

TD
427
143
566
1994
ex.1

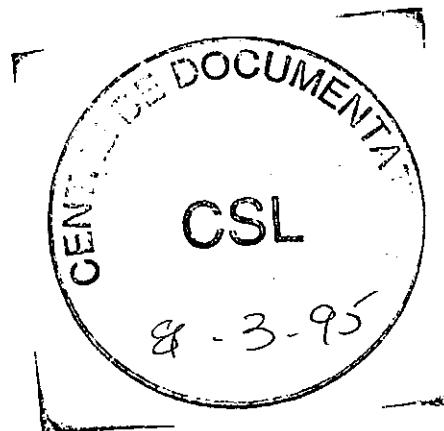


Environnement Canada

Direction de la protection de l'environnement

Développement d'indicateurs/ intégrateurs de rejets toxiques dans l'air, les sols et les déchets dangereux

Rapport final



somer

2045, rue Stanley, Montréal (Québec) H3A 2V4

Table des matières

1.0	INTRODUCTION	1
1.1	CONTEXTE	1
1.2	PROBLÉMATIQUE	1
1.3	LE MODÈLE CHIMIOTOX	1
1.4	CONTENU DU RAPPORT	4
2.0	DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE CHIMIOTOX-AIR	5
2.1	OBJECTIFS ET APPROCHE GÉNÉRALE	5
2.2	FORMULATION MATHÉMATIQUE	5
2.3	LISTES DE SUBSTANCES AFFECTANT LE MILIEU ATMOSPHÉRIQUE	6
2.4	SÉLECTION DES SUBSTANCES TOXIQUES	7
2.5	CHOIX DES CRITÈRES DE TOXICITÉ	9
2.6	CONTAMINANTS RETENUS POUR LE CHIMIOTOX-AIR	11
2.7	COMPARAISON AVEC CHIMIOTOX-EAU	17
2.8	APPLICATION DU MODÈLE	25
2.9	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	25
2.9.1	Recommandations	26
3.0	DÉVELOPPEMENT D'INDICES CHIMIOTOX-SOLS ET CHIMIOTOX-DÉCHETS DANGEREUX	27
3.1	CONTEXTE : CHIMIOTOX-EAU	27
3.2	SÉLECTION DE CRITÈRES POUR L'ÉLABORATION DE FACTEUR DE PONDÉRATION TOXIQUE POUR LES SOLS ET LES DÉCHETS DANGEREUX	27
3.3	MÉTHODOLOGIE	27
3.4	DESCRIPTION DES CRITÈRES DE LA QUALITÉ DES SOLS	29
3.4.1	Pays-Bas	30
3.4.2	United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA)	32
3.4.3	Danemark	34
3.4.4	La Norvège	36
3.4.5	Finlande	36
3.4.6	Canada	37
3.4.7	Québec	39
3.4.8	Colombie-Britannique	40
3.4.9	Ontario	42
3.4.10	Californie	42
3.4.11	New Jersey	44
3.4.12	Massachusetts	45
3.4.13	Allemagne	47
3.4.14	Royaume-Uni	49
3.5	DÉCHETS DANGEREUX	51
3.5.1	Canada	51
3.5.2	Québec	52
3.5.3	Ontario	53
3.5.4	United States Environmental Protection Agency	53
3.5.5	Vermont	54
3.5.6	New York	55
3.5.7	Michigan	55
3.5.8	Californie	55
3.6	APPLICABILITÉ DES CRITÈRES ET NORMES ACTUELS À L'ÉLABORATION DE FACTEURS DE PONDÉRATION TOXIQUE	55
3.6.1	Critères de la qualité des sols	56
3.6.2	Normes sur les déchets dangereux	58
3.7	FAISABILITÉ D'APPLICATION DES INDICATEURS	59

3.7.1	L'évaluation de la charge toxique: sols et déchets dangereux	60
3.7.2	Secteurs d'application d'indice CHIMIOTOX développés pour les sols	61
3.7.3	Secteurs d'application d'indices CHIMIOTOX développés pour les déchets dangereux	62
3.8	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	62
4.0	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	64

LISTE DES PARTICIPANTS

SOMER:

Coordination:	René Langis
Rédaction:	François Thériault
Recherche:	Valérie Heath
Vérification:	Pierre Lupien

MÉTÉOGLOBE:

Rédaction et recherche:	Claude Lelièvre
-------------------------	-----------------

ENVIRONNEMENT CANADA:

Chargé de projet:	Marc Villeneuve
Conseiller scientifique:	Gilles Legault

1.0 INTRODUCTION
1.1 CONTEXTE

L'un des principaux objectifs du Plan d'action Saint-Laurent (PASL) visait la réduction des effluents industriels toxiques. La poursuite de cet objectif a nécessité la création d'un indice unique qui permettrait aux administrateurs et au grand public d'apprécier les progrès accomplis au niveau de la réduction des rejets liquides toxiques des cinquante établissements industriels jugés prioritaires. Ainsi, en septembre 1992, la direction des services techniques de l'Équipe d'intervention Saint-Laurent présentait le modèle CHIMIOTOX. Ce modèle permet d'intégrer l'ensemble des données de caractérisation de chaque effluent industriel, de comparer les résultats de cette caractérisation dans le temps et, finalement, de repérer les substances toxiques prédominantes.

1.2 PROBLÉMATIQUE

Une gestion saine des rejets toxiques doit idéalement tenir compte de tous les types de rejets afin d'éviter qu'une diminution des rejets liquides soit annulée par une augmentation proportionnelle des rejets atmosphériques ou solides. Il est donc important pour les organismes responsables de la gestion des ressources de l'environnement de posséder les outils leur permettant d'effectuer une surveillance des rejets toxiques qui pourraient contaminer l'air ou les sols. Il est aussi important que cet outil puisse être facilement communiqué au grand public tout en intégrant la complexité associée aux multiples éléments et substances toxiques transmises dans l'environnement.

C'est dans ce contexte qu'Environnement Canada a retenu les services de la firme SOMER inc. afin de (1) développer un indicateur/intégrateur de rejets toxiques pour les rejets atmosphériques : le CHIMIOTOX-AIR et (2) étudier la possibilité de développer un indicateur semblable pour les sols et les déchets dangereux.

1.3 LE MODÈLE CHIMIOTOX

Tel que défini par Pigeon (1992), le CHIMIOTOX est un **indicateur mathématique** qui permet d'évaluer un indice des rejets toxiques dans le but d'obtenir une **image d'ensemble des substances toxiques d'intérêt prioritaire** dans les effluents liquides (ci-après appelé CHIMIOTOX-EAU afin de le distinguer des indices CHIMIOTOX appliqués aux autres milieux).

Les mots clés ont été accentués parce qu'ils reflètent bien le but pour lequel le CHIMIOTOX a été créé, ce qui a influencé sa formulation et ses limites.

Indicateur mathématique : signifie que l'indice résultera d'un calcul mathématique à partir de valeurs chiffrables. On ne désire pas ici obtenir un indice subjectif mais plutôt objectif.

Rejets : l'indice que l'on calcule s'applique aux rejets non dilués, il ne tient pas compte des caractéristiques du milieu ni des modifications chimiques qui se produisent au contact de l'environnement. Cet indice représente donc les caractéristiques toxiques à sa source d'émission et ne peut donc servir d'indice de toxicité des eaux contaminées par le rejet.

Image d'ensemble : cet indice doit pouvoir permettre la comparaison entre des rejets d'origines et de compositions diverses.

Substances toxiques : pour être considérée dans la liste des substances, une substance doit avoir des propriétés toxiques.

Intérêt prioritaire : c'est une restriction supplémentaire qui est apportée à la liste des substances : elle doit être d'intérêt prioritaire. On dépasse ici l'aspect purement scientifique. Une substance sera jugée d'intérêt prioritaire si les conditions suivantes sont remplies : elle est d'une toxicité relativement élevée, elle peut se retrouver dans l'environnement à des concentrations toxiques, elle a été reconnue comme toxique par les scientifiques et il existe une volonté politique plus forte d'en réduire les émissions que celles de d'autres substances toxiques. À cause de cette restriction, l'indice ne peut pas prétendre représenter la toxicité totale de l'effluent, mais plutôt la toxicité de ces substances prioritaires.

FORMULATION MATHÉMATIQUE

L'utilisation du CHIMIOTOX se fait en deux étapes : pondération de la toxicité de chaque substance et intégration sur une base commune.

L'unité CHIMIOTOX du polluant à l'effluent, UC, est définie par :

$$UC_i = \text{Charge}_i \times F_{\text{tox}_i}$$

où

Charge_i = quantité de polluant i déversée en une journée par l'effluent.
 F_{tox_i} = facteur de pondération toxique du polluant i.

La charge du polluant est mesurée ou estimée pour chaque rejet. La détermination adéquate de F_{tox_i} est la tâche la plus difficile à réaliser. Plus une substance est toxique, plus F_{tox_i} possède une valeur élevée. Lorsque les valeurs de F_{tox_i} sont connues pour n contaminants, on peut alors calculer l'indice CHIMIOTOX (IC_a) du rejet :

$$IC_a = \sum_{i=1}^n UC_i$$

Ce sont les valeurs de F_{tox_i} qui permettent de pouvoir comparer entre elles les toxicités des différents polluants et ensuite d'en faire la somme.

SÉLECTION DES BANQUES DE DONNÉES DE RÉFÉRENCE

L'application du CHIMIOTOX dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent a été basée sur l'objectif de la protection de la santé humaine et de la vie aquatique. Pour ce faire, les critères de toxicité de deux des six banques de critères de qualité de l'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MENVIQ 1990) ont été retenues :

- critères de contamination d'organismes aquatiques (CCOA);
- critères de toxicité chronique pour la vie aquatique (CTAC).

Ces deux types de critères fournissent des informations complémentaires. En effet, le CCOA représente une mesure de la persistance et de la bioaccumulation d'une substance dans l'environnement, tandis que le CTAC représente les effets toxiques possibles suite à une exposition chronique. Le critère le plus sensible (CPS) de ces deux banques est conservé pour élaborer un F_{tox_i} spécifique à chaque substance jugée prioritaire :

$$F_{tox_i} = 1/CPS_i$$

avec $CPS_i = \min \{CCOA_i, CTAC_i\}$

Si on tient compte du débit (Q) de l'effluent, l'unité CHIMIOTOX devient :

$$UC_i = Q (C_i / CPS_i)$$

Le facteur (C_i / CPS_i) permet une comparaison directe entre la concentration du polluant dans l'effluent avant dilution et signifie que le critère le plus sévère est excédé si ce facteur vaut plus que 1.

DOMAINE D'APPLICATION

L'indice CHIMIOTOX peut être utilisé pour caractériser les rejets toxiques dans l'eau. On peut faire certains regroupements des unités CHIMIOTOX tel que par familles de contaminants (par exemple, métaux, organochlorés, HAP).

RESTRICTIONS À SON APPLICATION

La valeur de l'indice CHIMIOTOX dépend du choix des contaminants qui sont retenus. Les paramètres analysés dans les effluents industriels dépendent généralement du type d'industrie. Les indices CHIMIOTOX calculés pour deux types d'industries différents peuvent être parfois difficilement comparables.

Un problème particulier se pose pour les contaminants très toxiques et présents à des concentrations inférieures au seuil de détection analytique. Dans la procédure actuelle, leur concentration est mise à zéro. Il est possible que si des techniques d'analyse plus sensibles sont utilisées sur certains échantillons, l'indice CHIMIOTOX puisse augmenter sensiblement.

Finalement, l'indice CHIMIOTOX ne s'applique qu'à la toxicité potentielle d'un effluent, il ne tient pas compte de son effet sur le milieu.

1.4 CONTENU DU RAPPORT

Ce rapport présente un indice CHIMIOTOX pour l'air ainsi qu'un examen des possibilités de développer un indice similaire pour les sols et les déchets dangereux. Puisque les bases mathématiques du modèle sont bien établies et qu'elles ne représentent pas de difficulté à être adaptées à l'air, une attention particulière a été portée au choix des facteurs de pondération ou, plus particulièrement, des paramètres et critères de toxicité à considérer. Ainsi plusieurs banques de données de référence ont été consultées et les choix de paramètres et de critères sont discutés au niveau de leur justification scientifique et de leur applicabilité au concept du modèle CHIMIOTOX.

Cette approche est aussi appliquée à la problématique des sols et des déchets dangereux afin de se limiter à l'objectif du mandat, bien que la formulation mathématique d'un indice CHIMIOTOX pour ces deux éléments présente une complexité qui leur est propre, notamment pour le calcul des flux toxiques.

2.0 **DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE CHIMIOTOX-AIR**
2.1 **OBJECTIFS ET APPROCHE GÉNÉRALE**

Un indice CHIMIOTOX-AIR doit répondre aux trois objectifs suivants:

- intégrer l'ensemble des données de caractérisation de chaque effluent industriel;
- identifier les substances toxiques prédominantes;
- permettre la comparaison des résultats de caractérisation dans le temps.

Cet indice est développé en suivant la philosophie du CHIMIOTOX-EAU tel que présenté à la section 1.3.

2.2 **FORMULATION MATHÉMATIQUE**

La formulation mathématique d'un indice CHIMIOTOX-AIR, est en tout point semblable à celle du CHIMIOTOX-EAU.

L'unité CHIMIOTOX-AIR de la substance i à l'effluent, UCA_i , est définie par:

$$UCA_i = \text{CHARGE}_i \times \text{FTOX}(\text{air})_i$$

où,

CHARGE_i = quantité de la substance i émise en une journée par une source.

$\text{FTOX}(\text{air})_i$ = facteur de pondération toxique du polluant i .

L'indice CHIMIOTOX-AIR s'obtient ensuite par la sommation suivante:

$$ICA = \sum_{i=1}^n UCA_i$$

Ce qui différencie cet indice du CHIMIOTOX-EAU se limite au choix des substances retenues et les critères utilisés pour le calcul des FTOX(air). Le choix des substances à retenir ainsi que des critères de toxicité qui leur sont associés est discuté dans les sections suivantes.

2.3 LISTES DE SUBSTANCES AFFECTANT LE MILIEU ATMOSPHÉRIQUE

Il existe de nombreuses listes de substances affectant le milieu atmosphérique. Parmi les listes consultées nous pouvons mentionner:

- liste des critères de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS);
- liste des 44 substances d'intérêt prioritaire d'Environnement Canada;
- liste des 178 substances de l'inventaire national de rejet des polluants d'Environnement Canada;
- liste des 189 substances toxiques de la U.S. EPA;
- liste des 354 contaminants atmosphériques de la Communauté urbaine de Montréal (C.U.M.);
- liste de 450 contaminants atmosphériques du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ) qui devrait faire l'objet d'une directive d'ici quelques années;
- liste de 230 contaminants atmosphériques du ministère de l'Énergie et de l'Environnement de l'Ontario (MEEO);
- liste des substances cancérigènes et toxiques d'IRIS (U.S. EPA 1993);
- liste des substances toxiques en milieu de travail de l'American Conference of Governmental Hygienists: les «TLV» (*Threshold Limit Values*).

Une liste des critères applicables à ces substances est présentée au tableau 1 de l'annexe B (pochette).

Par ailleurs, le logiciel ChemAdvisor (Canadian Centre for Occupational Health and Safety 1994) contient, sur CD-ROM, 40 bases de données qui proviennent du Canada, des États-Unis, d'Allemagne, de Grande-Bretagne et d'Israël. Il contient des informations toxicologiques sur 10 000 produits chimiques. L'achat de ce produit est vivement recommandé. Ce logiciel n'a pu être consulté au cours du présent mandat.

2.4 SÉLECTION DES SUBSTANCES TOXIQUES

Avant de sélectionner des substances ou paramètres à considérer pour l'application du CHIMIOTOX-AIR il est important de définir ce qu'est une substance toxique.

Cela n'est pas simple car les méfaits d'une substance peuvent se produire à différents niveaux. A titre d'exemple, citons le mécanisme qui permet d'ajouter une substance à la liste des substances toxiques de l'EPA (Patrick, 1994). Il faut démontrer qu'il existe suffisamment d'éléments de preuve pour établir n'importe laquelle des conditions suivantes:

- La substance est reconnue capable de causer ou peut être raisonnablement soupçonnée de causer des effets néfastes aigus significatifs sur la santé humaine à des niveaux de concentration qui peuvent raisonnablement exister hors des limites de la propriété industrielle suite à des émissions continues ou qui se produisent souvent.
- La substance est reconnue capable de causer ou peut être raisonnablement soupçonnée de causer chez l'homme:
 - des effets cancérogènes ou tératogènes;
 - des problèmes sérieux ou irréversibles:
 - au niveau de la reproduction;
 - des désordres neurologiques;
 - des mutations génétiques transmissibles;
 - d'autres effets chroniques sur la santé.

- La substance est reconnue capable de causer ou peut être raisonnablement soupçonnée de causer un effet significativement négatif sur l'environnement suffisamment sérieux pour devoir être rapporté en raison de:
 - sa toxicité,
 - sa toxicité et sa persistance dans l'environnement, ou
 - sa toxicité et sa tendance à se bioaccumuler dans l'environnement,

Mentionnons toutefois qu'une substance inerte qui n'a pas de propriété toxique peut causer à forte concentration (environ 14%) une diminution de la proportion relative d'oxygène qui doit rester au-dessus de 18% afin d'éviter les problèmes respiratoires. Il y a donc toujours une limite supérieure de concentration des polluants à ne pas dépasser. Toutefois, on doit se concentrer sur les contaminants qui aux doses qui peuvent se rencontrer dans l'environnement peuvent causer de sérieux problèmes à la santé ou à l'environnement.

En s'inspirant des critères de sélection utilisés afin de déterminer la liste des substances retenues pour CHIMIOTOX-EAU, on peut présenter les critères suivants:

- A) la substance doit être reconnue toxique dans le milieu atmosphérique;
- B) la substance doit être reconnue comme d'intérêt prioritaire en Amérique du Nord,
- C) il doit exister une norme ou un critère dans l'air ambiant dans les listes gouvernementales,

Dans un premier temps les cinq listes de substances suivantes ont été considérées. Les substances rapportées sur ces listes rencontrent les critères de sélection A et B. Cependant elles ne satisfont pas toutes au critère C.

- liste des substances prioritaires d'Environnement Canada;
- liste des substances de l'INRP;
- liste des substances toxiques de l'EPA;
- liste des substances du règlement sur les pâtes et papiers;
- liste des substances considérées dans CHIMIOTOX-EAU.

2.5 CHOIX DES CRITÈRES DE TOXICITÉ

Afin de suivre une démarche conforme à celle du CHIMIOTOX-EAU, où on a utilisé des critères de toxicité chronique pour le milieu ambiant, il serait logique d'utiliser les normes dites à long-terme pour l'air ambiant. En effet, les normes de qualité de l'air sont établies pour différentes durées d'exposition, variant de 15 minutes à 1 an. Les normes à long terme sont donc jugées équivalents aux critères de toxicité aquatique chronique du MEFQ.

Pour le milieu atmosphérique, il existe très peu de normes à long terme pour les substances retenues. La plupart des normes à long terme suggérées proviennent de la base de données IRIS. Dans le cas des substances cancérogènes, IRIS fournit des critères d'inhalation en unités de risque qui ne peuvent être transposées directement en concentrations atmosphériques et ne peuvent donc pas servir pour le développement de notre indice: il n'y a, en effet, pas de concentration seuil à partir de laquelle le risque est nul. Les critères d'inhalation d'IRIS comportent des facteurs de sécurité et d'incertitude. Le facteur d'incertitude est un facteur arbitraire et n'est pas lié à la toxicité du produit et varie entre 30 et plus de 3000. Si on utilisait les critères d'IRIS, un sérieux débalancement pourrait être créé: des substances ayant la même toxicité pourraient se voir attribuer des facteurs très différents simplement à cause du facteur d'incertitude. Ce débalancement est observable en comparant les critères de 24 heures avec ceux d'IRIS. Le rapport entre ces deux types de critères varie de 1 à près de 1000. Lorsque ce rapport est élevé, on trouve généralement un facteur d'incertitude de plus de 1000. Lorsqu'il est faible, c'est que le facteur d'incertitude est petit.

Donc, les normes à long terme ne sont pas retenues parce qu'elles s'appliquent à trop peu de substances et qu'elles utilisent des facteurs d'incertitude qui donneraient trop de poids à certaines substances particulières.

Les TLV sont des critères développés en milieu industriel pour l'air respiré par des travailleurs en bonne santé 8 heures par jour, 5 jours par semaine. La plupart des organismes réglementaires en Amérique du Nord se sont servi des TLV comme base pour définir des critères dans l'air ambiant. Pour faire cette transformation, il faut tenir compte des durées d'exposition différentes (40 heures par semaine pour les travailleurs, contre 168 heures par semaine pour la population: facteur $168/40=4,2$) et des volumes d'air respiré (un travailleur actif respire une quantité d'air de l'ordre de 50% supérieure à celle de la population en général, soit un facteur de 0,667). Il faut tenir compte que les polluants toxiques affectent moins les travailleurs que certains groupes de la population tels que les jeunes enfants et les vieillards: un facteur de sécurité de l'ordre de 10 devrait être utilisé (Patrick, 1994). D'autres facteurs de sécurité sont souvent utilisés pour tenir compte de la toxicité spécifique de la substance ainsi que d'autres facteurs d'incertitude. A titre d'exemple, la C.U.M. a généralement utilisé un facteur 30 pour obtenir ses nor-

mes sur 8 heures, tandis que le MEFQ propose plutôt un facteur de l'ordre de 50. La comparaison des critères choisis par les agences des divers états américains illustre bien qu'il n'existe pas de consensus universel sur la dérivation de critères à partir des TLV (voir Patrick, 1994). La durée d'exposition est importante: pour des courtes durées d'exposition, de l'ordre de 15 minutes à une heure, les législateurs utilisent un facteur de l'ordre de 10 à 40; pour des durées d'exposition de 8 heures, le facteur est de l'ordre de 25 à 420; pour une exposition annuelle, le facteur est de l'ordre de 400 à 1000. Le facteur varie souvent selon la nature de la substance: si elle est cancérigène, un facteur de sécurité plus élevé est généralement utilisé. Pour certaines substances le facteur de sécurité peut atteindre 7500.

L'utilisation directe des critères en milieu de travail tels que les TLV pour en dériver des normes de concentration d'air ambiant n'est pas recommandée par l'ACGIH et par OSHA. Cependant, étant donné qu'il s'agit là des bases les plus complètes pour dériver des critères en air ambiant, ceux-ci ont donc effectivement servi comme base de développement par les organismes réglementaires.

Lors de l'élaboration des normes et critères, chaque agence réglementaire a examiné le meilleur facteur de sécurité à utiliser pour chacun des contaminants. Ces facteurs de sécurité permettent donc d'ajuster mieux le risque que représentent dans l'air ambiant chacun de ces contaminants. C'est l'approche que le MEFQ est en train de raffiner. Les critères ont été estimés pour 450 contaminants. Ces critères sont sujets à révision en fonction des nouvelles connaissances. Étant donné l'état embryonnaire de nos connaissances sur la plupart des contaminants toxiques, il est probable que cette liste soit modifiée fréquemment au cours des années à venir. C'est d'ailleurs la situation dans laquelle se trouvent les listes de critères sur les contaminants toxiques. Il serait préférable de n'utiliser qu'une seule liste pour établir les critères dans le CHIMIOTOX. La liste du MEFQ est l'une des plus complète car elle intègre l'ensemble des normes utilisées dans les pays industrialisés. Elle constitue donc un excellent point de départ. Cependant, afin de restreindre le nombre de contaminants dans cette liste, le MEFQ a éliminé plusieurs substances, dont les pesticides. Cette information a donc dû être complétée à partir de listes additionnelles.

Comme nous ne pouvons pas utiliser les normes à long terme (voir plus haut), les normes pour 24 h provenant de la liste du MEFQ sont proposées. Pour les substances absentes de la liste du MEFQ, ces normes sont puisées parmi les listes de la CUM ou du MEEQ (ministère de l'Énergie et de l'Environnement de l'Ontario). Lorsque une norme pour 24 h n'est pas disponible on utilise la norme pour 8 h. Dans le cas du chrome hexavalent et du 1,3-dichloropropène, où aucune norme de 8 h ou 24 h n'existe, on utilise la norme annuelle multipliée par un facteur de 10, ce qui correspond généralement au rapport entre les normes annuelles et quotidiennes.

Le facteur de toxicité $FTOX(air)_i$ est défini comme l'inverse du critère provenant de la concentration du contaminant exprimée en mg/m^3 . Ces unités ont été choisies afin de se rapprocher de la définition des critères $FTOX(eau)_i$ qui se servent de l'inverse de la concentration exprimée en mg/L . La comparaison entre les facteurs de toxicité pour les deux milieux est faite à la section 2.7 et démontre un rapport médian de l'ordre de 3 entre $FTOX(eau)_i$ et $FTOX(air)_i$.

2.6 CONTAMINANTS RETENUS POUR LE CHIMIOTOX-AIR

Le tableau 1 présente la liste des 146 contaminants retenus pour CHIMIOTOX-AIR. Ces contaminants sont retenus parce qu'ils sont dans l'une des listes qui permet de les classer comme contaminants prioritaires (voir section 2.4). Ces contaminants possèdent également des critères sur une durée de 24h dans la liste du MEFQ.

Le tableau 2 présente la liste des 34 substances recommandées pour inclusion dans CHIMIOTOX-AIR mais pour lesquelles il n'y avait pas de normes sur 24h dans la liste du MEFQ. Les normes ont été tirées des listes de la C.U.M. et du MEEQ.

TABEAU 1
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR AVEC LEUR
CRITÈRE $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PROVENANT DU MEFQ (24 H.) FTOX(AIR) = 1000/CRITÈRE.

NOM	CRITÈRE	FTOX(AIR)
Acéaldéhyde	45	22,22
Acétone	18000	0,06
Acétonitrile	377	2,65
Acroléine	10	100,00
Acrylamide	0,8	1250,00
Acrylique, acide	17	58,82
Acrylonitrile	0,17	5882,35
Allyle, chlorure d'	76	13,16
Allylique, alcool	125	8,00
Aluminium, sels solubles	34	29,41
Amiante	1886,0*	0,53
Ammoniac	341	2,93
Aniline	118	8,48
Anisidine, o-	1	1000,00
Antimoine et composés	10	100,00
Argent, métal et composés solubles	0,36	2777,78
Arsenic et composés	0,06	16666,67
Benzène	84	11,91
Benzo(a)pyrène	0,0013	769230,77
Benzoyle, peroxyde de	15	66,67
Benzyle, chlorure de	64	15,63
Béryllium et composés	0,01	100000,00
Biphényle	12,5	80,00
Biphényle chloré	0,01	100000,00
Bis(2-éthylhexyle), phtalate de	15	66,67
Bromoforme	64	15,63
Butadiène, 1,3-	375	2,67
Butyle, acrylate de	936	1,07
Butylique, alcool n-	1886	0,53
Butylique, alcool sec-	1886	0,53
Butylique, alcool ter-	1886	0,53
Cadmium et composés	0,03	33333,33
Calcique, cyanamide	12,7	78,74
Caprolactame (poussières)	15	66,67
Caprolactame (vapeurs)	500	2,00
Carbone, disulfure de	7,7	129,87
Carbone, tétrachlorure de	84	11,90
Catéchol	341	2,93
Chlore	39	25,64
Chlore, dioxyde de	11	90,91
Chloroacétophénone, 2-	3,6	277,78

* unité = fibres/m

TABEAU 1
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR AVEC LEUR
CRITÈRE $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PROVENANT DU MEFAQ (24 H.) $\text{FTOX}(\text{AIR}) = 1000/\text{CRITÈRE}$.

(suite)

NOM	CRITÈRE	FTOX(AIR)
Chlorobenzène	682	1,47
Chloroforme	141	7,09
Chloropropène, b-	595	1,68
Chrome, chromates et acides	0,29	3448,28
Chrome, solution chromique	2,8	357,14
Cobalt et composés	1,2	833,33
Crésols	1,5	666,67
Cuivre et composés	15	66,67
Cumène	4182	0,24
Cyanure de potassium	15	66,67
Cyanure de sodium	15	66,67
Cyclohexane	17898	0,06
Diazométhane	7	142,86
Dibutyle, phtalate de	15	66,67
Dichlorobenzène, o-	3773	0,27
Dichlorobenzène, p-	2557	0,39
Dichloroéthane, 1,1-	13636	0,07
Dichloroéthane, 1,2-	266	3,76
Dichloroéthylque, éther	759	1,32
Diéthanolamine	14	71,43
Diéthyle, phtalate de	84	11,90
Diméthyle hydrazine, 1,1-	0,08	12500,00
Diméthyle, phtalate de	15	66,67
Diméthyle, sulfate de	1,4	714,29
Diméthyleformamide	757	1,32
Dinitrotoluène, 2,4-	16	62,50
Dioxane, 1-4-	257	3,89
Épichlorohydrine	15	66,67
Étain, composés organiques	2,6	384,62
Éthoxyéthanol, 2-	614	1,63
Éthoxyéthyle, acétate de 2-	460	2,17
Éthylbenzène	7409	0,13
Éthyle, acrylate d'	0,7	1428,57
Éthyle, chlorure d'	24614	0,4
Éthylène, dichlorure d'	114	8,77
Éthylène, oxyde d'	5,7	175,44
Éthylque, éther	11364	0,09
Fer, sels solubles	15	66,67
Formaldéhyde	0,4	2500,00
Hexachlorobutadiène	3	333,33
Hexachlorocyclopentadiène	4	250,00
Hexachloroéthane	11	90,91
Hexane, n-	4091	0,24

TABEAU 1
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR AVEC LEUR
CRITÈRE µg/m3 PROVENANT DU MEQ (24 H.) FTOX(AIR) = 1000/CRITÈRE.

(suite)

NOM	CRITÈRE	FTOX(AIR)
Hydrazine	0,04	25000,00
Hydrogène, chlorure d'	39	25,64
Hydrogène, cyanure d'	200	5,00
Hydroquinone	15	66,67
Isophorone	314	3,18
Isopropylque, alcool	9273	0,11
Maléique, anhydride	12	83,33
Manganèse et composés	15	66,67
Mercure et composés	1,8	555,55
Méthanéthiol	5,5	181,82
Méthoxyéthanol, 2-	359	2,79
Méthoxyéthyle, acétate de 2-	227	4,41
Méthylcyclohexane	27273	0,04
Méthyle, acrylate de	1,5	666,67
Méthyle, bromure de	448	2,23
Méthyle, chlorure de	2386	0,42
Méthyle éthyle cétone	6705	0,15
Méthyle, iodure de	28	35,71
Méthyle isobutyle cétone	777	1,29
Méthyle, isocyanate de	0,03	33333,33
Méthyle, métacrylate de	325	3,08
Méthylène, chlorure de	1136	0,88
Méthylènebis(2-chloroaniline), 4,4'-	0,02	50000,00
Méthylènebis(phénylisocyanate)	0,03	33333,33
Méthylènedianiline, 4,4'-	14	71,43
Molybdène	15	66,67
Nickel et composés	0,15	6666,67
Nitrique, acide	38	26,32
Nitroaniline, p-	68	14,70
Nitrobenzène	9	111,11
Nitropropane, 2-	341	2,93
Paraffine	15	66,67
Pentachlorophénol	15	66,67
Phénol	38	26,31
Phosgène	2,6	384,62
Phosphore jaune	3,8	263,16
Phosphorique, acide	23	43,48
Plomb, total	5,5	181,82
Polychlorodibenzodioxines	0,0004	25000000,00
Polychlorodibenzofurannes	0,0004	25000000,00
Propriolactone, beta-	25	40,00

TABEAU 1
 LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR AVEC LEUR
 CRITÈRE $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PROVENANT DU MEFQ (24 H.) $\text{FTOX}(\text{AIR}) = 1000/\text{CRITÈRE}$.

(suite)

NOM	CRITÈRE	FTOX(AIR)
Propylène, dichlorure de	3864	0,26
Propylène, oxyde de	852	1,17
Pyridine	255	3,92
Quinone, p-	7	142,86
Sélénium et composés	2,7	370,37
Styrène	26	38,46
Sulfurique, acide	23	43,48
Tétrachloroéthane, 1,1,2,2-	38,64	25,88
Thallium, sels solubles	1,23	813,01
Toluène	379,55	2,64
Toluène diisocyanate, 2,4-	0,03	33333,33
Toluidine, o-	24,55	40,73
Trichlorobenzène, 1,2,4-	303,18	3,30
Trichloroéthane, 1,1,1-	3409	0,29
Trichloroéthane, 1,1,2-	170	5,88
Trichloroéthylène	379	2,64
Vanadium (fumée et poussières)	1	1000,00
Vinyle, acétate de	758	1,32
Vinyle, chlorure de	0,4	2500,00
Vinylidène, chlorure de	303	3,30
Xylène (mélange d'isomères)	870	1,15

TABEAU 2
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR AVEC LEUR
CRITÈRE $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NE PROVENANT PAS DU MEFQ (24 H.) FTOX(AIR) = 1000/CRITÈRE.

NOM	CRITÈRE 24 H	FTOX(AIR)	ORIGINE
Alumine	190	5,26	CUM (8h)
Benzoyle, chlorure de	125	8,00	MEEQ
Captan	25	40,00	MEEQ
Chloramben	35	28,57	MEEQ proposé
Chlordane	5	200,00	MEEQ
Chrome hexavalent	0,25	10000,00	MEFQ (1 an)*10
Dichloropropène, 1,3-	200	5,00	MEFQ (1 an)*10
Diméthyle, aminoazobenzène de	50	20,00	CUM (8h)
Dinitrotoluène	15	66,67	CUM (8h)
Éthylène	40	25,00	MEEQ
Éthylène glycol: part.	190	5,26	CUM (8h)
Éthylène, imine d'	33	30,30	CUM (8h)
Fluorures, totaux	0,86	1162,79	MEEQ proposé
Hydrocarbures polycycliques aromatiques	0,10	10000,00	CUM (8h)
Hydrogène, fluorure d'	0,85	1176,47	CUM
Hydrogène, sulfure d'	5	200,00	CUM
Méthanol	28000	0,04	MEEQ
Méthoxychlor	35	28,57	MEEQ proposé
Méthyle, hydrazine de	3,5	285,71	CUM (8h)
Naphtalène	30	33,33	MEEQ proposé
Nitrilotriacétique, acide	35	28,57	MEEQ proposé
Nitroglycérine	3	333,33	MEEQ
Phénylènediamine, p-	3,3	303,03	CUM (8h)
Phosphine	10	100,00	MEEQ
Phtalique, anhydride	100	10,00	MEEQ
Propionaldéhyde	2,5	400,00	MEEQ proposé
Soufre, bioxyde de	275	3,64	MEEQ
Tétrachloroéthylène	1700	0,59	CUM (8h)
Thiourée	20	50,00	MEEQ
Trichlorofluorométhane	112000	0,01	CUM (8h)
Triéthylamine	3300	0,30	CUM (8h)
Triméthylebenzène, 1,2,4-	35	28,57	MEEQ proposé
Vinyle, bromure de	44	22,72	CUM (8h)
Zinc	100	10	MEEQ

Il y a donc 180 substances retenues pour utilisation dans CHIMIOTOX-AIR. La valeur du facteur de toxicité FTOX(air) a été calculée comme l'inverse du critère d'air ambiant exprimé en mg/m^3 .

Le tableau 3 présente une liste de 168 contaminants faisant partie des listes de contaminants prioritaires, mais pour lesquels aucun critère n'a été établi dans l'air ambiant. Ces contaminants devraient être intégrés dès qu'un critère pourra leur être attribué.

Le tableau 4 présente la liste des 35 contaminants toxiques prioritaires qui ne sont pas recommandés pour inclusion dans le CHIMIOTOX-AIR. Les principales causes de rejets sont soit que la substance ne se retrouve pas dans l'air en quantité appréciable à cause de ses propriétés chimiques ou physiques ou soit qu'elle est déjà comprise dans certaines classes de substances déjà utilisées dans le CHIMIOTOX-AIR.

2.7 COMPARAISON AVEC CHIMIOTOX-EAU

Le tableau 5 présente la liste des 64 contaminants qui sont retenues simultanément pour l'application des deux indices avec des valeurs définies pour leur facteur de toxicité respectif. En examinant cette liste, on se rend compte que les substances les plus toxiques dans l'eau ont également tendance à être les plus toxiques dans l'air.

Toutefois, il existe une grande variabilité dans le rapport entre les deux indices. En effet le rapport de FTOX(eau) sur FTOX(air) varie entre 0,0015 et 6 400, soit un facteur de variation supérieur à 400 000. Cette grande variabilité s'explique en partie par le fait que CHIMIOTOX-EAU est basé sur la toxicité à long terme pour laquelle les normes sont plus difficiles à établir de façon précise et qui incluent des facteurs d'incertitude qui varient beaucoup d'une substance à l'autre. Une autre partie de l'explication réside dans le fait que la toxicité dans l'air est souvent différente de la toxicité dans l'eau pour une substance donnée. Le fait que les valeurs de la toxicité dans l'eau sont obtenues à partir de critères à long terme peut également aider à expliquer que la médiane du rapport FTOX(eau)/FTOX(air) soit de 3,59 alors que sa moyenne géométrique soit de 3,23. Finalement, il faut également considérer que le volume de dilution dans l'eau est exprimé en litres, tandis que celui dans l'air est exprimé en m^3 . Les unités n'étant pas identiques, il est donc normal qu'il existe des différences. Si un indice composite de toxicité air et eau est développé, il faudra attribuer des facteurs de pondération adéquats que l'on appliquera aux deux indices.

TABEAU 3
LISTE DES CONTAMINANTS RECOMMANDÉS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR
LORSQU'UN FACTEUR DE PONDÉRATION APPROPRIÉ SERA TROUVÉ.

NOM	LISTE ¹
Benzo(k)fluoranthène	CE
Nitroso-n-diphénylamine	CE
Nitroso-n-diméthylamine	CE
Benzo(b)fluoranthène	CE
Dichloropropène, 1,2	CE
Nitroso-n-di-n-propylamine	CE
Acénaptène	CE
Acétamide	EPA
Acétophénone	EPA
Acétylaminofluorène, 2-	EPA
Aluminium (fumée ou poussière)	INRP
Aluminium, oxyde d' (fibres)	INRP
Aminobiphényle, 4-	EPA
Anthracène	INRP
Anthraquinone	CE
Benzidine	EPA
Benzo(a)anthracène	CE
Benzotrichlorure	EPA
Bis(2-éthylhexyle), adipate	INRP
Bis(2-chloroisopropyle) éther	CE
Bis-(2-chloroéthoxy) méthane	CE
Bis-(2-chloroéthyle) éther	CE
Bromo phényle phényle éther, 4-	CE
Bromodichlorométhane	CE
Bromométhane	INRP, CE
Butylcyclohexane	CE
Butyle et benzyle, phtalate	INRP, CE
Butyraldéhyde	INRP
Carbaryl	EPA
Carbonyle, sulfure de	EPA
Chloro éthyle vinyl éther, 2-	CE
Chloro phényle phényle éther, 4-	CE
Chloro-m-crésol, p-	CE
Chloroacétique, acide	EPA, INRP
Chlorobenzilate	EPA
Chlorodibromométhane	CE
Chloroéthane	INRP
Chloroéthylène	CE
Chlorométhane	INRP, CE
Chlorométhyle-3 phénol, 4-	CE
Chlorométhyle et de méthyle, oxyde de	ECP, EPA, INRP
Chlorophénol, 2-	CE
Chlorovanille, 6-	CE
Cis 1,2-dichloroéthylène	CE
Cis 1,3-dichloropropène	CE
Cumène, hydroperoxyde de	INRP

TABEAU 3
LISTE DES CONTAMINANTS RECOMMANDÉS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR
LORSQU'UN FACTEUR DE PONDÉRATION APPROPRIÉ SERA TROUVÉ.
(suite)

NOM	LISTE ¹
DDE	EPA
Décabromodiphényle, oxyde de	INRP
Di-(chloro-2 éthylique), oxyde	ECP
Di-n-butyle, phtalate de	CE
Di-n-octyle, phtalate de	ECP, INRP, CE
Diaminotoluène, 2,4-	EPA, INRP
Dibenzo(ah)anthracène	CE
Dibenzofurannes	EPA
Dibromo-3-chloropropane, 1,2-	EPA
Dichloro catéchol, 4,5-	CE
Dichloro guaicol, 4,5-	CE
Dichloro phénol, 2,4-	CE
Dichloro vanille, 5,6-	CE
Dichlorobenzidine, 3,3-	EPA
Dichloroéthylène, 1,1-	CE
Dichlorofluorométhane	CE
Dichlorométhane	ECP, INRP
Dichlorométhylque, oxyde	ECP, EPA
Dichlorophénol, 2,4-	INRP
Dichloropropane, 1,2-	INRP
Dichlorvos	EPA
Diéthylaniline, N,N-	EPA
Diéthyle, sulfate de	EPA, INRP
Diméthoxybenzidine, 3,3-	ECP
Diméthylaniline, 3,5-	ECP
Diméthylaniline, N,N-	INRP
Diméthyle, 3,3'-, benzidène de	EPA
Diméthyle carbamoyl, chlorure de	EPA
Dinitro-o-crésol, 4,6-	EPA, INRP, CE
Dinitrophénol, 2,4-	EPA, CE
Dinitrotoluène, 2,6-	INRP
Diphényl hydrazine, 1,2-	EPA
Diphényl hydrazine, 1,2-	CE
Éthyl hexanol, 2-	CE
Éthyle, carbamate d'	EPA
Éthyle, chloroformate d'	INRP
Éthylène, dibromure d'	EPA
Éthylène, thiourée d'	EPA, INRP
Éthylidène, dichlorure d'	EPA
Éthylméthylcyclohexane	CE
Eugénol	CE

TABEAU 3
LISTE DES CONTAMINANTS RECOMMANDÉS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR
LORSQU'UN FACTEUR DE PONDÉRATION APPROPRIÉ SERA TROUVÉ.
(suite)

NOM	LISTE ¹
Fibres minérales fines	EPA
Fluoranthène	CE
Fluorène	CE
Glycol, éthers de	EPA
Guaiacol	CE
Heptachlore	EPA
Hexachlorobenzène	EPA, ECP, CE
Hexaméthylène-1,6-diisocyanate	EPA
Hexaméthylphosphoramide	EPA
Hydrochlorique, acide	EPA
Hydroxyphénol	CE
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	CE
Indice de couleur orange de solvant 7	INRP
Indice de couleur vert acide 3	INRP
Indice de couleur rouge alimentaire 15	INRP
Indice de couleur rouge de base 1	INRP
Indice de couleur jaune de solvant 14	INRP
Indice de couleur vert de base 4	INRP
Indice de couleur jaune de dispersion 3	INRP
Isobutyraldéhyde	INRP
Isoeugénol	CE
Isopropanol	CECEI
Sopropylidènediphénol, 4,4-	INRP
Isosafrole	INRP
Lindane	EPA
Mésitylène	CE
Méthyl-3 dinitro-4,6 phénol	CE
Méthyle et de ter butyle, oxyde de	EPA, INRP, ECP
Méthylène diphényle, diisocyanate de	EPA
Méthylnaphtalène, 2-	CE
Michler, cétone de	INRP
Molybdène, trioxyde de	INRP
Monochlorophénol	CE
Nitrodiphényle, 4-	EPA
Nitrophénol, 4-	EPA, CE
Nitrophénol, p-	INRP
Nitroso-N-méthylurée, N-	EPA
Nitrosodiméthylamine, N-	EPA
Nitrosodiphénylamine	INRP
Nitrosomorpholine, N-	EPA
Paraffines chlorées	ECP
Parathion	EPA
Particules radioactives	EPA
Pentachlorobenzène	ECP
Pentachloronitrobenzène	EPA
Peracétique, acide	INRP
Phénanthrène	CE
Phénylènediamine, p-	EPA
Phénylphénol, o-	INRP, EPA

TABEAU 3
LISTE DES CONTAMINANTS RECOMMANDÉS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR
LORSQU'UN FACTEUR DE PONDÉRATION APPROPRIÉ SERA TROUVÉ.
(suite)

NOM	LISTE ¹
Propane, sultone de 1,3-	EPA
Propoxur (Baygon)	EPA
Propylène	INRP
Propylèneimine, 1,2-	EPA
Pyrène	CE
Quinoline	EPA, INRP
Safrole	INRP
Soufre réduit total	PP
Styrène, oxyde de	EPA, INRP
Tétrachloroacétaldéhyde	CE
Tétrachlorobenzène	ECP
Tétrachlorocatéchol	CE
Tétrachlorodibenzo-p-dioxine, 2,3,7,8-	EPA
Tétrachloroéthane	ECP
Tétrachloroguaiacol	CE
Tétrachlorophénol, 2,3,4,6-	CE
Tétrachlorure de titane	EPA
Thorium, dioxyde de	INRP
Titane, tétrachlorure de	INRP
Toluène, diamine de 2,4-	EPA
Toluène, diisocyanate (isomères: tous)	INRP
Toluène-2,6-diisocyanate	INRP
Toxaphène	EPA
Trans 1,2-dichloroéthylène	CE
Trans 1,3-dichloropropène	CE
Trichloro catécol, 3,4,5-	CE
Trichloro guaiacol, 3,4,5-	CE
Trichloro guaiacol, 4,5,6-	CE
Trichlorophénol, 2,4,5-	EPA
Trichlorophénol, 2,4,6-	EPA
Trichlorophénol, 2,4,6-	CE
Trifluralin	EPA
Triméthylpentane, 2,2,4-	EPA

¹ INRP: Inventaire national de rejets des polluants.
EPA: Environmental Protection Agency (États-Unis).
CE: Chimiotox (eau).
ECP: Environmental Canada, substances prioritaires.

TABEAU 4
LISTE DES CONTAMINANTS FAISANT PARTIE DES LISTES DE SUBSTANCES PRIORITAIRES,
MAIS NON RECOMMANDÉS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-A

NOM	RAISON POUR EXCLUSION
Acide abiétique	Ne s'applique pas à l'air
Acide chlorodéhydroabiétique	Ne s'applique pas à l'air
Acide dichlorostéarique	Ne s'applique pas à l'air
Acide isopimarique	Ne s'applique pas à l'air
Acide lévopimarique	Ne s'applique pas à l'air
Acide linoléique	Ne s'applique pas à l'air
Acide linoléique	Ne s'applique pas à l'air
Acide néoabiétique	Ne s'applique pas à l'air
Acide oléique	Ne s'applique pas à l'air
Acide palmitique	Ne s'applique pas à l'air
Acide palmitoléique	Ne s'applique pas à l'air
Acide palustrique	Ne s'applique pas à l'air
Acide pimarique	Ne s'applique pas à l'air
Acide sandaracopimarique	Ne s'applique pas à l'air
Acide stéarique	Ne s'applique pas à l'air
Ammoniaque, nitrate (solution)	Ne s'applique pas à l'air
Ammoniaque, sulfate (solution)	Ne s'applique pas à l'air
Chloroprène	Isomère -b considéré
Chrome et composés	Équivalent inclus
Crésols, m-	Compris dans crésols
Crésols, o-	Compris dans crésols
Crésols, p-	Compris dans crésols
Cyanures (ioniques)	Équivalent inclus
Dichlorobenzène, 1,2-	Isomères o- et p- considérés
Dichlorobenzène, 1,3-	Isomères o- et p- considérés
Dichlorobenzène, 1,4-	Isomères o- et p- considérés
Eaux usées chlorées	Ne s'applique pas à l'air
Effluents usines P&P	Ne s'applique pas à l'air
Émissions de fours à coke	Mélange de composés non caractérisés
Huiles et graisses minérales	Ne s'applique pas à l'air
Huiles moteurs usées	Ne s'applique pas à l'air
Sites créosotés	Ne s'applique pas à l'air
Xylène, m-	Compris dans Xylènes
Xylène, o-	Compris dans Xylènes
Xylène, p-	Compris dans Xylènes

TABLEAU 5
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR ET QUI SE TROUVENT ÉGALEMENT DANS CHIMIOTOX-EAU.

NOM	FTOX(EAU)	FTOX(AIR)	FTOX(EAU)/ FTOX(AIR)
Acétone	2,0	0,06	33,33
Acroléine	333,0	100,00	3,33
Acrylonitrile	1538,0	5882,35	0,26
Aluminium, sels solubles	11,0	29,41	0,37
Ammoniac	0,8	2,93	0,27
Antimoine et composés	1,6	100,00	0,02
Argent, métal et composés solubles	10000,0	2777,78	3,60
Arsenic et composés	57143,0	16666,67	3,43
Benzène	25,0	8411,91	0,003
Benzo(a)pyrène	100000,0	769230,77	0,13
Béryllium et composés	15601,0	100000,00	0,16
Biphényle chloré	12658228,0	100000,00	126,58
Bis(2-éthylhexyle), phtalate de	1667,0	66,67	25,00
Bromoforme	64,0	15,63	4,09
Cadmium et composés	909,0	33333,33	0,03
Carbone, tétrachlorure de	144,0	11,90	12,11
Catéchol	200,0	2,93	68,26
Chlore	500,0	25,64	19,50
Chlorobenzène	14,0	1,47	9,52
Chloroforme	64,0	7,09	9,03
Chrome, chromates et acides	500,0	3448,28	0,14
Chrome, solution chromique	500,0	357,14	1,40
Crésols	200,0	666,67	0,30
Cuivre et composés	423,0	66,67	6,34
Cyanure de potassium	200,0	66,67	3,00
Cyanure de sodium	200,0	66,67	3,00
Dibutyle, phtalate de	250,0	66,67	3,75
Dichlorobenzène, o-	7,0	0,27	25,93
Dichlorobenzène, p-	4,0	0,39	10,26
Dichloroéthane, 1,2-	4,1	3,76	1,09
Diéthyle, phtalate de	5000,0	11,90	420,17
Diméthyle, phtalate de	5000,0	66,67	75,00
Dinitrotoluène, 2,4-	110,0	62,50	1,76
Éthylbenzène	33,0	0,13	253,85
Fer, sels solubles	3,3	66,67	0,05

TABEAU 6
LISTE DES CONTAMINANTS RETENUS POUR INCLUSION DANS CHIMIOTOX-AIR ET QUI SE
TROUVENT ÉGALEMENT DANS CHIMIOTOX-EAU.

(suite)

NOM	FTOX(EAU)	FTOX(AIR)	FTOX(EAU/FTOX- (AIR)
Hexachlorobutadiène	10000,0	333,33	30,00
Hexachlorocyclopentadiène	2222,0	250,00	8,89
Hexachloroéthane	114,0	90,91	1,25
Isophorone	3,8	3,18	1,19
Manganèse et composés	10,0	66,67	0,15
Mercure et composés	166667,0	555,55	300,00
Molybdène	1,0	66,67	0,015
Naphtalène	34,0	33,33	102,00
Nickel et composés	10,0	6666,67	0,0015
Nitrobenzène	500,0	111,11	4,50
Pentachlorophénol	64,0	66,67	0,96
Phénol	200,0	26,31	7,60
Phosphore jaune	50,0	263,16	0,19
Plomb, total	314,0	181,82	1,73
Polychlorodibenzodioxines	71428571429,0	25000000,00	2857,00
Polychlorodibenzofurannes	71428571429,0	25000000,00	2857,00
Sélénium et composés	200,0	370,37	0,54
Styrène	53,0	38,46	1,38
Tétrachloroéthane, 1,1,2,2-	93,0	25,88	3,59
Tétrachloroéthylène	113,0	0,59	191,52
Thallium, sels solubles	125,0	813,01	0,15
Toluène	10,0	2,64	3,79
Trichlorobenzène, 1,2,4-	2000,0	3,30	606,06
Trichloroéthane, 1,1,1-	8,5	0,29	29,31
Trichloroéthane, 1,1,2-	24,0	5,88	4,08
Trichloroéthylène	12,0	2,64	4,55
Trichlorofluorométhane	64,0	0,01	6400,00
Vanadium (fumée et poussières)	71,0	1000,00	0,071
Xylène (mélange d'isomères)	25,0	1,15	21,74
Zinc	9,4	10,00	0,94

2.8 APPLICATION DU MODÈLE

Bien que cette étude ne comprend pas la description des modalités d'application du modèle CHIMIOTOX-AIR, quelques remarques s'imposent:

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse à la source pour les différents contaminants qui composent CHIMIOTOX(air) ne sont pas toutes standardisées. Des efforts sont présentement faits aux États-Unis par la U.S EPA afin de développer et d'adopter des méthodes standardisées pour leurs 189 substances prioritaires. Il n'existe des méthodes standardisées que pour environ 25% de ces substances. De plus les méthodes d'analyse à la source varient souvent d'un type de source à une autre. Afin de vérifier si les méthodes d'analyse à la source existent pour les substances choisies dans le CHIMIOTOX(air), il faut obtenir les informations sur:

- les types d'industries visées par les campagnes d'échantillonnage,
- les substances pour lesquelles une méthode standardisée existe en fonction des types d'industries identifiés,
- les méthodes adéquates qui sont disponibles pour l'échantillonnage et la mesure des substances pour lesquelles aucune méthode standard n'existe,
- les entreprises et les laboratoires capables de réaliser l'échantillonnage et l'analyse des échantillons,
- les mesures d'assurance-qualité applicables.

Il s'agit là d'un travail considérable qui devrait comporter une phase théorique (recherche de l'information, développement de méthodes, etc.) et une phase pratique (essai des méthodes sur une ou quelques industries).

2.9 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La méthodologie suivie pour développer l'indice CHIMIOTOX-EAU a été respectée de très près. Un indice CHIMIOTOX-AIR qui permet de quantifier la toxicité des rejets atmosphériques a donc été développé sous réserve des recommandations présentées à la section suivante.

La méthode de sélection des substances composant l'indice nous assure que ces substances toxiques sont d'un intérêt prioritaire dans l'air ambiant en Amérique du Nord. La sélection des critères du MEFAQ pour des durées d'exposition de 24 heures nous garantit une certaine homogénéité dans les critères qui sont attribués aux différents contaminants. Ceci est particulièrement important afin de ne pas créer un déséquilibre dans les valeurs relatives des facteurs de pondération pour chacun des contaminants.

2.9.1 Recommandations

- Les méthodes d'analyse des différents contaminants devraient être examinées en prêtant attention aux coûts impliqués, à la limite de détection et à la précision des mesures. Il est à noter que des méthodes standardisées n'existent pas pour chacune des substances comprises dans CHIMIOTOX-AIR;
- Les données recueillies dans le cadre de l'INRP devraient être examinées afin de vérifier leur utilité dans l'évaluation de la toxicité des rejets des plus importants pollueurs;
- Des protocoles d'échantillonnage et de mesures qui tiennent compte des particularités d'application du CHIMIOTOX-AIR doivent être développées.
- L'approche proposée pour le CHIMIOTOX-AIR devra être validée à partir de données recueillies aux sources industrielles identifiées dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent.

3.0 DÉVELOPPEMENT D'INDICES CHIMIOTOX-SOLS ET CHIMIOTOX-DÉCHETS DANGEREUX

3.1 CONTEXTE : CHIMIOTOX-EAU

Le CHIMIOTOX est un indicateur mathématique dont le résultat est un indice de rejets toxiques à l'effluent et a été décrit à la section 1.3. Cette étude des possibilités de développement d'indices CHIMIOTOX pour les sols et pour les déchets dangereux a été effectuée en tentant de suivre au maximum l'approche développée pour le CHIMIOTOX-EAU. L'emphase de l'étude porte donc sur le choix de paramètres et de critères de toxicité pour les sols et les déchets dangereux.

3.2 SÉLECTION DE CRITÈRES POUR L'ÉLABORATION DE FACTEUR DE PONDÉRATION TOXIQUE POUR LES SOLS ET LES DÉCHETS DANGEREUX

Si l'on suit la démarche entreprise pour l'élaboration de facteurs de pondération toxique pour l'indice CHIMIOTOX-EAU, on reconnaît que le développement d'indices CHIMIOTOX pour les sols et les déchets dangereux nécessite des facteurs de pondération toxiques. Ces facteurs pourraient être développés à même les listes de critères d'évaluation de la qualité des sols et les normes relatives aux déchets dangereux déjà existantes. Toutefois, chaque province canadienne, la plupart des états américains et de nombreux pays européens ont élaboré des listes de critères et de normes différentes.

Afin de pouvoir sélectionner une liste en particulier, il y a donc lieu de s'interroger sur la nature même de ces critères, leur élaboration et leur justification scientifique. Cette étape est cruciale afin de s'assurer que les critères retenus remplissent bien les objectifs de départ, soit la protection de la santé humaine et de l'environnement. Les critères choisis doivent également reposer sur le caractère toxicologique des substances face au milieu récepteur.

Les sections suivantes passent en revue les différents critères développés au niveau de la qualité des sols et les normes se rapportant aux déchets dangereux. Des listes de critères et de normes sont présentées et accompagnées de discussions sur les méthodes utilisées pour leur développement.

3.3 MÉTHODOLOGIE

L'étape cruciale dans l'élaboration d'indices CHIMIOTOX est une revue exhaustive de la littérature au niveau des critères de qualité des substances toxiques dans les sols contaminés et les déchets dangereux.

L'information obtenue par cette démarche a été vérifiée en effectuant des contacts auprès d'organismes de réglementation de pays et de provinces qui ont développé des critères comme, par exemple, le Canada, le Québec, l'Ontario, les

États-Unis, les Pays-Bas, le Royaume-Uni, l'Australie et l'Allemagne. Les listes de critères ainsi que la base ou l'approche de développement (générique, toxicologique, analyse de risques ou autre) ont été obtenues.

Ces critères ont été comparés, tant par leur forme que par leur applicabilité aux critères de la Politique de réhabilitation du MEFC et les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés (CCME, 1991), dans les cas des sols contaminés et au règlement sur les déchets dangereux du Québec pour les déchets dangereux.

Les critères de qualité à retenir ont été évalués en fonction de plusieurs caractéristiques de base, soit :

- . applicabilité à un large éventail de lieux et de conditions;
- . médias environnementaux (eau, air, sol, nourriture);
- . impact des doses reçues sur le récepteur;
- . risque des doses reçues sur le récepteur;
- . risque inhérent à ces doses;
- . voies d'exposition :
 - inhalation
 - contact cutané
 - ingestion (sol, eau, aliment)
- . durée d'exposition;
- . toxicité :
 - effets chroniques (doses de référence)
 - effets aigus (doses de référence)
 - effets cancérogènes (classification de l'EPA)
 - organes cibles
 - «acceptable daily intake» (ADI, EPA 1993)
- . propriétés physiques et chimiques des éléments;
- . phytotoxicité;
- . notions de risque toxicologique;
- . fréquence à laquelle on retrouve un polluant donné en fonction des activités industrielles pratiquées sur les sites ou de la nature des déchets dangereux entreposés.

Certains des facteurs considérés sont également étroitement reliés à la nature et aux propriétés physiques et chimiques du milieu.

Ces caractéristiques ont permis d'évaluer l'applicabilité des listes de critères pour l'élaboration d'indices CHIMIOX pour les sols contaminés et les déchets dangereux.

3.4

DESCRIPTION DES CRITÈRES DE LA QUALITÉ DES SOLS

Depuis la fin des années 70 et le début des années 80 plusieurs pays ont pris conscience de l'importance de développer des critères pour évaluer le niveau de contamination de terrains contaminés et pour en assurer le nettoyage. Ceci a donné naissance à l'élaboration de deux (2) approches différentes :

- l'approche générique;
- l'approche spécifique.

L'approche générique, développée principalement en Hollande à partir de 1980, a produit des critères universels (qui s'appliquent à tous les sites contaminés) selon la multifonctionnalité du site, c'est-à-dire l'enlèvement des restrictions d'usage des sols.

L'approche spécifique, développée aux États-Unis par l'EPA à partir de 1979, permet de développer des critères qui sont spécifiques à chaque site. Elle est basée sur l'analyse de risque toxicologique.

Les critères de qualité des sols présentés ci-dessous reflètent une ou l'autre de ces approches ou des variantes qui s'y apparentent. Les pays considérés sont :

- les Pays-Bas;
- les États-Unis (EPA);
- le Danemark;
- la Norvège;
- la Finlande;
- l'Allemagne;
- le Royaume-Uni;
- le Canada (CCME).

Au niveau du Canada, les provinces qui ont fait l'objet de recherches sont :

- le Québec;
- l'Ontario;
- la Colombie-Britannique.

Aux États-Unis, en plus de l'approche de l'EPA et celle de l'armée américaine, certains états ont aussi été consultés. Il s'agit de :

- la Californie;
- le New Jersey;
- le Massachusetts.

Ces différents endroits ont été retenus parce qu'ils représentent les juridictions qui travaillent activement au développement de critères.

3.4.1 Pays-Bas

3.4.1.1 Description

Tel que mentionné dans la section précédente, la Hollande a développé l'approche des critères génériques au début des années 1980. Cette approche visait la multifonctionnalité afin d'enlever toutes les restrictions d'utilisation des sols. Elle est basée sur trois (3) niveaux, soit les critères A, B et C (tableau 4 de l'annexe B). Certaines des valeurs associées à ces critères sont basées sur les propriétés physico-chimiques. Mais de façon générale, la justification des critères est peu rigoureuse du point de vue scientifique. Elle est largement basée sur le jugement professionnel et l'expérience acquise sur le terrain.

Les valeurs A représentent un niveau où les concentrations des contaminants sont au niveau du bruit de fond. Les valeurs B constituent une valeur intermédiaire entre les niveaux A et C. Les valeurs C représentant un niveau de contamination qui peut poser une menace à la santé humaine ou à l'environnement. Ils indiquent généralement qu'une restauration (ou autre mesure appropriée) est nécessaire.

3.4.1.2 Situation actuelle

Après une expérience de plus de dix (10) ans d'utilisation de ces critères, une révision a été entreprise. Les modifications aux critères A, B et C qui ont été proposées peuvent être résumées ainsi :

- les valeurs des concentrations des critères A ont été reformulées à partir de méthodes écotoxicologiques. Elles portent maintenant le nom de «valeurs-cibles» (Target values);
- les valeurs de niveau B ont été éliminées;
- les valeurs de niveau C sont basées sur des données écotoxicologiques et sur des données toxicologiques en tenant compte de toutes les voies potentielles d'exposition humaine. Elles portent maintenant le nom de «valeurs d'intervention».

Pour obtenir les valeurs A, trois (3) types d'information sont nécessaires :

- les concentrations de bruit de fond;
- la détermination de concentrations qui génèrent un risque négligeable, à partir des données toxicologiques sur les animaux, les plantes et les micro organismes;

- les données relatives à la protection et la vulnérabilité des propriétés fonctionnelles (agriculture, eau potable, etc.).

Les concentrations qui génèrent un risque négligeable sont calculées à partir de :

- la normalisation des données toxicologiques en utilisant les relations entre les concentrations de bruit de fond et les quantités de matière organique et d'argile dans un sol;
- l'estimation d'une «NOEC» («No Observed Effect Concentration») en utilisant une méthode d'analyse de risque;
- la transformation des NOEC en concentrations avec risques négligeables.

Une fois ces concentrations calculées, elles sont comparées à des concentrations à ne pas dépasser afin d'assurer la protection des propriétés fonctionnelles. Pour les contaminants «artificiels» (synthétisés), la plus faible valeur des deux devient la valeur-cible. Pour les substances qui se retrouvent de façon naturelle dans l'environnement, cette valeur est comparée à la concentration de bruit de fond. La concentration la plus élevée devient alors la valeur-cible. En d'autres termes, la valeur-cible équivaut à la concentration de risque négligeable à moins que les niveaux de bruit de fond excèdent cette valeur ou à moins que les valeurs de propriétés fonctionnelles soient plus faibles.

D'autre part, le niveau d'intervention C représente le niveau où la concentration maximale de risque tolérable («Maximum Tolerable Risk Concentration») est dépassée. Ceci nécessite généralement une intervention.

Afin de déterminer ces concentrations, les effets toxicologiques sur la santé humaine et les effets sur l'environnement sont pris en compte. Les données toxicologiques ont été calculées pour les produits cancérigènes et non-cancérigènes. Pour les produits non-cancérigènes, la concentration maximale de risque tolérable est définie à partir des doses journalière admissibles («Tolerable Daily Intake» - TDI). La TDI représente la quantité d'un composé qu'une personne peut ingérer à chaque jour sans produire d'effets nocifs à la santé. La TDI est dérivée du NOAEL («No Observed Adverse Effect Level»).

En ce qui a trait aux produits cancérigènes, la concentration maximale de risque tolérable est définie comme la quantité d'un composé, basée sur le poids corporel dans le cas de l'ingestion et sur le volume d'air aspiré dans le cas des composés volatiles, qui risquerait de causer un cancer léthal additionnel dans une population de 10,000 individus exposés à vie.

Un modèle d'exposition a été créé pour relier ces critères de toxicité aux contaminants dans les sols. Les voies d'exposition considérées sont :

- . ingestion de sol;
- . consommation des récoltes;
- . inhalation de composés volatils à l'intérieur d'un bâtiment;
- . inhalation de particules de sol;
- . inhalation de composés volatils au moment de la douche;
- . contact cutané;
- . consommation d'eau potable.

L'autre aspect considéré dans le calcul des critères est la détermination des effets d'une substance sur l'environnement. Le critère utilisé pour évaluer la qualité écologique du sol est la composition des espèces. Une contamination est qualifiée de «sérieuse» lorsque 50 % des espèces présentes dans un écosystème subissent des effets nocifs causés par la présence d'un ou de plusieurs contaminants. Les effets nocifs sont évalués à partir de la NOEC («No Observable Effect Concentration») de ces espèces. Une correction est apportée pour tenir compte de l'influence des caractéristiques du sol, soit la quantité de matière organique présente dans le sol et le pourcentage d'argile. La biodisponibilité des contaminants est aussi prise en considération.

Enfin, la valeur d'intervention est la plus stricte entre la valeur des effets toxicologiques pour la santé humaine et la valeur pour les effets environnementaux. Elle ne demeure toutefois qu'une indication du fait qu'une action doit être entreprise («Trigger Value»). Le niveau d'intervention devra être établi à partir de l'évaluation de l'exposition sur le site même.

3.4.2 **United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA)**

3.4.2.1 *Description*

L'approche retenue a été développée dans le cadre d'un programme national de gestion des émissions de substances dangereuses dans l'environnement (Programme SUPERFUND).

Cette procédure permet tout d'abord d'estimer la toxicité d'une substance en tenant compte des périodes d'exposition, des doses de référence pour les effets toxiques (chroniques et subchroniques) et des facteurs de risque pour les effets cancérogènes.

La dose de référence est la valeur de toxicité la plus souvent utilisée lors de l'estimation des effets cancérogènes. Divers types de doses de référence sont disponibles selon le mode d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané) ou la durée d'exposition (chronique, subaiguë).

Une dose de référence chronique est définie comme étant une estimation du niveau d'exposition quotidien pour une population humaine, incluant les sous-populations sensibles, qui ne représentent pas un risque appréciable d'effets néfastes à la santé (EPA, 1989).

Diverses sources peuvent fournir l'information nécessaire à la toxicité des substances. Cependant, selon l'EPA (1989), seules certaines d'entre elles doivent être employées pour déterminer les doses de référence et les facteurs de risques. Les deux principales sources suggérées par l'EPA (1989) sont :

- . Integrated Risk Information System (IRIS-EPA, 1993);
- . Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST-EPA, 1988b).

Au niveau des substances cancérigènes, une valeur de toxicité estimant quantitativement la relation dose-réponse est calculée. Cette valeur, nommée facteur de risque est utilisée pour estimer la limite supérieure de probabilité qu'un individu puisse développer un cancer sur une période de 70 ans, résultant de l'exposition à un niveau de concentration particulier d'un cancérigène potentiel.

Cette information est utilisée pour estimer le dosage que des usagers-cibles peuvent recevoir par différentes voies d'exposition. Pour estimer les dosages, des scénarios d'exposition de référence sont décrits.

Les différentes populations potentiellement exposées sont considérées (résidents près du site, usagers du site, travailleurs). De même, certaines sous-populations sensibles potentiellement exposées (enfants, personnes âgées, femmes enceintes, personnes atteintes de maladies chroniques) sont identifiées.

Ensuite, les voies d'exposition sont inventoriées. Quatre éléments font partie de l'analyse d'une voie d'exposition :

- . une source et un mécanisme d'émission des substances chimiques;
- . un milieu de transport de ces substances chimiques;
- . un point de contact entre l'organisme humain et le milieu;
- . une voie d'entrée au point de contact.

Les milieux considérées par le modèle sont l'air (substances volatiles et matières en suspension), le sol (sol sur le site et dépôt de matières en suspension hors-site), l'eau (eau souterraine, eau de surface, eau potable) et les aliments (poissons, fruits et légumes). Les modes d'exposition sont l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané.

La quantification de l'exposition se fait à partir de modèles mathématiques qui déterminent les taux d'émission des substances chimiques volatiles et non-volatiles (émission de particules respirables par érosion éolienne), la dispersion atmosphérique, la déposition hors-site des matières en suspension, la diffusion atmosphérique.

Enfin, diverses équations sont utilisées pour permettre l'estimation de la dose absorbée par inhalation, ingestion ou contact cutané. Les doses sont estimées pour les substances provoquant des effets cancérigènes et pour les substances provoquant des effets toxiques et subaiguës.

Les résultats de l'estimation de la dose, par population exposée pour chaque voies d'exposition permettent de calculer l'excès de risque de cancer et l'indice de danger pour les effets chroniques et subaiguës. Le risque total étant la sommation des risques pour plusieurs substances pour plusieurs voies d'exposition.

Les objectifs préliminaires de la décontamination sont identifiés comme étant les concentrations d'un contaminant dans l'environnement n'excédant pas la concentration maximale allouée pour la protection de la santé publique. Ces critères sont spécifiques à un site en particulier.

3.4.2.2 *Situation actuelle*

Une première procédure a été établie en 1986, puis une seconde en 1989. Cette dernière intègre de nouvelles informations et repose sur l'expérience acquise lors de l'application de la procédure de 1986.

L'armée américaine qui avait développé sa propre méthode afin de déterminer des critères de restauration de sites contaminés («Single Pathway Preliminary Pollutant Limit Values - SPPPLV») a depuis adopté la procédure de l'U.S. EPA. Elle en est maintenant à rédiger un document décrivant comment les lignes directrices de l'U.S. EPA doivent être implantées.

3.4.3 **Danemark**

3.4.3.1 *Description*

Au Danemark, le programme national pour les sites contaminés existe depuis 1983. La philosophie de base de ce programme repose sur le principe qu'une personne devrait pouvoir habiter n'importe où sur le territoire sans courir le risque d'être exposée à des quantités excessives de produits chimiques polluants.

Les critères de restauration (tableau 4, annexe B) pour les sols et l'eau souterraine, développés dans le cadre de ce programme, sont basés sur les risques d'exposition humaine. Ces critères de nature spécifique sont appelés les «valeurs limites». Un dépassement des valeurs limites n'implique toutefois pas la restauration obligatoire du terrain. Celle-ci aura lieu si des risques à la santé humaine ou à l'environnement ont été jugés non-acceptables en fonction de l'usage actuel ou potentiel du site.

L'épaisseur de la couche de sol affectée par la restauration dépend également de l'usage du terrain. Par exemple, pour les sites de nature sensible (parcs pour enfants, potagers, etc.), la profondeur d'excavation est d'au moins un mètre. Pour les parcs et les aires recouvertes de végétation, la profondeur d'excavation minimale est de 50 cm. Pour les champs, elle est de 25 cm.

Des critères pour les métaux lourds et pour les substances organiques volatiles ont été développées. Les critères pour les métaux lourds sont basés sur la dose quotidienne acceptable («Tolerable Daily Intake : TDI») et l'évaluation de l'exposition générale des êtres humains. De plus, les valeurs obtenues pour le chrome et le cuivre sont également basées sur des données écotoxicologiques.

Les critères pour les substances organiques volatiles sont basés sur les normes des émissions industrielles et sur la détermination des coefficients de partition des phases des contaminants et de leur diffusion dans l'atmosphère.

L'approche utilisée pour les métaux est aussi appliquée aux substances comme le benzène et le trichloroéthylène. Dans le cas des produits cancérigènes, un risque à vie de 10^{-6} est considéré acceptable.

Comme la plupart des données toxicologiques sont basées sur l'expérimentation animale, un facteur de correction est appliqué aux TDI pour obtenir une valeur «représentative» applicable à l'humain. Ce facteur tient compte des éléments suivants :

- la différence entre les effets toxicologiques sur les animaux et sur les humains;
- la variabilité des effets toxicologiques sur les différentes populations cibles (adultes, enfants, personnes âgées, femmes enceintes, etc.);
- la qualité et la pertinence de l'étude toxicologique.

3.4.3.2 *Situation actuelle*

Présentement, il existe huit (8) critères de qualité des sols pour les sites qualifiés de sensibles. Pour les terrains à usage moins sensible, ces critères peuvent être ajustés. Ils sont également utilisés lorsqu'un site n'a pas suffisamment été étudié pour permettre le développement de critères spécifiques.

3.4.4 **La Norvège**

3.4.4.1 *Description*

Il n'existe pas de critères génériques de qualité pour les sols. Les critères de qualité utilisés sont spécifiques à un site. En 1988, un plan d'action a été développé. Il a été décidé de définir des critères de restauration en fonction de l'usage de terrain actuel ou planifié et de la protection de l'environnement

3.4.4.2 *Situation actuelle*

Les critères qui seront développés selon cette approche serviront à établir une ligne directrice plutôt qu'à l'établissement de standards.

En ce qui a trait aux valeurs de bruit de fond, la Norvège n'a pas l'intention d'établir une liste générique de critères parce que les variations de concentrations à travers le pays sont trop importantes.

3.4.5 **Finlande**

3.4.5.1 *Description*

En 1989, la Finlande a mis de l'avant le projet SURE («Survey and Remediation of Contaminated Soil Sites»). Dans le cadre de ce projet, des lignes directrices préliminaires ont été définies. De plus, des concentrations de bruit de fond et des valeurs de concentration servant à la restauration de sites ont été établies (tableau 4 de l'annexe B). Les concentrations de bruit de fond ont été développées pour la Finlande.

Lorsque l'information était insuffisante pour définir une valeur, les valeurs d'autres pays ont été utilisées.

Les concentrations servant à la restauration de sites sont dérivées des anciennes valeurs C de la Hollande et du Canada.

L'objectif à atteindre par la restauration est la concentration de bruit de fond. Toutefois des exceptions sont envisageables. Si un terrain n'est pas décontaminé jusqu'au niveau du bruit de fond, des restrictions d'usage seront imposées.

3.4.6 **Canada**
3.4.6.1 *Description*

En 1989, le Programme National d'Assainissement des lieux contaminés (PNALC) a été créé par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Un des buts principaux de ce programme est d'élaborer une approche systématique pour établir des critères de sols appropriés pour les lieux contaminés.

L'approche retenue consiste dans un premier temps à adopter une série de critères «provisaires» pour ensuite développer une liste de critères finaux. Les critères provisoires ont été sélectionnés à partir des critères identifiés jusque-là par 21 autres agences régulatrices dont celles des États-Unis, du Royaume-Uni et de la Hollande.

Les critères provisoires (tableau 2, annexe B) sont groupés en fonction de l'utilisation des sols, soit :

- . agricole;
- . résidentiel/parc;
- . commercial/industriel.

Les critères d'évaluation indiquent des concentrations de bruit de fond approximatives ou des limites de détection analytiques approximatives pour les contaminants de sols. Ils servent de références permettant d'évaluer le degré de contamination d'un lieu et de déterminer si des mesures sont à prendre. Si les concentrations ne dépassent pas les critères, il n'est généralement pas nécessaire de prendre des mesures supplémentaires.

Face à la faible justification scientifique de ces critères, une seconde phase a été entreprise en 1991. Elle consiste à réévaluer chacune des valeurs intérimaires retenues et d'élaborer des critères basés sur les effets écologiques et sur la santé humaine des contaminants se trouvant dans les sols.

Les voies d'exposition et les récepteurs de sols contaminés considérés dans l'établissement de critères de qualité des sols ont été sélectionnés à partir des groupes d'organismes-clés qui représentent une variété d'habitats les plus susceptibles d'être rencontrés dans l'utilisation agricole, résidentielle/parc et commerciale/industrielle des sols.

Les effets potentiels des contaminants et les voies d'exposition sont pris en compte de façon à assurer le soutien des fonctions écologiques principales et des activités primaires avec l'utilisation des sols. Pour chacune des utilisations des sols, les critères peuvent être dérivés en utilisant les données de «LOEC» (Lowest Observable Effect Concentration) et de «NOEC» (No Observable Effect Concentration), ou les données de «EC₅₀» (Median Effective Concentration) et de «LC₅₀» (Median Lethal Concentration). De plus, les données de la littérature portant sur un minimum de trois études incluant une sur les plantes terrestres et une sur les invertébrés vivant dans le sol sont requises pour la détermination des critères.

L'établissement de critères de qualité des sols basés sur la santé humaine implique trois étapes :

- a) Analyse du risque causé par un produit chimique.
- b) Détermination de la dose d'exposition journalière (EDI) de ce produit chimique lorsqu'il n'est pas relié à aucun site contaminé spécifique (exposition de bruit de fond normal).
- c) Définition de scénarios d'exposition générique pour chaque type d'utilisation du sol.

Afin d'établir des critères numériques de qualité des sols, plusieurs hypothèses de base ont été posées sur la nature de l'exposition chimique pour une utilisation spécifique du site. Ainsi, un scénario d'exposition est utilisé pour le récepteur le plus sensible (adulte ou enfant) pour une utilisation du site spécifique, les caractéristiques physiques du récepteur (poids, quantité de sol ingéré par jour, quantité d'eau bue par jour et autres valeurs de référence) et les voies d'exposition spécifiques. Pour les usages agriculture/parc, l'enfant est considéré comme étant le plus sensible alors que l'adulte est utilisé pour les usages commercial/résidentiel.

Les critères dérivés des substances non-cancérigènes sont basés sur les effets toxiques avec seuil (NOAEL ou LOAEL - Lowest Observed Adverse Effect Level). Les substances cancérigènes sont considérées comme présentant un risque à n'importe lequel niveau d'exposition et ainsi, les critères sont dérivés à partir d'effets sans seuil où la concentration du critère doit être plus petite que 10^{-6} .

La plus basse des deux valeurs dérivées à partir de l'approche basée sur la santé humaine ou sur les effets écologiques est utilisée comme critère de qualité des sols. Cette valeur est considérée comme étant valable pour protéger la santé humaine et l'environnement.

Des facteurs d'incertitude (variant de 1 à 1000) sont appliqués, pour tenir compte de l'incertitude dans l'estimation des NOEC/NOAEL/LOAEL. Le jugement professionnel est utilisé pour sélectionner ces facteurs. Ces derniers permettant de tenir compte des éléments suivants :

- . différences dans les banques de données toxicologiques des substances;
- . extrapolation des données expérimentales pour effets à court terme à l'exposition humaine pour effets à long terme;
- . extrapolation de données animales à l'humain;
- . variabilités intraspécifiques pour l'effet d'un contaminant;
- . protection des populations à risque;
- . utilisation des LOAEL au lieu des NOAEL.

L'application principale de ces critères de deuxième génération produits selon ce protocole sera de fournir une base commune pour établir des objectifs de remédiation qui sont spécifiques au site.

3.4.6.2 *Situation actuelle*

La version préliminaire du protocole qui sera utilisée pour développer des critères de seconde génération a été émise le 1^{er} novembre 1992 pour commentaires. La parution de la version finale de ce document est prévue pour la fin de 1994.

Les critères développés par cette approche remplaceront les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) sur la base des contaminants individuels.

3.4.7 **Québec**

3.4.7.1 *Description*

Les critères indicatifs de la contamination des sols (valeurs A, B, C, tableau 2 de l'annexe B) de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés du MEF sont utilisés dans cette province depuis 1985. Ils correspondent assez bien aux valeurs utilisées par la Hollande, sauf pour de nouvelles valeurs de bruit de fond (niveau A) pour les contaminants inorganiques et quelques modifications pour les critères B et C.

Une différence entre les niveaux de la Hollande et ceux du Québec est que ce dernier associe ces niveaux à l'utilisation du terrain. Ainsi, les sols devraient rencontrer la plage A-B des critères pour un terrain à usage agricole ou résidentiel. Les sols dont les concentrations des paramètres se retrouvent dans la plage B-C des critères sont acceptés pour un site industriel. Enfin, les sols dont le niveau de contamination excède les critères C pourront nécessiter une restauration.

3.4.7.2 *Situation actuelle*

Présentement, le Québec est en train de réviser les critères de qualité des sols. Une approche d'analyse de risque basée sur la toxicologie humaine a été adoptée. Très peu d'information est disponible sur cette approche, si ce n'est qu'elle tient compte des diverses voies d'exposition. La durée, la fréquence et l'intensité des expositions sont quantifiées par des modèles mathématiques. Les doses de référence sont utilisées pour analyser les risques associés aux substances non-cancérigènes. Une valeur de 10^{-6} de risque d'excès de cancer a été retenue pour les substances cancérigènes.

À date, une quinzaine de paramètres (sur 64 paramètres de la liste actuelle de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés) ont été révisés selon cette approche. Les autres paramètres devraient également être révisés pour la publication de la deuxième version de la Politique, en janvier 1995.

Le MEFQ est également à préparer un protocole d'analyse de risque pour le développement de critères de restauration qui seront spécifiques à chaque site. Ainsi, il y aura possibilité d'utiliser les critères génériques de deuxième génération ou de développer des critères spécifiques selon une analyse de risque standardisée pour l'élaboration d'un programme de restauration d'un terrain contaminé.

3.4.8 **Colombie-Britannique**

3.4.8.1 *Description*

En 1990, la Colombie-Britannique a adopté une liste de critères d'évaluation de la qualité des sols qui est basée sur ceux du Québec, de l'Ontario et du CCME. Ces critères rencontrent les objectifs provinciaux de lutte contre la pollution et le règlement sur les déchets spéciaux.

Ils sont divisés en trois (3) niveaux : A, B et C (tableau 2 de l'annexe B). Le niveau A représente les concentrations de bruit de fond pour les métaux lourds et les autres substances inorganiques. Dans le cas des substances organiques, la limite de détection correspond aux valeurs les plus basses atteignables par les équipements de détection.

Les sols dont les concentrations sont inférieures au niveau A (ou à la limite de détection) sont considérés comme non-contaminés. Le niveau B est le niveau de restauration pour les sols à usage résidentiel, récréatif ou agricole. Le niveau C correspond au niveau de restauration pour les terrains à vocation industrielle ou commerciale.

Cette province offre aussi aux intervenants la possibilité d'utiliser une analyse de risque pour calculer les concentrations des paramètres comme objectifs de restauration (approche spécifique). Les méthodes d'analyse de risque suggérées sont les suivantes :

- Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, United States Federal Register, 1986;
- Guidelines for Exposure Assessment, United States Federal Register, 1986;
- Qualitative and Quantitative Carcinogenic Risk Assessment, US EPA, 1987;
- Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, 1983;
- Cancer Risk Management, Travis C.C. et al. Environmental Science and Technology, 21(5):415-420 1987.

3.4.8.2 *Situation actuelle*

En juin 1993, la loi sur la gestion des déchets a été adoptée. Les règlements d'application de cette loi sont encore en version préliminaire pour commentaires. Le but visé par le gouvernement de la Colombie-Britannique est de mettre en vigueur ces règlements le 1^{er} octobre 1994.

Les changements proposés au niveau des critères de la qualité des sols sont les suivants :

- il y aura cinq (5) niveaux d'évaluation au lieu des trois (3). Ces niveaux correspondent aux cinq usages suivants : agriculture, parc urbain, résidentiel, commercial et industriel (tableau 2, annexe B).
- quelques paramètres ont été ajoutés à la liste initiale. Il s'agit de l'antimoine, le béryllium, le bore, le chrome hexavalent, les fluorures totaux, le soufre élémentaire, le thallium, le vanadium, les dioxines (PCDD) et les furannes (PCDF), les hydrocarbures aromatiques non-chlorés, les esters d'acide phtalique, la quinoline et la thiophée;
- certains autres paramètres ont été enlevés de la liste initiale. Il s'agit de quinze hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) individuels, les pesticides, les huiles et graisses minérales et les hydrocarbures aromatiques légers;
- les concentrations minimales (niveau A) et maximales (niveau C) sont restées les mêmes sauf pour les métaux et cinq (5) hydrocarbures. Deux (2) autres niveaux intermédiaires ont été ajoutés en faisant une interpolation à partir des niveaux existants;

- les concentrations proposées pour le niveau agriculture ne sont pas aussi restrictives que les anciennes concentrations de niveau A. Elles correspondent plutôt à l'ancien critère B;
- les concentrations proposées pour le niveau agriculture pour cinq hydrocarbures sont deux fois plus sévères que l'ancien niveau A.

3.4.9 Ontario

3.4.9.1 Description

Le ministère de l'Énergie et de l'Environnement de l'Ontario (MEEEO) a développé des critères pour 22 paramètres chimiques en 1989 (tableau 2, annexe B). Les valeurs sont surtout basées sur des considérations phytotoxicologiques. Par exemple, 16 des 22 critères ont été conçus afin d'éviter des effets nocifs aux plantes. Seulement 3 paramètres (Cd, Pb et Hg) sont basés indirectement sur la santé humaine en tenant compte des concentrations de ces métaux dans les plantes qui pourraient être consommées par les humains. En principe, le nettoyage est nécessaire quand les contaminants sont présents en concentrations supérieures aux concentrations ambiantes. Le MEEEO a établi les concentrations de limites supérieures à la normale qui représentent les concentrations maximales attendues quand il n'y a pas de source de contamination présente. D'après une recherche de la littérature effectuée par Ibbotson (1991), la méthodologie utilisée pour le développement de ces critères manquerait de fondement scientifique.

3.4.9.2 Situation actuelle

D'après D. Thompson (1994), l'Ontario est à revoir sa liste de critères. La nouvelle liste serait possiblement disponible en juin 1994. L'approche retenue serait similaire à celle du Massachusetts. Ainsi, l'objectif visé serait d'assurer la santé, la sécurité et le bien-être du public ou de l'environnement. La liste de critères comprendrait 115 paramètres au lieu de 22. Ces critères seraient basés sur la restauration à pleine profondeur d'un site. L'usage du terrain, qu'il soit agricole, résidentiel/parc/commercial ou industriel est aussi tenu en compte.

3.4.10 Californie

3.4.10.1 Description

Jusqu'à 1986, le Department of Health Services (DHS) de la Californie a utilisé le «California Site Mitigation Tree Manual» pour déterminer des critères de restauration. Toutefois, avec la venue du «Risk Assessment Guidance for Superfund» de l'EPA, le DHS a adopté cette méthode puisqu'elle était largement acceptée à travers le pays et que les hypothèses de calcul étaient mieux standardisées.

D'autre part, lorsque la présence de sols contaminés pose un risque potentiel de contamination de la nappe d'eau souterraine, le «California State Water Resources Control Board» utilise une méthode appelée «The Designated Level Methodology». Cette méthode fonctionne sur le principe des niveaux spécifiques (Designated Levels) qui sont déterminés pour chaque site.

Si les concentrations mesurées sont supérieures aux niveaux spécifiques, il est présumé que les déchets ou les sols posent une menace pour la qualité de l'eau et ils seront alors enlevés. Les niveaux spécifiques sont calculés à partir des paramètres suivants :

- les volumes d'eau affectée sont évalués et leur usage présent et futur sont déterminés;
- des critères de la qualité de l'eau («Water Quality Goals») sont alors sélectionnés à partir de critères et standards acceptés, afin de protéger les usages;
- les objectifs de qualité de l'eau les plus limitants sont multipliés par des facteurs qui tiennent compte de l'atténuation des concentrations des contaminants lors de leur transfert des sols vers les eaux souterraines. Ces facteurs d'atténuation tiennent compte des caractéristiques de la zone «vadoze» (perméabilité, porosité, pourcentage d'argile et de matière organique, capacité d'échange d'ions et pH) et des substances chimiques (coefficient de partition eau/octanol, polarité, charge ionique, volatilité, viscosité et potentiel de dégradation/activité biologique).

Lorsque les données sont insuffisantes pour déterminer de façon quantitative un facteur d'atténuation, il sera choisi à partir de modèles et des données de terrain disponibles. L'EPA suggère des facteurs d'atténuation qui varient entre 1 et 1000. Un facteur de 100 est jugé valable pour assurer un degré raisonnable de protection de la qualité de l'eau souterraine.

3.4.10.2 *Situation actuelle*

Présentement, la Californie utilise encore le modèle de l'EPA. Mais elle est en train de développer une nouvelle méthodologie appelée «Caltox». Ce modèle constitue en fait une version améliorée du modèle de l'EPA. Il se concentre toutefois sur les risques à la santé humaine et ne tient pas compte des risques écologiques et des effets que pourraient avoir les sols contaminés sur les eaux souterraines.

Les quelques améliorations contenues dans le Caltox par rapport au modèle de l'EPA sont les suivantes :

- . Caltox distingue plus fortement entre l'évaluation des risques de la gestion des risques;
- . Caltox est basé sur le bilan de masse et l'équilibre chimique;
- . Caltox permet de différencier entre les concentrations environnementales et les concentrations d'exposition;
- . Caltox tient compte des diverses voies potentielles d'exposition, incluant les voies indirectes comme par exemple : l'ingestion de la nourriture.

Le protocole utilisé par la méthode Caltox est présentement disponible pour calculer des critères spécifiques à un site.

3.4.11 **New Jersey**

3.4.11.1 *Description*

Une série de critères (tableau 3, annexe B) a été développée par le New Jersey en 1992. Ces critères qui ne font pas partie d'un règlement sont utilisés comme critères indicatifs du niveau de contamination. Ils sont majoritairement basés sur les risques à la santé humaine. Les risques écologiques doivent être évalués pour chaque site. Les voies d'exposition qui ont été retenues sont :

- . l'exposition aux surfaces intérieures contaminées;
- . l'ingestion accidentelle de sol contaminé;
- . l'inhalation de composés organiques volatils et de particules provenant de sols contaminés;
- . l'ingestion d'eau souterraine contaminée.

Des critères génériques de sols ont été développés à partir d'une approche d'analyse de risque. Des facteurs de toxicité provenant de la littérature ont été utilisés dans les calculs. Des facteurs de sécurité ont été inclus de façon à prendre en compte les voies d'exposition qui n'ont pas été quantifiées comme par exemple :

- . le contact cutané;
- . la consommation d'aliments cultivés dans des sols contaminés;
- . les risques écologiques.

3.4.11.2 *Situation actuelle*

L'approche du New Jersey a été lourdement critiquée et une commission a été formée afin d'étudier les modifications à apporter. D'autre part, une autre commission a été formée pour évaluer des critères de sols qui tiennent compte des risques écologiques. Ces deux commissions ont jusqu'à juin 1995 pour produire leur rapport respectif.

3.4.12 **Massachusetts**

3.4.12.1 *Description*

Au Massachusetts, il existe trois (3) approches différentes utilisées pour établir des critères de qualité des sols. La première est une liste de critères génériques; la seconde est une liste de critères modifiés selon les caractéristiques du site et la troisième est l'analyse de risque.

Ces trois (3) méthodes sont basées sur les risques potentiels à la santé, sur le bien-être du public et sur les risques à l'environnement.

L'approche générique est utilisée pour protéger une grande variété de sites. Les critères sont basés sur des hypothèses qui tiennent compte de l'utilisation actuelle et future du site. Ils ont été formulés en fonction du risque cancérigène (10^{-6}) des doses quotidiennes acceptables (TDI), du potentiel de lixiviation, des PQL («Practical Quantitation Limits»), des odeurs, des concentrations de bruit de fond et de la volatilité des composés organiques. Ils sont divisés en trois catégories (S-1 à S-3, tableau 3 de l'annexe B) selon l'usage du sol, les personnes qui risquent d'être exposées (enfants ou adultes) et la profondeur de sol affectée.

Les effets potentiels à l'eau souterraine ont également été pris en compte. En effet, les critères vont varier (GW-1 à GW-3) selon que l'eau souterraine est utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable ou si elle atteint l'eau de surface.

De plus, le potentiel de lixiviation des contaminants du sol vers l'eau souterraine est aussi considéré pour former neuf (9) catégories de critères de la qualité des sols.

Au point de vue des risques à la santé humaine, l'ingestion et le contact cutané constituent les voies d'exposition retenues.

La seconde méthode permet d'ajuster les critères génériques en fonction des caractéristiques de lixiviation des sols d'un site. Les autres facteurs d'exposition n'étant pas affectés dans la détermination des critères. Cette méthode est aussi utilisée lorsqu'il n'existe pas de critères pour un contaminant donné.

La troisième méthode (analyse de risque) est utilisée lorsque des médias autres que les sols et l'eau souterraine, tels que les sédiments, l'eau de surface ou l'air, sont impliqués.

Les risques à la santé humaine sont quantifiés en calculant les risques cumulatifs cancérigènes et les risques cumulatifs non-cancérigènes à partir des données suivantes :

- . doses et concentrations de référence;
- . pentes des courbes des graphiques dose-réponse pour les substances cancérigènes;
- . valeurs de risque.

La fréquence, la durée et l'intensité de l'exposition aux divers contaminants sont aussi pris en compte. La méthode permet également de s'assurer que les concentrations des contaminants ne dépassent pas les normes émises pour protéger la santé publique.

D'autres facteurs qui ne font généralement pas partie d'une analyse de risque conventionnelle sont aussi considérés, notamment :

- . conditions nuisibles;
- . restrictions d'usage des terrains;
- . coûts (monétaires ou sociaux).

Pour leur part, les risques à l'environnement sont évalués en deux (2) étapes. Dans une première étape, le site est étudié afin de déterminer si les récepteurs environnementaux (biota et habitats) sont exposés aux contaminants. Ceci est fait par une étude historique des activités, des observations et données de terrain et des entrevues avec des résidents ou des employés actuels ou anciens. Si à partir de ces informations un risque actuel ou potentiel d'exposition n'est pas identifié, l'analyse est terminée.

Dans le cas contraire, la seconde étape est entreprise. Elle consiste à déterminer le risque de dommages environnementaux pour chacune des voies d'exposition. Pour ce faire, on procède à des bioessais et des relevés de terrain sur les populations et espèces sensibles.

3.4.12.2 *Situation actuelle*

Le plan décrit ci-haut est présentement en application.

3.4.13 **Allemagne**

3.4.13.1 *Description*

En l'absence de critères de qualité des sols au niveau fédéral, les provinces ont développé leurs propres critères.

À Berlin, une liste de quatre niveaux de critères (tableau 4, annexe B) a été développée pour les régions suivantes :

- . les aires où la protection de l'eau souterraine doit être assurée : Niveau I;
- . les régions qui contiennent des usages sensibles : Niveau Ib;
- . les vallées : Niveau II;
- . les plaines élevées : Niveau III.

Les concentrations associées à ces critères déterminent le seuil auquel une restauration doit être entreprise.

Une autre liste de critères, appelée le «Système de trois secteurs» (tableau 4, annexe B) a été développé par Eikmann et Kloke (1993). Cette liste contient des critères pour huit usages de terrain différents, en plus d'un autre critère pour la multifonctionnalité (critère SVI). Pour les huit autres usages, deux critères (SVII et SVIII) ont été définis pour huit métaux et trois paramètres organiques.

Le niveau SVII est un seuil de tolérance où il n'y aura possiblement pas d'effets à court et à long terme sur la santé. Le niveau SVIII correspond à une concentration de contaminants qui risque de produire des effets nocifs. Il représente donc une valeur de toxicité, valeur qui ne devrait pas être dépassée. Le niveau SVI correspond à une valeur de bruit de fond (sol non-contaminé).

Les huit usages des sols retenus sont :

- . parc;
- . jardins domestiques / parcelle de terre;
- . terrains de jeu / sport;
- . parcs et aires récréatives;
- . aires industrielles recouvertes;
- . aires industrielles à l'air libre;
- . terres agricoles;
- . écosystèmes non-agricoles.

Pour fins de simplification, le tableau des critères européens (tableau 4, annexe B) indique les critères allemands pour les usages de jardins domestiques, pour les aires industrielles couvertes et les critères pour l'usage multifonctionnel. Tous ces critères ont été dérivés à partir de la littérature et du jugement professionnel. Certains modèles et scénarios simples ont été considérés dans l'estimation de l'exposition.

3.4.13.2 *Situation actuelle et perspectives*

Un projet de loi fédéral pour la protection des sols a été présenté en 1992. Des critères génériques pour trois niveaux d'intervention y sont décrits :

- . un niveau qui représente un danger immédiat où une intervention doit être entreprise sur le champ;
- . un niveau où des études supplémentaires sont nécessaires avant de prendre une action;
- . un niveau qui indique la possibilité que des problèmes de contamination se développent dans l'avenir.

Ces critères seront dérivés d'analyses de risque, basées sur des données toxicologiques, des scénarios d'exposition standardisés et des concentrations de contaminants maximales permises.

Une valeur basée sur la santé humaine ou l'environnement sera choisie en fonction du type d'utilisation du terrain et de l'exposition. Une valeur qui intègre la santé et l'environnement ne sera pas déterminée car, selon eux, ces valeurs ont tendance à sur ou sous-estimer le niveau de risque actuel.

La possibilité d'utiliser des concentrations biodisponibles au lieu des concentrations totales est également à l'étude.

3.4.14 Royaume-Uni

3.4.14.1 Description

En 1980, le comité interdépartemental sur le redéveloppement des terrains contaminés (ICRCL) a publié une liste de niveaux acceptables pour les contaminants dans le sol. Si ces niveaux étaient respectés, le site ne représenterait pas une menace significative à la santé des utilisateurs ou des occupants.

Depuis, ces critères ont évolué pour tenir compte de l'utilisation projetée du terrain. Ainsi, des critères de «seuil» et des critères «d'action» ont été développés (tableau 4 de l'annexe B). Si les concentrations des paramètres sont inférieures aux valeurs de seuil, il n'y a pas lieu de restaurer le site. Si les concentrations se situent entre les deux types de critères, le jugement professionnel permettra de décider si une restauration est nécessaire. Cette décision se fera en fonction de l'utilisation prévue et du type de développement actuel. Lorsque les concentrations excèdent le niveau d'action, une intervention est nécessaire afin de décontaminer le site ou changer l'usage planifié du terrain.

Ces critères sont basés essentiellement sur des préoccupations liées à la santé publique et à la phyto-toxicité. Les trois (3) principales voies d'exposition considérées sont l'ingestion de produits agricoles contaminés, l'ingestion de sol, l'inhalation de poussières et le contact cutané avec des substances irritantes.

L'attaque chimique de matériaux de construction par des acides et des composés tel que les sulfates et les dangers d'explosion liés aux gaz comme le méthane ont aussi été pris en compte.

Les principales critiques émises à l'égard de l'approche retenue par le Royaume-Uni sont :

- . il manque plusieurs critères du niveau d'action;
- . certains risques à la santé publique n'ont pas été pris en considération lorsque les valeurs guides ont été formulées;
- . les dangers à l'environnement ne sont généralement pas pris en compte;
- . le potentiel de contamination des eaux de surface ou des eaux souterraines n'est pas considéré.

3.4.14.2 *Situation actuelle et perspectives*

En 1990, un rapport du «House of Commons Select Committee on the Environment» a critiqué le manque de valeurs guides et le peu d'importance accordé à la protection de l'environnement dans l'élaboration des critères actuels.

Pour faire face à ces critiques, un programme de recherche a été mis sur pied. Un modèle nommé «The Contaminated Land Exposure Assessment Model» (CLEA) est en voie de développement pour valider les valeurs guides existantes et pour en créer d'autres selon une approche consistante et basée sur des modèles d'exposition. Cette approche considère les risques d'exposition qui se rapportent aux usages particuliers d'un terrain et non pas à toutes les voies d'exposition possibles.

Dans le modèle CLEA, les fonctions de probabilité de densité («Probability Density Functions»), c'est-à-dire les fonctions qui représentent les scénarios typiques pour un usage projeté du terrain, remplacent les paramètres spécifiques au site et aux populations cibles. En soumettant une valeur guide provisoire, le modèle produira une évaluation du risque.

En faisant plusieurs essais, une distribution statistique du risque en suivra (simulation Monte-Carlo). Cette méthode permet une meilleure évaluation de la sensibilité des critères calculés face aux critères initiaux.

Ce modèle tient compte des facteurs suivants :

- les expositions par contact cutané avec des substances dont les concentrations se situent au niveau de bruit de fond et qui ne sont pas nécessairement reliées au site contaminé;
- les calculs d'exposition à vie sont différents selon la population cible (enfants ou adultes);
- la réduction des concentrations des contaminants par des procédés tels que la photolyse, la volatilisation, la biodégradation, la dilution, l'érosion et l'absorption par les plantes.

3.5 DÉCHETS DANGEREUX

Comme pour les sols contaminés, le développement d'indices CHIMIOTOX pour les déchets dangereux implique la détermination de facteurs de toxicité. À cette fin, les normes relatives à la définition des déchets dangereux ont été inventoriées. Étant donné que les déchets dangereux sont des matières réglementées, les règlements fédéraux canadiens et provinciaux (Québec et Ontario) ainsi que les règlements américains au niveau de l'EPA et des états du Vermont, de New York, du Michigan et de la Californie ont été comparés. Comme pour les sols, ces endroits ont été sélectionnés parce qu'ils ont adopté une approche proactive face à l'élaboration de normes.

3.5.1 Canada

Au niveau du règlement sur le transport des marchandises dangereuses, un déchet est considéré comme toxique lorsqu'il se retrouve dans la liste des produits de l'annexe II de ce règlement ou s'il possède une des caractéristiques suivantes :

- une DL_{50} égale ou inférieure à 200 mg/kg, s'il s'agit de solides ayant une toxicité par ingestion;
- une DL_{50} égale ou inférieure à 500 mg/kg, s'il s'agit de liquides ayant une toxicité par ingestion;
- une DL_{50} égale ou inférieure à 1 000 mg/kg, s'il s'agit de matières ayant une toxicité par absorption cutanée;
- une CL_{50} égale ou inférieure à 10 000 mg/m³ (à pression atmosphérique normale), s'il s'agit de poussières ou de brouillards ayant une toxicité par inhalation;
- une concentration de vapeur saturée supérieure à 0,2 fois la CL_{50} , exprimée en mL/m³, à la pression atmosphérique normale, ou une toxicité par inhalation égale ou inférieure à 5 000 mL/m³ à (pression atmosphérique normale).

Toutes les provinces canadiennes, sauf le Québec, l'Ontario, l'Alberta et la Colombie-Britannique utilisent cette méthode de classification pour les déchets toxiques.

3.5.2 Québec

Dans le Règlement sur les déchets dangereux du Québec, les modalités de détermination de la toxicité d'un déchet sont définies à l'Annexe IV du règlement. Si les concentrations de résidus liquides ou de lixiviats de résidus solides sont supérieures aux critères de toxicité de l'Annexe IV, il faut ensuite déterminer le niveau de toxicité de ce contaminant à l'aide du tableau 1 de ce règlement. Puis, le tableau 2 du règlement est consulté afin de déterminer si la concentration, la charge ou la quantité produite par mois pour le niveau de toxicité défini est suffisante pour considérer le déchet comme toxique, et donc dangereux.

La justification initiale pour baser la toxicité sur la lixiviation était de réglementer les concentrations de contaminants pouvant se retrouver dans l'environnement par transfert à partir des déchets, donc la fraction lixiviable de ces contaminants. Les valeurs de concentration des critères de toxicité (tableau 5 de l'annexe B) ont été développées par un organisme international dans les années 80. La nature de cet organisme n'a pu être déterminée à partir de l'information disponible.

Un des problèmes de cette classification de la toxicité est l'existence de produits considérés très toxiques qui ne tombent pas dans la catégorie des «toxiques» selon la procédure de la réglementation actuelle parce qu'ils sont immiscibles dans l'eau. Ils ne sont donc pas lixiviables. Un projet de règlement sur les matières dangereuses, émis en octobre 1993 a confronté ce problème. Ce nouveau règlement viendra remplacer celui sur les déchets dangereux et devrait entrer en vigueur en 1994. Les étapes à suivre pour la classification des matières dangereuses seront alors les suivantes :

- classification des substances en fonction de leur toxicité aiguë en comparant leur DL_{50} pour l'ingestion ou le contact cutané et leur CL_{50} pour l'inhalation avec les critères pré-établis pour déterminer le niveau de toxicité (tableau 3 du projet de règlement);
- classification des substances en fonction de leurs effets cancérigènes pour déterminer leur niveau de toxicité (tableau 4 du projet de règlement);
- sachant le niveau de toxicité du contaminant, le tableau 5 du projet du règlement est consulté afin de déterminer si un déchet contient un contaminant avec une concentration suffisamment élevée pour être considéré comme un déchet toxique donc, dangereux.

Cette méthode de classification du projet de règlement est dérivée des méthodes de classification du SIMDUT et des règlements sur le transport des marchandises dangereuses canadiens et de l'État du Washington.

3.5.3 Ontario

Le règlement 347 gouverne la classification des déchets dans cette province. Un déchet est considéré non-dangereux si :

- il ne se retrouve pas dans la liste des déchets considérés comme dangereux;
- n'est ni corrosif, toxique, inflammable, réactif, radioactif, pathologique ou lixiviable.

Afin de déterminer si un déchet est lixiviable, une méthode d'analyse en laboratoire, différente de celle du MEFQ, «Leachate Extraction Procedure», doit être suivie. Si les concentrations des paramètres analysés sont 100 fois supérieures à celles de l'annexe 4 du règlement, le déchet est considéré comme lixiviable. Ces concentrations sont reproduites au tableau 5 de l'annexe B de ce document.

3.5.4 United States Environmental Protection Agency

L'article 261.2 du «Code of Federal Regulations» définit un déchet dangereux selon son inflammabilité, sa corrosivité, sa réactivité et sa toxicité. La toxicité est déterminée en comparant les concentrations analysées par la méthode «Toxicity Characteristics Leachate Procedure - TCLP» avec une liste de concentrations de base. Ces critères de toxicité (tableau 5 de l'annexe B) sont basés sur les concentrations maximales des contaminants («Maximum Contaminant Levels - MCL's») tirés du «Safe Drinking Water Act». Ces concentrations sont sélectionnées en évaluant :

- la disponibilité et le rendement des technologies pour l'enlèvement des contaminants;
- la capacité des laboratoires à déterminer les concentrations de contaminants avec précision et exactitude à partir des méthodes disponibles;
- les risques à la santé associés aux concentrations des contaminants, afin de s'assurer que les valeurs de MCL sont suffisamment basses pour assurer la protection de la santé publique.

De plus, les concentrations des MCL sont établies afin de se rapprocher des «Maximum Contaminant Level Goals - MCLG». Les valeurs des MCLG correspondent à des concentrations qui ne présentent pas de risques à la santé connus ou anticipés. Ces risques sont évalués à partir d'une analyse de risque où les effets cancérigènes et non-cancérigènes sont considérés. Les contaminants qui présentent un risque d'excès de cancer connu reçoivent automatiquement une MCLG de zéro. Les contaminants avec une évidence limitée de risque d'excès de cancer obtiennent des concentrations de MCLG calculées de la façon suivante :

- la détermination d'une dose de référence («Reference Dose - RfD») et l'application d'un facteur de sécurité additionnel de 1 à 10;
- si les informations sont insuffisantes pour déterminer une RfD, un modèle de risque d'excès de cancer est utilisé.

Pour les contaminants qui ne représentent pas de risque d'excès de cancer, la MCLG est obtenue par l'approche de la dose de référence. Les doses de références sont des estimations des concentrations quotidiennes les plus faibles que l'organisme peut absorber sans pouvoir observer des effets nocifs à la santé. Afin d'établir les RfD, les «No-Observed-Adverse-Effect Levels-NOAEL» sont utilisés. Lorsque l'information obtenue sur les NOAEL est insuffisante, les «Lowest-Observed-Adverse-Effect-Levels-LOAEL» sont utilisés. Les LOAEL sont toutefois divisés par un facteur d'incertitude déterminé à partir du jugement professionnel.

Les états américains sont libres d'utiliser les critères de toxicité de l'EPA, ou de définir des critères plus restrictifs. Les sections suivantes démontrent quelques exemples d'utilisation des critères par les états voisins du Québec.

3.5.5 Vermont

L'état du Vermont a une procédure similaire à celle de l'Ontario pour déterminer si un déchet est dangereux ou pas. Un déchet est dangereux s'il est inflammable, corrosif, réactif, et contient plus que 50 ppm de BPC ou 5 % par poids des produits pétroliers avec des points d'ébullition plus faibles que 100°F. De plus, en utilisant le «Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP)», si les concentrations sont supérieures ou égales aux concentrations inscrites dans le tableau du règlement, le déchet est considéré comme dangereux (voir tableau 5 de l'annexe B).

3.5.6 New York

L'état de New York définit un déchet dangereux selon ses caractéristiques d'inflammabilité, corrosivité, réactivité, présence de BPC et toxicité. Un déchet est toxique si, après une procédure d'extraction, les concentrations mesurées sont supérieures ou égales à celles du tableau du règlement (tableau 5 de l'annexe B).

3.5.7 Michigan

L'état du Michigan classe également les déchets selon leur inflammabilité, corrosivité, réactivité et résultats analytiques (tableau 5 de l'annexe B).

3.5.8 Californie

La Californie est le seul état contacté à ne pas s'en tenir uniquement à la liste des critères de toxicité de l'EPA. En plus de la liste de l'EPA (tableau 5, annexe B) indiquée TCLP, la Californie a développé une liste basée sur un «Waste Extraction Test». Les concentrations de cette liste dont les «STLC» (Soluble Threshold Limit Concentrations) du tableau 5 (annexe B). La liste de la Californie contient deux fois plus de critères. Le «California Waste Extraction Test» exige un temps de résidence deux fois plus long que le TCLP de l'EPA et nécessite un agent d'extraction plus vigoureux. Les concentrations obtenues par cette procédure sont donc beaucoup plus élevées que par la méthode de l'EPA. Ainsi, un nombre plus important de déchets sont classifiés comme déchets dangereux.

De plus, un déchet est considéré toxique si les concentrations totales dans les déchets sont supérieures aux concentrations «TTLC» (Total Threshold Limit Concentrations) du tableau 5 (annexe B).

3.6 APPLICABILITÉ DES CRITÈRES ET NORMES ACTUELS À L'ÉLABORATION DE FACTEURS DE PONDÉRATION TOXIQUE

La revue de l'information disponible sur les différents critères de qualité des sols et les normes utilisées pour la détermination des déchets dangereux, tels que présentés dans les sections précédentes, a permis dans un premier temps de faire un inventaire des critères et des normes (tableaux 2 à 5 de l'annexe B) pour différents pays, états et provinces. Puis, dans un deuxième temps, la justification scientifique qui a mené à la détermination des critères a été recherchée. Dans une troisième étape, la situation actuelle au niveau de l'évolution des critères/normes a été examinée pour chacun de ces endroits, en mettant l'accent sur l'évolution des concepts et des approches retenues dans le développement des critères et des normes au cours des prochaines années.

La prochaine étape vise à déterminer si les critères et les normes actuels peuvent être utilisés pour élaborer des facteurs de pondération toxique, essentiels dans le développement d'indices CHIMIOTOX-SOLS et DÉCHETS DANGEREUX.

3.6.1 Critères de la qualité des sols
3.6.1.1 Synthèse des informations disponibles

Les informations disponibles ont permis de déterminer deux (2) approches différentes pour l'élaboration de grilles de critères de la qualité des sols. La première est une approche générique alors que la seconde est spécifique à chacun des sites où une contamination est suspectée.

L'approche générique donne une liste de critères pour des paramètres chimiques dont la concentration varie en fonction du type d'utilisation du sol et/ou du degré d'intervention. Cette approche, développée par la Hollande, a été adoptée par certaines provinces canadiennes dont le Québec et la Colombie-Britannique. L'approche canadienne, développée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement est également similaire à celle des Pays-Bas.

La critique la plus importante à l'égard de l'approche générique est son manque de justification scientifique. En effet, les critères sont généralement basés sur le jugement professionnel ou sur l'expérience acquise sur le terrain.

À l'autre extrémité du spectre, on retrouve l'approche «site specific» développée par l'agence de protection environnementale fédérale américaine («Environmental Protection Agency - EPA»). Cette approche tient compte des caractéristiques physiques du site et de l'exposition des populations-cibles afin de déterminer des critères de décontamination propres au site étudié. Ces critères ont pour objectif la protection de la santé publique.

Devant le peu de justification scientifique des critères génériques, les pays/provinces qui avaient adoptés ces types de critères ont réalisé la nécessité de développer des critères dits «de seconde génération». Ils ont donc mis sur pied des protocoles pour le développement de critères qui sont basés sur des analyses de risques à la santé et à l'environnement.

Ces protocoles constituent donc un compromis entre l'approche générique et l'approche «site specific» respectivement développées par la Hollande et les États-Unis.

Toutefois, des différences importantes se retrouvent au sein des protocoles pour le développement des critères de seconde génération utilisés par les différents organismes législatifs. Ces différences se rapportent surtout à la façon dont les analyses de risques sont réalisées. En effet, la caractérisation du risque peut varier énormément en fonction de la méthodologie utilisée au niveau du calcul de l'exposition, des voies d'exposition considérées, des données toxicologiques utilisées, du calcul des doses reçues, des facteurs d'incertitude estimés pour les extrapolations à l'humain des relations dose-réponse déterminées à partir des études animales, etc. Les critères générés seront également très différents si les risques environnementaux sont aussi pris en compte.

Il est donc primordial de s'assurer que la méthodologie utilisée pour le développement des critères répond pleinement aux objectifs de protection de la santé humaine et de l'environnement dans le développement d'indices CHIMIOTOX. Ceci pose toutefois une difficulté majeure puisque dans certains cas, il n'est pas possible d'obtenir les hypothèses de base utilisées dans le développement des critères. Les raisons en sont multiples : les protocoles sont soit en «voie de développement» (exemple : Québec et CCME) ou, encore, la méthodologie détaillée n'est tout simplement pas disponible.

Les options relatives à la sélection des critères de la qualité des sols sont donc très limitées, comme en fait foi la section suivante.

3.6.1.2 *Sélection des critères*

Présentement, le Massachusetts et la Hollande ont publié des listes de critères génériques de seconde génération, donc basées sur des analyses de risque à la santé. L'utilisation de ces critères comme facteurs de pondération toxique repose sur la condition que la méthodologie est scientifiquement valable. Une façon de vérifier cette hypothèse serait de faire une comparaison avec le protocole ou les critères développés par d'autres organismes (notamment le Québec et le CCME) lorsque ceux-ci seront disponibles. Il serait en effet important de pouvoir justifier l'adoption de facteurs de pondération toxique définis à partir des critères de la qualité des sols provenant de pays étrangers qui seraient différents des facteurs de pondération toxique obtenus à partir des critères de seconde génération développés au Québec ou ceux du CCME.

Il serait toutefois justifié d'utiliser les critères de la Hollande et du Massachusetts si le développement de critères CHIMIOTOX est un objectif à court terme puisqu'il s'agit des seules listes des critères de seconde génération actuellement disponibles. Il faudra attendre encore une ou quelques années avant que de telles listes ne soient disponibles au Canada.

3.6.2 Normes sur les déchets dangereux

3.6.2.1 Synthèse des informations disponibles

Il existe au Québec comme dans les autres provinces canadiennes et les états américains des normes permettant de déterminer si des déchets doivent être considérés comme des déchets dangereux ou non. Par contre, une différence fondamentale entre le Québec et ces autres organismes législatifs se situe au niveau de l'élimination des sols contaminés. En effet, au Québec, les sols contaminés sont gérés en fonction de leur niveau de contamination selon la grille actuelle des critères indicatifs de la contamination des sols. En Ontario et dans les états américains, le lieu d'élimination de sols contaminés sera déterminé par la procédure régissant les déchets dangereux.

La liste actuelle des normes pour les contaminants réglementés par le règlement sur les déchets dangereux du Québec comprend douze (12) paramètres inorganiques et huit (8) classes de composés organiques. Il existe une certaine justification scientifique dans l'élaboration des normes, quoique les fondements n'ont pu être retracés jusqu'à leur origine.

En Ontario, la liste des normes contient trente-et-un (31) paramètres. Ce sont principalement des métaux lourds (10) et des pesticides, en plus d'une norme pour les BPC.

La liste de l'EPA contient quarante (40) paramètres dont les métaux lourds, des pesticides, des composés phénoliques et d'autres composés organiques.

Une comparaison entre les différentes normes de lixiviats de résidu solide pour le Québec, l'Ontario et l'EPA (tableau 5 de l'annexe B) permet de constater que les valeurs sont sensiblement les mêmes pour ces trois (3) organismes.

3.6.2.2 Sélection des normes

Il est difficile de justifier l'utilisation des normes actuelles pour l'élaboration de facteurs de pondération toxique pour deux (2) raisons principales. Premièrement, les essais de lixiviation ont été conçus pour les substances inorganiques. Donc, le fondement scientifique pour l'établissement de normes pour les composés organiques est difficilement vérifiable puisque les méthodes analytiques sont plus ou moins appropriées.

Deuxièmement, le Québec revoit présentement son règlement sur les déchets dangereux. Le nouveau règlement comporte quatorze (14) normes de lixiviation pour les substances inorganiques, alors qu'un niveau de toxicité, défini en fonction de la toxicité aiguë, des voies d'exposition (ingestion, contact cutané et inhalation) et du potentiel cancérigène, sert à établir la concentration principale requise pour classer une matière dangereuse.

Donc, le problème du choix d'une liste de normes pour la définition de facteurs de pondération toxique demeure entier : il n'existe pas présentement de normes fiables pour les substances organiques, il existe très peu de normes pour les inorganiques (14) et la justification scientifique pour l'établissement de ces normes n'est pas entièrement connue.

3.7 FAISABILITÉ D'APPLICATION DES INDICATEURS

L'indice CHIMIOTOX tel que développé permet la comparaison entre des rejets de substances toxiques qui ont des origines et des compositions diverses. Ceci a l'avantage de donner une image d'ensemble des substances toxiques d'intérêt prioritaire rejetées dans l'environnement. Le but ultime de cette démarche est de permettre d'évaluer la réduction globale de tous les types de rejets de substances toxiques.

À ce niveau, l'aspect global prend une perspective très importante puisque la réduction des rejets liquides toxiques ne doit pas amener l'émission de contaminants dans d'autres milieux, soit au niveau de l'air et des sols.

À cette fin, un indice CHIMIOTOX a été développé pour les rejets à l'atmosphère, tel que discuté à la section 2.0 de ce document. En ce qui a trait aux sols et aux autres sources potentielles d'émission de contaminants dans l'environnement, notamment les déchets dangereux, la possibilité de développer des indices CHIMIOTOX a été examinée. Ainsi, les différents barèmes de définition de la qualité des sols et les normes régissant les déchets dangereux ont été examinés en détail (section 3) afin de déterminer des valeurs qui pourraient servir de facteurs de pondération toxique, essentiels dans la définition d'indices CHIMIOTOX.

L'étape suivante de ce mandat a consisté à formuler des conclusions sur la faisabilité d'application des indicateurs, une fois ces derniers développés. À cette fin, des concepts qui touchent différents éléments critiques dans l'application des indicateurs ont été élaborés, à savoir:

- applicabilité des critères et des normes pour la détermination de facteurs de pondération toxique,
- évaluation de la charge toxique,
- les secteurs d'application.

L'applicabilité des critères et des normes pour la détermination de facteurs de pondération toxique a été discutée à la section 3.6 de ce document. La section suivante traite de l'évaluation de la charge toxique et des secteurs d'application d'indices CHIMIOX pour les sols et pour les déchets dangereux.

3.7.1 L'évaluation de la charge toxique: sols et déchets dangereux

La charge toxique (en kg/d) pour un effluent liquide comme pour les émissions dans l'atmosphère est calculée par le produit de la concentration du polluant à l'effluent et le débit de l'effluent. Par contre, en ce qui a trait aux sols, il y a lieu d'aborder la question sous forme de «masse totale» de contaminants (en kg) plutôt que de «charge» puisque la quantité de contaminants se mesure sous forme d'une concentration (généralement en mg/g de sol). La masse totale de contaminants est alors calculée en multipliant la concentration de chacun des paramètres par le volume affecté. À moins d'un apport additionnel mesurable de contaminants, les processus «dynamiques» responsables de la diminution (ou de l'augmentation) de la concentration d'un contaminant pour une superficie de terrain donnée, c'est-à-dire la dilution, la dispersion, l'absorption etc. ne changent généralement pas la masse totale de contaminants, à l'exception de phénomènes tels que la dégradation (biologique ou autre), l'oxydation, l'absorption par les plantes et autres processus de transformation des substances chimiques (complexation, échange ionique, volatilisation, etc.).

Dans le cas des déchets dangereux, les quantités sont également mesurées en kilogrammes.

Cette différence dans la façon de mesurer les quantités amène un inconvénient majeur, soit l'impossibilité d'établir des comparaisons entre les indices CHIMIOX pour l'air et l'eau et ceux obtenus pour les sols et les déchets dangereux puisque les unités sont différentes. Il devient ainsi difficile de mesurer les effets de réduction d'une charge de contaminants à partir d'une source sur d'autres sources. Toutefois, pour certains secteurs d'application, il est possible de déterminer des quantités de polluants déversés en une journée dans les sols, tel que discuté dans la section suivante.

Un deuxième inconvénient majeur se retrouve au niveau de l'hétérogénéité de la plupart des sols et de certains déchets dangereux. Une façon de contourner de problème est de prendre plusieurs échantillons pour analyse en suivant un protocole basé sur une approche statistique éprouvée, telle que celle qui est proposée pour les sédiments par Environnement Canada (Rochon et Chevalier 1987).

3.7.2 Secteurs d'application d'indice CHIMIOTOX développés pour les sols

Dans le cas des sols, la charge de contaminants peut être évaluée en fonction de plusieurs types de sites, notamment, les sites industriels, les sites d'enfouissement de déchets et les sites de traitement des sols contaminés.

3.7.2.1 Sites industriels:

Dans le cas de sites industriels, plusieurs situations peuvent générer des sols contaminés:

- contamination résultant d'activités antérieures: remblai avec résidus de procédés, avec des déchets, etc.
- contamination résultant de déversements accidentels;
- contamination résultant de réservoirs souterrains qui fuient;

Dans le cas des sols, la charge de contaminants peut être évaluée en fonction de plusieurs types de sites, notamment, les sites industriels, les sites d'enfouissement de déchets et les sites de traitement des sols contaminés.

- contamination à partir d'autres sources: rejets de résidus liquides ou déposition de matières aéroportées;
- autres.

Dans les deux premiers cas, la contamination, évaluée à partir d'études de caractérisation environnementale, permettra de déterminer l'étendue de la contamination et d'évaluer une masse de contaminants pour une situation donnée, à un temps donné.

Dans les deux autres cas, des charges de polluants peuvent être estimées à partir de modèles mathématiques si les taux d'émission sont connus. Ainsi, il est possible de s'assurer que les réductions de charge de contaminants émis à partir de certaines sources ne résultent pas dans l'augmentation de la charge d'autres sources. L'indice CHIMIOTOX-SOLS pourrait alors s'avérer utile pour jauger l'efficacité de mise en place de programmes d'assainissement industriel ou de restauration environnementale.

3.7.2.2 Sites d'enfouissement de déchets

Dans le cas de sites d'enfouissement de déchets, il est possible d'estimer une charge de contaminants (en kg/d) qui peuvent atteindre les sols en effectuant des

essais de lixiviation sur les déchets. Bien sûr, ceci s'applique dans les cas où aucune mesure de mitigation telles que des puits de récupération de lixiviat et des membranes imperméables synthétiques ou naturelles n'est utilisée.

L'indice CHIMIOTOX-SOL pourrait alors s'avérer utile afin de connaître l'efficacité de l'installation de mesures de remédiation, de mitigation ou de prévention, ou la détermination des impacts sur le milieu.

3.7.2.3 Sites de traitement des sols contaminés

Le traitement de sols contaminés implique la destruction des contaminants dans les sols (par incinération ou pyrolyse pour les contaminants organiques) ou leur transfert dans d'autres milieux (par exemple l'eau dans le cas du lavage des sols ou l'air dans le cas de la bioventilation des composés organiques). L'indice CHIMIOTOX-SOLS pourrait alors s'avérer utile pour l'évaluation de l'efficacité de traitement des sols, ainsi que pour mesurer le taux de transfert des contaminants à d'autres médias, dont l'air, l'eau, le charbon activé, les biofiltres, etc.

3.7.3 Secteurs d'application d'indices CHIMIOTOX développés pour les déchets dangereux

En plus de la difficulté de l'utilisation des normes actuelles pour l'élaboration de facteurs de pondération toxique (section 3.6.2.2) pour les déchets dangereux, les secteurs d'application d'indices CHIMIOTOX dans ce domaine semblent se limiter aux sites d'enfouissement de déchets dangereux non contrôlés, où les endroits affectés par un déversement accidentel.

Dans d'autres circonstances, les programmes de gestion des déchets dangereux qui sont conformes au Règlement sur les déchets dangereux du Québec devraient permettre de contrôler efficacement les quantités de déchets générés, entreposés, transportés et éliminés.

3.8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Dans l'état actuel des connaissances, il est difficile de préciser si un modèle CHIMIOTOX pour les sols et les déchets peut être développé à court terme.

En effet, bien qu'une série de critères ou normes ont été étudiés pour être éventuellement intégrées au calcul des facteurs de pondération d'un modèle CHIMIOTOX pour les sols, ceux-ci sont soit incomplets ou scientifiquement mal justifiés. Cependant, une nouvelle série de critères, dits de deuxième génération et basés sur des analyses de risque, ont été développés par les Pays-Bas et l'état du Massachusetts et pourraient être utilisés en attendant que de telles listes soient disponibles au Canada.

Quant aux normes développées pour les déchets dangereux, elles sont généralement incomplètes et les protocoles analytiques qui les sous-tendent ne s'appliquent pas aux composés organiques.

Le développement d'un indice CHIMIOTOX pour les sols et les déchets dangereux est fortement dépendant de l'existence de critères de toxicité justifiés scientifiquement et définis pour la majorité des substances prioritaires (substances inorganiques et organiques).

6.2.1.3

6.2.1.4

6.2.1.5

6.2.1.6

6.2.1.7

6.2.1.8

4.0 CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Ce rapport a présenté les résultats de deux études visant à développer un indice du type CHIMIOTOX pour l'air et à étudier la possibilité de développer un indice similaire pour les sols et les déchets dangereux. Afin de se rapprocher d'un des objectifs à plus long terme du Plan d'action Saint-Laurent, qui est de développer un indicateur CHIMIOTOX représentatif des trois types de milieux : eau, air et sols, nous avons suivi très fidèlement l'approche du CHIMIOTOX-EAU. De plus, comme les fondements mathématiques du modèle sont bien établis et ne représentent pas de difficultés particulières, l'emphase de ce document a porté sur la problématique du choix de substances à inclure et de leur facteurs de pondération respectifs.

Une indice intégrateur de rejets toxiques pour l'air a été développé pour une série de contaminants jugés prioritaires (ou appelés à l'être) en suivant l'approche du CHIMIOTOX-EAU. Bien que suffisamment de critères et normes sont disponibles pour l'application du modèle, plusieurs de ces critères possèdent des facteurs de sécurité très élevés. Il faut donc considérer que la liste de critères et normes applicables devra être révisés au fur et à mesure que se dissipera l'incertitude sur leurs effets toxiques.

Des efforts de développement devront cependant être entrepris au niveau de l'application du modèle notamment au niveau des méthodes d'échantillonnage et d'analyse. En effet, la majorité des méthodes ne sont pas standardisées et des protocoles devront être établis avant de procéder à la validation du modèle.

Au niveau des sols et des déchets dangereux, le principal obstacle se trouve au niveau de l'absence de critères et de normes de toxicité applicables au modèle. Il existe actuellement quelques listes de critères pour les sols basées sur la notion de risque provenant des Pays-Bas et de certains états américains, mais celles-ci sont relativement récentes. Des listes similaires sont actuellement en cours de développement au Canada.

BIBLIOGRAPHIE INTRODUCTION

- MENVIQ. 1990 (rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec. Montréal, Québec. 110 p.
- AIR ACT. 1991. *Loi sur la qualité de l'air*. Ottawa, Ontario. 110 p.
- Canadian Centre for Occupational Health and Safety. 1994. *ChemAdvisor*. Informations légales et toxicologiques sur environ 10 000 substances mises à jour à tous les 3 mois et disponibles sur CD-ROM. CCOHS, 250 Main Street East, Hamilton, Ontario, Canada L8N 1H6.
- Communauté Urbaine de Montréal. 1986. *Règlement 90. Règlement relatif à l'assainissement de l'air et remplaçant les règlements 44 et 44-1 de la Communauté*. 65 pages.
- Environnement Canada. 1994. *Liste des substances d'intérêt prioritaire*. 2 p.
- Gazette du Canada. 1993. *Substances de l'Inventaire national des rejets de polluants*. Partie I; pp 839-845.
- Gazette officielle du Québec. 1992. *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers*. Partie II; pp 6035-6054.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. *Liste préliminaire des critères de concentrations des contaminants dans l'air* (en préparation).
- Patrick, D. R., 1994. *Toxic Air Pollution Handbook*. Van Nostrand Reinhold, New York. 588 p.
- Pigeon, B., 1992. *Un indicateur de rejets toxiques: l'indicateur CHIMIOTOX. Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent*. Document préparé pour l'Équipe d'intervention Saint-Laurent. BPC Environnement.
- U.S. EPA. 1993. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Banque de données.

SOLS

Rochon et Chevalier. 1987. *Échantillonnage et conservation des sédiments en vue de la réalisation de projets de dragage*. Environnement Canada, Conservation et Protection. Région du Québec.

Californie

Marshack, J., 1989. *The Designated Level Methodology for Waste Classification and Cleanup Level Determination*. California Regional Water Quality Control Board, Central Valley Region.

The Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, 1993. *CalTOX-A Multimedia Total Exposure Model for Hazardous-Waste Sites*, Final Draft.

Canada

Angus Environmental Limited, 1991. *Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Préparé pour le sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Étude no. 197.

Beaulieu, Michel, 1993. *«How Clean is Clean?»; l'expérience canadienne*. Ministère de l'environnement du Québec. Présenté à la conférence de l'Association Française des Ingénieurs et Techniciens de l'Environnement.

Conseil canadien des ministres de l'environnement, Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, 1991. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Winnipeg, Manitoba, septembre 1991.

Colombie-Britannique

Ministry of Environment, 1989. *Criteria for Managing Contaminated Sites in British Columbia Waste Management Programme*.

Ministry of Environment, 1989. *Developing Criteria and Objectives for Managing Contaminated Sites in British Columbia*. Waste Management Branch.

BC Environment, 1994. *DRAFT Part 2 of the Contaminated Sites Regulation*. Environmental Protection Division, Industrial Waste and Hazardous Contaminants Branch.

Danemark

Visser, W., 1994. *Contaminated Land Policies in some Industrialized Countries*.
 Technical Soil Protection Committee, The Hague.

Finlande

Visser, W., 1994. *Contaminated Land Policies in some Industrialized Countries*.
 Technical Soil Protection Committee, The Hague.

Massachussets

Massachussets Department of Environmental Protection, 1993. *Massachussets
 Contingency Plan 310-CMR 40.000*. Originally promulgated October, 1988 and
 revised July 30, 1993.

Massachussets Department of Environmental Protection, 1994. *Background
 Documentation for the Development of the MCP Numerical Standards*. Bureau of
 Waste Site Cleanup and Office of Research and Standards.

New Jersey

State of New Jersey Department of Environmental Protection & Energy, 1992.
Technical Basis and Background for Cleanup Standards for Contaminated Sites.

State of New Jersey Department of Environmental Protection & Energy, 1994. *Soil
 Cleanup Criteria (mg/kg)*.

Norvège

Visser, W., 1994. *Contaminated Land Policies in some Industrialized Countries*.
 Technical Soil Protection Committee, The Hague.

Ontario

Environment Ontario, 1990. *Guidelines for the Decommissioning and cleanup of
 Sites in Ontario*. Waster Management Branch.

Ibbotson, B., 1991. *Soil Guidelines in Ontario - Are there more questions than
 answers?* In Environmental Science & Engineering, décembre 1991.

Thomson, D., 1994. *A New Approach to Contaminated Sites in Ontario*. In the
 Compliance Report February 1994.

Pays-Bas

Angus Environmental Limited, 1991. *Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Préparé pour le sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Étude no. 197.

Beaulieu, M., 1993. «How Clean is Clean?»; l'expérience canadienne. Ministère de l'Environnement du Québec. Présenté à la conférence de l'Association Française des Ingénieurs et Techniciens de l'Environnement.

Berg, R. Van den, Denneman, A.J., Roels, J.M. 1993. *Risk assessment of Contaminated soil: Proposals for adjusted toxicologically based Dutch Soil Clean-up Criteria*. In: *Contaminated Soil '93*, 349-364. F. Arendt, G.J. Annokkée, R. Bosman, W.J. van den Brink, Eds., Kluwer Academic Publishers.

Robberse, J.G. Denneman, C.A.J., 1993. *Do Target Values Help to Protect the Soil?* In: *Contaminated Soil '93*, 373-382. F. Arendt, G.J. Annokkée, R. Bosman, W.J. van den Brink, Eds., Kluwer Academic Publishers.

Visser, W., 1994. *Contaminated Land Policies in Some Industrialized Countries*. Technical Soil Protection Committee, The Hague.

Québec

Gouvernement du Québec, 1988. *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* Ministère de l'Environnement, Direction des substances dangereuses.

Beaulieu, M., 1993. «How Clean is Clean?»; l'expérience canadienne. Ministère de l'environnement du Québec. Présenté à la conférence de l'Association Française des Ingénieurs et Techniciens de l'Environnement.

MENVIQ, 1990. *Critères de la qualité de l'eau*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau. EMA 88-09.

Pigeon, B., 1992. *Un indicateur de rejets toxiques : l'indice CHIMIOTOX*. Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels du plan d'action Saint-Laurent. 32 p.

Suisse

Swiss Federal Office of Environment, Forest and Landscape (FOEFL), 1987. *Commentary on the Ordinance Relating to Pollutants in Soil*. Text to the Environmental Legislation.

Visser, W., 1994. Contaminated Land Policies in some Industrialized Countries. Technical Soil Protection Committee, The Hague.

U.S. EPA

U.S. EPA. 1986. *Superfund Public Health Evaluation Manual*. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-86/060. Washington, October 1986. 175p.

U.S. EPA. 1988a. *Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)*. First quarter.

U.S. EPA. 1988b. *Superfund Exposure Assessment Manual*. Office of Remedial Response. EPA/540/1-88/001. Washington, April 1988. 157p.

U.S. EPA. 1989 *Risk Assessment Guidance for Superfund. Human Health Evaluation Manual*. Part A. Solid Waste and Emergency Responses. 9285.701A. Washington, July 1989. 261p.

U.S. EPA. 1993. *Integrated Risk Information System (IRIS)*.

Royaume-Uni

Angus Environmental Limited, 1991. *Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Préparé pour le sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Etude no. 197.

Fergusson, C., Denner, J., 1993. *Soil Remediation Guidelines in the UK: A New Risk-Based Approach*. Dans «Developing Cleaning Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater: How Clean is Clean ?» Water Environment Federation, Washington, D.C., January 1993.

Smith, M.A., 1993. *Experiences of the Development and Application of Guidelines for Contaminated Sites in the United Kingdom*. Dans «Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater: How Clean is Clean ?» Water Environment Federation, Washington, D.C., January 1993.

Visser, W., 1994. Contaminated Land Policies in Some Industrialized Countries. Technical Soil Protection Committee, The Hague.

Allemagne

Bachmann, G., 1993. *Soil Values in German Soil Protection*. Dans «Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater: How Clean is Clean?» Water Environment Federation, Washington, D.C., January 1993.

Eikmann, T., Kloeke, A., 1993. *Orientation Values for Toxic Substances in Soil - Toxicological Assessment in Terms of Environmental Medicine*. Dans «Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater: How Clean is Clean?» Water Environment Federation, Washington, D.C., January 1993.

DÉCHETS DANGEREUX

Canada

Gouvernement du Canada. *Règlement concernant les marchandises dangereuses ainsi que la manutention, la demande de transport et le transport de marchandises dangereuses*. C.P. 1988-2838, 22 décembre 1988.

Québec

Gouvernement du Québec. *Loi sur la qualité de l'Environnement. Règlement sur les déchets dangereux* D.1000-85, (1985) 117 G.O. II, 3235 (85-10-15) [C.Q-2, r.3.01]

Gouvernement du Québec. *Projet de règlement sur les matières dangereuses et modifiant diverses dispositions réglementaires*. 14 octobre 1993.

Ontario

Ontario Government. Revised Regulations of Ontario, 1990. *Environmental Protection Act*. Regulation 347 - General - Waste Management Regulation.

États-Unis

Government of the United States of America. *Code of Federal Regulations*, 1992. Regulation 40, Parts 260 to 299. Office of the Federal Register. National Archives and Records Administration. United States Environmental Protection Agency.

State of Vermont Agency of Natural Resources. Hazardous Waste Management
 Regulations. Department of Environmental Conservation. Hazardous Materials
 Management Division. August 1991.
 New York State Department of Environmental Conservation. Identification and
 Listing of Hazardous Wastes. #6 NYCRR Part 371, January 1993.

State of Michigan Department of Natural Resources. Hazardous Waste Manage-
 ment Regulations. Act 641 Rules. Waste Management Division.
 1991.

DE CHETS D'ANGEREUX

Chapitre

Les déchets dangereux sont des déchets qui, en raison de leur nature ou de leur
 composition, peuvent présenter un danger pour la santé humaine ou l'environnement.
 Ils sont classés en fonction de leur dangerosité.

Chapitre

Les déchets dangereux sont des déchets qui, en raison de leur nature ou de leur
 composition, peuvent présenter un danger pour la santé humaine ou l'environnement.
 Ils sont classés en fonction de leur dangerosité.

Chapitre

Les déchets dangereux sont des déchets qui, en raison de leur nature ou de leur
 composition, peuvent présenter un danger pour la santé humaine ou l'environnement.
 Ils sont classés en fonction de leur dangerosité.

Chapitre

Les déchets dangereux sont des déchets qui, en raison de leur nature ou de leur
 composition, peuvent présenter un danger pour la santé humaine ou l'environnement.
 Ils sont classés en fonction de leur dangerosité.

ANNEXE A
LISTE DES CONTACTS
TÉLÉPHONIQUES

Pour connaître l'état actuel du développement des critères sur les sols et les déchets dangereux, les personnes suivantes ont été contactées:

Pays Bas

Wilma Visser (31 33 722 440)

Canada

Elizabeth Hoffman (416 - 323-5118)
du sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés et travaille pour l'Unité d'évaluation des risques. Direction de la coordination des contaminants dangereux, ministère de l'environnement de l'Ontario.

Connie Gaudette (819 - 953-3199)
Environnement Canada

Barry Jessiman (613 - 952-0406)
Health Canada

Marie Louise Geadah (819 - 953-1117)
Environment Canada
Contaminated Sites Offices

États-Unis

Janine Dinan (703 - 603-8824)
Superfund Hazardous Site Evaluation Division
Toxics Integration Branch

Cheryl Davis (402 - 221-7423)
Corps of Engineers - U.S. Army
Mandatory Center of Expertise - Hazardous Waste

EPA Hotline for Contaminated Soil (703 - 412-9810)

EPA Hotline for Hazardous Waste (703-412-9810)

Lauren Henning (703) 603-8776
EPA
Office of Emergency and Remedial Response

Ilene O'Neill (703 - 684-2400)
Water Environment Federation
International Department

Québec

Louis Martel (418 - 643-0798)
Direction des politiques de secteur industriel
Service des lieux contaminés

René Gauthier (418 - 644-2915)
Direction des politiques de secteur industriel
Service des lieux contaminés

Serge St. Laurent
Service Matières dangereuses
(418) 644-3405

Californie

Fran Anderson (916 - 255-2028)
Department of Toxic Substances Control

Arnold Peters (916 - 445-0991)
Assembly Committee on Environmental Safety & Toxic Materials

Don Gonzales (916 - 657-2390)
Office of Legislative and Public Affairs
State Water Resources Control Board

Ron Pilorin
Department of Toxic Substances Control
Waste Evaluation Unit
California Environmental Protection Agency
(916) 322-9160

Chris Marxen
Department of Toxic Substances Control
Waste Evaluation Unit
California Environmental Protection Agency
(916) 323-6042

New Jersey

Bill Lowry (609 - 633-1355)
Department of Environmental Protection & Energy

Dave Schrier
Division of Waste Management
Department of Environmental Protection
(609) 292-8341

Massachusetts

Liz Calahan (617 - 292-5500) : (617) 292-5500
 Department of Environmental Protection
 Bureau of Waste Site Cleanup

Paul Locke (617 - 292-5500) : (617) 292-5500
 Massachusetts Department of Environmental Protection
 Office of Research & Standards

Nancy Wrenn :
 Bureau of Waste Prevention
 Department of Environmental Protection
 (617) 292-5587

Florida

John Griffin :
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104

(904) 922-6104
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104

(904) 922-6104
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104
 Department of Environmental Protection
 State of Florida
 (904) 922-6104

Tableau 1 : LISTE DES SUBSTANCES - CHIMIOX-AIR

NOM_FRA	NOM_ANG	CAS	CANC	IRIC_C	EPA	IRIS_T	CTEAU	PRIO	INRP	TLV	MEF18M	MEF24H	MEF1A	CUM18M	CUM8H	CUM24H	MEED1H	MEED24H	PTOXair
Acétaldéhyde	Acetaldehyde	75-07-0	B2	2.2E-06	O	9.00	3.00E+00		O	180327.37	120	45.00	9.00	120.00	120.00				
Acénaphtène	Acenaphthene									0.00									
Acétone	Acetone	67-64-1					3.00E+00		O	178278.89	47500	18000.00						38500.00	
Acétonitrile	Acetonitrile	75-05-8					0.00		O	67213.11	1000	377.00		8500.00	2980.00				
Acroléine	Acrolein	107-02-8	C			0.02	3.00E+00		O	229.51	25	10.00	0.02	25.00	8.00				
Acrylamide	Acrylamide	79-06-1	B2	1.3E-03			0.00		O	0.00	2	0.80		20.00	10.00			15.00	
Acrylique, acide	Acrylic acid	79-10-7				0.90	0.00		O	0.00	45	17.00	0.80						
Acrylonitrile	Acrylonitrile	107-13-1	B1	0.8E-05		2.00	6.50E-01		O	4344.26	0	0.17	0.05	66.00	22.00			100.00	
Allyle, chlorure d'	Allyl chloride	107-05-1				1.00	0.00		O	3114.75	200	76.00	1.00	200.00	100.00				
Allylique, alcool	Allyl alcohol	107-18-6					0.00		O	4754.10	390	125.00		330.00	170.00				
Aluminium, sels solubles	Aluminum, soluble salts						8.70E+01		O	0.00	90	34.00							
Amiante	Asbestos	1322-21-4	A	2.5E+05					O	0.00	5000	1888.00	1000.00	900.00	900.00			3000.00	180000.00
Ammoniaque	Ammonia	7664-41-7					1.25E+03		O	17418.53	300	341.00	100.00	830.00	680.00				
Aniline	Aniline	62-53-3	B2				1.00		O	7822.95	315	116.00	1.00	100.00	17.00				
Anilidine, o-	Anilidine, o-	29191-52-4							O	0.00	25	10.00		25.00	17.00				
Antimoine et composés	Antimony and compounds						6.10E+02		O	0.00	1	0.36		1.00	0.30			2.50	
Argent, métal et composés solubles	Silver, metal and soluble compounds						1.00E-01		O	0.00	0	0.06		0.15	0.05			1.00	
Arsenic et composés	Arsenic and compounds						6.41E-02		O	0.00	0	0.06		0.15	0.05			0.50	
Benzène	Benzene	71-43-2	A	0.3E-06			4.00E+01		O	31967.21	225	84.00	0.25	375.00	150.00			3500.00	
Benzidine	Benzidine		A	0.7E-02			1.00E-02		O	0.00	0	0.00						1.10	0.30
Benzo(a)pyrène	Benzo(a)pyrene		A						O	0.00	0	0.00							
Benzoyl, peroxyde de	Benzoyl peroxide	94-36-4					0.00		O	0.00	40	15.00		40.00	185.00				
Benzyl, chlorure de	Benzyl chloride	100-44-7	B2				0.00		O	5204.92	170	84.00		170.00	170.00				
Béryllium et composés	Beryllium and compounds	7440-41-7	B2	2.4E-03			0.00		O	0.00	0	0.01		0.05	0.01			0.01	
Biphényle	Biphenyl	92-52-4	D				0.00		O	1262.30	33	12.50		33.00	83.00			80.00	
Biphényle chloré	PCB		B2				7.80E-05		O	0.00	0	0.01		0.02	0.01				
Bis(2-éthylhexyle), phtalate	Bis(2-ethylhexyl) phthalate	117-81-7	B2				0.00E+01		O	0.00	40	15.00							
Bromotoluène	Bromotoluene		B2	1.1E-06			1.57E+01		O	5184.43	170	84.00		170.00	170.00				
Butadiène, 1-3-	Butadiene, 1-3-	106-99-0	B2	2.8E-04					O	2218114.75	990	375.00							
Butyle, acrylate de	Butyl acrylate	141-32-2					0.00		O	32450.02	2475	938.00						35.00	
Butylique, alcool n-	Butyl alcohol, n-	71-36-3					0.00		O	151639.34	3000	1888.00							
Butylique, alcool sec-	Butyl alcohol, sec-	78-82-2					0.00		O	303278.89	5000	1888.00							
Butylique, alcool tert-	Butyl alcohol, tert-	75-85-0					0.00		O	303278.89	5000	1888.00							
Cadmium et composés	Cadmium and compounds						1.10E+00		O	0.00	0	0.03	0.01	1.50	0.50			2.00	
Calcium, cyanamide de	Calcium cyanamide						0.00		O	0.00	33	12.70		33.00	17.00			25.00	
Capro lactame (poussières)	Caprolactam (dusts)						0.00		O	0.00	40	15.00		40.00	33.00				
Capro lactame (vapeurs)	Caprolactam (vapors)						0.00		O	0.00	1830	590.00		1530.00	870.00				
Carbone, disulfure	Carbon disulfide	75-15-0					0.00		O	31147.54	20	7.70		20.00	530.00			330.00	
Carbone, tétrachlorure de	Carbon tetrachloride	56-23-5	B2	1.5E-05			0.94E+00		O	31857.88	225	84.00		900.00	500.00			600.00	
Catéchol	Catechol	120-80-9					5.00E+00		O	0.00	900	841.00							
Chloramben	Chloramben	183-90-4					0.00		O	0.00								35.00	
Chlordane	Chlordane	57-74-9	B2	3.7E-04			0.00		O	0.00								5.00	
Chlore	Chlorine	7782-50-5					2.00E+00		O	2909.84	100	89.00		300.00	100.00			150.00	
Chlore, dioxyde de	Chlorine dioxide	10049-04-4					0.00		O	274.89	30	11.00	0.20	30.00	10.00			80.00	
Chloracétophénone, 2-	Chloroacetophenone, 2-	100-00-7					7.10E+01		O	847395.07	1800	882.00	0.03	10.00	10.00				
Chlorobenzène	Chlorobenzene	91-08-1					1.57E+01		O	46770.49	375	141.00		750.00	250.00			800.00	
Chloroforme	Chloroform	67-66-3	B2	2.3E-05			0.00		O	0.00	1675	595.00							
Chlorométhyle méthyle éther	Chloromethyl methyl ether	126-98-9					0.00		O	0.00	1	0.29		0.75	0.25				
Chloropropène, b-	Chloropropene, b-						0.00		O	0.00	8	2.80							
Chrome, chromates et acides	Chromium, chromates and acids						2.00E+00		O	0.00	0	0.00							
Chrome, solution chromique	Chromium solution						0.00		O	0.00	0	0.00							
Chrome hexavalent	Chromium hexavalent						1.2E-02		O	0.00	0	1.20	0.03	3.00	5.00				
Cobalt et composés	Cobalt and compounds						0.00		O	0.00	0	1.80		4.00	4.00			75.00	
Créosote	Creosote	1919-77-8					5.00E+00		O	22181.15	4	1.80		4.00	4.00				
Cuivre et composés	Copper and compounds						2.37E+00		O	0.00	40	15.00		40.00	33.00			50.00	
Cumène	Cumene	98-92-8					0.00		O	245901.84	11925	4182.00							
Cyanure de potassium	Cyanide, potassium						5.00E+00		O	0.00	40	15.00							
Cyanure de sodium	Cyanide, sodium						5.00E+00		O	0.00	40	15.00							
Cyclohexane	Cyclohexane	110-82-7					0.00		O	1032766.89	47250	17888.00							
Dibromo-3-chloropropane, 1,2-	Dibromo-3-chloropropane, 1,2-	96-12-8	B	9.3E-06			0.00		O	0.00	0	0.00	0.20	40.00				4000.00	
Dibutyle, phthalate de	Dibutyl phthalate	84-74-2	D				4.00E+00		O	0.00	40	15.00		40.00	10000.00			3000.00	
Dichlorobenzène, o-	Dichlorobenzene, o-	95-50-1					0.00		O	301229.51	10000	3773.00		10000.00	10000.00			3000.00	
Dichlorobenzène, p-	Dichlorobenzene, p-	106-46-7					0.00		O	451844.26	8750	2557.00		6750.00	4500.00			2000.00	
Dichlorobenzène, 3,3-	Dichlorobenzene, 3,3-	91-84-1	B2				0.00		O	0.00	0	0.00		10000.00	6870.00			10000.00	
Dichlorobenzène, 1,2-	Dichlorobenzene, 1,2-	111-44-4	B2				2.43E+02		O	0.00	700	285.00		10000.00	6870.00			10000.00	
Dichloroéthyle, éther	Dichloroethyl ether	111-44-4	B2				2.00E+01		O	0.00	0	0.00		2000.00	1000.00			1000.00	
Dichloropropène, 1,3-	Dichloropropene, 1,3-	111-44-4	B2				2.00E+01		O	0.00	0	0.00		2000.00	1000.00			1000.00	
Dianisole	Dianisole	111-42-2					0.00		O	12989.00	300	14.00		300.00	13.00			40.00	
Dinitro, phthalate de	Dinitro phthalate	84-66-2	D				2.00E-01		O	30491.00	225	84.00		40.00	1000.00			40.00	
Dinitroformamide	Dinitroformamide	66-12-2	D				3.00E-01		O	1228.51	2000	757.00	30.00	2000.00	1000.00			1000.00	
Dinitrohydrazine, 1,1-	Dinitrohydrazine, 1,1-	151-11-3	D				2.00E-01		O	0.00	40	15.00		40.00	10.00			50.00	
Dinitro, phthalate de	Dinitro phthalate	77-78-1	B2				2.00E-01		O	511.00	45	1.40		30.00	7.50			30.00	
Dinitro, sulfate de	Dinitro sulfate	121-14-2	B2				9.10E+00		O	0.00	0	0.00		45.00	15.00			30.00	
Dinitro, 2,4-	Dinitro, 2,4-	25321-14-8					0.00		O	0.00	0	0.00		45.00	15.00			30.00	
Dinitro, 3,4-	Dinitro, 3,4-	123-01-1	B2				0.00E+00		O	80163.93	33	257.00		33.00	50.00			3500.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	2.2E-04			0.00		O	0.00	100	22.00		100.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1.00		O	7540.98	40	15.00	1.00	40.00	20.00			20.00	
Diphénylhydrazine, 1,2-	Diphenylhydrazine, 1,2-	106-89-9	B2	1.2E-06			1												

TABEAU 2
CRITÈRES DE QUALITÉ DES SOLS
Canada
(mg/kg)

PARAMÈTRES	Critères provisoires canadiens (CCME)				Québec			Ontario				Colombie-Britannique			Colombie-Britannique (Proposée)					
	Critères d'évaluation	Critères de décontamination			A	B	C	Limites supérieures à la normale		Critères de restauration (1,2,3)		A	B	C	Agriculture	Parc urbain	Résidentiel	Commercial	Industriel	
		Agriculture	Zone résidentielle/ de parc	Zone commerciale/ industrielle				Limites supérieures à la normale		Critères de restauration (1,2,3)										
								Urbaines	Rurales	Sol de texture moyenne et fine	Sol de texture grossière et fine									Sol de texture moyenne et fine
MÉTALX																				
Argent	2	20	20	40	2	20	40			25	20	50	40	2	20	40	20	20	40	40
Arsenic	5	20	30	50	10	30	50	20	10	25	20	50	40	5	30	50	20	30	50	50
Antimoine	20 ⁽¹⁾	20	20	40				8	1 ⁽²⁾	25 ^(10,11)	20	50	40		20	20	20	40	40	
Barium	200	750	500	2000	200	500	2000			1000 ^(10,11)	750	2000	1500	200	500	2000	750	500	500	2000
Béryllium	4	4	4	8						5 ^(10,11)	4	10	8		4	4	4	8	8	
Bore (soluble dans l'eau chaude)	1	2						15	10 ⁽²⁾	0 ⁽⁴⁾	0 ⁽⁴⁾	0 ⁽⁴⁾	0 ⁽⁴⁾		2					
Cadmium	0,5	3	5	20	1,5	5	20	4	3,4 ⁽¹²⁾	0 ⁽⁴⁾	3 ⁽¹¹⁾	0 ⁽⁴⁾	5 ⁽¹¹⁾	1,0	5	20	3	5	20	20
Chrome (hexavalent)	2,5	8	8	10						10	8	10	10		8	8	8			
Chrome	20	750	250	800	75	250	800	50	50	1000	750	1000	750	20	250	800	750	250	800	800
Cobalt	10	40	50	300	15	50	300	25 ⁽²⁾	25	50	40	100 ⁽¹²⁾	80	15	50	300	40	50	300	300
Cuivre	30	150	100	500	50	100	500	100	80	200 ⁽¹¹⁾	150 ⁽¹¹⁾	300	225	30	100	500	150	100	500	500
Étain					5	50	300							5	50	300	5	50	300	300
Fer blanc	5	5	50	300																
Fer %								3,5 ⁽²⁾	3,5											
Magnésium									1%											
Manganèse								700	700/1000 ⁽¹⁾	700	1000	1000	1000							
Mercur	0,1	0,8	2	10	0,2	2	10	0,5	0,15	1 ⁽¹¹⁾	0,5 ⁽¹¹⁾	2 ⁽¹¹⁾	1,5 ⁽¹¹⁾	0,1	2	10	0,8	2	2	10
Molybdène	2	5	10	40	2	10	40	3 ⁽²⁾	2 ⁽²⁾	5 ⁽¹¹⁾	5 ⁽¹¹⁾	40	40	4	10	40	5	10	40	40
Nickel	20	150	100	500	50	100	500	60 ⁽²⁾	60	200	150	200	150	20	100	500	150	100	500	500
Piomb	25	375	500	1000	50	500	1000	800	150	500 ⁽¹¹⁾	375 ⁽¹¹⁾	1000 ⁽¹¹⁾	750 ⁽¹¹⁾	50	500	1000	375	500	1000	1000
Sélénium	1	2	3	10	1	3	10	2	2	2 ⁽¹¹⁾	2 ⁽¹¹⁾	10	10	2	3	10	2	3	10	10
Thallium	0,5	1																		
Vanadium	25	200	200	1000				70	70	250 ^(11,12)	200	250	200			200	200	200		
Zinc	80	600	500	1500	100	500	1500	800	500	800	600	800	600	80	500	1500	600	500	1500	1500
ANION ET AUTRES																				
Azote (N)										0,5 ⁽²⁾	0,5 ⁽²⁾	0,5 ⁽²⁾	0,5 ⁽²⁾							
Bromure libre					20	50	300							20	50	300				
Cyanures totaux	2,5	50	50	500	5	50	250			100	100	500	500	5	50	500	5	50	500	500
Cyanures libres	0,25	0,5	10	100	1	10	100							1	10	100	0,5	10	100	100
EC (mS/cm) (conductivité)	2	2	2	4						2 ⁽²⁾	2	4	4							
Fluor libre					200	400	2000							200	400	2000				
Fluorure (total)	200	200	400	2000												200	400	400	2000	2000
pH	6-8	6-8	6-8	6-8						6-8	6-8	6-8	6-8							
SAR (taux d'absorption du sodium)	5	5	5	12						5 ⁽²⁾	5	12	12							
Soufre (élémentaire)	250	500			500	1000	2000	0,1%						500	1000	2000	500			
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS																				
Biphényles polychlorés, BPC	0,1 ⁽²⁾	0,5 ⁽²⁾	5	50	<0,1 ⁽²⁾	1	10							0,1 ⁽²⁾	5	50	0,5 ⁽²⁾	5	50	50
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS NON-HALOGENÉS																				
Benzène	0,05	0,05	0,5	5	<0,1	0,5	5							0,1	0,5	5	0,05	0,5	5	5
Éthylbenzène	0,1	0,1	5	50	<0,1	5	50							0,1	5	50	0,1	5	50	50
Hydrocarbures aliphatiques non-chlorés (chacun)	0,5	0,5												10	50	500	0,5	5	50	50
Hydrocarbures aliphatiques légers														100	500	5000				
Styrène	0,1	0,1	5	50	<0,1	5	50							0,1	5	50	0,1	5	50	50
Toluène	0,1	0,1	5	50	<0,1	5	50							0,1	5	50	0,1	5	50	50
Xylène	0,1	0,1	5	50	<0,1	5	50							0,1	5	50	0,1	5	50	50
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS HALOGENÉS																				
1,2-Dichlorobenzène	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1	1	10	0,1	1	10	10
1,3-Dichlorobenzène	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1	1	10	0,1	1	10	10
1,4-Dichlorobenzène	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1	1	10	0,1	1	10	10
Chlorobenzène (chacun)	0,05 ⁽²⁾	0,05 ⁽²⁾	2	10	<0,1	2	10							0,1 ⁽²⁾	2	10	0,05 ⁽²⁾	2	10	10
Chlorobenzène (mélange)	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1	1	10	0,1	1	10	10
Chlorobenzène (somme)	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1 ⁽²⁾	1	10	0,1	1	10	10
Hexachlorocyclohexane (tous les isomères)	0,01	0,01			<0,1	1	10										0,01			
Hydrocarbures aliphatiques chlorés (chacun)	0,1 ⁽²⁾	0,1 ⁽²⁾	5	50	<0,1	5	50							0,1 ⁽²⁾	5	50	0,1 ⁽²⁾	5	50	50
Hydrocarbures aliphatiques chlorés (somme)					<0,1	5	50							0,1 ⁽²⁾	5	50				
Hexachlorobenzène	0,1	0,05	2	10	<0,1	2	10							0,1	2	10	0,05	2	10	10
DIOXINES ET FURANES																				
ECDD et PCDF	0,00001 ⁽²⁾	0,00001 ⁽²⁾	0,001											0,00001	0,001	0,001				
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)																				
Acénaphtène					<0,1	10	100							0,1	10	100				
Acénaphtylène					<0,1	10	100							0,1	10	100				
Anthracène					<0,1	10	100							0,1	10	100				
Benzo (a) pyrène	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1 ⁽²⁾	1	10	0,1	1	10	10
Benzo (a) anthracène	0,1	0,1	1	10	<0,1	1	10							0,1 ⁽²⁾	1	10	0,1	1	10	10
Benzo (j) fluoranthène</																				

TABLEAU 3
CRITÈRES DE QUALITÉ DES SOLS
États-Unis
(mg/kg)

PARAMÈTRES	New Jersey			Massachusetts								
	Contact direct résidentiel	Contact indirect résidentiel	Impact sur l'eau souterraine	S-1 Sol et GW-1	S-1 Sol et GW-2	S-1 Sol et GW-3	S-2 Sol et GW-1	S-2 Sol et GW-2	S-2 Sol et GW-3	S-3 Sol et GW-1	S-3 Sol et GW-2	S-3 Sol et GW-3
MÉTALUX												
Antimoine	14 (h)	340	(h)	10	10	10	40	40	40	40	40	40
Argent	110	4100 (h)	(h)	100	100	100	200	200	200	200	200	200
Arsenic	20 (h)	20 (h)	(h)	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Barium	700	47 000 (h)	(h)									
Béryllium	1 (h)	1 (h)	(h)	0,4	0,4	0,4	0,8	0,8	0,8	3	3	5
Cadmium	1	100	(h)	30	30	30	80	80	80	80	80	80
Chrome (trivalent)				1000	1000	1000	2500	2500	2500	5000	5000	5000
Chrome (hexavalent)				200	200	200	600	600	600	1000	1000	1000
Chrome				1000	1000	1000	2500	2500	2500	5000	5000	5000
Cuivre	600 (h)	600 (h)	(h)									
Mercur	14	270	(h)	10	10	10	60	60	60	60	60	60
Nickel	250	2400 (h)	(h)	300	300	300	700	700	700	700	700	700
Plomb	100 (h)	600 (h)	(h)	300	300	300	600	600	600	600	600	600
Sélénium	63	3100 (h)	(h)	300	300	300	2500	2500	2500	2500	2500	2500
Thallium	2 (h)	2 (h)	(h)	8	8	8	30	30	30	100	100	100
Vanadium	370	7100 (h)	(h)									
Zinc	1500 (h)	1500 (h)	(h)	2500	2500	2500	2500	2500	2500	5000	5000	5000
ANIONS ET AUTRES												
Cyanures libres				100	100	100	100	100	100	400	400	400
Cyanures totaux	1100	21000 (h)	(h)									
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS												
Biphényles polychlorés, BPC	0,49	2	50 (h)	2	12	2	2	2	2	2	2	2
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS NON HALOGENÉS												
Acétone	1000 (h)	1000 (h)	100 (h)	3	60	60	3	60	60	3	60	60
Acrylonitrile	1	5	1 (h)				2	2	2			
Benzène	3	13	1	10	30	30	10	60	60	10	100	200
Dinitrotoluène, 2,4	1 (h)	4 (h)	10 (h)	0,7	1	1	0,7	2	2	0,7	7	7
Éthylbenzène	1000 (h)	1000 (h)	100 (h)	60	500	500	60	1000	1000	2500	2500	500
Nitrobenzène	28	520	10 (h)									
Styrène	23	97	100	2	20	20	2	20	20	2	20	100
Toluène	1000 (h)	1000 (h)	500	60	500	500	60	1000	1000	600	500	2500
Xylènes	410	1000 (h)	10	500	500	500	800	500	1000	800	500	2500
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS HALOGENÉS												
1,2 - dichloro benzène	5100	10 000 (h)	50	100	100	100	200	500	500	200	500	500
1,3 - dichloro benzène	5100	10 000 (h)	100	100	100	100	200	500	500	200	500	500
1,4 - dichloro benzène	570	10 000 (h)	100	2	40	40	2	60	60	2	200	200
Bromo dichlorométhane	11 (h)	45 (h)	1	0,1	10	10	0,1	20	20	0,1	90	90
Bromo méthane	78	1000 (h)	1	10	6	6	10	3	200	10	3	700
Bromoforme	66	370	1	0,1	20	100	0,1	20	200	0,1	20	700
Chlorobenzène (mono)	37	680	1	6	60	40	6	60	40	6	60	40
Chloroforme	19 (h)	28 (h)	1	0,1	10	100	0,1	10	200	0,1	10	300
Chlorométhane	520	1000 (h)	10									
Dibromochloro méthane	110	1000 (h)	1	0,09	10	10	0,09	20	20	0,09	70	70
Dichloroéthène, 1,2	6	24	1	0,05	0,2	10	0,05	0,2	20	0,05	0,2	60
Dichloroéthène, 1,1	570	1000 (h)	10 (h)	3	100	100	3	400	500	3	400	500
Dichloroéthène, 1,1	8	150	10									
Dichloroéthène, Trans, 1,2	1000 (h)	1000 (h)	50									
Dichloroéthène, Cis, 1,2	79	1000 (h)	1 (h)									
Dichloroéthylène, Cis, 1,2				2	100	100	2	500	500	2	500	500
Dichloroéthylène, 1,1				0,7	0,1	1	0,7	0,1	2	0,7	0,1	8
Dichloroéthylène, Trans, 1,2				4	500	500	4	1000	1000	4	2500	2500
Dichloropropane, 1,2	10	43	1	0,1	0,2	6	0,1	0,2	10	0,1	0,2	40
Dichloropropène, 1,3	4	5 (h)	0,01	0,1	3	0,01	0,1	5	0,01	0,1	20	
Hexachlorobenzène	0,68 (h)	2	100 (h)	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,8	3	3	3
Hexachloroéthène	6	100	100	6	6	6	10	10	10	30	30	60
Tétrachloroéthène, 1,1,2,2	34	70 (h)	1	0,02	0,2	0,5	0,02	0,2	0,6	0,02	0,2	2
Tétrachloroéthène, 1,1,1,2	170	310	1	0,4	0,5	4	0,4	0,5	5	0,4	0,5	20
Tétrachloroéthylène	4 (h)	6 (h)	1	0,5	200	200	0,5	300	300	0,5	300	500
Tétrachlorure de carbone	2 (h)	10 (h)	1	1	4	7	1	4	10	1	4	40
Trichloroéthène, 1,1,2	22	420	1	0,3	2	2	0,3	3	3	0,3	10	10
Trichloroéthène, 1,1,1	210	1000 (h)	60	30	100	100	30	800	800	30	500	800
Trichlorobenzène, 1,2,4	68	1200	100	100	400	400	100	800	800	100	900	800
Trichloroéthène	23	64 (h)	10	9								
Trichloroéthylène				0,4	20	70	0,4	20	100	0,4	20	500
DIOXINES ET FURANES												
Dioxines				4E-06	4E-06	4E-06	6E-06	6E-06	6E-06	2E-05	2E-05	2E-05
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES												
Acénaphthène				100	100	100	100	2500	800	100	2500	800
Acénaphthène	3400	10 000 (h)	100	20	1000	1000	20	2500	2000	20	5000	2000
Anthracène	10 000 (h)	10 000 (h)	100 (h)	1000	1000	1000	1000	2500	1000	1000	5000	1000
Benzo (a) anthracène	0,9	4	600	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Benzo (g,h,i) pérylène				100	1000	30	100	2500	30	100	2500	30
Benzo (a) pyrène	0,68 (h)	0,68 (h)	100	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Benzo (b) fluoranthène	0,9	4	50 (h)	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Benzo (k) fluoranthène	0,9	0,68 (h)	500	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Chrysène	9	40	600	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Dibenzo (a,h) anthracène	0,68 (h)	0,68 (h)	100 (h)	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Fluoranthène	2300	10 000 (h)	100 (h)	600	900	600	600	2000	600	600	5000	600
Fluorène	2300	10 000 (h)	100	400	900	900	400	2000	1000	400	5000	1000
Indène (1,2,3,c,d) pyrène	0,5	4	600	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Méthyl Naphthalène, 2				0,7	20	7	0,7	20	7	0,7	20	7
Naphthalène	230	4200	100	4	100	100	4	1000	1000	4	1000	1000
Phénanthrène				700	1000	100	700	2500	100	700	2500	100
Pyrène	1700	10 000 (h)	100 (h)	500	700	500	500	2000	500	500	5000	500
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES NON-CHLORÉS												
2 - Méthylphénol	2800	10000 (h)	10									
4 - Méthylphénol	2800	10000 (h)	10									
Biphényl 1,1				1	1000	10	1	2500	10	1	3000	10
Diméthylphénol, 2,4	1100	10000 (h)	10	0,7	400	10	0,7	800	10	0,7	4000	10
Dinitrophenol, 2,4	110	2100	10	3	40	6	3	80	6	3	80	8
Phénol	10000 (h)	10000 (h)	50	60	500	60	800	500	80	60	800	500
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES CHLORÉS												
2 chlorophénol	280	5200	10 (h)	0,7	100	20	0,7	200	20	0,7	1000	20
4 - chloro - 3 méthyl phénol	10000 (h)	10000 (h)	100									
Chlorophénols (chacun)				0,7	100	20	0,7	200	20	0,7	1000	20
Dichlorophénol, 2,4	170	3100	10	10	40	40	10	90	90	10	90	90
Pentachlorophénol	6	24	100	5	7	7	5	10	10	5	40	40
Trichlorophénol, 2,4,6	5600	10000 (h)	50	3	1000	2	3	2500	2	3	6000	2
Trichlorophénol, 2,4,6	62	270	10 (h)	3	40	40	3	80	60	3	200	200
PHTHALATES												
Bis (2 Éthylhexyl) Phthalate	49	210	100	100	100	100	300	300	100	1000	500	

TABLEAU 4
CRITÈRES DE QUALITÉ DES SOLS
Europe
(mg/kg)

Paramètres	Royaume-Uni		Finlande	Danemark «CleanUp Goals»	Berlin (Allemagne)				Elkmann-Kolze (Allemagne)					Pays Bas				
	Seuil	Action	Sol pollué	Pour situations sensibles	Ia	Ib	II	III	Usages multi-fonctionnels	Jardins domestiques et parcelles de terre	Aires Industrielles, lourdes et légères couvertes	A	B	C	C proposé			
MÉTALLS																		
Arsenic	Jardins domestiques, parcelles de terre	10	à être développé	50	20	10	7	20	40	20	40	80	50	200	28	30	50	55
Barium	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	40		2000											200	400	2000	625
Béryllium										1	2	5	10	20				
Bore (soluble dans l'eau chaude)	partout où des plantes sont cultivées(6)	3	à être développé															
Cadmium	Jardins domestiques, parcelles de terre	3	à être développé	20		2	4,5	10	20	1	2	5	10	20	0,8	5	20	12
	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	15																
Chrome	Jardins domestiques, parcelles de terre,	600	à être développé	800	100	150	100	400	800	50	100	350	200	800	100	250	800	380
	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	1000																
Chrome (hexavalent)	tous usages(1)	25	à être développé		20	5	5	25	50									
Cobalt				300		100	100	200	300						20	50	300	240
Cuivre	partout où des plantes sont cultivées(1,3)	130		500	200	200	100	500	600	50	50	200	500	2000	38	100	500	190
Étain				300		100	100	300	1000						20	50	300	
Mercure	Jardins domestiques, parcelles de terre	1	à être développé	10		0,5	0,5	1	10	0,5	2	20	10	50	0,3	2	10	10
	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	20																
Molybdène				200		200	50	250	300						10	40	200	200
Nickel	partout où des plantes sont cultivées(4,5)	70		500		200	50	250	300	40	80	200	200	600	35	100	500	210
Plomb	Jardins domestiques, parcelles de terre	500	à être développé	600	40	100	100	500	600	100	300	1000	1000	2000	85	150	600	530
	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	2000																
Sélénium	Jardins domestiques, parcelles de terre	3	à être développé							1	5	10	15	70				
	parcs, terrains de jeu, espaces ouverts	6																
Thallium										0,5	2	20	10	30				
Zinc	partout où des plantes sont cultivées(4,5)	300		3000		500	300	2000	3000	150	300	600	1000	3000	140	500	3000	720
ANIONS ET AUTRES																		
Brome total				300											20	50	300	
Cyanures libres	Jardins domestiques, parcelles de terre, terrains de jeu	25		500	100			1	1	5	10				1	10	100	20
	édifices, aires recouvertes	100		500	50													
Cyanures totaux	Jardins domestiques, parcelles de terre	250		1000				25	25	50	100				5	50	500	
	paysages	250		5000	500													
	édifices, aires recouvertes	250		PL	50													
Cyanures (exemples pilés)															5			650
Cyanures (exemples pilés)															5		500	50
Fluorure (total)				2000		500	100	1000	2000						0,01	400	2000	
	Jardins domestiques, parcelles de terre, paysages	5		3											0,01			
	aires recouvertes	PL		PL				1	1	1	1				0,05			
Soufre (total)	tous usages	5000		20 000	200										2	20	200	
	Jardins domestiques, parcelles de terre, paysages	2000		10000	50										0,003			
	édifices(6)	2000		50000	50											5		
	aires recouvertes	2000		PL												1		
	tous usages	250		1000				0	0	10	10							
	tous usages(6)	50		PL														20
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS																		
BPC (général)				10		1	1	3	5	0,2	0,5	2,5						
BPC 28				10														0,001
BPC 82				10														0,001
BPC 101				20														0,004
BPC 118				50														0,004
BPC 138																		0,004
BPC 153																		0,004
BPC 180				10		1	1	1	3									0,004
Sommation de 7 BPC				20														0,02
																		10
																		1
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS NON-HALOGÉNÉS																		
Benzène (total)				5	1,5	0,5	0,5	3	5						0,05	0,5	5	1
Éthylbenzène				50											0,05	5	50	50
Isopropanol						100	100	200	500									
Styrène(280 mg/m³)				50											0,1	5	50	100
Toluène				30		5	0,5	15	25						0,05	3	30	130
Xylène				50		5	0,5	15	25						0,05	5	50	25
															0,02	2	20	120
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS HALOGÉNÉS																		
1,2-dichlorobenzène				10											0,01	2	10	1
1,3-dichlorobenzène				10														
1,4-dichlorobenzène				10														
1,2-dichloroéthane				50											0,02	5	50	4
1,1-dichloroéthane				50														
Chlorobenzène (chacon)				10		1	1	3	5						0,02	1	10	
Chlorobenzène (mono)																		
BPC 1,3P																		
Chlorobenzène (sommation)				20														
Chloroforme				50														
Composés organiques chlorés (chacon)				5														
Composés organiques chlorés (total)				10														
Composés organiques chlorés extractibles				50														
Dichlorométhane				20	10													50
Hydrocarbures volatils halogénés								5	5	25	50							
Hydrocarbures aliphatiques chlorés (sommation)				70														
Hydrocarbures aliphatiques chlorés (chacon)				50														
Hexachlorobenzène				10											0,025		10	
Monochloroéthane						1	1	3	5									
Pentachlorobenzène															0,025		10	
Tétrachlorobenzène															0,01		10	
Tétrachloroéthylène				50		100	100	2000	5000						0,01		50	4
Tétrachlorométhane															0,001		50	1
Tétrachlorure de carbone				50														
Trichlorobenzène															0,01		10	
Trichloroéthane 1,1,1				50														
Trichloroéthylène				50											0,001		50	80
Trichlorométhène						5												
Trichlorométhane								20	50	100					0,001		50	10
Tribromométhane				50														
										</								

Paramètres	Royaume-Uni		Finlande	Danemark «Clean-up Goals»	Berlin (Allemagne)				Elkmann-Kloke (Allemagne)					Pays Bas			
	Seuil	Action	Sol pollué	Pour situations sensibles	Ia	Ib	II	III	Usages multi-fonctionnels	Jardins domestiques et parcelles de terre	Aires Industrielles, lourdes et légères couvertes	A	B	C	C proposé		
HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES																	
HAM Total			70		5	2	15	25				0,1	7	70			
DIOXINES ET FURANNES																	
PCDD									10	30	100						
Tétrahydrofurane			40									0,1	4	40	0,4		
TCDD							100										
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES																	
HAP chlorés (total)			10											1	10		
Anthracène			100									0,05	10	100			
Benzo (a) anthracène			10									0,02	5	50			
Benzo (b) anthracène			10														
Benzo (k) fluoranthène			10									0,025	5	50			
Benzo (g,h,i) pyrène												0,02	10	100			
Benzo (a) pyrène			10						1	2	5	0,02	1	10			
1,2 benzopyrène			10														
Chloronaphtalène															10		
Chrysène			10									0,02	5	50			
Dibenzo (a,h) anthracène			10														
Fluoranthène			100									0,015	10	100			
Fluorène			100														
Indéno (1,2,3,c,d) pyrène			10									0,025	5	50			
Méthyl - 3 cholantrène			10														
Naphtalène			50									0,015	5	50			
Phénanthrène			50									0,045	10	100			
Pyrène			100														
HAP (somme)	Jardins domestiques, parcelles de terre, terrains de jeu	500		200	5	10	1	50	100			1	20	200	40		
	parcs, édifices, aires recouvertes	1000	10000	1000	10	20	20	20									
PARAMÈTRES DE DÉPISTAGE																	
Huile minérale			5000		300	300	3000	5000				50	1000	5000	5000		
Produits pétroliers			800		100	100	1000										
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES NON-CHLORÉS																	
Catechol															20		
Créol															5		
Non chlorés (chacun)					10	10	25	50									
Phénol	Jardins domestiques, parcelles de terre, terrains de jeu	5	200	10								0,05	1	10	40		
	parcs, édifices, aires recouvertes	5	1000														
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES CHLORÉS																	
Chlorophénols (somme)			10		5	5	10	20					1	10	10		
Chlorophénols (chacun)			5		2	2	5	10					0,5	5			
Dichlorophénol												0,003		5			
Monochlorophénol												0,0025		5			
Pentachlorophénol			5									0,002		5	5		
Tetrachlorophénol												0,001		5			
Trichlorophénol			5									0,001		5			
PHTALATES																	
Phthalates (somme)												0,1			50		
PESTICIDES																	
2,4 - D			0,1														
a-HCH												0,0025		5-10			
b-HCH												0,001		5-10			
g-HCH												0,00005		5-10			
Composantes HCH															2		
Aldrine			5									0,0025		5-10			
Atrazin												0,00005		5-10	5		
Carbaryl														5-10	5		
Carbouluran												0,1	5	5-10	2		
Chlordane			50														
DDD												0,1		5-10	10		
DDE												0,1		5-10			
DDT			5									0,1		5-10			
DDT/DDD/DDE															40		
Dieldrine			5									0,0005		5-10	50		
Endrine			5									0,001		5-10			
Lindane			5														
Maneb														5-10	35		
Methoxychlor			5														
Pesticides (total)			20		0,5	0,25	1	2									
Pesticides chlorés (chacun)														0,5	5		
Pesticides chlorés (total)														1	10		
Pesticides nonchlorés (total)														2	20		
Pesticides nonchlorés (chacun)														1	10		
Sommation d'aldrine, dieldrine et endrine															4		
DIVERS																	
Chlorure de vinyle												0,1		5	0,1		
Cyclohexane												0,1	5	50	270		
Cyclohexanone			50											50	270		
Essence												20	100	500			
Glycols					100	100	200	500									
Hydrochinon															10		
Méthanol					100	100	200	500									
Pyridine			20									0,1	2	20	5		
Resorcinol															10		
Tétrahydrothiophène			50									0,1	5	50	90		

TABEAU 5
CRITÈRES DE TOXICITÉ POUR DÉCHETS DANGEREUX
(mg/l)

PARAMÈTRES	Québec	Ontario	EPA	Vermont	New York	Michigan	Californie	TCLP	STLC	TTLC (mg/kg)
MÉTALLS										
Antimoine			50	50	50	50	50	50	50	500
Argent			0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	500
Arsenic	0,5	2,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	500
Berilium			1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1000
Baryum			100	100	100	100	100	100	100	75
Bore			500	500	500	500	500	500	500	100
Cadmium	1,0	1,0	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	2500
Chrome	2,5	2,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	500
Chrome (hexavalent)										500
Colcoite										500
Cuivre	25	5,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2500
Mercurure	0,05	0,1	0,01	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	20
Métaux totaux (Incluant As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	50	50	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
Molybdène										350
Nickel	25	5,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2000
Plomb organique										13
Plomb	1,0	2,5	0,05	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1000
Sélénium	0,05	0,5	0,01	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	100
Thallium										700
Uranium			0,02							24
Vanadium										2400
Zinc	50	5,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	5000
ANIONS ET AUTRES										
Acide chlorhydrique			0,05							
Asbestos										1%
Autres contaminants inorganiques	5,0	5,0								
Cyanures libres			0,2							
Cyanures oxydables par chloration	1,0									
Cyanures totaux			20			250				
Fluorures totaux	4,0	75	150	2,4						
Nitrate et nitrite			1000	10,0						
Nitrite			100	1,0						
pH							<2,0 ou >12,5			
Sels de fluorure									150	15000
Sulfures totaux	2,5									
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS										
Biphényles polychlorés	0,15	0,005	0,003						5,0	50
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS NON HALOGENÉS										
2,4-Dinitrotoluène				0,15	0,15		0,15	0,15		
Benzène				0,5	0,5		0,5	0,5		
Hexaméthylène				2,0	2,0		2,0	2,0		
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS HALOGENÉS										
1,1-Dichloroéthylène				0,7	0,7		0,7	0,7		
1,2-Dichloroéthylène				0,5	0,5		0,5	0,5		
1,4-Dichlorobenzène				7,5	7,5		7,5	7,5		
Trichloroéthylène				100,0	100,0		100,0	100,0		
Chloroforme				0,05	0,05		0,05	0,05		
Hexachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Hexachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorobenzène				0,05	0,05		0,05	0,05		
Heptachlorocyclopentadiène										