



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine

LES DIBENZO-P-DIOXINES POLYCHLORÉES ET LES DIBENZOFURANNES POLYCHLORÉS (PCDD/F)

Ce feuillet d'information présente des recommandations canadiennes sur la qualité des sols concernant les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF), couramment appelés dioxines et furannes (PCDD/F), et visant la protection de l'environnement et de la santé humaine. Ces recommandations sont issues d'une approche différente du Protocole CCME (CCME, 1996) dans lequel des concentrations de fond ambiantes servent à établir les recommandations (Sanexen, 2000).

Les dioxines et les furannes sont considérés "toxiques" en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)*. Par conséquent, leur

élimination virtuelle est proposée en vertu de la *Politique de gestion des substances toxiques (PGST)* (Gouvernement du Canada, 1995) et de la *Politique de gestion des substances toxiques du CCME* parce que ce sont des substances persistantes et bioaccumulables qui résultent principalement de l'activité humaine.

Les standards pancanadiens sur les dioxines et les furannes présentement élaborés ont pour objectif d'apporter une contribution importante à l'élimination virtuelle de ces composés. Les standards pancanadiens mettent l'accent sur les émissions anthropiques dans l'air et le sol. La première série de secteurs abordée dans le processus des standards pancanadiens inclut les usines littorales de pâtes

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols : dioxines et furannes (ng TEQ·kg⁻¹).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parcs	Commerciale	Industrielle
Recommandation	4^a	4^a	4^b	4^c
RQS _{SH}	NC ^d	NC ^d	NC ^d	4
Voie d'exposition utilisée pour la RQS _{SH}	ND	ND	ND	Migration hors-site
RQS _{SH} provisoire	4 ^e	4 ^e	4 ^e	NC ^f
Voie d'exposition utilisée pour la RQS _{SH} provisoire	Ingestion de terre	Ingestion de terre	Ingestion de terre	ND
RQS _E	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Voie d'exposition utilisée pour la RQS _E	ND	ND	ND	ND
RQS _E provisoire	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Voie d'exposition utilisée pour la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	10	1000	Aucune valeur	Aucune valeur

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine.

^aLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH} provisoire, ce qui est inférieur au critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991). Ainsi, la RQS_{SH} provisoire devient la recommandation pour la qualité des sols et remplace le critère provisoire de qualité des sols pour cette vocation de terrain.

^bLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH} provisoire. Aucun critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a été établi pour cette vocation de terrain; par conséquent, la RQS_{SH} provisoire devient la recommandation pour la qualité des sols.

^cLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH}. Aucun critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a été établi pour cette vocation de terrain; par conséquent, la RQS_{SH} devient la recommandation pour la qualité des sols.

^dLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette vocation de terrain. Cependant, elles sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} provisoire.

^eCette valeur est basée sur la concentration de fond ambiante moyenne des sols canadiens.

^fComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette vocation de terrain, aucune RQS_{SH} provisoire n'est calculée.

^gLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_E pour cette vocation de terrain.

^hLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_E provisoire pour cette vocation de terrain.

et papiers, les incinérateurs de déchets, les fours coniques servant à brûler les déchets, le frittage du fer, la production d'acier dans les fours électriques à arc et les poêles à bois domestiques. Les recommandations nationales pour la qualité de l'environnement concernant les dioxines et les furannes dans le sol (ce document), les sédiments et les tissus animaux (Environnement Canada, 2000) jouent le rôle de "cotes d'alerte" dont les juridictions peuvent se servir comme points de référence dans la gestion et la surveillance des PCDD/F déjà présents dans l'environnement.

Information générale

Les dioxines et les furannes sont des hydrocarbures tricycliques planaires aromatiques chlorés qui représentent une classe de composés comprenant 210 congénères possibles. Le nom attribué aux congénères PCDD/F dépend de la position des atomes de chlore sur la molécule. Chaque position possible sur le cycle aromatique est identifiée par un chiffre de un à neuf. La structure de base et la numérotation de chaque classe chimique sont illustrées sur la figure 1.

Les congénères de dioxines et de furannes qui possèdent un atome de chlore en positions 2, 3, 7 et 8 semblent évoquer leur toxicité, du moins pour les espèces vertébrées, en se liant à une protéine cellulaire nommée récepteur d'hydrocarbures d'aryle (*Ah*). Ce mode d'action est couramment identifié comme une toxicité "semblable à la dioxine". Seulement 7 des 75 congénères de PCDD possibles et 10 des 135 congénères de PCDF semblent afficher une toxicité "semblable à la dioxine". Cependant, le degré de réaction, ou puissance, varie selon le congénère.

Les congénères 2, 3, 7, 8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (2,3,7,8-TCDD; $C_{12}H_4Cl_4O_2$) et 1, 2, 3, 7, 8-PCDD ($C_{12}H_3Cl_5O_2$) sont considérés comme les congénères de

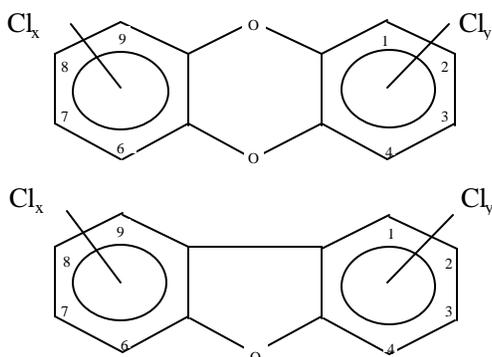


Figure 1. La structure chimique des PCDD et PCDF.
Les congénères de substitution-2,3,7,8 ont, au minimum, des atomes de chlore aux quatre positions latérales, numérotées 2, 3,

dioxines et furannes les plus toxiques, bien que les premiers soient les plus étudiés de tous les dioxines et furannes.

Chaque congénère possède des propriétés physico-chimiques uniques. Malgré ces différentes caractéristiques, les PCDD/F démontrent généralement tous une faible solubilité dans l'eau, une très faible pression de vapeur et des coefficients de répartition octanol/eau élevés (IARC, 1997; ATSDR, 1998). Ces propriétés déterminent leur devenir et leur comportement dans l'environnement. Ils ont particulièrement tendance à se lier fortement au sol.

Il existe de nombreuses méthodes pour mesurer les concentrations de dioxines et de furannes dans un échantillon prélevé dans l'environnement. Règle générale, l'analyse chimique des PCDD/F est une opération complexe, coûteuse et très exigeante en temps et en main-d'œuvre. Les seuils de détection des méthodes analytiques varient selon l'interférence du milieu d'où provient l'échantillon, la matrice et les congénères présents, ainsi que le type de matériel analytique utilisé. Les seuils de détection des PCDD/F dans le sol se situent habituellement entre 0,5 et 4,0 ng·kg⁻¹.

Facteurs d'équivalence toxique

Les congénères de dioxines et furannes sont rarement présents de façon individuelle dans l'environnement; ils font généralement partie de mélanges de congénères. Afin de comparer la toxicité d'échantillons dont les profils de congénères sont différents, il y a eu développement de facteurs d'équivalence toxique (FÉT) qui normalisent les substances "semblables à la dioxine" à une quantité toxicologiquement équivalente à la 2,3,7,8-TCDD, le congénère le plus toxique. Les équivalents toxiques de 2,3,7,8-TCDD sont habituellement représentés par ÉT (équivalent toxique). Mathématiquement, un ÉT est calculé grâce à l'équation suivante :

$$ÉT_{total} = \sum_{i=1}^n (C_i \times FÉT_i)$$

pour laquelle :

- ÉT : la concentration du mélange de congénères, exprimée sous la forme de l'équivalent toxique de 2,3,7,8-TCDD
- n : le nombre de congénères (avec la valeur du FÉT disponible)
- C_i : la concentration du congénère i
- $FÉT_i$: le facteur d'équivalence toxique pour le congénère i (sans unité).

C'est en 1988 que l'OTAN/CDSM (1988a, 1988b) a développé le premier FÉT adopté à l'échelle internationale

(FÉT-I). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a revu et corrigé les valeurs des FÉT (tableau 2) en 1998. Il a été recommandé d'utiliser les FÉT révisés pour les mammifères, en plus des humains, alors que d'autres FÉT ont été développés pour les oiseaux et les poissons (van den Berg, 1998). Santé Canada a participé à la révision des FÉT et a adopté ceux-ci dans l'évaluation et la gestion des dangers pour la santé humaine qu'entraîne la

présence des dioxines et des furannes dans la nourriture, l'eau, l'air et les produits de consommation dans lesquels ils se retrouvent par accident. De plus, les FÉT de l'OMS pour les espèces sauvages et les poissons ont été adoptés afin d'établir des recommandations nationales pour la qualité de l'environnement, incluant des recommandations pour la qualité des sols (Environnement Canada,

Tableau 2. Les facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) pour les PCDD/F tels que proposés par l'OTAN/CDSM (1988a) et l'OMS (van den Berg, 1998)

Composés	FÉT-I (OTAN/CDSM)	FÉT de l'OMS		
		Humains/Mammifères	Poissons	Oiseaux
<i>Dibenzo-p-dioxines chlorées</i>				
2,3,7,8-TCDD	1,0	1,0	1,0	1,0
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	1,0	1,0	1,0
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,5	0,05
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,01	0,01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0,01	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0,001	< 0,001
OCDD	0,001	0,0001	< 0,0001	0,0001
<i>Dibenzofurannes chlorés</i>				
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0,05	1,0
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,05	0,05	0,1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,5	0,5	1,0
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01	0,01	0,01
OCDF	0,001	0,0001	< 0,0001	0,0001

2000). Les recommandations de ce document sont basées sur les FÉT de l'OMS.

Sources de dioxines et de furannes au Canada

Les dioxines et les furannes sont principalement des sous-produits de combustions accidentelles ou surveillées et d'impuretés dans la fabrication de divers produits. Les principales activités qui entraînent l'émission de PCDD/F dans l'environnement incluent l'incinération des déchets, la fabrication de produits chimiques, le raffinage du pétrole, la combustion du bois, les procédés métallurgiques, la combustion de carburant et la production d'électricité. Les dioxines et les furannes ne sont pas produits intentionnellement et n'ont aucune utilité connue. Ils sont aussi présents dans l'environnement de façon naturelle, à la suite de feux de forêt ou d'activités

volcaniques, par exemple.

Environnement Canada et le Groupe de travail fédéral-provincial sur les dioxines et les furannes (Environnement Canada, 2001) ont établi un inventaire des émissions anthropiques de PCDD/F au Canada. Les principaux résultats de cet inventaire sont présentés dans le tableau 3. De 1990 à 1997, une réduction considérable des émissions de PCDD/F a été observée, attribuable en majeure partie à l'adoption et à l'application de lois plus rigoureuses concernant les effluents de pâtes et papiers.

L'inventaire comprend de l'information détaillée sur l'émission potentielle de PCDD/F directement dans le sol; le déversement de boues municipales ou industrielles ou l'utilisation de pesticides qui peuvent contenir des traces de PCDD/F, par exemple. Il est prévu que les émissions

potentielles de PCDD/F provenant des boues municipales ou des boues de pâtes et papiers soient minimales puisque celles-ci renferment de faibles concentrations de ces composés et qu'elles sont dispersées sur le terrain à de faibles taux d'application. Au sujet des pesticides, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire a estimé que l'émission annuelle de PCDD/F dans le sol est de 1 g ÉT/année (Environnement Canada, 2001). Cependant, le déversement de boues et l'utilisation de pesticides à répétition au même endroit peuvent entraîner une accumulation de PCDD/F dans le sol puisque ces composés sont persistants.

Niveaux présents dans l'environnement canadien

Les dioxines et furannes sont fréquemment détectés dans le sol à de faibles concentrations et leur présence peut être le résultat d'émissions de sources ponctuelles, de contamination *in-situ* ou de redistribution et dépôt par le biais du transport atmosphérique. Les concentrations de dioxines et de furannes présentes dans l'environnement canadien varient énormément selon la source et l'endroit. En raison de leur persistance et de leur production étendue provenant d'un grand nombre d'activités humaines, ces substances sont très répandues dans l'environnement et des concentrations mesurables ont été répertoriées en régions éloignées.

Peu d'études mentionnent la présence de concentrations de fond ambiantes de PCDD/F dans les sols canadiens. Dans une optique d'établissement de recommandations, les concentrations de fond ambiantes sont définies comme des concentrations dans le sol qui reflètent les niveaux de PCDD/F qui proviennent essentiellement de dépôts aéroportés. Les niveaux détectés ne peuvent être attribués à des émissions de sources ponctuelles ou à la contamination *in-situ* directement dans le sol. Le tableau 4 illustre la concentration de sols canadiens qui répondent aux critères de cette définition de concentrations de fond ambiantes. Par exemple, en Ontario, les sols classés comme parcs en milieu rural sont associés à tous les terrains dont la vocation n'est pas urbaine, résidentielle, commerciale ou industrielle, qui ne sont pas des emprises destinées au transport, ou des terres agricoles actives. Les parcs, cimetières, écoles, forêts et boisés ainsi que la plupart des terrains libres de grande superficie entreraient dans cette catégorie (OMOEE, 1993). En Colombie-Britannique, des échantillons de sol de fond ont été prélevés dans des zones présumées intouchées par des sources immédiates de TCDD/F et qui semblaient refléter les niveaux ambiants de TCDD/F de la province (Van Oostdam et Ward, 1995). Au Québec, les échantillons de sol ont été prélevés à la suite d'un incendie de BPC dans

un entrepôt de Saint-Basile-le-Grand. Les échantillons que le feu n'avait pas affectés ont été considérés comme représentatifs d'un milieu semi-rural (Trépanier, 1992). Les échantillons de sol choisis pour ces évaluations sont jugés conformes à la définition de concentrations de fond ambiantes dans un contexte d'établissement de recommandations. Des concentrations de fond ambiantes plus élevées en milieu urbain qu'en milieu rural sont envisagées en raison de l'influence des activités anthropiques locales sur les dépôts aéroportés.

En résumé, 4 ng ÉT·kg⁻¹ (en utilisant les FÉT de l'OMS) est jugé représentatif de la concentration de fond moyenne de PCDD/F des sols canadiens. Cette valeur est calculée en prenant 5,0 ng ÉT·kg⁻¹ comme concentration de fond moyenne la plus élevée des sols canadiens (ramenée en FÉT-I); les données du Québec peuvent être le résultat d'une surestimation du milieu réel (tableau 4). Cette concentration est en accord avec le 98^e centile de l'étendue typique de l'Ontario (tableau 4) et avec la valeur de l'USEPA de 3,5 ng ÉT·kg⁻¹ en milieu rural de fond (USEPA, 2000).

La valeur de fond de 4 ng ÉT·kg⁻¹ a été établie à partir d'un nombre limité d'études et peut ne pas correspondre précisément à la concentration de fond ambiante de PCDD/F des sols situés ailleurs au Canada. Par exemple, les concentrations ambiantes d'un nombre limité de sols du Nord, à un minimum de 20 km de toute activité humaine, variaient de non détectables à 0,000 009 ng ÉT·kg⁻¹ (ou 9 fg ÉT·kg⁻¹). Par conséquent, il est possible que les concentrations de fond ambiantes recommandées ne s'appliquent pas aux régions septentrionales.

Les concentrations de PCDD/F sont supérieures dans les régions où il y a addition connue de ces substances en provenance d'activités humaines. Par exemple, la concentration de PCDD/F des sols de la Colombie-Britannique touchés par des usines de pâtes et papiers atteignait 255 ng ÉT·kg⁻¹ (poids sec) (Van Oostdam et Ward, 1995). Une concentration de 1 124 ng ÉT·kg⁻¹ (poids sec) a été enregistrée dans les sols de Saint-Basile-le-Grand, Québec, à la suite d'un incendie dans un entrepôt de BPC (Trépanier, 1992). Les concentrations de PCDD/F les plus élevées enregistrées pour des sols dans le nord du pays avoisinant un site militaire abandonné, ayant un impact anthropique connu, étaient de 2,6 ng ÉT·kg⁻¹ (Grundy et al., 1997). Bien que ces chiffres soient considérablement moins élevés que la concentration de sols situés dans le sud du pays, ils sont toutefois cinq ordres de grandeur plus élevés que la concentration de sols nordiques qui n'ont pas été touchés.

Les dioxines et les furannes sont aussi présents dans l'air (Dann, 1998), l'eau de surface (Van Oostdam et Ward, 1995; Trépanier, 1992), les sédiments (Trudel, 1991) et le biote (Langlois et Dubuc, 1999; Ryan et al., 1986; Phaneuf et al., 1995; Elliot et al., 1996; Hebert et al., 1996; Champoux, 1996). Les tissus et fluides humains contiennent aussi des quantités décelables de dioxines et

de furannes (Ryan, 1985; Ryan et al., 1986; Cole et al., 1997; Ayotte et al., 1997; Dewailly et al., 1991, 1992; Craan et al., 1998). Une revue des concentrations de PCDD/F dans ces milieux est retrouvée dans d'autres documents (Environnement Canada, 2000; Sanexen, 2000).

Tableau 3. Sommaire des émissions de PCDD/PCDF dans tous les milieux canadiens (g ÉT*/année) (Environnement Canada, 2001)

Milieux	1990	1997	1999
Air	427	274	164
Effluents	454	3	3
Sol	19	19	19
ÉMISSIONS TOTALES	900	297	186
Dans les déchets solides	2 633	173 [†]	1 097

^a Les FÉT n'ont pas été normalisés pour cette analyse.

[†] N'inclut pas les quantités dans le pentachlorophénol (PCP).

Tableau 4. Les concentrations de fond ambiantes de dioxines et de furannes des sols canadiens (ÉT-I, poids sec)

Province	Moyenne (ng ÉT·kg ⁻¹ ± SD)	Écarts (ng ÉT·kg ⁻¹)	Taille de l'échantillon	Description du site	Référence
Ontario	1,7 ^a	--	74	Parcs en milieu rural	OMOEE, 1993
Colombie-Britannique	5,0 ^b	0,0 – 57,0	53	Milieu de fond	Van Oostdam et Ward, 1995
Québec	10 ^c ± 16,5	0,0 - 99 ^d	57	Milieu de fond semi-rural	Trépanier, 1992

^a L'OTR98 (le 98^e centile de l'étendue typique de l'Ontario) équivaut à 4,8 ng ÉT·kg⁻¹.

^b Dwernychuk et al. (1991) ont rapporté une moyenne de fond de 11,1 ng ÉT·kg⁻¹, n=14; ces résultats sont inclus dans l'étude de Van Oostdam et Ward (1995).

^c Moyenne géométrique = 4,4 ng ÉT·kg⁻¹

^d Les seuils de détection étaient souvent élevés; les valeurs non décelées de chaque congénère ont été fixées à la moitié du seuil limite. Il peut en résulter une surestimation des concentrations de fond réelles.

Exposition naturelle de la population canadienne

Les Canadiens sont exposés à de bas niveaux de PCDD/F, principalement par le biais de leur alimentation, en particulier le poisson, la viande et les produits laitiers. D'autres voies d'exposition incluent l'inhalation (les PCDD/F sont présents dans l'air en quantités infimes sous forme de particules et de vapeurs), l'ingestion accidentelle de terre et le contact de la peau avec l'air, l'eau ou le sol.

En moyenne, on estime que les Canadiens absorbent entre 2,0 et 6,4 pg ÉT·kg⁻¹·jour⁻¹ de PCDD/F au cours de leur vie, selon l'endroit et le style de vie (Sanexen, 2000). Par exemple, certaines personnes peuvent avoir un taux

d'exposition plus élevé que la population en général en raison de leur exposition au travail ou de la consommation de quantités anormalement élevées de poisson, de viande ou de produits laitiers renfermant des niveaux importants de PCDD/F. Ces estimations ne tiennent pas compte de l'apport potentiel provenant de la cigarette, qui peut significativement hausser le niveau total d'absorption de dioxines et de furannes (Gilman et al., 1991).

Devenir et comportement dans l'environnement

Les dioxines et les furannes sont persistants dans l'environnement. La photodégradation semble être la seule transformation d'importance d'un point de vue

environnemental; elle a surtout lieu chez les espèces non sorbées en phase gazeuse ou sur les interfaces air-sol et air-eau. Il ne semble cependant pas y avoir d'hydrolyse (USEPA, 1994).

Une fois émis dans l'atmosphère, les PCDD/F ont tendance à être adsorbés sur des particules, puis sont éliminés de l'atmosphère par photodégradation et par dépôts secs et humides. La demi-vie des PCDD/F dans l'atmosphère varie entre quelques heures et quelques jours, selon le congénère, les dioxines et furannes à faible teneur en chlore constituant le produit principal. En général, le taux de photolyse est proportionnel au degré de chloration (USEPA, 1994).

Après le dépôt sur le sol, il peut y avoir une perte initiale de PCDD/F par l'entremise de la photodégradation ou de la vaporisation, ou des deux; l'ampleur de ces processus dépend de plusieurs facteurs qui incluent l'exposition au soleil, les conditions climatiques et la forme sous laquelle se présentent les PCDD/F au moment du dépôt (boues ou particules en suspension dans l'air, par exemple). La photodégradation est limitée à la surface du sol et n'est pas un processus d'importance au-dessous des quelques premiers millimètres (USEPA, 1994). Cependant, des études menées avec de la dibenzo-*p*-dioxine octachlorée ont démontré que la photodégradation se produit par déchloration réductrice de la molécule, éliminant surtout les atomes de chlore situés aux positions 1, 4, 6 et 9. Il en résulte une hausse de la concentration des congénères de substitution aux positions 2, 3, 7 et 8 par rapport aux autres congénères présents dans le sol (Miller et al., 1989 et Tysklind et al., 1992, tels que cités dans McLachlan et al., 1996), ce qui peut entraîner une augmentation de la toxicité. Dans le sol, les PCDD/F présentent un faible risque de lixiviation (McLachlan et al., 1996) ou de volatilisation (USEPA, 1994). Par conséquent, l'enfouissement en place et l'érosion du sol vers les cours d'eau semblent être le destin prédominant des PCDD/F sorbés au sol (USEPA, 1994). Il est possible que la concentration de PCDD/F dans le sol demeure élevée pendant de longues périodes lorsque le ruissellement vers les cours d'eau et l'érosion éolienne sont limités. Les PCDD/F tendent à résister à la dégradation dans le sol, certains ayant une demi-vie qui dépasse dix ans (McLachlan et al., 1996).

Bioaccumulation et bioamplification

Les PCDD/F ont tendance à être bioaccumulés, bioconcentrés, ou les deux, dans les organismes vivants. La bioconcentration se définit par l'absorption directe de composés à partir de l'eau alors que la bioaccumulation

signifie l'absorption biologique du contaminant par le biais de sources diverses telles que l'eau, la nourriture et les sédiments (Branson et al., 1985; Muir et al., 1992). La bioconcentration est mesurée grâce au calcul d'un facteur de bioconcentration (FBC), lequel représente le rapport entre la concentration d'une substance dans l'organisme, en fonction des lipides, et la concentration de cette substance dans l'eau. Les substances dont le FBC dans le poisson dépassant 5 000 sont considérées bioaccumulantes selon la Politique fédérale de gestion des substances toxiques (Environnement Canada, 1997).

Les FBC des PCDD/F ont été calculés pour bon nombre d'organismes aquatiques. Par exemple, les FBC variaient de 2 710 pour la 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD dans le tête-de-boule à 5 100 000 pour la 2,3,7,8-TCDD dans le médaka (*Oryzias latipes*) (Muir et al., 1985; Schmieder et al., 1995; les FBC normalisés en fonction des lipides, Environnement Canada, 2000). Les FBC des furannes variaient de 21 400 à 240 000 (Loonen et al., 1994; Mehrle et al., 1988, normalisés en fonction des lipides par Environnement Canada, 2000). Les facteurs d'accumulation biote-sédiments des PCDD/F (il s'agit du rapport entre la concentration d'une substance dans un organisme, en fonction des lipides, et la concentration de cette substance dans les sédiments de carbone organique) sont habituellement inférieurs à un, ce qui indique que les concentrations de PCDD/F dans le biote benthique sont généralement moins élevées que celles des sédiments (Environnement Canada, 2000).

Quelques études ont démontré qu'il peut aussi y avoir accumulation de dioxines et de furannes dans les organismes terrestres. Les FBC de dibenzo-*p*-dioxines octachlorées dans les carottes variaient de 0,07 à 0,99 (Schroll et Scheunert, 1993). Des études ont signalé des FBA de 65 à 80 dans le cas de TCDD dans les vers de terre (Nash et al., 1980 tel que cité dans Heida et al., 1986) et des FBA de moins de 0,1 à 12 dans le cas de 2,3,7,8-TCDD et d'une variété de furannes dans les vers de terre (Heida et al., 1986). Dans le cas des mammifères, les FBA variaient de 0,05 à 40 pour les rats, le bétail de bovin et les singes qui ont reçu de la 2,3,7,8-TCDD (Kobica et al., 1978; Kenaga, 1980; Jensen et al., 1981; Bowman et al., 1985 tel que cité dans Geyer et al., 1986; Parker et al., 1980; Firestone et al., 1979 tel que cité dans Fries, 1996). Ces FBA montrent que la concentration de PCDD/F dans les organismes terrestres est généralement inférieure, ou légèrement supérieure, à celle du sol. Heida et al. (1986) a suggéré, cependant, que la bioaccumulation de PCDD/F dans l'écosystème terrestre pourrait dépendre de la composition du sol.

Dans les systèmes aquatiques, les PCDD/F n'ont pas un comportement normal lorsqu'ils sont comparés à d'autres hydrocarbures aromatiques halogénés puisqu'ils n'engendrent pas de bioamplification appréciable dans la chaîne alimentaire (Environnement Canada, 2000).

Il existe peu de données permettant de déterminer s'il y a bioamplification des PCDD/F dans les systèmes terrestres, mais il y a de fortes raisons de croire que le comportement de ces composés est le même que dans les systèmes aquatiques. Certains signes portent à croire que la bioamplification des PCDD/F dans les systèmes terrestres est possible. Par exemple, un modèle de fugacité d'une chaîne alimentaire agricole (air/sol→lait de vache→lait humain) n'a prédit aucune bioamplification nette à travers le système, mais celle-ci a été observée dans le dernier maillon de la chaîne (vache→humain) (McLachlan, 1996). De façon similaire, une bioamplification des PCDF a été observée chez les campagnols d'un site contaminé, surtout dans le cas du dibenzofuranne 2,3,7,8-tétrachloré et du dibenzofuranne 2,3,4,7,8-pentachloré (Heida et al., 1986).

La toxicité des PCDD et des PCDF

De nombreux effets toxiques dus à l'exposition aux PCDD/F sont décrits dans les ouvrages scientifiques. La majeure partie de la toxicité des PCDD/F de substitution-2, 3, 7, 8 semble provenir d'une liaison qui s'effectue entre les composés semblables à la dioxine et le récepteur des hydrocarbures aryliques (*Ah*), une protéine présente chez les mammifères, les oiseaux et les poissons (Environnement Canada, 2000). La majorité des données disponibles sur la toxicité concernent la 2,3,7,8-TCDD, considéré comme le plus toxique des PCDD/F. Cependant, les PCDD/F sont présents dans l'environnement sous forme de mélanges; les organismes réagissent donc à l'exposition cumulative à des substances chimiques qui se fixent au récepteur *Ah*, plutôt qu'à l'exposition à un seul composé semblable à la dioxine.

Peu de données existent sur les effets toxiques des dioxines et des furannes sur les plantes, les procédés microbiens du sol et les invertébrés (Sanexen, 2000). La toxicité de la 2,3,7,8-TCDD chez les vers de terre n'a fait l'objet que d'une seule étude, et le niveau mortel variait entre 5 et 10 mg TCDD·kg⁻¹ sol (Reinecke et Nash, 1984).

D'importants écarts ont été observés dans les effets toxiques chez les oiseaux (Sanexen, 2000). Des études sur le colin de Virginie, le canard colvert, la tourterelle rieuse et le poulet ont donné des LD₅₀ qui variaient de 15 000 à plus de 810 000 ng ÉT·kg⁻¹ pour la 2,3,7,8-TCDD ou un mélange de dioxines (Hudson et al., 1984; Eisler et al.,

1986; Greig et al., 1973). Cependant, il faut prendre note que l'âge des espèces étudiées, la durée de l'exposition et les méthodes d'exposition variaient d'une étude à l'autre. Des études ont aussi été menées sur des œufs, dans lesquels de la 2,3,7,8-TCDD avait été injectée. Des LD₅₀ de 122-240 ng ÉT·kg⁻¹ ont été obtenus pour les œufs de poulet (Henshel et al., 1997; Allred et Strange, 1977) et de 1 400-2 100 ng ÉT·kg⁻¹ pour les œufs de faisan de Colchide (Nosek et al., 1992). Les niveaux d'effets néfastes observables les plus bas (LOAEL), pour des résultats non létaux, variaient de 135 à 1 000 ng 2,3,7,8-TCDD·kg⁻¹ pour plusieurs espèces (Nosek et al., 1992; Hart et al., 1992; McKinney et al., 1976; Schewtz et al., 1973). Cependant, le merle bleu de l'Est avait un niveau d'effet néfaste non observable (NOAEL) de 1 000 ng ÉT·kg⁻¹ (Martin et al., 1989 cité dans Nosek et al., 1992), ce qui correspond à la valeur la plus élevée des LOAEL.

Une importante quantité de données est disponible concernant les effets de la 2,3,7,8-TCDD sur les espèces mammifères (Sanexen, 2000). Boening (1998) a remarqué une grande variabilité inter- et intra- espèces chez les mammifères, des études rapportant une différence de 8 400 fois dans la LD₅₀ orale entre le cobaye et le hamster, et une différence d'un facteur de 14 dans la susceptibilité de trois souches de souris. Kenaga et Norris (1981) affirment que le transporteur (un solvant ou le sol, par exemple) et la voie d'exposition influencent considérablement la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD.

Dans le cas des mammifères, les NOAEL des effets sublétaux variaient de 0,000 7 µg TCDD·kg⁻¹·jour⁻¹ chez le cobaye (DeCaprio et al., 1986) à 600 µg TCDD·kg⁻¹·jour⁻¹ chez le hamster (Henck et al., 1981). Les LOAEL des effets sublétaux variaient de 0,000 12 µg TCDD·kg⁻¹·jour⁻¹ chez le singe rhésus (Schantz et al., 1992) à 1 000 µg TCDD·kg⁻¹·jour⁻¹ chez le hamster (Henck et al., 1981). Le LOAEL le plus élevé a été observé dans la létalité du beagle à 3 000 µg TCDD·kg⁻¹·jour⁻¹ (Schwetz et al., 1973).

L'exposition humaine à des niveaux élevés et aigus de PCDD/F peut entraîner le chloracné, des fluctuations du niveau d'enzymes hépatiques dans le sang, une déficience pulmonaire, l'hépatotoxicité ainsi que des effets sur le système nerveux central et périphérique. Bien que les preuves ne soient pas aussi concluantes, il est possible que certaines réponses métaboliques, cardiovasculaires, endocriniennes, reproductives ou de croissance soient associées à l'exposition à des niveaux élevés de PCDD/F.

La cause de toute réaction liée au système respiratoire ne semble pas être la toxicité directe, mais plutôt l'irritation des voies respiratoires supérieures (ATSDR, 1998).

À de faibles niveaux d'exposition, qui peuvent être associés aux niveaux et concentrations de dioxines et de furannes observés dans l'air, l'eau, le sol et la nourriture au Canada, les préoccupations tournent autour des risques de cancer. Aux États-Unis, la 2,3,7,8-TCDD a récemment été ajoutée à la liste des "agents cancérigènes pour l'humain" (NTP, 2001). D'autres organismes ont déclaré qu'un lien concluant entre le cancer chez l'être humain et l'exposition aux PCDD/F n'a pas été établi (CIRC, 1997; OMS, 1998). Le risque de causer le cancer a été démontré chez certaines espèces animales par le biais d'un mécanisme qui n'entraînait aucun lien avec le matériel génétique. Plusieurs agences ont adopté une position selon laquelle il existe un certain niveau d'exposition (un seuil limite) sous lequel l'induction du cancer ne se produit pas (CIRC, 1997; OMS, 1998). L'objectif de la gestion des risques est de garder le niveau d'exposition au-dessous de ce seuil limite d'induction du cancer.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont établies pour les différentes vocations de terrain selon le procédé élaboré dans CCME (1996) en utilisant différents récepteurs et scénarios d'exposition pour chaque vocation de terrain (tableau 1).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement

Les données toxicologiques disponibles étaient insuffisantes dans le cas des plantes vasculaires et des invertébrés vivant dans le sol pour établir des recommandations pour la qualité des sols concernant le contact direct avec le sol (RQS_{SC}). Une valeur de vérification des cycles de l'énergie et des nutriments n'a pu être calculée en raison d'un manque de données toxicologiques sur les procédés microbiens. Il n'a pas été possible, non plus, d'obtenir les données minimales requises pour l'établissement d'une recommandation concernant l'ingestion de terre et de nourriture (RQS_I). Cependant, une recommandation provisoire sur l'ingestion de terre et de nourriture a été calculée pour les terres agricoles (tableau 5). La RQS_I provisoire de 250 ng ÉT·kg⁻¹ est basée sur les données de toxicité provenant de cobayes (Vos et al., 1973). Néanmoins, puisque la RQS_{SC} ne pouvait être calculée, il était impossible d'élaborer des recommandations pour la qualité des sols concernant l'environnement (SQG_E) pour l'une ou l'autre des quatre vocations de terrain.

Recommandations pour la qualité des sols : protection de la santé humaine

Tel que mentionné ci-dessus, la communauté scientifique n'a pas encore atteint de consensus pour déterminer si les effets des PCDD/F se manifestent au-delà d'un seuil limite ou non. En 1998, l'OMS et l'ASTDR ont conclu que les PCDD/F, bien qu'ils soient possiblement cancérigènes, semblent produire des effets néfastes sur la santé par le biais d'un mécanisme non génotoxique; par conséquent, l'utilisation d'un modèle comportant un seuil limite des effets serait plus appropriée. L'USEPA (2000) a rejeté cette décision et a plutôt recommandé un modèle qui ne tient pas compte d'un seuil limite des effets. Les analyses actuelles de Santé Canada permettent de croire à l'existence d'un tel seuil, et un modèle comportant un seuil limite des effets a donc été utilisé dans l'établissement des recommandations pour la qualité des sols concernant la santé humaine (RQS_{SH}).

Selon une récente évaluation de l'Organisation mondiale de la santé, la dose journalière admissible (DJA) de PCDD/F serait de 1 à 4 pg ÉT·kg⁻¹·jour⁻¹ (OMS, 1998). Les répercussions de cette évaluation, ainsi que d'autres analyses présentement effectuées par la U.S. Environmental Protection Agency, le Comité mixte FAO-OMS d'experts des additifs alimentaires et la Commission du Codex Alimentarius, seront prises en considération par Santé Canada (R. Newhook, 2001, *Exposure Assessment / Existing Substances*, Santé Canada, com. pers.). La dose journalière admissible (DJA) de PCDD/F que Santé Canada utilise présentement est de 10 pg ÉT·kg⁻¹·jour⁻¹ (Santé et Bien-être Canada, 1990). Pour les substances qui ont un seuil limite, la DJA est comparée à la dose journalière estimée (DJE).

Dans le cas des bébés et des jeunes enfants, la DJE de PCDD/F est égale ou supérieure à la DJA. La DJE des bébés de six mois et moins est de 165 pg·kg⁻¹·jour⁻¹ alors que celle des bébés et jeunes enfants de six mois à quatre ans varie de 3,1 à 11 pg·kg⁻¹·jour⁻¹ (Gilman et al., 1991; Sanexen, 2000). La DJE élevée des bébés est le résultat de la contamination aux PCDD/F du lait maternel qui entraîne d'intenses expositions de courte durée chez les nouveau-nés allaités (Gilman et al., 1991). La DJE des enfants entre 5 et 19 ans varie de 1,3 à 5,0 pg·kg⁻¹·jour⁻¹. La DJE des adultes de 20 ans et plus varie de 0,56 à 2,1 pg·kg⁻¹·jour⁻¹ (Gilman et al., 1991; Sanexen, 2000). Il est possible que ces DJE surestiment les taux d'exposition

actuels. Les valeurs de Gilman et al. (1991) s'appuient sur des données provenant du début des années 1980. Une baisse considérable de l'exposition s'est produite depuis cette époque et des méthodes analytiques améliorées ont permis d'obtenir des estimations du taux d'exposition plus précises (et plus faibles) (G.M. Richardson, 2001, Risklogic Scientific Services Inc., com. pers.). Cependant, les estimations de Gilman et al. (1991) pourraient s'avérer supérieures si elles étaient mises à jour pour inclure les BPC semblables à la dioxine.

Pour les terrains à vocation agricole, résidentielle (y compris les parcs) et commerciale, ce sont les jeunes enfants qui ont été choisis comme récepteurs les plus sensibles (au lieu des bébés, qui risquent peu de venir en contact direct avec de la terre contaminée). Puisque la DJE des jeunes enfants est supérieure à la DJA, selon le protocole du CCME, il est préférable de prévenir ou d'interdire toute contamination du sol au-dessus des concentrations de fond actuelles. Par conséquent, les Recommandations préliminaires pour la qualité des sols concernant la santé humaine (RPQS_{SH}) pour les PCDD/F ont été établies à 4 ng ÉT·kg⁻¹ dans le cas des terrains à vocation agricole, résidentielle (y compris les parcs) et commerciale.

En règle générale, les terrains à vocation industrielle offrent un accès limité ou réglementé au public; l'exposition des adultes en milieu de travail y est donc prédominante. Une RPQS_{SH} a été établie pour un récepteur adulte en fonction des scénarios d'exposition du CCME (1996) pour les sites industriels. Dans ce cas, la RPQS_{SH} est de 175 ng ÉT·kg⁻¹.

Une valeur de surveillance de la migration hors-site a aussi été calculée pour les terrains à vocation industrielle. Cette valeur est établie à une concentration de fond de 4 ng ÉT·kg⁻¹ puisque toute hausse au-dessus de ce niveau dans les sols industriels pourrait entraîner, par l'entremise de l'érosion du sol, une dégradation inacceptable de la qualité des sols résidentiels (incluant les parcs) et commerciaux avoisinants.

Selon le protocole (CCME, 1996), une valeur de surveillance de la nappe phréatique est habituellement calculée pour déterminer les concentrations limites de PCDD/F dans le sol qui n'entraîneront pas une hausse des concentrations de la nappe phréatique au-dessus des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau potable. Cependant, il n'existe pas de recommandation canadienne pour la qualité de l'eau potable concernant les PCDD/F. Puisque la DJE des jeunes enfants dépasse la DJA, il est impossible d'estimer une concentration

acceptable de PCDD/F dans l'eau potable, et cette valeur n'a donc pu être calculée.

Recommandations pour la qualité des sols concernant les dioxines et les furannes

La RQS finale des quatre vocations de terrain, pour les dioxines et les furannes, est de 4 ng ÉT·kg⁻¹. Comme la DJE est supérieure à la DJA dans le cas des récepteurs humains sensibles, il est recommandé d'observer la concentration de fond moyenne des sols canadiens afin de réduire toute exposition supplémentaire à ces composés sur les terrains à vocation agricole, résidentielle (incluant les parcs) et commerciale. Dans le cas des terrains à vocation industrielle, on recommande d'observer la concentration de fond moyenne pour prévenir la dégradation des terrains adjacents en raison de la migration hors-site.

Parce qu'elles ne sont pas basées sur des effets, les RQS concernant les PCDD/F sont considérées comme des niveaux de gestion plutôt que des niveaux de protection pour la santé humaine ou l'environnement. Cependant, en raison de la nature conservatrice de la DJA, de la DJE et du protocole d'établissement des recommandations, les risques associés aux niveaux ambiants sont perçus comme minimaux.

Mise en pratique des recommandations pour la qualité des sols concernant les dioxines et les furannes

Les activités humaines sont en majeure partie responsables de la présence de dioxines et de furannes dans l'environnement. Ces composés sont persistants et, à des niveaux élevés, sont considérés toxiques pour les êtres humains et d'autres organismes. Ils sont sujets au transport atmosphérique sur de longues distances et leur présence a été signalée dans les sols de régions éloignées de toute activité humaine. En règle générale, les humains sont exposés à des niveaux de dioxines et de furannes peu élevés qui proviennent surtout de la nourriture.

Selon l'analyse présentée dans ce document, l'exposition quotidienne estimée aux PCDD/F, en tenant compte de toutes les voies d'exposition, est égale ou supérieure à la dose journalière acceptable pour les récepteurs humains sensibles (les jeunes enfants). De plus, certaines observations portent à croire que la bioamplification sélective des PCDD/F serait possible à l'intérieur de chaînes alimentaires terrestres. Il peut en résulter une

hausse des risques d'effets néfastes envers les récepteurs environnementaux sur les sites qui renferment des concentrations de fond ambiantes de PCDD/F.

Par conséquent, la gestion des PCDD/F sur les sites contaminés devrait inclure la réduction au minimum de l'exposition à ces composés par toutes les voies possibles, incluant le sol.

Tableau 5. Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de surveillance concernant les dioxines et les furannes (ng ÉT·kg⁻¹)

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parcs	Commerciale	Industrielle
	4 ^a	4 ^a	4 ^b	4 ^c
Recommandations/valeurs de surveillance pour la santé humaine				
RQS _{SH}	NC ^d	NC ^d	NC ^d	4 ^e
Recommandation pour l'ingestion de terre	NC	NC	NC	175 ^f
Surveillance de l'inhalation d'air intérieur	ND ^g	ND ^g	ND ^g	ND ^g
Surveillance de la migration hors-site	—	—	—	4
Surveillance de la nappe phréatique (eau potable)	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Surveillance des produits agricoles, de la viande et du lait	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ
RQS _{SH} —recommandations provisoires	4 ^j	4 ^j	4 ^j	NC ^k
Voie d'exposition utilisée pour les RQS _{SH} —provisoire	Ingestion de terre	Ingestion de terre	Ingestion de terre	ND
Recommandations/valeurs de surveillance pour l'environnement				
RQS _E	NC ^l	NC ^l	NC ^l	NC ^l
Recommandation pour le contact avec le sol	NC ^m	NC ^m	NC ^m	NC ^m
Recommandation pour l'ingestion de terre et de nourriture	250	—	—	—
Surveillance des cycles de l'énergie et des substances nutritives	NC ^m	NC ^m	NC ^m	NC ^m
Surveillance de la migration hors-site	—	—	—	4
Surveillance de la nappe phréatique (vie aquatique)	NC ⁿ	NC ⁿ	NC ⁿ	NC ⁿ
RQS _E —recommandations provisoires	NC	NC	NC	NC
Voie d'exposition utilisée pour les RQS _E —provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	10	1 000	Aucune valeur	Aucune valeur

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine. Un tiret indique une recommandation/valeur de surveillance qui n'est pas incluse dans le scénario d'exposition pour cette vocation de terrain et, par conséquent, qui n'est pas calculée.

^aLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH} provisoire. La RQS_{SH} provisoire est inférieure au critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) et remplace donc la recommandation provisoire pour la qualité des sols comme recommandation pour la qualité des sols concernant cette vocation de terrain.

^bLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH} provisoire. Aucun critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a été établi pour cette vocation de terrain; par conséquent, la RQS_{SH} provisoire devient la recommandation pour la qualité des sols.

^cLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_{SH}. Aucun critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a été établi pour cette vocation de terrain; par conséquent, la RQS_{SH} provisoire devient la recommandation pour la qualité des sols.

^dLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette vocation de terrain. Cependant, elles sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} provisoire.

^eLa RQS_{SH} est la moins élevée des recommandations et des valeurs de surveillance pour la santé humaine.

^fCalculée à l'aide des équations et paramètres obtenus du CCME (1996) concernant les sites industriels et basés sur un récepteur adulte.

^gLes estimations d'exposition de tous les congénères de substitution-2,3,7,8 des PCDD/F montrent que des concentrations de fond ambiantes de $4 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ ne peuvent engendrer des concentrations dans l'air intérieur qui soient dangereuses pour la santé en raison du degré de volatilité peu élevé des PCDD/F.

^hLa valeur de surveillance n'est pas calculée puisqu'il n'existe aucune recommandation pour la qualité de l'eau potable concernant les PCDD/F.

ⁱElle n'est pas calculée parce que la RQSP_{SH} est déterminée pour la concentration de fond ambiante et, par conséquent, cette voie ne refléterait que les conditions de fond ambiantes.

^jLes valeurs correspondent aux concentrations de fond ambiantes car la DJE des récepteurs les plus sensibles (les jeunes enfants) est supérieure, ou peut l'être, à la DJA. Par conséquent, aucune exposition supplémentaire au-dessus de la concentration de fond ambiante n'est permise.

^kComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQSP_{SH} , aucune RQSP_{SH} provisoire n'est calculée.

^lLes données sont actuellement insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_{E} .

^mLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer cette voie/valeur de surveillance.

ⁿLa valeur de surveillance n'est pas calculée puisqu'il n'existe pas de recommandation pour la qualité de l'environnement des organismes aquatiques concernant les PCDD/F. En raison de leur faible solubilité dans l'eau, de fortes concentrations de PCDD/F dans l'eau ne sont pas prévues.

Recommandations basées sur les concentrations de fond

Respectant les arguments des sections précédentes qui démontrent que l'exposition doit être réduite au minimum, la RQS définitive concernant les dioxines et les furannes correspond à la concentration de fond moyenne des sols canadiens. Lorsque la concentration de fond de PCDD/F observée est significativement différente de la moyenne nationale, comme dans les régions septentrionales, il est possible d'utiliser les concentrations de fond locales comme RQS.

Autres composés semblables à la dioxine

Les systèmes biologiques répondent à l'exposition cumulative à des substances chimiques qui se fixent au récepteur *Ah*, plutôt qu'à une exposition isolée à n'importe quel composé semblable à la dioxine. L'établissement de recommandations pour la qualité des sols concernant les dioxines et les furannes qui visent à protéger la santé humaine et l'environnement doit donc s'effectuer en tenant compte des autres composés organiques présents dans l'environnement dont la toxicité se manifeste aussi grâce au mécanisme du récepteur *Ah*. Les non *ortho* et mono *ortho* biphényles polychlorés (BPC) coplanaires sont de tels composés aux effets, semblables à la dioxine, engendrés par la fixation au récepteur *Ah* et qui, par conséquent, doivent être identifiés et comptabilisés simultanément avec les PCDD/F dans le sol, puis inclus dans l'ÉQ de la concentration des composés semblables à la dioxine, qui sont ensuite comparés à la recommandation. Des FÉT ont été développés pour ces congénères de BPC (van den Berg et al., 1998), permettant le calcul d'un ÉT total (incluant les dioxines, les furannes et les BPC). D'autres composés organiques polychlorés (les naphthalènes, les éthers de diphenyle, les xanthènes, les anthracènes et les fluorènes, par exemple), ainsi que les analogues de PCDD/F bromés ou de substitution-chloro/bromo, peuvent aussi entraîner des réactions semblables à la dioxine; cependant, les données actuelles

sont insuffisantes pour déterminer un FÉT approprié pour ces composés (van den Berg et al., 1998).

Cette situation ajoute de l'importance aux sites contaminés par des PCDD/F et des BPC, ou seulement des BPC, puisqu'il existe actuellement une recommandation concernant les BPC totaux (qui n'est pas basée sur les effets semblables à la dioxine) ainsi qu'une recommandation concernant les PCDD/F qui devrait inclure les BPC coplanaires, lorsqu'il est possible de le faire. Il est nécessaire de suivre ces deux recommandations au moment de l'évaluation ou de la biorestauration d'un site. Ainsi, sur un site donné, un ÉT total composé des PCDD/F et des BPC coplanaires devrait répondre à la recommandation sur les PCDD/F alors que la concentration des BPC totaux (incluant tous les congénères de BPC) devrait répondre à la recommandation sur les BPC totaux.

Voies d'exposition

Les valeurs calculées correspondant aux quatre voies d'exposition, pour les quatre vocations de terrain, sont présentées dans le tableau 5. Cependant, tel qu'indiqué dans CCME (1996), une voie d'exposition donnée ne s'applique pas nécessairement à toutes les vocations de terrain (par exemple, la valeur de surveillance des produits agricoles, de la viande et du lait ne s'applique pas aux sites industriels). Bien que l'élimination d'une voie d'exposition ne modifie en aucun cas la valeur finale des RQS, il demeure primordial d'être au courant des voies d'exposition pour un site en particulier.

La contamination aux PCDD/F par l'entremise des eaux usées et des boues industrielles

Une méthode employée pour éliminer les eaux usées et les boues industrielles consiste à déverser celles-ci directement sur le sol. Les boues industrielles sont utilisées comme amendement du sol en raison de leur

valeur nutritive élevée; cependant, elles contiennent aussi de faibles quantités de contaminants qui incluent les dioxines et les furannes. Le déversement de boues sur les sols signifie donc l'addition de PCDD/F dans le sol. Étant donné la persistance de ces composés, un déversement répété pourrait entraîner une hausse de la concentration des PCDD/F dans le sol.

Les recommandations pour la qualité des sols ne sont pas des niveaux de pollution "limites" concernant l'environnement et leur objectif n'a jamais été d'établir le niveau acceptable de PCDD/F dans le sol en provenance du déversement de boues industrielles. Le développement de niveaux acceptables de déversement des boues va au-delà du mandat des recommandations pour la qualité de l'environnement, et toute information à ce sujet est disponible auprès du bureau des juridictions concernées.

Références bibliographiques

- Allred, P.M., and J.R. Strange. 1977. The effects of 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on developing chicken embryos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6:483-489.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1998. Toxicological profile for chlorinated dibenzo-*p*-dioxins (update). U.S. Department of Health and Human Services. 678 pp. + appendices.
- Ayotte, P., E. Dewailly, J.J. Ryan, S. Bruneau and G. Lebel. 1997. PCBs and dioxin-like compounds in plasma of adult Inuit living in Nunavik (Arctic Quebec). *Chemosphere* 34:1459-1468.
- Boening, D.W. 1998. Toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin to several ecological receptor groups: a short review. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 39:155-163.
- Bowman, R.E. et al. Unpublished results as cited in: N.C. Weerasinghe and M.L. Gross. 1985. Origins of polychlorodibenzo-*p*-dioxins (PCDD) and polychlorodibenzofurans (PCDF) in the environment. In: *Dioxins in the Environment*. M.A. Kamrin and P.W. Rodgers (Eds). Hemisphere Publishing Corp., Washington, DC. pp 133-151.
- Branson, D.R., I.T. Takahashi, W.M. Parker and G.E. Blau. 1985. Bioconcentration kinetics of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:779-788.
- CCME. (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole est inclus dans les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- LCPE (Loi canadienne sur la protection de l'environnement). 1999. Statuts du Canada, chapitre 33.
- Champoux, L. 1996. PCBs, dioxins and furans in Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*), Common Merganser (*Mergus merganser*) and mink (*Mustela vison*) collected along the St. Maurice River near La Tuque, Quebec. *Environ. Pollut.* 92:147-153.
- Cole, D., J. Kearney, J.J. Ryan and A.P. Gilman. 1997. Plasma levels and profiles of dioxin and dioxin-like compounds in Ontario Great Lakes anglers. *Chemosphere* 34:1401-1409.
- Craan, A.G., and D.A. Haines. 1998. Twenty-five years of surveillance for contaminants in human breast milk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 3:702-710.
- Dann, T. 1998. Ambient air measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans in Canada (1987-1997). Report Series Number AAQD 98-3. Analysis and Air Quality Division, Environmental Technology Centre, Environment Canada, Ottawa.
- DeCaprio, A.P., D.N. McMartin, P.W. O'Keefe, R. Rej, J.B. Silkworth, and L.S. Kaminsky. 1986. Subchronic oral toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in guinea pig: comparisons with a polychlorinated biphenyl-containing transformer fluid pyrolysate. *Fund. Appl. Toxicol.* 6:454-463.
- Dewailly, E., A. Nantel, S. Bruneau, C. Laliberté, L. Ferron and S. Gingras. 1992. Breast milk contamination by PCDDs, PCDFs and PCBs in Arctic Quebec: a preliminary assessment. *Chemosphere* 25:1245-1249.
- Dewailly, E., H. Tremblay-Rousseau, G. Carrier, S. Groulx, S. Gingras, K. Boggess, J. Stanley and J.P. Weber. 1991. PCDDs, PCDFs and PCBs in human milk of women exposed to a PCB fire and of women from the general population of the province of Quebec - Canada. *Chemosphere*. 23:1831-1835.
- Dwernychuk, L.W., G. Bruce and B. Gordon. 1991. Organochlorine contamination in various environmental compartments related to chemical / combustion sources: Lower Mainland / Vancouver Island / Skeena / Interior Regions. Prepared for BC Environment. ISBN 0-7726-1558-6.
- Eisler, R. 1986. Dioxin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of Interior - Fish and Wildlife Service, Biological Report 85 (1.8); Contaminant Hazard Reviews Report No. 8, 37 pp.
- Elliot, J.E., L.K. Wilson, K.W. Langelier and R.J. Norstrom. 1996. Bald Eagle mortality and chlorinated hydrocarbon contaminants in livers from British Columbia, Canada, 1989-1994. *Environ. Pollut.* 94:9-18.
- Environnement Canada. 1997. Politique de gestion des substances toxiques : justification scientifique, dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés. Substances candidates à la gestion selon la Voie 1 de la Politique de gestion des substances toxiques. Environnement Canada, Ottawa. 36 p.
- . 2000. Les Recommandations pour la qualité des sédiments au Canada en vue de la protection de la vie aquatique et le Sommaire des Recommandations pour les résidus dans les tissus : dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés (PCDD/F). Document technique de soutien. 2 vol. Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Ottawa.
- . 2001. Inventaire des rejets de PCDD/PCDF. Version mise à jour. Environnement Canada et le Groupe de travail fédéral-provincial sur les dioxines et les furannes. Février 2001. Bureau national de la prévention de pollution, Hull, QC.
- Firestone, D., M. Clower, A.P. Borsetti, R.H. Teske and P.E. Long. 1979. Polychlorodibenzo-*p*-dioxin and pentachlorophenol residues in milk and blood of cows fed technical pentachlorophenol. *J. Agric. Food Chem.* 27:1171-1177.
- Fries, G.F. 1996. Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *Sci. Total Environ.* 185:93-108.
- Geyer, H.J., I. Scheunert, J.G. Filser and F. Korte. 1986. Bioconcentration potential (BCP) of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (2,3,7,8-TCDD) in terrestrial organisms including humans. *Chemosphere* 15:1495-1502.
- Gilman, A., R. Newhook, and B. Birmingham. 1991. An updated assessment of the exposure of Canadians to dioxins and furans. *Chemosphere* 23:1661-1667.

- Gouvernement du Canada. 1995. Politique de gestion des substances toxiques : critères de persistance et de bioaccumulation. Ottawa. 21 p.
- Greig, J.B., G. Jones, W.H. Butler, and J.M. Barnes. 1973. Toxic effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. Food Cosmet. Toxicol. 11:585-595.
- Grundy, S.L., D.A. Bright, W.T. Dushenko, M. Dodd, S. Englander, K. Johnston, D. Pier, and K.J. Reimer. 1997. Dioxin and furan signatures in northern Canadian soils: correlation to source signatures using multivariate unmixing techniques. Chemosphere 34:1203-1219.
- Hart, L.E., K.M. Cheng, P.E. Whitehead, R.M. Shah, R.J. Lewis, S.R. Ruschkowski, R.W. Blair, D.C. Bennett, S.M. Bandiera, R.J. Norstrom, and G.D. Bellward. 1991. Dioxin contamination and growth and development in great blue heron embryos. J. Toxicol. Environ. Health 32:331-334.
- Santé et Bien-être Canada. 1990. Premier Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire : dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés. ISBN 0-662-96003-3. Ottawa. 64 p.
- Hebert, C.E., M. Gamberg, B.T. Elkin, M. Simon and R.J. Norstrom. 1996. Polychlorinated dibenzodioxins, dibenzofurans and non-ortho substituted polychlorinated biphenyls in caribou (*Rangifer tarandus*) from the Canadian arctic. Sci. Total Environ. 185:195-204.
- Heida, H., K. Olie and E. Prins. 1986. Selective accumulation of chlorobenzenes, polychlorinated dibenzofurans and 2,3,7,8-TCDD in wildlife of the Volgermeerpolder, Amsterdam, Holland. Chemosphere 15:1995-2000.
- Henck, J.M., M.A. New, R.J. Kociba, and K.S. Rao. 1981. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin: acute oral toxicity in hamsters. Toxicol. Appl. Pharmacol. 59:405-407.
- Henshel, D., B. Hehn, W. Ravenska, V. Mylinh, and J.D. Steeves. 1997. The relative sensitivity of chicken embryos to yolk- or air-cell-injected 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. Environ. Toxicol. Chem. 16:725-732.
- Hudson, R.H., R.K. Tucker, and M.A. Haegele. 1984. Handbook of toxicity of pesticides to wildlife, 2nd edition. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Resource Publication 153. Washington D.C. 91 pp.
- CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer). 1997. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans: polychlorinated dibenzo-*para*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans, volume 69. ISBN 92 832 1269 X. Lyon, France. 666 p.
- Jensen, D.J., R.A. Hummel, N.H. Mahle, C.W. Kocher and H.S. Higgins. 1981. A residue study of beef cattle consuming 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. J. Agric. Food Chem. 29:265-268.
- Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. Environ. Sci. Technol. 14:553-556.
- Kenaga, E.E., and L.A. Norris. 1983. Environmental toxicity of TCDD. In: Human and environmental risks of chlorinated dioxins and related compounds. R.E. Tucker, A.L. Young and A.P. Gray (eds). Plenum Press, New York. pp. 277-299.
- Kobica, R.J., D.G. Keyes, J.E. Beyer, R.M. Carreon, C.E. Wade, A.D. Dittenber, R.P. Kalnins, L.E. Frauson, C.N. Park, S.D. Barnard, R.A. Hummel and C.G. Humiston. 1978. Results of a two-year chronic toxicity and oncogenicity study of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in rats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 46:279-303.
- Langlois, C. et N. Dubuc. 1999. Études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des fabriques de pâtes et papiers: synthèse des résultats des 47 études réalisées au Québec dans le cadre du cycle 1. Environnement Canada. 66 pp. + appendices.
- Loonen, H., M. Tonkes, J.R. Parsons and H.A.J. Govers. 1994. Bioconcentration of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in guppies after aqueous exposure to a complex PCDD/PCDF mixture: relationship with molecular structure. Aquat. Toxicol. 30:153-169.
- Martin, S., J. Duncan, S. Thiel, R. Peterson, and M. Lemke. 1989. Evaluation of the effects of dioxin-contaminated sludges on Eastern bluebirds and tree swallows. Report prepared by Nekoosa Papers Inc., Part Edwards, Wisconsin.
- McKinney, J.D., K. Chae, N. Gupta, J.A. Moore, and J.A. Goldstein. 1976. Toxicological assessment of hexachlorobiphenyl isomers and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in chicks. Toxicol. Appl. Pharmacol. 36:65-80.
- McLachlan, M.S. 1996. Bioaccumulation of hydrophobic chemicals in agricultural food chains. Environ. Sci. Technol. 30:252-259.
- McLachlan, M.S., M. Horstmann, and M. Hinkel. 1996. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in sewage sludge: sources and fate following sludge application to land. Sci. Total Environ. 185:109-123.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E.E. Little, L.M. Smith, J.D. Petty, P.H. Peterman, D.L. Stalling, G.M. De Graeve, J.J. Coyle and W.J. Adams. 1988. Toxicity and bioconcentration of TCDD and TCDF in rainbow trout. Environ. Toxicol. Chem. 7:47-62.
- Miller, G.C., V.R. Hebert, M.J. Miille, R. Mitzel and R.G. Zepp. 1989. Photolysis of octachlorodibenzo-*p*-dioxin on soils: production of 2,3,7,8-TCDD. Chemosphere. 18:1265-1274.
- Muir, D.C., A.L. Yarechewski and G.R. Webster. 1985. Bioconcentration of four chlorinated dioxins by rainbow trout and fathead minnows. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Eighth Symposium, ASTM STP 891. American Society for Testing and Materials. pp. 440-454.
- Muir, D.C., W.L. Fairchild and D.M. Whittle. 1992. Predicting bioaccumulation of chlorinated dioxins and furans in fish near Canadian bleached kraft mills. Water Pollut. Res. J. Can. 37:487-507.
- Nash, R.G., and M.L. Beall. 1980. Distribution of silver, 2,4-D and TCDD applied to turf in chambers and field plots. J. Agric. Food Chem. 28:614-623.
- OTAN/CDSM (Organisation du Traité de l'Atlantique Nord, Comité sur les défis de la société moderne). 1988a. Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds. International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. Report No. 176. 26 p.
- . 1988b. Scientific basis for the development of International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. Report No. 178.
- Nosek, J.A., S.R. Craven, J.R. Sullivan, S.S. Hurley, and R.E. Peterson. 1992. Toxicity and reproductive effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in ring-necked pheasant hens. J. Toxicol. Environ. Health 35:187-198.
- NTP (National Toxicology Program). 2001. 9th Report on Carcinogens, Revised January 2001. U.S. National Institute of Environmental Health Sciences, National Toxicology Program. Research Triangle Park, N.C.
- OMOEE (Ontario Ministry of Environment and Energy). 1993. Ontario Typical Range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Ontario Ministry of Environment and Energy. PIBS 2792. ISBN 0-7778-1979-1. Queen's Printer for Ontario. 212 pp. + appendices.
- Parker, C.E., W.A. Jones, H.B. Matthews, E.E. McConnell and J.R. Hass. 1980. The chronic toxicity of technical and analytical pentachlorophenol in cattle. II. Chemical analysis of tissues. Toxicol. Appl. Pharmacol. 55:359-369.
- Phaneuf, D., L. DesGranges, N. Plante and J. Rodrigue. 1995. Contamination of local wildlife following a fire at a polychlorinated biphenyls warehouse in St-Basile-Le-Grand, Quebec, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28:145-153.

- Reinecke, A.J., and R.G. Nash. 1984. Toxicity of 2,3,7,8-TCDD and short-term bioaccumulation by earthworms (*Oligochaeta*). *Soil Biol. Biochem.* 16:45-49.
- Ryan, J.J. 1985. Chlorinated dibenzo-*p*-dioxins and chlorinated dibenzofurans in Canadian human adipose tissue. *Chemosphere* 14:697-706.
- Ryan, J.J., B.P.Y. Lau and J.A. Hardy. 1986. 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin and related dioxins and furans in snapping turtle (*Chelydra serpentina*) tissues from the upper St. Lawrence River. *Chemosphere* 15:537-548.
- Sanexen. 2000. Canadian Soil Quality Guidelines for Dioxins and Furans: Environment and Human Health - Supporting Document (Draft, August 2000). Sanexen Environmental Service Inc., Longueuil, Québec. 128 pp.
- Schantz, S.L., S.A. Ferguson, and R.E. Bowman. 1992. Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on behavior of monkey in peer groups. *Neurotoxicol. Teratol.* 14:433-446.
- Schmieder, P., D. Lothenbach, J. Tietge, R. Erickson and R. Johnson. 1995. [³H]-2,3,7,8-TCDD uptake and elimination kinetics of medaka (*Oryzias latipes*). *Environ. Toxicol. Chem.* 14:1735-1743.
- Schroll, R., and I. Scheunert. 1993. Uptake pathways of octachlorodibenzo-*p*-dioxin from soil by carrots. *Chemosphere* 26:1631-1640.
- Schwetz, B.A., J.M. Norris, G.L. Sparschu, V.K. Rowe, P.J. Gehring, J.L. Emerson, and C.G. Gerbig. Toxicology of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins. *Environ. Health Perspect.* 5:87-99.
- Trépanier, J.P. 1992. Incendie de l'entrepôt de BPC de Saint-Basile-Le-Grand: Rapport d'interprétation des résultats d'analyses physico-chimiques. Ministère de l'Environnement du Québec. 40 pp. + appendices.
- Trudel, L. 1991. Dioxins and furans in bottom sediments near the 47 pulp and paper mills using chlorine bleaching. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada. Ottawa. 88 pp. + appendices.
- Tysklind, M., A.E. Carey, C. Rappe and G.C. Miller. 1992. Photolysis of OCDF and OCDD on soil. *Organohalogen Compounds* 8:293-296.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1994. Estimating exposure to dioxin-like compounds - Review Draft. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 3 volumes.
- . 2000. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) and related compounds. Draft final. Exposure Assessment and Risk Characterization Group. National Center for Environmental Assessment - Washington Office. Office of Research and Development. EPA/600/P-00/00/Ac.
- van den Berg, M., L. Birnbaum, B.T.C. Bosveld, B. Brunström, P. Cook, M. Feeley, J.P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S.W. Kennedy, T. Kubiak, J.C. Larsen, F.X. Rolaf van Leeuwen, A.K.D. Liem, C. Nolt, R.E. Peterson, L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt, M. Tysklind, M. Younes, F. Waern, and T. Zacharewski. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106:775-792.
- van Oostdam, J.C., and J.E.H. Ward. 1995. Dioxins and furans in the British Columbia environment. BC Environment, Environmental Protection Department, Victoria, BC. 28 pp. + appendices.
- Vos, J.G., J.A. Moore and J.G. Zinkl. 1973. Effect of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on the immune system of laboratory animals. *Environ. Health Perspect.* 5:149-162.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). WHO Consultation, 25-29 mai 1998, Genève, Suisse.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – dioxines et furannes*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez communiquer avec :

Documents du CCME
Sans frais : 1-800-805-3025
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2002
Extrait de la publication no 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.