sols contaminés à la concentration spécifiée dans la recommandation préliminaire pour la qualité des sols doit être inférieure à la limite maximale des résidus (LMR) prescrite dans la *Loi sur les aliments et drogues*. De plus, la dose journalière totale estimée grâce à la méthode décrite dans la présente annexe ne doit pas dépasser la valeur de l'exposition normale totale due aux aliments (c.-à-d. la dose journalière estimée) de plus de 20 % de la différence entre la dose journalière admissible (DJA) et la dose journalière estimée (DJE) pour les substances non cancérigènes. Pour les substances cancérigènes, la dose totale de contaminants ne doit pas dépasser la dose correspondant à un risque spécifié (DCRS) associée à un risque de cancer de  $10^{-6}$ .

La procédure et les hypothèses utilisées pour estimer la concentration d'un contaminant dans les aliments et la dose journalière sont décrites à la sous-section 1.1. Le protocole fournit une estimation de la bioconcentration des contaminants dans les aliments et de la consommation de ces aliments par rapport aux hypothèses formulées à la sous-section 1.1.

Il n'existe pas de données détaillées sur la proportion d'aliments d'origine locale consommés par les Canadiens. Toutefois, on considère qu'ils doivent constituer une part sensible de la dose journalière totale de contaminants absorbés, surtout en milieu rural. Par exemple, une enquête menée au Québec en 1985 a révélé que 42 % des citadins et 58 % des personnes vivant en milieu rural consomment des légumes provenant de leur propre potager (MAPAQ, 1985). Cette proportion peut varier considérablement d'un endroit à l'autre. Toutefois, en règle générale, elle devrait refléter les variations qui tiennent au type de milieu examiné (p. ex. urbain, rural ou périurbain), et il est par ailleurs peu probable que cette consommation se maintienne au même rythme pendant toute l'année.

Le GTRQS est d'avis que l'exposition résultant de la consommation de produits du jardin, de viande et de lait localement doit être prise en compte dans l'élaboration des recommandations génériques se rapportant à chaque contaminant, pour cette utilisation des terres. Les recommandations génériques élaborées pour les terrains à vocation agricole devront protéger contre l'exposition due à la consommation de produits locaux.

Compte tenu des variations possibles du mode de vie des habitants (p. ex. situation géographique, fréquence de la consommation de produits), le GTRQS a décidé que les recommandations génériques pour les terrains résidentiels ne devraient pas tenir compte de l'exposition résultant de la consommation de produits locaux. Toutefois, on fournira dans chaque document d'évaluation des recommandations qui calculent dans quelle mesure les produits locaux contribuent à la dose totale. Le GTRQS ne recommande donc pas d'utiliser les recommandations génériques dans le cas des terrains à vocation résidentielle comportant un potager. Dans un tel cas, la valeur calculée dans chaque document d'évaluation devrait être assimilée à un objectif d'assainissement.

## **1.1 Hypothèses**

La portion cultivée sur place des légumes (feuilles, inflorescences, racines et tubercules) consommés dans les zones rurales, périurbaines et urbaines a été calculée à partir des résultats d'une étude (USDA, 1983, dans Versar, 1989). Les valeurs présentées au tableau F.1 sont des estimations tirées des distributions disponibles de données tenant compte de facteurs liés au climat et au mode de vie (MEFQ, 2002).

Comme le montre le tableau F.1, 50 % de tous les légumes consommés en milieu agricole sont cultivés sur place, et 50 % de la viande et 100 % du lait consommés sont produits sur place. Dans le cas des terrains résidentiels, la proportion de la dose journalière de contaminants provenant des produits du jardin est beaucoup moins élevée (10 %); la contribution des produits locaux n'est pas prise en compte dans le cas du lait ou de la viande. Selon une évaluation des risques pour la santé humaine réalisée par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (1994), le pourcentage des fruits et des légumes consommés qui proviennent d'un potager local s'établit à 7 %. La valeur recommandée par le GTRQS est de 10 % (tableau F.1).

## **2.0 Bioconcentration des contaminants du sol dans les produits du jardin**

On peut estimer la concentration d'une substance chimique dans les produits résultant de la contamination du sol au moyen de la formule suivante :

$$C_p \text{ (mg/kg)} = B_v \times C_s \text{ (mg/kg)} \quad [1]$$

Où  $C_p$  désigne la concentration dans le produit, et  $B_v$  est un facteur de bioconcentration propre à la substance chimique en cause (et peut-être également à l'espèce végétale).

Dans la mesure du possible, le facteur de bioconcentration doit être calculé à partir de valeurs mesurées. Pour les substances chimiques organiques, Travis et Arms (1988) ont développé un modèle basé sur le coefficient de partage octanol-eau ( $\log K_{oe}$ ) pour estimer le facteur de bioconcentration. Ce modèle a été récemment actualisé par l'USEPA (2003) pour tenir compte des nouvelles données et d'une évaluation critique des données existantes :

$$\log B_v = 2,53 - 0,4965 \log K_{oe} \quad [2]$$

Toutefois, en raison du degré d'incertitude élevé associé à l'application d'un facteur de bioconcentration estimé à partir des propriétés chimiques, on ne doit utiliser cette méthode qu'en dernier recours, et seulement si des éléments donnent à penser qu'il y a bioaccumulation de la substance chimique considérée. Normalement, il ne faut pas utiliser de facteurs de bioconcentration estimés pour les substances chimiques organiques volatiles, qui se métabolisent souvent dans les végétaux, à moins que la bioaccumulation mesurée ne soit clairement démontrée.

**Tableau F.1 Valeurs proposées pour la consommation de produits du jardin, de viande et des produits laitiers localement**

	Proportion des produits d'origine locale (en pourcentage de la consommation d'aliments)			
	Terrains résidentiels	Terrains agricoles	Terrains commerciaux	Terrains industriels
Légumes en feuilles	10	50	S.O.	S.O.
Légumes avec fruits (tomates, etc.)	10	50	S.O.	S.O.
Racines et tubercules	10	50	S.O.	S.O.
Viande	S.O.	50	S.O.	S.O.
Lait	S.O.	100	S.O.	S.O.

*Nota :* Ces valeurs sont des estimations fondées sur le jugement professionnel, faites à partir des distributions de données fournies par Versar (1989). Elles prennent en compte des facteurs liés au climat et au mode de vie. Elles sont utilisées par le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (2002).

## 2.1 Dose journalière de contaminants provenant des produits du jardin pour les humains

La formule suivante permet de calculer la dose de contaminants absorbés à partir de produits du jardin contaminé (légumes seulement) :

$$D_p = \frac{(P_d \times P_c \times B_v \times C_s) + (P_l \times P_c \times P_r)}{MC} \quad [3]$$

où :

- $D_p$  = dose totale de contaminants provenant des produits (mg/kg-jour)
- $P_d$  = pourcentage de produits cultivés sur place
- $P_c$  = taux de consommation de produits du jardin(kg/jour)
- $B_v$  = facteur de bioconcentration pour les produits du jardin
- $C_s$  = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)
- $P_l$  = pourcentage de produits achetés
- $P_r$  = concentration moyenne de la substance chimique dans les produits vendus au détail (mg/kg)
- $MC$  = masse corporelle (kg)

Les concentrations, taux de consommation et facteurs de bioconcentration sont exprimés en poids frais; si les concentrations ou les facteurs de bioconcentration ont été calculés en fonction du poids sec, il faut les corriger en conséquence.

Dans le cas des substances non cancérigènes, on présume que le récepteur est un tout-petit. Dans le cas des substances cancérigènes, on présume que le récepteur est un adulte. Les caractéristiques du récepteur, y compris la masse corporelle et les taux d'ingestion de produits, sont résumées à l'annexe I. Sur les terrains résidentiels, on suppose que 10 % des produits du jardin consommés sont cultivés sur place. Dans le cas des terrains à vocation agricole, la proportion recommandée est de 50 % (tableau F.1).

## 3.0 Bioaccumulation des contaminants du sol dans la viande et le lait et doses journalières estimées

Pour les besoins de la présente procédure, seule l'ingestion directe de sol par les bovins de boucherie et les bovins laitiers est prise en compte. On présume que le bœuf est le principal herbivore consommé par les humains. Les herbivores ingèrent directement entre 0,4 et 0,9 kg de sol par jour (McKone et Ryan, 1989; Fries et Paustenbach, 1990). Les études montrent que la quantité de substances lipophiles, comme les BPC, déposées sur ou dans les cultures fourragères et consommées par ces animaux est bien inférieure à celle absorbée directement par ingestion de sol (Fries et Jacobs, 1986). En conséquence, la contamination indirecte par ingestion de végétaux contaminés n'est pas prise en compte.

La plupart des bovins laitiers et des bovins de boucherie se nourrissent de fourrage entreposé dans des parcs d'engraissement ou dans des étables (Paustenbach, 1989). Le risque d'ingestion de sol par ces animaux est donc limité. Toutefois, la demande croissante pour des produits laitiers ou carnés « biologiques », provenant d'animaux élevés en plein air, contribuera à accroître ce risque. La procédure que recommande le GTRQS est fondée sur l'hypothèse que les animaux sont élevés en plein air pendant la majeure partie de l'année.

### 3.1 Bioaccumulation des contaminants dans la viande

Dans la mesure du possible, la concentration de substances chimiques dans la viande doit être évaluée au moyen de facteurs de bioaccumulation ou de biotransfert mesurés.

Travis et Arms (1988) ont étudié le potentiel de bioaccumulation des contaminants organiques dans le bœuf. Ils ont élaboré l'équation suivante :

$$\log B_p = - 7,6 + \log K_{oe}, n = 36, r = 0,81 \quad [4]$$

où le facteur de biotransfert pour le bœuf ( $B_p$ ) se définit comme suit :

$$B_p = \frac{\text{concentration dans le bœuf (poids frais : mg/kg)}}{\text{dose journalière de substance chimique (mg/jour)}}$$

Si on suppose qu'un bovin de boucherie ingère en moyenne 0,9 kg de sol par jour (Fries et Paustenbach, 1990) et que la dose absorbée avec la végétation est négligeable par rapport à celle ingérée directement avec le sol, on peut calculer ainsi la dose journalière de substance chimique absorbée :

$$\begin{aligned} \text{dose journalière absorbée par le bovin} &= C_s \times 0,9 \text{ kg/jour} \\ \text{où } C_s &\text{ désigne la concentration (mg/kg) de la substance chimique dans le sol.} \end{aligned} \quad [5]$$

En substituant l'équation 5 dans la définition de  $B_p$ , en substituant ensuite cette définition dans l'équation 4 et en réarrangeant le tout, on obtient une définition de la concentration potentielle de la substance organique dans le bœuf ( $C_p$ ) :

$$C_p = \text{antilog}(-7,6 + \log K_{oe})(\text{jour/kg}) \times C_s (\text{mg/kg}) \times 0,9 (\text{kg/jour}) (\text{mg/kg}) \quad [6]$$

### 3.2 Dose journalière de contaminants provenant de la viande pour les humains

La formule suivante permet de mesurer l'absorption par les humains des contaminants contenus dans la viande qu'ils consomment :

$$DT_b = \frac{(V_l \times V_c \times B_p \times C_s \times TIS_b) + (B_c \times V_c \times M_d)}{MC} \quad [7]$$

où :

- $DT_b$  = dose totale de contaminants provenant du bœuf (mg/kg-jour)  
 $V_l$  = pourcentage de viande produite localement  
 $V_c$  = taux de consommation de viande (kg/jour)  
 $B_p$  = facteur de biotransfert pour le bœuf (jour/kg)  
 $C_s$  = concentration de la substance chimique dans le sol (mg/kg)  
 $TIS_b$  = taux d'ingestion de sol pour les bovins (0,9 kg/jour)  
 $B_c$  = pourcentage du bœuf acheté  
 $M_d$  = concentration moyenne de la substance chimique dans le bœuf vendu au détail (mg/kg)

Les concentrations, taux de consommation et facteurs de biotransfert sont exprimés en poids frais; si les concentrations ou les facteurs de biotransfert ont été calculés en fonction du poids sec, il faut les corriger en conséquence.

Pour les substances non cancérigènes, on présume que le récepteur est un tout-petit. Pour les substances cancérigènes, le récepteur est un adulte. Les caractéristiques du récepteur, y compris la masse corporelle et les taux d'ingestion de produits, sont résumées à l'annexe I. Sur les terrains agricoles, on suppose que 50 % de toute la viande consommée a été produite sur place et qu'il s'agit pour l'essentiel de viande de bœuf. La concentration moyenne de la substance chimique dans le bœuf vendu au détail découle de l'évaluation de l'exposition à plusieurs milieux.

### 3.3 Bioaccumulation des contaminants dans le lait

Dans la mesure du possible, les concentrations de substances chimiques dans le lait doivent être estimées à partir des facteurs de bioaccumulation ou de biotransfert mesurés. En l'absence de valeurs mesurées, Travis et Arms (1988) ont étudié le potentiel de bioaccumulation des contaminants organiques dans le lait. Ils ont élaboré l'équation suivante :

$$\log B_m = -8,1 + \log K_{oe}, n = 28, r = 0,74 \quad [8]$$

où le facteur de biotransfert pour le lait ( $B_m$ ) se définit comme suit :

$$B_m = \frac{\text{concentration dans le lait entier (mg/kg)}}{\text{dose journalière de substance chimique (mg/jour)}}$$

Si on suppose qu'un bovin laitier ingère en moyenne 0,9 kg de sol par jour (Fries et Paustenbach, 1990) et que la dose absorbée avec la végétation est négligeable par rapport à celle ingérée directement avec le sol, on peut calculer ainsi la dose journalière de substance chimique absorbée :

$$\text{dose journalière absorbée par le bovin laitier} = C_s \times 0,9 \text{ kg/jour} \quad [5]$$

où  $C_s$  désigne la concentration (mg/kg) de la substance chimique dans le sol.

En substituant l'équation 9 dans la définition de  $B_m$ , en substituant ensuite cette définition dans l'équation 8 et en réarrangeant le tout, on obtient une définition de la concentration potentielle de la substance organique dans les produits laitiers :

$$C_m = \text{antilog}(-8,1 + \log K_{oe})(\text{jour/kg}) \times C_s \text{ (mg/kg)} \times 0,9 \text{ (kg/jour)} \quad [10]$$

### 3.4 Dose journalière de contaminants provenant du lait pour les humains

La formule suivante permet de mesurer l'absorption par les humains des contaminants contenus dans le lait qu'ils consomment :

$$DT_l = \frac{(L_l \times L_c \times B_m \times C_s \times TIS_b) + (L_s \times L_c \times L_d)}{MC} \quad [11]$$

où :

- $DT_l$  = dose totale de contaminant provenant du lait (mg/kg-jour)
- $L_l$  = pourcentage du lait produit localement
- $L_c$  = taux de consommation de lait (kg/jour)
- $B_m$  = facteur de biotransfert pour le lait (jour/kg)
- $C_s$  = concentration de la substance chimique dans le sol (mg/kg)
- $TIS_b$  = taux d'ingestion de sol pour les bovins (0,9 kg/jour)
- $L_s$  = pourcentage du lait acheté
- $L_d$  = concentration moyenne de la substance chimique dans les produits laitiers vendu au détail (mg/kg)

Dans le cas des substances non cancérigènes, on présume que le récepteur est un tout-petit. Dans le cas des substances cancérigènes, on présume que le récepteur est un adulte. Les caractéristiques du récepteur, y compris la masse corporelle et les taux d'ingestion de produits, sont résumées à l'annexe I. Sur les terrains à vocation agricole, on suppose que 100 % de tout le lait consommé a été produit sur place (tableau F.1).

### 4.0 Procédure de vérification des recommandations pour la qualité des sols

La recommandation pour la qualité des sols ayant trait aux produits du jardin, à la viande et au lait est calculée au moyen de l'équation suivante :

Substances chimiques à seuil d'effet :

$$RQS_{IA} = \frac{(DJA - DJE) \times MC \times FS}{(P_l \times P_c \times B_v) + (V_l \times V_c \times B_p \times TIS_b) + (L_l \times L_c \times B_m \times TIS_b)} + CFS \quad [12]$$

Substances chimiques sans seuil d'effet :

$$RQS_{IA} = \frac{DCRS \times MC}{(P_l \times P_c \times B_v) + (V_l \times V_c \times B_p \times TIS_b) + (L_l \times L_c \times B_m \times TIS_b)} + CFS \quad [13]$$

où :

RQS <sub>IA</sub>	=	recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion d'aliments (produits du jardin, viande et produits laitiers) (mg/kg)
DJA	=	dose journalière admissible (mg/kg/jour)
DJE	=	dose journalière estimée (mg/kg/jour)
DCRS	=	dose correspondant à un risque spécifié (mg/kg/jour)
MC	=	masse corporelle du récepteur (kg)
FS	=	facteur de répartition pour le sol (sans unité)
P <sub>1</sub>	=	proportion des produits du jardin cultivés localement (0,5 pour les terrains à vocation agricole; 0,1 pour les terrains à vocation résidentielle)
P <sub>c</sub>	=	taux de consommation de produits du jardin (kg/jour)
B <sub>v</sub>	=	facteur de bioconcentration pour les produits du jardin
V <sub>1</sub>	=	pourcentage de la viande produite localement (0,5 pour les terrains à vocation agricole; 0 pour les terrains à vocation résidentielle)
V <sub>c</sub>	=	taux de consommation de viande (kg/jour)
B <sub>p</sub>	=	facteur de biotransfert pour la viande (jour/kg)
TIS <sub>b</sub>	=	taux d'ingestion de sol pour les bovins (= 0,9 kg/jour)
L <sub>1</sub>	=	pourcentage du lait produit localement (1,0 pour les terrains à vocation agricole; 0 pour les terrains à vocation résidentielle)
L <sub>c</sub>	=	taux de consommation de lait (kg/jour)
B <sub>m</sub>	=	facteur de biotransfert pour le lait (jour/kg)
CFS	=	concentration de fond du sol (mg/kg)

*Nota* : L'équation ci-dessus suppose que les facteurs de biotransfert pour la viande et le lait s'expriment en jour/kg (mg/kg dans la viande ou le lait par mg/jour d'absorption) comme ceux calculés à l'aide des équations 4 et 8. Si on utilise un facteur de bioaccumulation exprimé en mg/kg dans la viande ou le lait par mg/kg dans le sol, il conviendra d'omettre les valeurs du TIS<sub>b</sub> dans les équations.

Par ailleurs, la concentration calculée de contaminant dans les produits du jardin, la viande et le lait doit être inférieure à la limite maximale des résidus (LMR) prescrite par le *Règlement sur les aliments et drogues*, lorsqu'une telle limite existe. Cette condition peut être vérifiée par la résolution des équations 1, 6 et 10 en donnant à C<sub>S</sub> la valeur de la RQS<sub>IA</sub> préliminaire. Si la concentration calculée pour tout type d'aliment dépasse la LMR, il conviendra d'abaisser la RQS<sub>IA</sub> pour éviter un tel dépassement.

### ***Références***

Fries, G.R., et L.W. Jacobs, 1986. *Evaluation of residual polybrominated biphenyl contamination present on Michigan farms in 1978*. Report 477. Michigan State University Agricultural Exp. Sta. Res., East Lansing, MI.

- Fries, G.F., et D.J. Paustenbach, 1990. « Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions via foods ». *J. Toxicol. Environ. Health* 29:1-43.
- MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec), 1985. *Les habitudes alimentaires des Québécois*. Direction des politiques alimentaires, Québec, QC.
- McKone, P.E., et P.B. Ryan, 1989. « Human exposures to chemicals through food chains : an uncertainty analysis ». *Environ. Sci. Tech.* 23(9):1154-1163.
- MSSSQ (Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec), 2000. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*. Rédaction par le Groupe scientifique de l'évaluation du risque toxicologique de l'Institut national de la santé publique du Québec. 99 pp. ISBN 2-550-39389-9.
- Ministry of Environment and Energy of Ontario, 1994. *Technical report: Assessment of potential health risks of backyard vegetable consumption in the Gatchell area, Sudbury*. Préparé par S. Fleming, C. Clarke et F. Ursitti pour la Direction de l'élaboration des normes, Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Toronto.
- Paustenbach, D.J., 1989. « A comprehensive methodology for assessing the risks to humans and wildlife posed by contaminated soils : a case study involving dioxin ». In : *The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies*. Wiley, New York, NY, p. 296.
- Travis, C.C., et A.D. Arms, 1988. « Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation », *Environ. Sci. Technol.* 22(3):271-274.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2003. *Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs)*. Attachment 4-1: Exposure Factors and Bioaccumulation Models for Derivation of Wildlife SSL. OSWER Directive 92857-55. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Versar, 1989. *Exposure Factors Handbook*. Rapport préparé pour U.S. EPA, No. EPA/600/8-89/043.

# **ANNEXE G**

## **ÉVALUATION DES RECOMMANDATIONS FONDÉES SUR LA SANTÉ HUMAINE POUR LES TERRAINS À VOCATION COMMERCIALE ET INDUSTRIELLE EN FONCTION DE LEUR IMPACT SUR LES TERRAINS ADJACENTS**

### **1.0 Généralités**

Sous l'effet de l'érosion du sol et des dépôts subséquents, le sol contaminé peut être transféré d'un terrain à l'autre. Lorsque les terrains adjacents ne sont pas contaminés ou qu'ils ont une vocation plus sensible, ce transfert peut conduire à une dégradation inacceptable de la qualité du sol.

Les contaminants présents dans le sol peuvent également être transportés vers des terrains plus sensibles par les eaux souterraines et les vapeurs dans la subsurface. Toutefois, pour évaluer ces mécanismes, il est essentiel d'établir une distance de recul minimale. Par conséquent, ces mécanismes ne sont pas évalués de façon générique pour l'instant. Les eaux souterraines ou la migration des vapeurs dans la subsurface peuvent être prises en compte selon les différentes instances ou l'endroit considéré.

### **2.0 Érosion**

La sensibilité du sol à l'érosion causée par le vent et par l'eau dépend des caractéristiques et de la gestion du sol, ainsi que des conditions climatiques. Les facteurs qui permettent de déterminer la sensibilité du sol à ces deux types d'érosion sont similaires, mais les deux phénomènes sont assez différents pour justifier des procédures de modélisation distinctes.

#### **2.1 Érosion hydrique**

L'équation universelle des pertes en terre (EUP) (Wischmeier et Smith, 1978) reproduite ci-dessous permet de modéliser l'érosion hydrique.

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

où

A	=	taux de perte de sol
R	=	facteur de pluviosité et de ruissellement
K	=	facteur d'érodabilité du sol
L	=	facteur de longueur de pente
S	=	facteur d'inclinaison de pente
C	=	facteur de couverture et de gestion
P	=	facteur des pratiques de soutien

## 2.2 Érosion éolienne

L'équation de l'érosion éolienne (EEE) (Woodruff et Siddoway, 1965) permet de modéliser ce type d'érosion. Elle prend la forme suivante :

$$E = \ddot{u}(I, C, K, L, V)$$

où :

- E = taux de perte de sol
- I = indice d'érodabilité du sol
- C = facteur climatique
- K = indice de rugosité de la surface
- L = distance maximale de terrain exposé dans l'axe des vents dominants
- V = facteur de couverture végétale

## 2.3 Modélisation

Les deux modèles ci-dessus sont empiriques. Ils s'appuient sur un certain nombre d'équations de régression mettant en rapport la perte de sol et les facteurs pédologiques, climatiques et de gestion dont elle dépend. Il est difficile de déterminer les paramètres d'entrée et, dans le cas de l'EEE, de faire les calculs à cause des rapports mathématiques complexes qui lient les variables d'entrée. Il existe toutefois des modèles informatiques fondés sur ces deux équations et qui permettent de calculer les pertes dues à l'érosion à partir de données de base sur les conditions pédologiques et climatiques et la gestion des sols. Le modèle EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) (Williams *et al.*, 1990) est un des mieux connus. Même s'il a principalement pour objet d'évaluer les effets des pratiques agricoles sur la productivité des sols, son aptitude à estimer les taux d'érosion du sol (t/ha/a) à partir de données de base sur les sols et le climat en fait un outil utile d'évaluation de l'érosion dans d'autres scénarios d'utilisation des terres.

## 3.0 Dépôt des matières érodées

Pour estimer l'incidence des sols érodés sur les terrains adjacents, il faut d'abord en calculer le dépôt à ces endroits. Les modèles ci-dessus permettent d'estimer la perte de sol due à l'érosion, mais le dépôt subséquent des sols ainsi érodés n'a fait l'objet jusqu'à présent que de très peu d'études. On a mis au point des modèles d'érosion et de dépôt subséquent fondés sur les processus, mais ces modèles sont en règle générale très exigeants en matière de données d'entrée et ne sont donc pas jugés appropriés, à l'heure actuelle, pour l'élaboration de recommandations génériques.

Le dépôt des matières érodées dépend de la configuration du terrain. En ce qui a trait à l'érosion hydrique, la plupart des sites industriels sont conçus pour empêcher le ruissellement, et les impacts hors site seront donc minimaux. Le sol érodé des sites où aucune mesure n'est prise pour empêcher le ruissellement sera entraîné jusqu'au bas des pentes, où il s'accumulera. La superficie recouverte par le dépôt dépend de la topographie locale. Les matières érodées par le vent se déplacent jusqu'à ce qu'elles rencontrent un

obstacle agissant comme brise-vent ou, dans les cas des particules plus fines, jusqu'à ce qu'elles retombent avec les précipitations.

On peut supposer que le sol érodé d'un lieu contaminé se dépose sur un autre terrain de superficie équivalente. Le dépôt forme une couche superficielle qui est immédiatement disponible aux contacts. On peut calculer l'épaisseur de cette couche à partir de la quantité de sol déposée sur une superficie donnée et de la densité apparente estimée de ce dépôt. La circulation, le ruissellement et les activités de jardinage provoquent probablement un certain mélange des matières déposées et du sol indigène, diluant ainsi le sol contaminé. Le microrelief de la surface du sol peut être raisonnablement fixé à 2 cm, et c'est dans cette zone que se mélangent le sol déposé et le sol indigène non contaminé. L'érosion et le dépôt atmosphérique du sol sont des processus continus. Toutefois, l'enlèvement graduel du sol contaminé et son mélange continu avec du sol non contaminé sous l'effet de l'érosion qui affecte d'autres parties du terrain devraient conduire, avec le temps, à l'atteinte d'un point d'équilibre de la concentration des contaminants. En l'absence de toute procédure permettant de rendre compte de ces processus d'atténuation de la contamination, nous avons choisi de fixer à 5 ans la période d'accumulation des contaminants dans les sols des zones exposées au dépôt des matières érodées.

## **4.0 Calculs**

### **4.1 Généralités**

On peut calculer la concentration d'un contaminant présent dans un sol soumis à l'érosion et qui conduira à une hausse au-dessus d'un niveau donné de la concentration de ce contaminant dans la zone de dépôt en supposant comme point de départ une concentration de fond dans la zone de dépôt et en estimant la quantité de sol qui sera transportée dans cette zone à partir d'un site commercial ou industriel hypothétique. À partir des paramètres d'entrée appropriés ayant trait aux caractéristiques du sol, du climat et du site, le modèle EPIC permet d'estimer la quantité de sol érodé dans le site étudié. Les sites de dépôt appartiennent à la catégorie des terrains à vocation agricole.

### **4.2 Paramètres d'entrée du modèle EPIC**

On a choisi comme sol érodable représentatif un loam sableux (73 % de sable, 19 % de limon et 8 % d'argile) contenant 3 % de carbone organique. Le terrain modélisé couvre un hectare, présente une pente de 1 % et comporte une couverture végétale de 650 kg/ha.

Deux scénarios climatiques ont été testés. Les données climatiques de Lethbridge (Alberta) ont servi à estimer l'érosion potentielle lorsque le vent constitue le facteur d'érosion principal. Les données climatiques de Halifax (Nouvelle-Écosse) ont servi à simuler l'érosion lorsque les précipitations constituent le facteur d'érosion dominant. Le modèle EPIC a fourni les estimations suivantes de perte de sol sur une période de cinq ans :

### Perte de sol due à l'érosion (t/ha)

Emplacement	Érosion éolienne	Érosion hydrique	Total
Lethbridge	13,2	3,3	16,5
Halifax	0,0	11,3	11,3

La moyenne estimée de la perte totale due à l'érosion s'établit donc à 13,9 t/ha.

Si l'on suppose que la densité apparente des matières érodées est de  $1 \text{ t/m}^3$  et que la superficie de l'aire de dépôt est égale à celle de la source, on peut évaluer la profondeur de la couche de dépôt ( $D_d$ ) à 0,14 cm à l'aide de la formule suivante :

$$D_d = E / (\rho_a \times 10^2) \quad [1]$$

où :

$$\begin{aligned} E &= \text{masse des matières déposées} = 13,9 \text{ t/ha} \\ \rho_a &= \text{densité apparente} = 1 \text{ t/m}^3 \end{aligned}$$

Si l'on suppose par ailleurs que le sol récepteur a une densité apparente de  $1 \text{ t/m}^3$  et que la profondeur de mélange s'établit à 2 cm, on peut calculer la concentration finale du contaminant dans le sol récepteur après le mélange à l'aide de l'équation suivante :

$$C_m = \{(2 - D_d) \text{ CFS} + (D_d \times C_i)\} / 2 \quad [2]$$

où

$$\begin{aligned} C_m &= \text{concentration du contaminant dans le sol récepteur après le mélange } (\mu\text{g/g}) \\ \text{CFS} &= \text{concentration de fond du contaminant dans le sol récepteur } (\mu\text{g/g}) \\ C_i &= \text{concentration du contaminant dans le sol érodé } (\mu\text{g/g}) \end{aligned}$$

En substituant la valeur calculée de  $D_d$  dans l'équation 2 et en remplaçant  $C_m$  par la valeur de la  $\text{RQS}_A$  (recommandation pour la qualité des sols des terrains à vocation agricole), on peut réarranger cette équation pour calculer la concentration dans le sol érodé provenant d'un site commercial ou industriel qui augmentera la concentration de contaminant dans le sol récepteur (concentration que l'on suppose, au départ, égale à la concentration de fond) jusqu'à atteindre le niveau fixé par la recommandation pour les terrains à vocation agricole et qui sert à l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relatives aux migrations hors site :

$$\text{RQS}_{\text{MH}} = 14,3 \times \text{RQS}_A - 13,3 \times \text{CFS} \quad [3]$$

La recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement relative aux migrations hors site ( $\text{RQS}_{\text{MH-E}}$ ) est élaborée à l'aide de la  $\text{RQS}_E$  pour les terrains à vocation agricole; la recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé

humaine relative aux migrations hors site ( $RQS_{MH-SH}$ ) est élaborée à l'aide de la  $RQS_{SH}$  pour les terrains à vocation agricole.

Une étude portant sur neuf contaminants métalliques a démontré que la  $RQS_{MH}$  calculée à l'aide de l'équation 3 est en moyenne 12 fois supérieure à la valeur de la recommandation pour la qualité des sols pour les terrains à vocation plus sensible.

### ***Références***

- Williams, J.R., P.T. Dyke, W.W. Fuchs, V.W. Benson, O.W. Rice, et E.D. Taylor, 1990. « EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator: 2. User Manual ». A.N. Sharpley et J.R. Williams (eds.) U.S. Dept. Agric. Tech. Bull., No. 1788. US Dept. Agric., Washington, DC.
- Wischmeier, W.H., et D.D. Smith, 1978. « Predicting Rainfall Erosion Losses », *Agr. Handbk.* U.S. Dept. Agric., Washington, DC, p. 537.
- Woodruff, N.P., et F.H. Siddoway, 1965. « A Wind Erosion Equation », *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29:602-608.

## ANNEXE H

### APERÇU DES MODÈLES ET DES ÉQUATIONS UTILISÉS AUX FINS DE L'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS

**Recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (voies de contact direct)**

*Substances chimiques à seuil d'effet :*

$$RPQS_{CD} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{[(FA_I \times TIS) + (FA_{PE} \times TS) + (FA_{PO} \times TIH) \times TE_2] \times TE_1} + CFS$$

Ingestion de sol seulement :

$$RPQS_{CD-IS} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_I \times TIS) \times TE_1} + CFS$$

Contact cutané seulement :

$$RPQS_{CD-CC} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_{PE} \times TS) \times TE_1} + CFS$$

Inhalation de particules seulement :

$$RPQS_{CD-IP} = \frac{(DJA - DJE) \times CPS \times MC}{(FA_{PO} \times TIH) \times TE_1 \times TE_2} + CFS$$

*Substances chimiques sans seuil d'effet :*

$$RPQS_{CD} = \frac{DCRS \times MC}{[(FA_I \times TIS) + (FA_{PE} \times TS) + (FA_{PO} \times TIH)] \times TE} + CFS$$

Ingestion de sol seulement :

$$RPQS_{CD-IS} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_I \times TIS) \times TE} + CFS$$

Contact cutané seulement :

$$RPQS_{CD-CC} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_{PE} \times TS) \times TE} + CFS$$

Inhalation de particules seulement :

$$RPQS_{CD-IP} = \frac{DCRS \times MC}{(FA_{PO} \times TIH) \times TE} + CFS$$

où :

- RQS<sub>CD</sub> = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct (santé humaine) (mg/kg)
- DJA = dose journalière admissible (mg/kg mc-jour)
- DJE = dose journalière estimée (évaluation de l'exposition à plusieurs milieux) (mg/kg-jour)
- DCRS = dose correspondant à un risque spécifié (mg/kg-jour)
- CPS = coefficient de pondération du sol (sans unité)
- MC = masse corporelle (kg)
- CFS = concentration de fond du sol (mg/kg)
- FA<sub>I</sub> = facteur d'absorption relative pour l'intestin (sans unité)
- FA<sub>PO</sub> = facteur d'absorption relative pour les poumons (sans unité)
- FA<sub>PE</sub> = facteur d'absorption relative pour la peau (sans unité)
- TIS = taux d'ingestion de sol (kg/jour)
- TIH = taux d'inhalation de sol (kg/jour)
- TS = taux de contact cutané avec le sol (kg/jour) – *voir ci-dessous*
- TE = terme d'exposition (sans unité) = 1 pour les substances chimiques sans seuil d'effet
- TE<sub>1</sub> = terme d'exposition 1 (sans unité) – jours par semaine/7 x semaines par année/52
- TE<sub>2</sub> = terme d'exposition 2 (sans unité) – heures par jour/24

Taux de contact cutané avec le sol :

$$TS = (SE_M CC_M + SE_C CC_C) FE$$

où :

- SE<sub>M</sub> = surface exposée des mains (m<sup>2</sup>)
- SE<sub>C</sub> = surface exposée du corps, sauf les mains (m<sup>2</sup>)
- CC<sub>M</sub> = charge cutanée du sol sur les mains (kg/m<sup>2</sup>-épisode)
- CC<sub>C</sub> = charge cutanée du sol sur le reste de la peau (kg/m<sup>2</sup>-épisode)
- FE = fréquence d'exposition (épisodes/jour)

## Recommandation pour la qualité des sols relative à la protection de la qualité de l'air intérieur

*Substances chimiques à seuil d'effet :*

$$RQS_{QAI} = [(CA - C_a) \{ \theta_e + (K_{co})(f_{co})(\rho_a) + (H')(\theta_a) \} (CPS)(FD_i)(10^3 \text{ g/kg})] / [(H')(\rho_a)(TE)(10^6 \text{ cm}^3/\text{m}^3)] + CFS$$

*Substances chimiques sans seuil d'effet :*

$$RQS_{QAI} = [(CRS) \{ \theta_e + (K_{co})(f_{co})(\rho_a) + (H')(\theta_a) \} (FD_i)(10^3 \text{ g/kg})] / [(H')(\rho_a)(TE)(10^6 \text{ cm}^3/\text{m}^3)] + CFS$$

où :  $RQS_{QAI}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à la protection de la qualité de l'air intérieur

CA = concentration admissible ou concentration de référence ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

CCRS = concentration correspondant à un risque spécifié

$C_a$  = concentration de fond dans l'air intérieur/extérieur ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

CPS = coefficient de pondération du sol (sans unité)

$\theta_a$  = porosité chargée de vapeur (sans unité) = porosité effective (n) – porosité chargée d'humidité

$\theta_e$  = porosité chargée d'humidité (sans unité)

n = porosité du sol (sans unité)

$K_{co}$  = coefficient de partage du carbone organique ( $\text{mL}/\text{g}$ )

$f_{co}$  = fraction de carbone organique du sol dans la zone de partage du contaminant ( $\text{g}/\text{g}$ )

$\rho_a$  = densité apparente du sol sec dans la zone de partage du contaminant ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )

$H'$  = constante de Henry sans unité =  $H/RT$

H = constante de Henry ( $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ )

R = constante des gaz ( $8,2 \times 10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}\cdot\text{K}$ )

T = température moyenne annuelle du sol (K)

$FD_i$  = facteur de dilution entre le gaz du sol et l'air intérieur (sans unité) : **voir dérivation ci-dessous**

TE = terme d'exposition (sans unité)

CFS = concentration de fond du sol ( $\text{mg}/\text{kg}$ )

*Calcul du  $FD_i$  pour la voie d'infiltration dans les bâtiments*

$$FD_i = \frac{1}{\alpha}$$

où :

$FD_i$  = facteur de dilution entre le gaz du sol et l'air intérieur (sans unité)

$\alpha$  = coefficient d'atténuation

= (concentration de vapeur du contaminant dans le bâtiment)/concentration de vapeur à la source du contaminant)

$$D_T^{eff} \approx D_a \left( \frac{\theta_a^{10/3}}{n^2} \right)$$

- $D_T^{eff}$  = coefficient de diffusion effective globale en milieu poreux fondé sur les concentrations en phase vapeur pour la région située entre la source et les fondations (cm<sup>2</sup>/s)  
 $D_a$  = diffusivité moléculaire d'une composante pure dans l'air (cm<sup>2</sup>/s)  
 $\theta_a$  = porosité chargée de vapeur (sans unité)  
 $n$  = porosité totale du sol (sans unité)

$$Q_B = \frac{L_B W_B H_B (CAH)}{(3600s/h)}$$

- $Q_B$  = taux de ventilation du bâtiment (cm<sup>3</sup>/s)  
 $L_B$  = longueur du bâtiment (cm)  
 $W_B$  = largeur du bâtiment (cm)  
 $H_B$  = hauteur du bâtiment, y compris le sous-sol (cm)  
 $CAH$  = nombre de renouvellements d'air par heure (h<sup>-1</sup>)

$$Q_{sol} = \frac{2\pi \Delta P k_v X_{fiss.}}{\mu \ln \left[ \frac{2(Z_{fiss.})}{r_{fiss.}} \right]}$$

- $Q_{sol}$  = taux de transfert volumétrique des gaz du sol dans le bâtiment (cm<sup>3</sup>/s)  
 $\Delta P$  = différence de pression (g/cm·s<sup>2</sup>)  
 $k_v$  = perméabilité du sol au flux de vapeur (cm<sup>2</sup>)  
 $X_{fiss.}$  = longueur du cylindre théorique (cm)  
 $\mu$  = viscosité de la vapeur (g/cm·s)  
 $Z_{fiss.}$  = profondeur du cylindre théorique sous le sol (cm)  
 $r_{fiss.}$  = rayon du cylindre théorique (cm)

$$\alpha = \frac{\left[ \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_B L_T} \right] \exp \left[ \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right]}{\exp \left( \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_B L_T} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_B}{Q_{sol} L_T} \right) \left[ \exp \left( \frac{Q_{sol} L_{fiss.}}{D^{fiss.} A_{fiss.}} \right) - 1 \right]}$$

où :

- $D_T^{eff}$  = coefficient de diffusion effective en milieu poreux (cm<sup>2</sup>/s)  
 $A_B$  = superficie du bâtiment – plancher et murs de fondation (cm<sup>2</sup>)

- $Q_B$  = taux de ventilation du bâtiment (cm<sup>3</sup>/s)
- $L_T$  = distance séparant la source de contaminant des fondations (cm)
- $Q_{sol}$  = taux de transfert volumétrique des gaz du sol dans le bâtiment (cm<sup>3</sup>/s)
- $L_{fiss.}$  = épaisseur des fondations (cm)
- $D_{fiss.}$  = coefficient de diffusion effective des gaz par les fissures (cm<sup>2</sup>/s);  
on suppose que c'est la même valeur que le  $D_T^{eff}$
- $A_{fiss.}$  = superficie des fissures par lesquelles les vapeurs contaminées pénètrent dans le bâtiment (cm<sup>2</sup>)

Pour le coefficient de diffusion effective par les fissures ( $D_{fiss.}$ ), il est présumé qu'une matière grossière et granulée est utilisée comme base pour les planchers et les fondations. On suppose donc que les fissures sont remplies de particules grossières même si les particules indigènes sont de texture fine ou moyenne. Ainsi, le  $D_{fiss.}$  aura la même valeur que le  $D_T^{eff}$ , et ce, quelle que soit la texture des particules environnantes.

### Protection des voies d'exposition des eaux souterraines

Le modèle sur les eaux souterraines comporte quatre éléments :

#### Partage sol/lixiviat (DF1)

$$RQS_{ES} = C_L \left\{ K_d + \left( \frac{\theta_e + H' \theta_a}{\rho_a} \right) \right\}$$

- où :
- $RQS_{ES}$  = recommandation pour la qualité des sols en vue de la protection des eaux souterraines (mg/kg) (p. ex.  $RQS_{EP}$ ,  $RQS_{VA}$ ,  $RQS_{IR}$ ,  $RQS_{EA}$ )
  - $C_L$  = concentration admissible de lixiviat à la source (mg/L) – calculée ci-dessous
  - $K_d$  = coefficient de distribution (cm<sup>3</sup>/g) – voir annexe A
  - $\theta_e$  = porosité en eau (sans unité)
  - $H'$  = constante de Henry sans dimension =  $H \times 42,32$
  - $H$  = constante de Henry (atm·m<sup>3</sup>/mol)
  - $\theta_a$  = porosité en air (sans unité)
  - $\rho_a$  = densité apparente du sol dans la zone de partage du contaminant (g/cm<sup>3</sup>)

#### Zone d'eau souterraine non saturée (DF2)

*Nota – pour l'élaboration des recommandations génériques, on suppose que les contaminants sont en contact avec les eaux souterraines et que  $DF2 = 1$  ( $C_L = C_z$ )*

$$C_L = \frac{C_z}{\exp\left[\frac{b}{2\hat{\partial}_{ns}} - \frac{b}{2\hat{\partial}_{ns}}\left(1 + \frac{4\hat{\partial}_u L_{NS}}{v_{ns}}\right)^{1/2}\right]}$$

$$v_{ns} = \frac{I}{\theta_e R_{ns}}; \quad R_{ns} = 1 + \frac{\rho_a}{\theta_e} K_d$$

- où :
- $C_L$  = concentration admissible dans le lixiviat à la source (mg/L)
  - $C_z$  = concentration admissible dans le lixiviat dans la nappe phréatique (mg/L) – calculée ci-dessous
  - $b$  = épaisseur de la zone non saturée sous la source (m) =  $d - Z$
  - $d$  = profondeur de la surface de la nappe phréatique (m)
  - $Z$  = profondeur de la limite inférieure du sol contaminé (m)
  - $\hat{\partial}_{ns}$  = dispersivité dans la zone non saturée (m) = 0,1b
  - $L_{NS}$  = constante de décomposition de la substance chimique ( $\text{an}^{-1}$ ) dans la zone non saturée :

$$L_{NS} = \frac{0,693}{t_{1/2NS}} \left( e^{-0,07d} \left( 1 - \frac{J_{1/2NS}}{365} \right) \right)$$

- où :
- $t_{1/2NS}$  = demi-vie chimique dans la zone non saturées (années)
  - $J_{1/2NS}$  = nombre de jours où la température est inférieure à 0 °C
  - $v_{ns}$  = vitesse linéaire moyenne du lixiviat (m/an)
  - $I$  = taux d'infiltration (m/an) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration
  - $\theta_e$  = porosité en eau (sans unité)
  - $R_{ns}$  = facteur de retardement dans la zone non saturée (sans unité)
  - $\rho_a$  = densité apparente du sol dans la zone non saturée ( $\text{g/cm}^3$ )
  - $K_d$  = coefficient de distribution ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) – voir annexe A

#### *Zone de mélange non saturée / saturée (DF3)*

$$C_z = C_{es} \left\{ 1 + \left( \frac{Z_d K_H i}{IX} \right) \right\}$$

- $C_z$  = concentration admissible de la substance chimique dans le lixiviat, au niveau de la nappe phréatique (mg/L)
- $C_{es}$  = concentration admissible de la substance chimique dans l'eau souterraine, à la source (mg/L) – calculée ci-dessous
- $Z_d$  = épaisseur moyenne de la zone de mélange (m) – calculée ci-dessous
- $K_H$  = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
- $i$  = gradient hydraulique (sans unité)

- I = taux d'infiltration (m/an) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration  
 X = longueur de la source dans l'axe de l'écoulement souterrain (m)

Calcul de l'épaisseur moyenne de la zone de mélange :

$$Z_d = r + s ; Z_d \text{ ne peut dépasser } d_a$$

- r = profondeur de mélange disponible compte tenu de la dispersion et de la diffusion (m)  
 = 0,01 X  
 X = longueur de la source dans l'axe de l'écoulement souterrain (m)  
 s = profondeur de mélange disponible compte tenu du taux d'infiltration et de la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine (m)

$$s = d_a \left\{ 1 - e^{-\frac{2,178XI}{K_H i d_a}} \right\}$$

- $d_a$  = profondeur de l'aquifère libre (m)  
 I = taux d'infiltration (m/an) = précipitations moins ruissellement et évapotranspiration  
 $K_H$  = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)  
 i = gradient hydraulique (sans unité)

#### Zone d'eau souterraine saturée (DF4)

Nota : pour un récepteur situé aux abords de la source de contaminant,

$$DF4 = 1 (C_{es} = C_e)$$

Noter que cette équation prend en compte le temps écoulé depuis le rejet de contaminant. La valeur de « t » doit être fixée de manière à reproduire le pire scénario envisageable. Il s'agit de procéder par itération, en refaisant les calculs avec diverses valeurs de t et en retenant les résultats du scénario le plus défavorable.

$$C_e(x, y, z, t) = \left( \frac{C_{es}}{4} \right) \exp \left\{ \left( \frac{x}{2\partial_x} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \frac{4L_s \partial_x}{v} \right)^{1/2} \right] \right\} \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt \left( 1 + \frac{4L_s \partial_x}{v} \right)^{1/2}}{2(\partial_x vt)^{1/2}} \right]$$

$$\left\{ \operatorname{erf} \left[ \frac{(y + Y/2)}{2(\partial_y x)^{1/2}} \right] - \operatorname{erf} \left[ \frac{y - Y/2}{2(\partial_y x)^{1/2}} \right] \right\}$$

$$v = \frac{K_H i}{n_e R_f}; \quad R_f = 1 + \frac{\rho_a}{n} K_d$$

- où :
- $C_e$  = concentration admissible de la substance chimique dans l'eau au niveau du récepteur (mg/L) (recommandation pour l'eau potable, valeur guide pour les sources d'eau souterraine, recommandations pour la protection de la vie aquatique, pour l'eau d'irrigation, pour l'abreuvement du bétail, selon le cas)
  - $x$  = distance de la source au récepteur (m)
  - $x,y,z$  = coordonnées cartésiennes mettant en rapport la source et le récepteur (m); on suppose que  $y$  et  $z$  ont une valeur de zéro
  - $t$  = temps écoulé depuis le rejet du contaminant (années)
  - $C_{es}$  = concentration admissible de la substance chimique dans l'eau souterraine à la source (mg/L)
  - $\partial_x$  = tenseur de la dispersivité longitudinale =  $0,1x$
  - $\partial_y$  = tenseur de la dispersivité latérale =  $0,1\partial_x$
  - $L_s$  = constante de décomposition ( $\text{an}^{-1}$ ) dans la zone saturée :

$$L_s = \frac{0,693}{t_{1/2s}} (e^{-0,07d})$$

- $d$  = profondeur de la surface de la nappe phréatique (m)
- $t_{1/2s}$  = demi-vie de biodégradation dans la zone saturée (an)
- $v$  = vitesse de circulation du contaminant (m/an)
- $K_H$  = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
- $i$  = gradient hydraulique (sans unité)
- $n$  = porosité totale du sol =  $1 - \rho_a/2,65$  (sans unité)
- $n_e$  = porosité effective du sol (sans unité); on suppose généralement que  $c'$  est le même de la porosité totale du sol ( $n$ )
- $Y$  = largeur de la source (m) à la perpendiculaire de l'axe de l'écoulement souterrain
- $R_f$  = facteur de retardement (sans unité)
- $\rho_a$  = densité apparente du sol dans la zone saturée ( $\text{g/cm}^3$ )
- $K_d$  = coefficient de distribution ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) – voir annexe A

### Ingestion de produits du jardin, de viande ou de lait contaminés

*Substances chimiques à seuil d'effet :*

$$RQS_{IA} = \frac{(DJA - DJE) \times MC \times CPS}{(P_l \times P_c \times B_v) + (V_l \times V_c \times B_p \times TIS_b) + (L_l \times L_c \times B_m \times TIS_b)} + CFS \quad [12]$$

*Substances chimiques sans seuil d'effet :*

$$RQS_{IA} = \frac{DCRS \times MC}{(P_l \times P_c \times B_v) + (V_l \times V_c \times B_p \times TIS_b) + (L_l \times L_c \times B_m \times TIS_b)} + CFS$$

[13]

où :

$RQS_{IA}$	=	recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion d'aliments (produits du jardin, viande, lait) (mg/kg)
DJA	=	dose journalière admissible (mg/kg/jour)
DJE	=	dose journalière estimée (mg/kg/jour)
DCRS	=	dose correspondant à un risque spécifié (mg/kg/jour)
MC	=	masse corporelle du récepteur (kg)
CPS	=	coefficient de pondération du sol (sans unité)
$P_l$	=	proportion des produits du jardin cultivés localement (0,5 pour les terrains à vocation agricole; 0,1 pour les terrains à vocation résidentielle)
$P_c$	=	taux de consommation des produits du jardin (kg/jour)
$B_v$	=	facteur de biotransfert pour les produits du jardin
$V_l$	=	proportion de la viande produite localement (0,5 pour les terrains à vocation agricole; 0 pour les terrains à vocation résidentielle)
$V_c$	=	taux de consommation de viande (kg/jour)
$B_p$	=	facteur de biotransfert pour la viande (jour/kg)
$TIS_b$	=	taux d'ingestion de sol pour les bovins (= 0,9 kg/jour)
$L_l$	=	proportion du lait produit localement (1,0 pour les terrains à vocation agricole; 0 pour les terrains à vocation résidentielle)
$L_c$	=	taux de consommation des produits laitiers (kg/jour)
$B_m$	=	facteur de biotransfert pour les produits laitiers (jour/kg)
CFS	=	concentration de fond du sol (mg/kg)

*Nota* : les équations ci-dessus supposent que les facteurs de biotransfert pour la viande et les produits laitiers s'expriment en jour/kg (mg/kg dans les aliments par mg/jour de consommation). Si un facteur de biotransfert est exprimé en mg/kg dans les aliments par mg/kg dans le sol, il conviendra d'omettre le paramètre  $TIS_b$  des équations.

### Voie d'exposition liée à la migration hors site

$$SGQ_{MH} = 14,3 \times SGQ_A - 13,3 \times CFC$$

où :

$SGQ_{MH}$	=	valeur de vérification de la migration hors site (mg/kg)
$SGQ_A$	=	recommandation pour la qualité des sols ( $SGQ_E$ ou $SGQ_{SH}$ ) relative à l'utilisation des terrains à vocation agricole (mg/kg)
CFC	=	concentration de fond du contaminant dans le sol récepteur (mg/kg)

### Voie d'exposition liée à l'ingestion de sol et de nourriture

### *Dose journalière seuil produisant un effet*

$$DJSE = DE \text{ minimale}/FI$$

où :

- DJSE = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur (mg/kg mc-jour)  
DE = dose minimale avec effet (mg/kg mc-jour)  
FI = facteur d'incertitude (au besoin)

### *Taux d'ingestion de sol*

$$TIS = (TAMS \times PSI)$$

où :

- TIS = taux d'ingestion de sol du consommateur (kg en poids sec de sol/jour)  
TAMS = moyenne géométrique des taux d'absorption de matière sèche du consommateur (kg en poids sec/jour)  
PSI = moyenne géométrique des proportions de sol ingéré rapportées avec le TAMS

### *Taux d'ingestion de nourriture*

$$TIN = TAMS - TIS$$

où :

- TIN = taux d'ingestion de nourriture pour l'espèce sélectionnée comme consommateur (kg en poids sec de nourriture/jour)  
TAMS = moyenne géométrique des taux d'absorption de matière sèche du consommateur (kg en poids sec/jour)  
TIS = taux d'ingestion de sol du consommateur (kg en poids sec de sol/jour)

### *Recommandation relative à l'ingestion pour les consommateurs primaires*

$$RQS_{1C} = \frac{0,75 \times DJSE_{1C} \times MC_{1C}}{(TIS_{1C} \times FB) + (TIN_{1C} \times FBC_1)}$$

où :

- $RQS_{1C}$  = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur primaire (mg/kg)  
 $DJSE_{1C}$  = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur primaire (mg/kg mc<sub>1C</sub>-jour)  
 $MC_{1C}$  = masse corporelle (kg)  
 $TIS_{1C}$  = taux d'ingestion de sol (kg en poids sec de sol/jour)

- FB = facteur de biodisponibilité (sans unité)  
 TIN<sub>1C</sub> = taux d'ingestion de nourriture pour l'espèce sélectionnée comme consommateur primaire (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 FBC<sub>1</sub> = facteur de bioconcentration (sans unité)

*Recommandation relative à l'ingestion pour les consommateurs secondaires*

$$RQS_{2C} = \frac{0,75 \times DJSE_{2C} \times MC_{2C}}{[(TIS_{2C} \times FB) + (TIN_{2C} \times FBA_2)] \times FA_{FR} \times FA_Y}$$

où :

- RQS<sub>2C</sub> = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur secondaire (mg/kg en poids sec de sol)  
 DJSE<sub>2C</sub> = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur secondaire (mg/kg mc<sub>1C</sub>-jour)  
 MC<sub>2C</sub> = masse corporelle de l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>2C</sub> (kg)  
 TIS<sub>2C</sub> = taux d'ingestion de sol pour l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>2C</sub> (kg en poids sec de sol/jour)  
 FB = facteur de biodisponibilité (sans unité)  
 TIN<sub>2C</sub> = taux d'ingestion de sol pour l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>2C</sub> (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 FBA<sub>2</sub> = facteur de bioaccumulation (sans unité)

*Recommandation relative à l'ingestion pour les consommateurs tertiaires*

$$RQS_{3C} = \frac{0,75 \times DJSE_{3C} \times MC_{3C}}{[(TIS_{3C} \times FB) + (TIN_{3C} \times FBA_3)] \times FA_{FR} \times FA_Y}$$

où :

- RQS<sub>3C</sub> = recommandation pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture par le consommateur tertiaire (mg/kg en poids sec de sol)  
 DJSE<sub>3C</sub> = dose journalière seuil produisant un effet chez le consommateur tertiaire (mg/kg mc<sub>1C</sub>-jour)  
 MC<sub>3C</sub> = masse corporelle de l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>3C</sub> (kg)  
 TIS<sub>3C</sub> = taux d'ingestion de sol pour l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>3C</sub> (kg en poids sec de sol/jour)  
 FB = facteur de biodisponibilité (sans unité)  
 TIN<sub>3C</sub> = taux d'ingestion de sol pour l'espèce utilisée dans la DJSE<sub>3C</sub> (kg en poids sec de nourriture/jour)  
 FBA<sub>3</sub> = facteur de bioaccumulation (sans unité)



## ANNEXE I PARAMÈTRES PAR DÉFAUT DE L'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS

Cette annexe présente les valeurs par défaut utilisées pour calculer les recommandations pour la qualité des sols, de même que l'information de base pertinente. Ces valeurs peuvent être mises à jour selon les besoins; il convient de préciser que les recommandations pour la qualité des sols ne sont généralement pas révisées lorsque les valeurs par défaut sont modifiées.

**Tableau I.1** *Caractéristiques du récepteur humain<sup>a</sup>*

Paramètre	Symbole	Nourrisson (0 – 6 mois)	Tout-petit (7 mois à 4 ans)	Enfant (5 à 11 ans)	Adolescent (12 à 19 ans)	Adulte (20ans et +)
Masse corporelle (kg)	MC	8,2	16,5	32,9	59,7	70,7
Taux d'inhalation d'air (m <sup>3</sup> /jour)	TA	2,1	9,3	14,5	15,8	15,8
Taux d'inhalation de sol (kg/jour) <sup>d</sup>	TIH	1,6 x 10 <sup>-9</sup>	7,07 x 10 <sup>-9</sup>	1,1 x 10 <sup>-8</sup>	1,2 x 10 <sup>-8</sup>	1,2 x 10 <sup>-8</sup>
Taux d'ingestion d'eau (L/jour)	TIE	0,3	0,6	0,8	1,0	1,5
Taux d'ingestion de sol (kg/d)	TIS	0,00002	0,00008	0,00002	0,00002	0,00002
Surface exposée de la peau (m <sup>2</sup> )						
- Mains	SE <sub>M</sub>	0,032	0,043	0,059	0,080	0,089
- Autres parties <sup>b</sup>	SE <sub>C</sub>	0,146	0,258	0,455	0,223	0,250
Charge du sol sur la peau exposée (kg/m <sup>2</sup> -épisode)						
- Mains <sup>c</sup>	CC <sub>M</sub>	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
- Autres parties <sup>c</sup>	CC <sub>C</sub>	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Fréquence d'exposition cutanée (épisodes/jour) <sup>b</sup>	FE	1	1	1	1	1
Taux de consommation de produits du jardin (g/jour)	P <sub>c</sub>	155	172	259	347	325
Taux de consommation de viande (g/jour) <sup>c</sup>	V <sub>c</sub>	52	86	123	170	166
Taux de consommation de lait (g/jour) <sup>c</sup>	L <sub>c</sub>	664	592	613	583	286

a – Source de toutes les données : Santé Canada (2003), sauf indication contraire

b – Exposition présumée des bras chez les adultes et les adolescents; exposition présumée des bras et des jambes chez les nourrissons, les tout-petits et les enfants

c – Richardson , 1997

d – Le taux d'inhalation de particules respirables est calculé en multipliant le taux d'inhalation journalier (m<sup>3</sup>/jour) par la concentration moyenne de particules respirables dans l'air à un site contaminé, concentration présumée égale à 7.6X10<sup>-10</sup> kg/m<sup>3</sup> (Santé Canada, 2004).

### Masse corporelle

Santé Canada (2003) a recommandé des poids corporels moyens en s'appuyant sur des études réalisées en 1981 pour les adultes (ICRCP, 1981) et de 1970 à 1972 pour les

enfants (EHD, 1992). On a observé une augmentation du poids moyen des sujets au sein de la population canadienne de 1970 à 1988 (Richardson, 1997).

### **Taux d'inhalation**

Les valeurs du taux d'inhalation ont été obtenues en utilisant des données sur l'activité et le moment de l'activité chez la population canadienne, combinées aux taux de renouvellement d'air spécifiés pour différents niveaux d'activité (Richardson, 1997).

### **Taux d'ingestion d'eau**

Les valeurs du taux d'ingestion d'eau sont tirées d'une étude de la consommation canadienne d'eau de robinet réalisée de 1977 à 1978 (MSNB, 1981) aux fins de laquelle on a utilisé des questionnaires et des journaux personnels de consommation d'eau.

### **Taux d'ingestion de sol**

Les valeurs du taux d'ingestion de sol sont tirées d'une étude réalisée par Angus Environmental (1991) ainsi que des recommandations formulées par Santé Canada.

### **Surface exposée de la peau**

Les valeurs recommandées se fondent sur des équations élaborées par l'USEPA aux fins de l'estimation de la surface à partir du poids et de la taille des sujets, et sur les données portant sur le poids et la taille des Canadiens.

### **Adhérence du sol à la peau**

La charge du sol sur la peau a fait l'objet d'études en conditions réelles et d'essais contrôlés par Kissel *et al.* (1996, 1998). On a constaté que ce paramètre dépend du type d'activité et de l'humidité du sol, et qu'il présente des valeurs plus élevées pour les mains que pour les bras et les jambes. Il n'existe pas de différence marquée entre les enfants et les adultes. Les valeurs recommandées de l'adhérence du sol à la peau ont été calculées à partir de cette étude et reflètent des conditions d'exposition typiques.

### **Taux d'ingestion de produits du jardin, de viande et de lait**

Les taux d'ingestion d'aliments s'appuient sur les résultats d'une étude de Nutrition Canada (MSNB, 1977) réalisée entre 1970 et 1972. Même si on soupçonne les Canadiens d'avoir changé certaines de leurs habitudes alimentaires depuis cette époque, Santé Canada (2004) suppose que l'ampleur de ces changements devrait être relativement faible par rapport aux autres facteurs d'incertitude liés à l'estimation de l'absorption humaine de contaminants.

Le taux d'ingestion de produits du jardin utilisé ici s'appuie sur la consommation des légumes et des fruits frais; le taux d'ingestion de viande s'appuie sur la consommation de

bœuf, de porc, de veau et d'agneau; le taux d'ingestion du lait s'appuie sur la consommation de lait entier, de lait 2 % et de lait écrémé (et non des produits laitiers).

**Tableau I.2 Paramètres pédologiques et hydrogéologiques**

Paramètre	Symbole	Type de sol	
		À texture grossière	À texture fine
Conductivité hydraulique à saturation (m/an)	$K_H$	320	32 <sup>a</sup>
Gradient hydraulique	$i$	0,028	0,028
Alimentation (taux d'infiltration) (m/an)	$I$	0,28	0,20
Fraction de carbone organique (g/g)	$f_{co}$	0,005	0,005
Densité apparente du sol (g/cm <sup>3</sup> )	$\rho_a$	1,7	1,4
Teneur en eau	$M_e/M_s$	0,07	0,12
Porosité totale du sol	$n$	0,36	0,47
Porosité chargée de vapeur	$\theta_a$	0,241	0,302
Porosité chargée d'humidité	$\theta_e$	0,119	0,168
Perméabilité du sol à la vapeur (cm <sup>2</sup> )	$k_v$	$6 \times 10^{-8}$	$10^{-10}$

a – on utilise 32 m/an pour la protection de l'eau potable puisque des valeurs inférieures de la conductivité hydraulique ne donneraient vraisemblablement pas à l'aquifère un rendement suffisant pour répondre à la demande des consommateurs. Il est recommandé d'appliquer cette même valeur à la protection de la vie aquatique.

### Conductivité hydraulique à saturation

Les valeurs par défaut de la conductivité hydraulique ont été choisies pour refléter les aquifères typiques qui existent au Canada. La valeur correspondant aux sols à texture grossière (320 m/an) est représentative des sables silteux (Freeze et Cherry, 1979); elle a été choisie parce que les valeurs plus faibles sont plus prudentes (valeurs recommandées plus faibles) pour les voies où il n'existe pas de distance de recul entre la source de contamination et le récepteur dans l'eau souterraine. Cette valeur risque de ne pas être prudente pour les voies de transport en zone saturée; toutefois, des valeurs plus élevées de la conductivités hydraulique seraient probablement compensées, au moins partiellement, par les gradients hydrauliques plus faibles correspondants. Une conductivité hydraulique de 3,2 m/an est représentative d'un silt (Freeze et Cherry, 1979); toutefois, pour un sol à texture fine, on utilise une valeur de 32 m/an. Cette valeur plus élevée est recommandée pour la protection des voies d'exposition de l'eau potable puisqu'une valeur inférieure de la conductivité hydraulique ne donnerait probablement pas à l'aquifère un rendement suffisant pour répondre à la demande d'eau potable. La valeur plus élevée de 32 m/an est aussi recommandée pour la protection de la vie aquatique, car elle entraîne des recommandations encore plus conservatrices et conformes au niveau de protection désiré.

## **Gradient hydraulique**

Le gradient hydraulique est une quantité sans unité qui sert à décrire la pente du gradient du potentiel hydrique. Dans les aquifères libres, il équivaut en gros au gradient de la nappe phréatique. On recommande d'utiliser un gradient hydraulique de 0,028 comme valeur par défaut (CCME 1996); il existe une corrélation inverse entre la valeur de ce paramètre et la conductivité hydraulique à saturation. Il convient noter que là où le gradient hydraulique d'un site est connu pour différer de manière significative de 0.028, le calcul des recommandations de la palier 2 devrait employer le gradient hydraulique spécifique au site dans les calculs pour toutes les voies d'eaux souterraines.

## **Alimentation**

À long terme, on peut estimer l'alimentation de la nappe phréatique en retranchant les volumes d'évapotranspiration et de ruissellement des taux de précipitations. Les valeurs par défaut de l'alimentation de la nappe souterraine sont fondées sur les données recueillies à Halifax (Nouvelle-Écosse) dans le cadre de l'initiative PIRI de l'Atlantique. Elles devraient être représentatives des zones canadiennes caractérisées par une forte pluviosité et sont donc les plus sensibles au transfert des contaminants du sol à l'eau souterraine.

## **Fraction du carbone organique**

Les valeurs par défaut de la fraction du carbone organique correspondant aux sols à texture grossière et à texture fine sont fondées sur un examen des teneurs en carbone organique de divers sous-sols du Canada réalisé dans le cadre de l'élaboration du Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (SP-HCP) (CCME, 2000).

## **Densité apparente et teneur en humidité du sol**

Les valeurs par défaut de la densité apparente et de la teneur en humidité ont été choisies pour représenter un sol sableux (sols à texture grossière) et un sol argileux (sols à texture fine) typiques.

## **Porosité**

La porosité totale du sol se calcule à partir de sa densité apparente, en supposant une densité des particules de  $2,65 \text{ g/cm}^3$ . La porosité chargée d'humidité s'obtient en multipliant la densité apparente par la teneur en humidité (en supposant une densité de l'eau de  $1 \text{ g/cm}^3$ ). La porosité chargée de vapeur s'obtient en soustrayant la porosité chargée d'humidité de la porosité totale.

## Perméabilité du sol pour la vapeur

Ce paramètre fait l'objet d'un examen détaillé à l'annexe E. Les valeurs par défaut ont été choisies de manière à être conformes aux conductivités hydrauliques définies pour les types de sol, étant donné que ces paramètres sont étroitement reliés.

**Tableau I.3** *Caractéristiques du site*

<b>Paramètre</b>	<b>Symbole</b>	<b>Valeur</b>
Largeur de la source de contaminant (m)	Y	10
Profondeur de la source de contaminant (m)	Z	3
Longueur de la source de contaminant (m)	X	10
Distance de la surface de l'eau (m)	x	10
Distance de l'utilisateur d'eau potable (m)	x	0
Distance de l'utilisateur de l'eau pour l'agriculture (m)	x	0
Distance de la source de contaminant au radier (cm)	$L_T$	30
Profondeur de la nappe phréatique (m)	d	3
Épaisseur du sol non saturé sous la source de contamination (m)	b	0
Nombre de jours où la température à la surface est inférieure à 0 °C	$J_{1/2NS}$	365
Profondeur de l'aquifère libre (m)	$d_a$	5

### Largeur, profondeur et longueur de la source

Les dimensions de la zone contaminée sont déterminées à partir des dimensions des sites contaminés typiques du Canada. La longueur est mesurée dans l'axe de l'écoulement souterrain, et la largeur à la perpendiculaire de cet axe.

### Distance de l'eau de surface

On suppose aux fins de l'élaboration des recommandations génériques qu'un plan d'eau de surface pourrait se trouver à 10 m des sols assainis. On juge possible de déterminer une distance de recul pour cette voie d'exposition puisque l'emplacement des plans d'eau de surface est normalement relativement stable.

### Distance des utilisateurs de l'eau aux fins de la consommation et de l'agriculture

On suppose que des utilisateurs de l'eau pour la consommation et l'agriculture se trouvent en aval, aux abords du terrain assaini. L'inclusion d'une distance de recul aux fins d'une recommandation générique pour ces voies d'exposition risque de donner des restrictions inadéquates ou impossibles à gérer. Toutefois, on pourra y avoir recours au cas par cas, selon les besoins.

### Distance de la source de contaminant au radier

À l'exemple des recommandations retenues pour l'élaboration du SP-HCP, on suppose que le radier du bâtiment repose sur une couche de remblai propre de 30 cm d'épaisseur.

### Profondeur de la nappe phréatique et épaisseur des sols non saturés sous la source de contamination

Pour les besoins de l'élaboration de recommandations génériques, on suppose que les sols contaminés sont en contact direct avec l'eau souterraine.

### Nombre de jours où la température à la surface est inférieure à 0 °C

Lorsqu'on attribue à ce paramètre sa valeur par défaut (365 jours), aucune biodégradation ne survient dans la zone non saturée. Les juridictions peuvent préciser des valeurs par défaut régionales pour les jours où la température à la surface est inférieure à 0 °C. Ce paramètre n'a un effet que si la source de contamination n'est pas en contact direct avec l'eau souterraine.

### Profondeur de l'aquifère libre

On suppose que l'aquifère libre se trouve à une profondeur de 5 m, conformément à la recommandation du Groupe de travail sur les sols contaminés de la Colombie-Britannique (CSST). La profondeur de mélange calculée ne devrait pas dépasser cette valeur.

**Tableau I.4 Paramètres de construction**

Paramètre	Symbole	Sous-sol résidentiel	Radier résidentiel	Radier commercial
Longueur du bâtiment (cm)	$L_B$	1 225	1 225	2 000
Largeur du bâtiment (cm)	$W_B$	1 225	1 225	1 500
Superficie du bâtiment (cm <sup>2</sup> )	$A_B$	$2,7 \times 10^6$	$1,5 \times 10^6$	$3,0 \times 10^6$
Hauteur du bâtiment (cm) <sup>a</sup>	$H_B$	488	488	300
Épaisseur des fondations (cm)	$L_{fiss.}$	11,25	11,25	11,25
Profondeur des fondations sous le sol (cm)	$Z_{fiss.}$	244	11,25	11,25
Rayon des fissures (cm)	$r_{fiss.}$	0,2	0,2	0,26
Superficie des fissures (cm <sup>2</sup> )	$A_{fiss.}$	994,5	994,5	1 846
Longueur du cylindre théorique (cm)	$X_{fiss.}$	4 900	4 900	7 000
Nombre de renouvellements d'air par heure (1/h)	CAH	1	1	2
Différence de pression (g/cm-s <sup>2</sup> )	$\Delta P$	40	40	20

a – y compris le sous-sol

Les paramètres de construction s'inspirent des normes du CCME (2000) et s'appuyaient à l'origine sur les résultats d'une étude des caractéristiques typiques des bâtiments et des

codes du bâtiment. Les taux de renouvellement de l'air et les différences de pression font l'objet d'un examen plus approfondi à l'annexe E.

Il convient de souligner que le bâtiment résidentiel construit sur radier est généralement plus sensible que le bâtiment résidentiel comportant un sous-sol, avec les paramètres par défaut, à cause d'un flux advectif plus élevé. Néanmoins, il est conseillé de calculer les recommandations pour la qualité des sols relatives à la protection de la qualité de l'air intérieur pour les deux scénarios d'utilisation des terrains à vocation agricole et des terrains à vocation récréative/parcs afin de s'assurer que la voie d'exposition la plus sensible est considérée. Pour les utilisations à vocation commerciale et industrielle, seule une construction sur radier sera considérée. Les paramètres correspondant à un bâtiment muni ou non d'un sous-sol sont indiqués dans le tableau I.4.

### ***Propriétés chimiques requises***

- dose journalière admissible ou dose correspondant à un risque spécifié
- concentration admissible ou concentration correspondant à un risque spécifié (substances chimiques volatiles)
- dose journalière estimée (substances chimiques à seuil)
- concentration de fond du sol
- concentration de fond dans l'air (substances volatiles à seuil d'effet)
- coefficient de partage du carbone organique ( $K_{co}$ )
- constante de Henry (substances chimiques volatiles)
- coefficient de diffusion dans l'air (substances chimiques volatiles)
- demi-vie dans la zone saturée (substances chimiques solubles)
- solubilité dans l'eau (substances chimiques solubles)

### ***Références***

Angus Environmental Limited, 1991. « Review and Evaluation of Receptor Characteristics for Multi-media Assessments ». Rapport préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2000. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil : Scientific Rationale - Supporting Technical Document*. CCME, Winnipeg.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Programme national d'assainissement des lieux contaminés, mars 1996. CCME, Winnipeg.

EHD (Environmental Health Directorate), 1992. *Reference Values for Canadian Populations*. Working Group on Reference Values, EHD, Department of National Health and Welfare, Ottawa.

- Freeze, R.A., et J.A. Cherry, 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ.
- ICRCP (Institut canadien de la recherche sur la condition physique et le mode de vie), 1981. Données non publiées. ICRCP, Ottawa.
- ICRP (International Commission on Radiation Protection), 1975. *Report of Task Group on Reference Man*, ICRP Publication 23, Pergamon Press, Oxford.
- Kissel, J.C., J.H. Shirai, K.Y. Richter, et R.A. Fenske, 1998. « Investigation of dermal contact with soil in controlled trials ». *Journal of Soil Contamination* 7(6):737-752.
- Kissel, J.C., K.Y. Richter, et R.A. Fenske, 1996. « Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment ». *Risk Analysis* 16(1):115-125.
- MSNB (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social), 1981. *Consommation de l'eau du robinet au Canada*. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, N° de rapport : 82-DHM-80. Ottawa.
- MSNB (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social), 1977. *Rapport sur les habitudes alimentaires : un rapport de Nutrition Canada*. Nutrition Canada, Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Nutrition Canada, Ottawa.
- Richardson, G.M., 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*, O'Connor Associates Environmental Inc., Ottawa.
- Santé Canada, 2003. *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada – Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Programme de la sécurité des milieux, Services d'évaluation de la santé environnementale, Santé Canada, Ottawa.