



Cette fiche de renseignements donne, dans le cas du trichloroéthylène (TCE), les recommandations canadiennes pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique à ce sujet est également disponible (CCME, 2005).

Les premières recommandations de ce type ont été élaborées en 1997 (CCME, 1997). La présente fiche de renseignements met à jour l'évaluation environnementale sur le TCE grâce aux renseignements disponibles jusqu'en novembre 2004. De plus, on a ajouté les calculs effectués sur le TCE pour les recommandations sur la qualité des sols aux fins de la protection de la santé humaine, calculs qui tiennent compte des récentes discussions de Santé Canada sur les seuils de toxicité humaine pour le TCE. Les recommandations contenues dans la présente fiche de renseignements ont été élaborées au moyen de l'ébauche la plus récente (2003) du protocole du CCME pour l'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des sols.

Renseignements de base

Le trichloroéthylène (C_2HCl_3 ; n° CAS 79-01-6) est un liquide transparent, incolore, non visqueux, ayant une odeur légèrement fétide. C'est un solvant puissant pour un grand nombre de substances naturelles ou synthétiques (McNeill, 1979; Schaumburg, 1990). Son poids moléculaire est de 131,40. Il est volatil à la température ambiante (point d'ébullition de 86,7 °C), a une masse volumique supérieure à celle de l'eau ($1,4649 \text{ g.mL}^{-1}$ [à 20 °C]) et une tension superficielle inférieure à celle de l'eau ($0,029 \text{ N.m}^{-1}$).

Dans des conditions normales d'utilisation, le TCE est considéré ininflammable et modérément stable, mais on doit y ajouter des stabilisants (jusqu'à 2 % v/v) lorsqu'il est présenté en qualité commerciale. En l'absence de stabilisants, il s'oxyde lentement à l'air ou est photolysé par la lumière.

Tableau 1 : Recommandations pour la qualité des sols pour le trichloroéthylène (mg.kg^{-1}).

	Vocation des sols			
	Agricole	Résidentielle/ Parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation (sols fins ou grossiers)^a	0,01	0,01	0,01	0,01
RQS _{SH} (sols fins ou grossiers)	0,01	0,01	0,01	0,01
Voie limitante pour la RQS _{SH}	RQS _{FP} ^d	RQS _{FP} ^d	RQS _{FP} ^d	RQS _{FP} ^d
RQS _E				
Sols grossiers ^b	0,05	0,05	0,05	0,05
Sols fins ^c	0,16	0,16	0,16	0,16
Voie limitante pour la RQS _E	RQS _{VA} ^e	RQS _{VA} ^e	RQS _{VA} ^e	RQS _{VA} ^e
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0.1	5	50	50

Notes : RQS_E = recommandation sur la qualité des sols pour l'environnement; RQS_{SH} = recommandation sur la qualité des sols pour la santé humaine.

^a Cette valeur peut être inférieure à la limite commune de détection du trichloroéthylène dans certaines juridictions. Contacter la juridiction si nécessaire.

^b Sols grossiers : sols qui contiennent plus de 50 % en poids de particules d'un diamètre moyen supérieur à 75 µm ($D_{50} > 75 \text{ µm}$).

^c Sols fins : sols qui contiennent moins de 50 % en poids de particules d'un diamètre moyen supérieur à 75 µm ($D_{50} > 75 \text{ µm}$).

^d RQS_{FP} : recommandation sur la qualité des sols à des fins d'ingestion d'eau souterraine par les humains comme eau potable.

^e RQS_{VA} : recommandation sur la qualité des sols à des fins de protection des eaux souterraines pour la vie aquatique.

Les recommandations données dans la présente fiche de renseignements ne sont que des recommandations générales. Lors de l'utilisation de ces valeurs, il faut tenir compte des conditions propres au site. Ces valeurs peuvent être appliquées de manière différente dans diverses juridictions. Le lecteur doit consulter la juridiction appropriée avant de les appliquer.

Au Canada, on retrouve du TCE comme contaminant dans les sols et, en particulier dans les eaux souterraines, à cause de son utilisation courante comme solvant de dégraissage rejeté ultérieurement dans l'environnement. Le TCE est très volatil (pression de vapeur de 8,0–9,9 kPa à 20–25 °C). Il a une constante de Henry relativement élevée (constante sans dimension égale à 0,36 à 25 °C). Le TCE gazeux est plus lourd que l'air. Le TCE est modérément soluble dans l'eau (solubilité de 1,1–1,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Son coefficient de répartition octanol/eau est relativement faible ($\log K_{\text{OE}} = 2,4$).

Étant donné ses propriétés, on peut retrouver du TCE en concentrations importantes sous forme dissoute ou de vapeur. L'exposition des humains peut se faire par ingestion d'eau potable contaminée, exposition au travail ou à la maison, en particulier par absorption dermique et/ou inhalation.

Au Canada, le TCE sert principalement au dégraissage à la vapeur et au nettoyage à froid de pièces métalliques usinées, des activités étroitement liées aux industries de l'automobile et des métaux (ATSDR, 1991; CIS, 2002). Santé Canada (2004) a estimé qu'environ 90 % du TCE utilisé au Canada sert dans des applications de dégraissage de métaux. Parmi les autres utilisations, on retrouve la production d'adhésifs et de copolymères, le nettoyage à sec domestique ou industriel, la production de textiles, le nettoyage de composants électroniques, les procédés de raffinage catalytique de l'industrie pétrolière, les décapants à peinture, les revêtements, les résines vinyliques et les utilisations comme réactif/solvant dans les laboratoires. Dans la très grande majorité de ces applications, le TCE utilisé n'est pas détruit, mais dispersé dans l'environnement. La demande totale canadienne sert presque exclusivement au remplacement des pertes par émission et à la distribution de produits finis. Jusqu'en 1985, le TCE était produit au Canada dans deux usines, toutes deux situées à Shawinigan (Québec). Tout le TCE utilisé aujourd'hui au Canada est importé (CIS, 2002).

Il n'existe que peu de données sur les rejets de TCE dans l'environnement au Canada. Toutefois, puisque pratiquement toute utilisation de TCE au Canada est dispersive, le rejet potentiel de TCE dans l'environnement peut être considéré comme pratiquement égal à la consommation nationale nette (par exemple, 2,4 kt en 2001) (CIS, 2002). En se basant sur les données de l'Inventaire national des rejets de polluants, on estime qu'en 2002 les rejets totaux de TCE au Canada, par émission, déversement ou rejet d'effluents, ont été de 0,75 kt.

Les teneurs moyennes de TCE dans l'air de 11 villes canadiennes se situaient entre 0,07 et 0,98 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, avec une teneur maximale de 19,98 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Dann et Wang, 1992). On a rapporté que les teneurs de TCE à proximité de 12 résidences canadiennes allaient d'un niveau non détectable à 2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (MEO, 1988). Sur un site rural de

surveillance au Canada, on a mesuré une teneur moyenne de TCE de 0,19 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, avec une teneur maximale de 0,46 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Dann et Wang, 1992). Dans l'air de l'Arctique, on a mesuré des teneurs moyennes de TCE de 0,04–0,05 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Khalil et Rasmussen, 1983; Hov *et al.*, 1984). Les teneurs en TCE de l'atmosphère au-dessus de déchets dangereux et de sites d'enfouissement, ainsi qu'à proximité de sources industrielles, peuvent être beaucoup plus élevées que celles observées dans les zones rurales ou urbaines. Par exemple, des teneurs allant jusqu'à 1 460 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ont été mesurées à 0,5 km d'un site de production et de stockage de TCE situé aux États-Unis (EPA des É.-U., 1977).

Les teneurs en TCE de l'air intérieur d'environ 750 résidences à travers le Canada pouvaient aller jusqu'à 165 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, avec une teneur moyenne de 1,4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Otson *et al.*, 1992). Dans deux des résidences étudiées, on a rapporté que prendre une douche avec de l'eau d'un puits contenant une teneur extrêmement élevée de TCE (40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) faisait passer la teneur en TCE dans la salle de bain de moins de 0,5 à 68 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en moins de 30 minutes (Santé Canada, 2004).

Les teneurs en TCE rapportées dans diverses études sur les eaux de surface au Canada allaient de moins de 0,001 à 90 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Kaiser et Valdmanis, 1979; Kaiser *et al.*, 1983; Kaiser et Comba, 1983; Strachan et Edwards, 1984; COARGLWQ, 1986; Kaiser et Comba, 1986a et 1986b; Lum et Kaiser, 1986). En 2000, une étude réalisée sur l'approvisionnement en eau de 68 communautés des Premières nations, comprenant des eaux de surface et des eaux souterraines, n'a pas permis de détecter du TCE, la limite de détection étant de 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Yuen et Zimmer, 2001). En Ontario et au Québec, plusieurs études de surveillance ont mis en évidence la présence de TCE dans les eaux de lixiviation de divers sites d'enfouissement, à des teneurs allant de 0,29 à 67 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Barker, 1987; Lesage *et al.*, 1989).

Les teneurs les plus élevées en TCE dans les eaux souterraines sont associées à la lixiviation de certaines sources, comme les sites d'enfouissement de déchets. Au Canada, les plus fortes concentrations de TCE dans l'eau ont été observées dans des eaux souterraines à proximité de sites d'élimination de déchets. Elles peuvent aller jusqu'à 21 900 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Golder Associates Ltd., 1989). On a aussi détecté des teneurs élevées de TCE dans les eaux souterraines et les alentours d'un site industriel contaminé, à des teneurs respectives de 13 200 et 490 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (UMA, 1992a). En 2000, on a observé des concentrations de TCE excédant les recommandations canadiennes sur la qualité de l'eau potable (qui étaient de 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à cette époque) dans des puits privés dans le canton de Beckwith (Ontario); la source de ce TCE était un site d'enfouissement abandonné. En 1997, on a détecté de fortes teneurs en TCE dans une couche aquifère sous la base militaire de Valcartier (Québec), et trois ans plus tard dans des puits privés à

Shannon, une ville proche de cette base militaire. Une étude réalisée en 2001 a permis de mettre en évidence que les concentrations de TCE à proximité de la source, à Valcartier, allaient jusqu'à $13\,500\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, alors que les concentrations maximales à la limite de la base et de la ville de Shannon allaient de 260 à $340\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Lefebvre *et al.*, 2003). En 1995, on a réalisé à travers le Canada une étude sur la présence du TCE dans des systèmes d'approvisionnement en eau souterraine, 481 municipaux ou communaux et 215 privés. Dans 93 % des sites, aucun TCE n'a pu être détecté (les limites de détection allaient de $0,01$ à $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), dans 3,6 % des sites la concentration maximale était inférieure à $1\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, dans 1,4 % des sites elle était comprise entre 1 et $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, dans 0,43 % des sites elle était comprise entre 10 et $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et dans 1,3 % des sites elle était supérieure à $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Raven Beck Environmental Ltd., 1995; Santé Canada, 2005).

Il existe peu de données sur les teneurs en TCE des sédiments au Canada. En 1985, suite à un déversement de TCE, on a mesuré dans les sédiments du fond de la rivière Saint-Clair des concentrations allant d'un niveau non détectable (limite de détection de $0,01\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) jusqu'à $1,1 \times 10^5\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (COARLGLWQ, 1986).

En Ontario, on a fait des prélèvements de sol, non remué ni contaminé par une source locale de pollution, dans d'anciens parcs ruraux ou urbains à travers la province. On a analysé divers composés chimiques afin d'établir des concentrations de fond moyennes, connues sous le nom de « Ontario Typical Range (OTR₉₈) » (MEEQ, 1993), correspondant à la 98^e concentration centile. Pour le TCE, les valeurs d'OTR₉₈ sont respectivement de $0,63\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($6,3 \times 10^{-4}\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et de $0,028\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($2,8 \times 10^{-5}\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) pour les parcs urbains et les parcs ruraux.

On a trouvé que les concentrations de TCE dans le sol d'une ancienne installation de distribution et d'entreposage de produits chimiques de Vancouver allaient d'un niveau de trace à $4,5\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Golder Associates Ltd., 1989). Au Manitoba, le rejet des siphons de sol d'une usine de propergol dans le fossé d'une route régionale conduisait à des concentrations de TCE dans le sol allant de 140 à $1000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. On a rapporté d'autres contaminations localisées du sol à côté de zones de brûlage de solvants, pour lesquelles les concentrations de TCE allaient de $0,1$ à $890\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (UMA, 1992b).

Devenir et comportement dans les sols

La plupart du TCE rejeté sur les sols se volatilise dans l'atmosphère. Toutefois, lorsque le TCE peut pénétrer dans le sol avant de s'évaporer, il peut s'accumuler de manière importante dans des zones saturées ou non (Schwille, 1988). Dans la plupart des cas, le TCE pénètre dans le sol sous forme de solution non diluée, provenant de déversements ou de fuites de

réservoirs de stockage, d'eau de lixiviation de sites d'enfouissement ou par retombées humides dans la pluie ou la neige (Muraoka et Hirata, 1988). Le TCE est hautement mobile dans la subsurface et est susceptible à la lixiviation (Schwille, 1988).

Un rejet concentré ou continu de TCE dans des eaux de surface ou souterraines peut entraîner des accumulations de produit libre (liquides non aqueux : NAPL (pour non-aqueous phase liquids)), à cause de sa densité et de sa solubilité relativement faible dans l'eau (Schwille, 1988). Le TCE a une masse volumique plus élevée que celle des eaux de surface ou souterraines et les accumulations en phase libre de TCE tendent à s'enfoncer jusqu'au moment où elles sont arrêtées par le substratum. Les rejets de TCE à des concentrations proches ou excédant la limite de solubilité peuvent donc conduire à la formation d'un liquide non aqueux dense (DNAPL). La demi-vie du TCE dans les sols est d'environ $1\,700$ h, déterminée au moyen d'un modèle de fugacité de niveau deux (Mackay *et al.*, 1993).

Parmi les processus de transport dans les sols, on retrouve la diffusion gazeuse ou liquide, la dispersion gazeuse ou liquide, sous forme de liquide pur ou de soluté dans l'eau, et l'advection au travers des cavités dans les sols poreux (Peterson *et al.*, 1988; Cho et Jaffé, 1990). Les principales voies de transport dans le sol sont les migrations verticales en phase vapeur ou liquide, jusqu'à la rencontre avec une couche impénétrable (Peterson *et al.*, 1988; Schwille, 1988; Smith *et al.*, 1990). La formation des enclaves de TCE peut être retardée par des zones saturées, mais la solubilité limitée du TCE permettra un certain transport direct de gouttelettes de TCE pur associées à la phase aqueuse des aquifères.

La capacité des sols à retenir le TCE est dictée par la capacité d'absorption de la matière organique et la capacité de sorption des surfaces minérales. L'absorption par la matière organique est le mécanisme dominant de rétention dans le sol, même pour les sols ayant une teneur en carbone organique aussi faible que $0,1\ \%$ (Stauffer et MacIntyre, 1986; Ong et Lion, 1991). L'absorption par la matière organique dans les sols est fonction de l'hydrophobicité du TCE. La teneur en humidité, la composition du sol, le type et la quantité de la matière organique et, à un degré moindre, le pH, influent sur les processus d'absorption (Stauffer et MacIntyre, 1986; Grathwhol, 1990). L'eau a tendance à réduire l'adsorption du TCE sur les surfaces en argile en se sorbant elle-même sur ces surfaces (Rao *et al.*, 1989) et créant ainsi un écran polarisé pour le TCE. Plus le sol contient de matière organique et plus le TCE est absorbé par le sol (Garbarini et Lion, 1986; Seip *et al.*, 1986; Stauffer et MacIntyre, 1986).

Dans les eaux souterraines, la biodégradation peut être le processus de transformation du TCE le plus important, bien qu'il ne semble pas se produire rapidement. Diverses

études de biodégradation, aérobie et anaérobie, sur le terrain et en laboratoire, ont montré que le TCE est résistant et ne se dégrade que lentement, avec des demi-vies allant de quelques mois à plusieurs années (Roberts *et al.*, 1982; Rott *et al.*, 1982; Wilson *et al.*, 1983a, 1983b, 1986; Wakeham *et al.*, 1983). D'autres études ont mis en évidence une biodégradation plus rapide, en fonction des conditions locales, de l'induction et de l'enrichissement artificiel en éléments nutritifs, avec des demi-vies de l'ordre de quelques mois (Tabak *et al.*, 1981; Parsons *et al.*, 1984; Wilson et Wilson, 1985; Barrio-Lage *et al.*, 1988). Ces résultats indiquent que le TCE peut être biodégradé dans les eaux souterraines, mais à des vitesses beaucoup plus lentes que si la volatilisation était possible.

Les principaux produits de biodégradation du TCE dans les eaux souterraines sont le dichloroéthylène, le chloroéthane, et le chlorure de vinyle (Smith et Dragun, 1984; Vogel et McCarty, 1985; Baek et Jaffe, 1989).

Il existe peu de données qui amèneraient à penser qu'il puisse se produire une bioaccumulation importante dans des tissus vivants. Le coefficient modéré de partition n-octanol/eau du TCE et diverses études de terrain à différents niveaux trophiques indiquent que la bioaccumulation du TCE est un processus mineur (Pearson et McConnell, 1975; Dickson et Riley, 1976; Kawasaki, 1980; Barrows *et al.*, 1980). Les facteurs de bioaccumulation mesurés allaient de moins de 3 pour les tissus musculaires d'oiseaux marins et d'eau douce à environ 100 pour le foie des poissons (Pearson et McConnell, 1975).

Selon l'ATSDR (1997), on a détecté du TCE en petites quantités dans des fruits et des légumes, suggérant une possible phytoaccumulation limitée. Des études en laboratoire sur des plants de carotte et de radis, au moyen de TCE radioactif (Schroll *et al.*, 1994), ont conduit à calculer des facteurs de bioconcentration (FBC) se situant entre 4,4 et 63,9. Tel qu'indiqué par ces auteurs, ces valeurs pourraient toutefois être différentes des FBC sol-plante réels, car les résultats de ces expériences indiquent que l'assimilation avait lieu principalement par le feuillage, et non par les racines, avec une translocation ultérieure au travers des tissus de la plante.

Comportement dans le biote et effets sur celui-ci

En vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, le TCE a été déclaré « toxique ». Au Canada, on en a retrouvé en quantités importantes dans l'environnement. Il entraîne des effets nocifs sur les végétaux, à cause de concentrations atmosphériques

importantes, et présente un potentiel important de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface alimentées par les eaux souterraines (gouvernement du Canada, 1993).

Processus microbiens

Parmi les effets sur des communautés de microorganismes soumises à une exposition chronique, on retrouve : vitalité réduite de la culture de microorganismes; capacité réduite à utiliser un substrat; activité enzymatique inhibée. Marinucci et Chervu (1985) ont rapporté que l'inhibition complète de l'activité microbienne de cultures mixtes survenait à des concentrations de 5 000 mg.kg⁻¹ dans les sols et de 1 x 10⁶ µg.L⁻¹ dans l'eau. À 10 000 µg.L⁻¹, on a rapporté des réductions aiguës de la biomasse dans les sols, déterminée par la teneur en ATP (Kanazawa et Filip, 1986). Fliermans *et al.* (1988) ont suggéré que, dans des environnements contaminés, la tolérance biologique au TCE semblait généralement se situer dans la gamme allant de 200 000 à 300 000 µg.L⁻¹. Inamori *et al.* (1989) ont rapporté une réduction de 50 % de la consommation microbienne en oxygène dans les sols à 330 000 µg.L⁻¹. Des organismes très tolérants, comme *Rhodococcus erythropolis*, peuvent survivre et dégrader partiellement le TCE à des concentrations allant jusqu'à 1000 mg.L⁻¹ (Ewers *et al.*, 1990).

Végétaux terrestres

Plusieurs études sur les effets du TCE sur les végétaux, au moyen d'expériences avec des sols dopés (Environnement Canada, 1995; Pestemer et Ausburg, 1989; Kordel *et al.*, 1984; Ballhorn *et al.*, 1984) n'ont pas pris adéquatement en compte les pertes rapides de TCE lors de la préparation des sols devant servir aux expériences et pendant le temps d'exposition, dues à la vitesse de volatilisation rapide du TCE. Les données pertinentes sur les effets sur les végétaux d'une exposition au TCE, par l'intermédiaire du sol ou d'une eau souterraine, sont donc très rares.

Le TCE peut entraîner des effets phytotoxiques en tant que contaminant atmosphérique. Au cours des vingt dernières années, on a observé dans l'hémisphère nord, en particulier en Allemagne, en Finlande et en Amérique du Nord, une incidence accrue de la chlorose, de la nécrose et de la chute prématurée des aiguilles ou des feuilles chez les sapins indigènes canadiens (*Abies alba*), chez les espèces non indigènes que sont l'épinette de Norvège (*Picea abies*) et l'hêtre blanc (*Fagus silvatica*), et chez d'autres arbres, dans des régions où les teneurs en SO₂ et NO_x étaient faibles (Frank, 1989; 1991). Ces dommages ont été attribués à une exposition à des chloroéthylènes, à savoir le TCE et le tétrachloroéthylène, plutôt qu'à des polluants

atmosphériques communs, comme les pluies acides, NO_x, SO₂ ou O₃ (Frank, 1989; Figge, 1990; Frank *et al.*, 1991; Frank *et al.*, 1992a; 1992b). Le TCE et le tétrachloroéthylène sont convertis photochimiquement en intermédiaires hautement réactifs (radicaux), auxquels on attribue les dommages observés (Frank, 1989). Les concentrations ambiantes de TCE dans les zones de forêt endommagée vont d'une valeur inférieure à la limite de détection (0,1 µg·m⁻³) à 0,7 µg·m⁻³. Toutefois, on a montré que les concentrations atmosphériques peuvent rapidement et grandement fluctuer, en fonction des conditions météorologiques locales (Ohta *et al.*, 1977; Frank *et al.*, 1991).

Invertébrés terrestres

Environnement Canada (1995) a rapporté la survie du ver de terre, *Eisenia foetida* (=andrei), exposé à des concentrations nominales de TCE allant de 0 à 7321 mg.kg⁻¹. Les concentrations mesurées allaient de 0 à 440 mg.kg⁻¹, indiquant des pertes importantes par volatilisation au cours de la période d'exposition. On a estimé que les valeurs mesurées des concentrations représentaient mieux les concentrations d'exposition que les valeurs nominales. Les valeurs de la CSEO, de la CL₂₅, de la CL₅₀ et de la CMEO, basées sur les valeurs mesurées des concentrations, étaient respectivement de 60, 79, 106 et 159 mg.kg⁻¹.¹

Animaux d'élevage et animaux sauvages

Les animaux sauvages peuvent absorber du TCE par trois voies principales : absorption dermique par contact avec de l'air et/ou un sol contaminé; ingestion par voie orale de sols contaminés; inhalation d'air contaminé. On pense que l'exposition par inhalation est mineure pour les animaux sauvages; toutefois, les zones de subsurface fortement contaminées par du TCE (p. ex. en cas de déversement ou de rejet industriel) peuvent jouer le rôle de source localisée d'exposition élevée par inhalation ou contact dermique pour certains animaux, en particulier pour les mammifères fouisseurs, les reptiles et les amphibiens. De la même manière, certains animaux fouisseurs et ongulés broutants peuvent ingérer du sol contaminé lors de leurs activités quotidiennes, en particulier lors de leur recherche de nourriture. Pour les vertébrés, il n'existe aucune donnée sur l'exposition par contact direct avec les sols.

¹ À la CMEO dans cette étude, on a observé une mortalité de 100% des vers de terre. Par conséquent, les CL₂₅ et les CL₅₀ ont été estimés par l'interpolation entre la CSEO et la CMEO.

On n'a trouvé aucun renseignement sur la toxicité du TCE pour les oiseaux et les mammifères sauvages. Toutefois, une étude de deux ans au cours de laquelle des rats et des souris ont été exposés par voie orale, respectivement à 500 et 1000 mg/kg de poids corporel par jour, a montré que la survie des rats et des souris mâles était nettement réduite. Les rats et les souris ont exhibé des signes de néphrose toxique (NTP 1982, 1986). Une étude de 6 mois au cours desquels des souris ont été exposées à de l'eau potable contenant du TCE a permis de calculer une CSEO subchronique de 793 mg par kg de poids corporel et par jour (ATSDR 1989).

Humains

La toxicité orale du TCE chez les mammifères a été récemment étudiée par Santé Canada (2004), qui a déterminé une dose journalière admissible par voie orale et un indice de risque de cancer pour le TCE, dans le cadre de la révision des recommandations canadiennes sur la qualité de l'eau potable.

Le TCE est rapidement absorbé par toutes les voies d'exposition, ingestion, inhalation et contact dermique, et en grandes quantités (EPA des É.-U., 2001). On a rapporté une variabilité importante de l'absorption du TCE, par toutes les voies d'exposition, d'une espèce à l'autre ou dans une même espèce (Santé Canada, 2004). Une fois absorbé, le TCE est transporté dans tout le corps au moyen du système circulatoire. Il peut alors s'accumuler dans les tissus adipeux ou d'autres tissus. Des études sur les humains ont mis en évidence la présence de TCE et de ses métabolites dans la plupart des organes et des tissus. Les sites les plus importants sont les poumons, les reins, le foie et le système nerveux central (Santé Canada, 2004). Bon nombre de ces métabolites (par exemple, l'acide trichloroacétique, l'acide dichloroacétique, l'hydrate de chloral et le trichloroéthanol, entre autres) seraient à l'origine, estime-t-on, de la plus grande partie de l'effet toxique du TCE chez les humains (ATSDR, 1997).

Les sites cancéreux et non cancéreux sont tous deux importants pour l'évaluation toxicologique du TCE. Santé Canada (2004) a classé le TCE dans le groupe II (probablement cancérigène pour les humains). Ce classement correspond à celui du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 1995), qui avait classé le TCE dans le groupe 2A (probablement cancérigène pour les humains).

La capacité du TCE à entraîner des effets neurotoxiques est bien établie. En général, le TCE produit une « narcose du solvant », qui peut être reliée à des effets sur la fluidité des membranes et peut comprendre des effets anesthésiants. Le TCE était autrefois utilisé comme

anesthésique d'usage général, dont l'effet était induit à une concentration d'environ 2 000 ppm (ATSDR, 1997).

Santé Canada (2004) a calculé une dose journalière admissible (DJA) par voie orale de 0,00146 mg par kg de poids corporel pour des effets non cancéreux. L'étude principale (Dawson *et al.*, 1993) sur laquelle est basée cette DJA consistait en une étude sur le développement, au cours de laquelle des rates ont été exposées au TCE au moyen de l'eau qu'elles buvaient, avant et/ou durant leur gestation. Cette étude a permis de calculer une DME(N)O de 0,18 mg par kg de poids corporel et par jour, basée sur une incidence accrue des anomalies cardiaques fœtales observée chez les jeunes des mères exposées à ce niveau de TCE avant et durant la gestation. La DJA de Santé Canada (2004) est plus élevée que la dose de référence par voie orale pour les effets non cancéreux calculée par l'EPA des É.-U. (2001), soit 0,0002 mg par kg de poids corporel et par jour ; toutefois, cette dose de référence est basée sur un paramètre toxicologique plus sensible. La dose de référence calculée par l'EPA des É.-U. était basée sur une dose de 1 mg par kg de poids corporel et par jour (à laquelle des effets nuisibles sur le foie ont été observés chez deux espèces après l'administration de doses subchroniques), divisée par un facteur d'incertitude composite de 5000. Cette dose de référence a depuis été retirée par l'EPA des É.-U.

Santé Canada (2004) concentre ses efforts sur le développement de recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau potable pour le TCE et n'a pas examiné en détail les études sur l'inhalation, ni calculé une concentration admissible pour l'inhalation (CA). La CA pour l'inhalation utilisée dans ce calcul était de 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, basée sur la concentration de référence ayant la même valeur (EPA des É.-U., 2001), même si la concentration de référence de l'EPA des É.-U. a depuis été retirée. La concentration de référence avait été calculée en tenant compte des effets non cancéreux sur le système nerveux central, les reins, le foie et le système endocrinien, observés lors d'études sur l'inhalation. Nous avons choisi une DME(N)O subchronique de 38 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les effets sur le système nerveux central lors de deux études réalisées en milieu de travail (valeur qui était appuyée par les résultats d'études portant sur les effets sur le système nerveux central chez le rat et sur les effets sur le foie chez la souris). Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude composite de 1000 pour obtenir une concentration de référence de 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (EPA des É.-U., 2001). Santé Canada prévoit examiner de nouveau la toxicité du TCE par inhalation en 2005/2006.

Santé Canada (2004) a examiné les études disponibles sur le TCE et le cancer et a retenu les tumeurs au rein comme

indicateur sur lequel basé son évaluation des risques de cancer. Les études du National toxicology program (NTP, 1988; 1990) ont servi à calculer les indices de risque pour les adénomes cellulaires tubuleux et les adénocarcinomes des reins chez quatre lignées de rats, après exposition orale au TCE pendant 103 semaines. Une étude de Maltoni *et al.* (1986), au cours de laquelle des rats ont été exposés par inhalation à du TCE pendant 104 semaines, a servi à calculer les indices de risque pour les adénocarcinomes rénaux tubuleux chez les rats. Au moyen de ce regroupement d'indices de risque pour les tumeurs au rein chez le rat, Santé Canada (2004) a calculé un indice de risque amorti, puis l'a converti en une valeur équivalente pour l'humain de $8,11 \times 10^{-4}$ (mg par kg de poids corporel et par jour). Pour ce calcul, on a calculé une dose correspondant à un risque spécifié, pour un niveau de risque de cancer en excès de 10^{-6} , de 0,00123 mg par kg de poids corporel et par jour.

Pour les indicateurs du cancer et les expositions par inhalation, Santé Canada (1996) a publié une CA_{05} par inhalation de 82 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le TCE, basée sur leur classement du TCE dans le groupe II des carcinogènes (probablement cancérigène pour les humains). La CA_{05} est la concentration d'un composé chimique devant entraîner une incidence de cancer de 5 %. La CA_{05} peut être extrapolée en une concentration correspondant à un risque spécifié (CCRS), évaluée pour un niveau de risque de cancer en excès de 10^{-6} en divisant par 50 000 et obtenir une CCRS de 0,00164 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Santé Canada entend réexaminer la toxicité par inhalation du TCE en 2005/2006.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées en fonction des différentes vocations de ces terrains. Les recommandations de 2006 pour le TCE ont été élaborées en suivant le protocole décrit par le CCME (CCME, 1996; réimprimé en 1999, révisé en 2003 et acceptation des dernières révisions prévues en 2006).

Recommandations pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement (RQS_E) pour le TCE sont élaborées à l'aide des données toxicologiques disponibles utilisées pour déterminer les seuils des effets pour des indicateurs écologiques clés. L'exposition de plantes ou d'invertébrés terrestres par contact direct avec le sol

constitue la principale procédure pour élaborer ces recommandations pour les terrains à vocation résidentielle/parc, commerciale ou industrielle. Une autre procédure, l'exposition à des sols contaminés ou l'ingestion d'aliments, peut être prise en compte dans certains cas, si on dispose de données pertinentes. Pour les terrains à vocation agricole, si on utilise les deux procédures d'élaboration, on retient la valeur la plus faible comme recommandation.

Depuis 1999, aucune nouvelle donnée sur la toxicité du TCE pour les végétaux et les invertébrés terrestres, basée sur une exposition dans les sols, n'a été publiée. Les données sont insuffisantes pour calculer une recommandation avec une approche basée sur le poids de la preuve. Étant donné que les données disponibles ne satisfont pas vraiment aux exigences sur l'élaboration des recommandations au moyen d'approches plus simples, une RQS_{CS} provisoire a été calculée au moyen de données, produites par Environnement Canada (1995), sur la CMEO pour la levée de semis de radis et de laitue et la mortalité du ver de terre (tableau 2).

Aucune recommandation pour la qualité des sols basée sur l'ingestion par les animaux d'élevage ou sauvages (RQS_I) n'a été calculée, en raison : i) de la tendance limitée prévue du TCE à persister à la surface des sols ou à être assimilé par les végétaux; ii) du degré d'incertitude sur les FBA du sol aux végétaux; iii) des exigences minimales sur les données qui ne sont pas satisfaites afin de déterminer une dose seuil journalière ayant des effets sur les animaux sauvages. De plus, les sites sur lesquels est émis le TCE sont principalement situés dans des zones commerciales ou industrielles. Bien que la contamination des sols à vocation agricole soit potentiellement possible, le mécanisme principal serait alors probablement une migration en dehors d'un site industriel ou d'un site d'enfouissement adjacent. Dans ce cas, une telle migration du TCE pourrait être mieux étudiée dans le cadre d'une évaluation plus centrée sur les risques spécifiques du site, puis traitée au moyen de mesures appropriées de gestion de ces risques.

On a utilisé la vérification environnementale des eaux souterraines pour calculer une concentration de TCE dans les sols qui permettrait de protéger la vie aquatique en eau douce de surface alimentées par les eaux souterraines. La valeur obtenue lors de la vérification des eaux souterraines a servi à déterminer la recommandation pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement (RQS_E : tableau 2). Une valeur recommandée a été calculée pour les sols fins et une autre pour les sols grossiers. Elles sont les mêmes pour toutes les vocations des terrains.

L'inquiétude principale est la migration hors d'un site vers

un plan d'eau adjacent qui pourrait abriter de la vie aquatique en l'absence de contamination. La désignation de la vocation des terrains est donc moins importante que l'hydrogéologie réelle du site, le potentiel de transport des eaux souterraines vers des eaux de surface et la distance entre tout plan d'eau de surface ayant une importance écologique et le sol contaminé par du TCE.

Recommandations pour la qualité des sols à des fins de protection de la santé humaine

Le TCE peut entraîner des effets cancérigènes ou non cancérigènes. Les recommandations ont été élaborées séparément pour ces deux types d'effets. La valeur calculée la plus faible a été retenue dans les deux cas (tableau 2). Toutes les équations et toutes les valeurs des paramètres proviennent du CCME (2003), sauf indication contraire.

Pour l'estimation des expositions, on a fait l'hypothèse que les concentrations de fond de TCE dans les sols étaient négligeables. Bien qu'on ait déjà détecté du TCE dans des sols au Canada, sa présence est probablement limitée à des zones locales dans lesquelles on a utilisé ou rejeté ce composé.

Pour les expositions par inhalation, le Gouvernement du Canada (1993) considère qu'une valeur de $0,0014 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ représente les concentrations typiques se retrouvant dans l'air intérieur. Cette valeur est basée sur la moyenne calculée, non publiée, lors d'une étude portant sur 750 résidences situées dans les 10 provinces du Canada. Cette valeur a servi au calcul de la recommandation pour la qualité des sols en cas d'exposition par inhalation (RQS_I).

Les doses journalières estimées de TCE par les tout-petits et les adultes, ayant servi au calcul des recommandations canadiennes pour la qualité des sols présentées dans ce rapport, sont respectivement de 0,53 et 0,41 μg par kg de poids corporel et par jour. Ces valeurs sont basées sur la limite supérieure des gammes fournies par le gouvernement du Canada (1993).

Le facteur de répartition relatif au sol (FR) est la proportion de l'exposition totale, due aux différentes voies d'exposition (air, sol, aliments, eau, produits de consommation), attribuable au sol. Par défaut, on donne une valeur de 0,2 au FR, en faisant l'hypothèse qu'un

Tableau 2 : Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de contrôle pour le trichloroéthylène (mg.kg⁻¹).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation^a (sols fins et sols grossiers)	0,01	0,01	0,01	0,01
Recommandations/valeurs de contrôle à des fins de protection de la santé humaine				
RQS _{SH} (sols fins et sols grossiers)	0,01	0,01	0,01	0,01
Contact direct	28	28	100	1 700
Inhalation de l'air intérieur				
Sols grossiers ^b	0,036 (0,058) ^d	0,036 (0,058) ^d	0,11	0,11
Sols fins ^c	0,37 (0,55) ^d	0,37 (0,55) ^d	0,92	0,92
Protection de l'eau potable				
Sols fins et sols grossiers	0,01	0,01	0,01	0,01
Vérification des produits cultivés, de la viande et du lait	0,028	0,14	—	—
Vérification de la migration hors-site	—	—	—	NC ^e
Recommandations/valeurs de contrôle à des fins de protection de l'environnement				
RQS _E				
Sols grossiers ^b	0,05	0,05	0,05	0,05
Sols fins ^c	0,16	0,16	0,16	0,16
Contact avec le sol	3 ^f	3 ^f	50 ^f	50 ^f
Ingestion de sol et d'aliments	NC ^g	—	—	—
Protection de l'eau douce				
Sols grossiers ^b	0,05	0,05	0,05	0,05
Sols fins ^c	0,16	0,16	0,16	0,16
Vérification des cycles des nutriments et de l'énergie	NC	NC	NC	NC
Vérification de la migration hors-site	—	—	—	NC ^e
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0.1	5	50	50

Notes : NC = non calculé; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols à des fins de protection de la santé humaine. Le tiret indique que la recommandation/valeur de vérification ne fait pas partie du scénario d'exposition pour la vocation des terrains en question et n'est donc pas calculée.

^a La valeur de cette recommandation peut être inférieure à la limite courante de détection du trichloroéthylène dans certaines juridictions. Contacter les autorités responsables afin d'obtenir des conseils.

^b Sols grossiers : sols qui contiennent plus de 50 % en poids de particules ayant un diamètre moyen supérieur à 75 µm (D₅₀ > 75 µm).

^c Sols fins : sols qui contiennent moins de 50 % en poids de particules ayant un diamètre moyen supérieur à 75 µm (D₅₀ < 75 µm).

^d La première valeur est pour les constructions avec dalle sur le sol; la valeur entre parenthèses est pour les constructions avec un sous-sol.

^e Le calcul de cette valeur n'est pas requis pour les composés volatils.

^f Recommandation provisoire.

^g Les données sont insuffisantes/inadéquates pour calculer la recommandation pour l'ingestion de sol et d'aliments, pour cette vocation du terrain.

composé chimique est à priori présent dans les cinq milieux susmentionnés. Le CCME (2003) permet une augmentation du FR lorsqu'il est probable qu'un composé chimique ne se retrouvera pas dans ces cinq milieux. Puisque le TCE peut se retrouver dans ces cinq milieux (air, sol, aliments, eau, produits de consommation), le FR du TCE a été fixé à 0,2.

Les valeurs des facteurs d'absorption par les intestins, les poumons et la peau peuvent refléter une absorption non complète d'une concentration ou masse d'exposition appliquée. Toutefois, une valeur autre que 1,0 (100 %) ne se justifie que si elle est basée sur des données toxicologiques obtenues à partir d'une dose absorbée et non sur une dose administrée. Les limites d'exposition par voie orale et par inhalation utilisées dans le présent document sont basées sur des doses administrées (Santé Canada, 2004; EPA des É.-U., 2001), et les facteurs d'absorption par ces voies ont donc été fixés à 1,0. Pour l'absorption par voie cutanée, Poet *et al.* (2000) ont montré qu'un maximum de 4,25 % du TCE présent dans de l'eau sous un timbre était absorbée après une exposition de 2 heures (le timbre sert à réduire l'évaporation). Pour les sols, l'absorption maximale était de 0,8 %. Santé Canada (2003) a suggéré un facteur d'absorption cutanée de 10 %. Pour le présent document, on a suivi la recommandation de Santé Canada (2003), et le facteur d'absorption cutanée a été fixé à 0,1.

Recommandations pour la qualité des sols pour le TCE

Conformément au protocole formel du CCME (CCME, 1996), on élabore des recommandations pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement (RQS_E) et de la santé humaine (RQS_{SH}) pour quatre vocations des sols : agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle. La valeur la plus faible obtenue par les deux approches pour chacune de ces vocations est retenue par le CCME comme recommandation canadienne pour la qualité des sols.

Les RQS_E pour le TCE, basées sur un contact direct avec le sol et la protection des invertébrés terrestres et des végétaux, sont similaires aux valeurs provisoires proposées lors de la révision de 1999 des RQS pour le TCE. Les valeurs de RQS_{CS} sont de 3 mg.kg⁻¹ pour les sols à vocation agricole ou résidentielle/parc et de 50 mg.kg⁻¹ pour les sols à vocation commerciale ou industrielle. Les valeurs de vérification pour la protection de la vie aquatique sont beaucoup plus faibles (respectivement de 0,05 et 0,16 mg.kg⁻¹ pour les sols grossiers et les sols fins), et on prévoit que les valeurs ayant pour objectif la

protection seront beaucoup plus sévères sur les sites contaminés au TCE pour lesquels un transport vers les eaux souterraines, puis les plans d'eau abritant une vie aquatique, est potentiellement possible.

Pour les humains, on a calculé des RQS_{SH} respectives en cas d'ingestion directe du sol de 16, 59 et 400 mg.kg⁻¹ pour les sols à vocation agricole ou résidentielle/parc, commerciale et industrielle. On estime que les concentrations acceptables de TCE dans le sol pour les voies d'exposition indirecte sont inférieures de plusieurs ordres de grandeur. La valeur la plus sévère pour les voies d'exposition indirecte est celle pour les eaux souterraines potables, pour lesquelles la recommandation est de 0,01 mg.kg⁻¹ pour les deux types de sols et pour toutes les vocations des sols.

Les recommandations pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement (RQS_E) calculées pour le TCE, pour les quatre vocations des sols, basées sur un transfert potentiel par l'intermédiaire des eaux souterraines vers des plans d'eau adjacents abritant une vie aquatique, sont de 0,05 mg.kg⁻¹ pour les sols grossiers et de 0,016 mg.kg⁻¹ pour les sols fins.

La recommandation pour la qualité des sols à des fins de protection de la santé humaine (RQS_{SH}) calculée pour les deux types de sols et les quatre vocations des sols est de 0,01 mg.kg⁻¹.

La recommandation pour la qualité des sols à des fins de protection de l'environnement et de la santé humaine est de 0,01 mg.kg⁻¹ pour le trichloroéthylène, pour les deux types de sols et les quatre vocations des sols.

On fait remarquer que le chlorure de vinyle est un produit potentiel de la dégradation du TCE, qui peut s'avérer plus toxique (et plus cancérigène) que le TCE. Il est donc impératif qu'une évaluation des concentrations de chlorure de vinyle soit réalisée à chaque fois que du TCE est présent dans l'environnement.

Références

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1989, « Toxicological profile for trichloroethylene », rapport n° ATSDR/TP-88/24, Public Health Service des É.-U., en collaboration avec l'Environmental Protection Agency des É.-U., Atlanta (Géorgie).
- , 1991, « Update: Toxicological profile for trichloroethylene », préparé par la Clement International Corporation pour le Department of Health and Human Services des É.-U., Public Health Service, ébauche pour soumission au public à des fins de commentaires.
- , 1997, « Toxicological Profile for Trichloroethylene », Department of Health and Human Services des É.-U.
- Baek N.H. et Jaffe P.R., 1989, « The degradation of trichloroethylene in

- mixed methanogenic cultures », *J. Environ. Qual.*, 18, p. 515–518.
- Ballhorn D., Freitag D., Geyer H., Quast I., Rott B., Scheunert I., Spieser H. et Viswanathan R., 1984, « Évaluation de la faisabilité et de l'évidence des méthodes d'essai de niveaux I et II de la loi sur les produits chimiques », Berlin, Umweltbundesamt (en allemand).
- Barker J.F., 1987, « Volatile aromatic and chlorinated organic contaminants in groundwater at six Ontario landfills », *Water Pollut. Res. J. Can.*, 22(1), p. 33–47.
- Barrio-Lage G.A., Parsons F.Z. et Lorenzo P.A., 1988, « Inhibition and stimulation of trichloroethylene biodegradation in microaerophilic microcosms », *Environ. Toxicol. Chem.*, 7, p. 889–895.
- Barrows M.E., Petrocelli S.R., Macek K.J. et Carroll J.J., 1980, « Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*) », dans : *Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic chemicals*, R. Haque (éd.), Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor (Michigan).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996, Protocole d'élaboration de directives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, Winnipeg (Manitoba), CCME-EPC-101E, En 108-4/8-1996^E, ISBN 0-662-24344-7.
- , 1997, *Recommandations pour la qualité des sols*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- , 2003, Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, ébauche 2003, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- , 2005 (ébauche), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols pour le trichloroéthylène (Effets sur l'environnement et la santé humaine)*, document scientifique connexe, 85 p.
- Cho H.J. et Jaffé P.R., 1990, « The volatilization of organic compounds in unsaturated porous media during infiltration », *J. Contam. Hydrol.*, 6, p. 387–410.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer), 1995, « Trichloroethylene. In: Drycleaning, some chlorinated solvents, and other industrial chemicals », *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, volume 63, Centre international de recherche sur le cancer, Lyon (France), p. 75–158.
- CIS (Camford Information Services), 2002, « CPI product profiles: Trichloroethylene », Toronto (Ontario).
- COARGLWQ (Entente Canada-Ontario relative à la qualité de l'eau des Grands Lacs), 1986, « St. Clair River pollution investigation (Sarnia area) », Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Dann T. et Wang D., 1992, « Measurement of volatile organic compounds in Canada 1987–1990 », rapport PMD 92-3, Environnement Canada, Conservation et Protection, CTERR, Ottawa.
- Dawson B.V., Johnson P.D., Goldberg S.J. et Ulreich J.B., 1993, « Cardiac teratogenesis of halogenated hydrocarbon-contaminated drinking water », *Journal of the American College of Cardiologists*, 21, p. 1466–1472.
- Dickson A.G. et Riley J.P., 1976, « The distribution of short-chain halogenated aliphatic hydrocarbons in some marine organisms », *Marine Pollut. Bull.*, 7, p. 167–169.
- Environnement Canada, 1995, « Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites », Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa (non publié).
- EPA des É.-U. (Environmental Protection Agency), 1977, « Multimedia levels: Trichloroethylene », EPA 560/6-77-029, préparé par Batelle Columbus Labs, Columbus (OH).
- , 2001, « Trichloroethylene Health Risk Assessment: Synthesis and Characterization », External Review Draft, août 2001, Office of Research and Development, Washington (D.C. 20460), EPA/600/P-01/002A.
- Ewers J., Freir-Schröder D. et Knacknuss H.J., 1990, « Selection of trichloroethylene (TCE) degrading bacteria that resist inactivation by TCE », *Arch. Microbiol.*, 154(4), p. 410–413.
- Figge K., 1990, « Luftgetragene, organische Stoffe in Blattorganen », *UWSF-Z, Umweltchem. Ökotox.*, 2(4), p. 200–207.
- Fliermans C.B., Phelps J.J., Ringelberg D., Mikell A.T. et White D.C., 1988, « Mineralization of trichloroethylene by heterotrophic enrichment cultures », *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, p.1709–1714.
- Frank H., 1989, « Neuartige Waldschäden und Luftgetragene Chlorkohlenwasserstoffe », *UWSF – Z, Umweltchem. Ökotox.*, 4, p. 7–11.
- , 1991, « Airborne chlorocarbons, photooxidants, and forest decline », *Ambio*, 20(1), p. 13–18.
- Frank H., Scholl H., Sutinen S. et Norokorpi Y., 1992a, « Trichloroacetic acid in conifer needles in Finland », *Ann. Bot. Fenn.*, 29(4), p. 263–267.
- , 1992b, « Trichloroacetic acid, a ubiquitous herbicide in Finnish forest trees », résumé pour le Symposium on the Environment in Northern Fennoscandia, 6–8 octobre 1992, Rovaniemi (Finlande).
- Frank H., Frank W., Neves H.J.C. et Englert R., 1991, « Automated trace analysis of airborne C1- and C2-halocarbons », *Fresenius J. Anal. Chem.*, 340, p. 678–683.
- Garbarini D.R. et Lion L.W., 1986, « Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene », *Environ. Sci. Technol.*, 20(12), p. 1263–1269.
- Golder Associates Ltd., 1989, « Interim report on supplementary hydrogeological investigations at 800 Terminal Ave, Vancouver, B.C. », préparé par Golder Associates Ltd., Burnaby (C.-B.), rapport non publié.
- Gouvernement du Canada, 1993, « Trichloroethylene. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report », Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.
- Grathwohl P., 1990, « Influence of organic matter from soils and sediments from various origins on the sorption of some chlorinated aliphatic hydrocarbons: Implication on K_{oc} correlations », *Environ. Sci. Technol.*, 24, p. 1687–1692.
- Hov O., Penkett S.A. et Isaksen I.S.A., 1984, « Organic gases in the Norwegian arctic », *Geophys. Res. Lett.*, 11, p. 425–428.
- Inamori Y., Matushige K., Sudo R. et Kikuchi H., 1989, « Effect of organochlorine compounds on existence and growth of soil organisms », *Water Sci. Technol.*, 21, p. 1887–1890.
- Kaiser K.L.E. et Comba M.E., 1983, « Volatile contaminants in the Welland River watershed », *Great Lakes Res.*, 9(2), p. 274–280.
- Kaiser K.L.E. et Comba M.E., 1986a, « Volatile hydrocarbon contaminant survey of the St. Clair River », *Water Poll. Res. J. Canada*, 21(3), p. 323–331.
- Kaiser K.L.E. et Comba M.E., 1986b, « Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: the St. Clair River - Lake St. Clair example », *Environ. Toxicol. Chem.*, 5, p. 965–976.
- Kaiser K.L.E., Comba M.E. et Huneault H., 1983, « Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario », *J. Great Lakes Res.*, 9(2), p. 212–223.
- Kaiser K.L.E. et Valdmanis I., 1979, « Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie - 1977 and 1978 », *J. Great Lakes Res.*, 5, p. 160–169.
- Kanazawa S. et Filip S., 1986, « Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on enzymatic activities in soil », *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 25, p.76–81.
- Kawasaki M., 1980, « Experiences with the test scheme under the chemical control law of Japan: An approach to structure-activity correlations », *Ecotox. Environ. Safety*, 4, p. 444–454.
- Khalil M.A.K. et Rasmussen R.A., 1983, « Gaseous tracers of Arctic haze », *Environ. Sci. Technol.*, 17, p. 157–164.
- Kordel W. *et al.*, 1984, Fraunhofer Institute/Umweltbundesamt Nr 106 04 011/01, 10 (cité dans Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment, OSPARCOM Region - North Sea: Trichloroethylene, 1997).
http://www.eurochlor.org/chlorine/science/MRA_Trichloroethylene.pdf;
(consulté le 6 avril 2005)
- Lefebvre R., Boutin A., Martel R., Therrien R., Parent M. et Blais V., 2003, « Caractérisation et modélisation numérique de l'écoulement et de la migration de la contamination en TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier, Québec, Canada », Institut national de la recherche scientifique, Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Rapport de recherche R-631 soumis à la Gamison Valcartier et à RDDC Valcartier, résumé en anglais.

- www.forces.gc.ca/admie/dge/TCE_Valcartier_INRS_Summary_e.pdf
- Lesage S., Riemann P. et McBride R., 1989, « Degradation of organic solvents in landfill leachate », contribution de l'INRE, vol. 89, n° 166, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario).
- Lum K.R. et Kaiser K.L.E., 1986, « Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution », *Water Poll. Res. J. Canada*, 21(4), p. 592–603.
- Mackay D., Shiu W.Y. et Ma K.C., 1993, *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*, vol. 1–3, Lewis Publishers, Boca Raton (Floride).
- Maltoni, C., Lefemine G. et Cotti G., 1986, « Experimental research on trichloroethylene carcinogenesis », dans *Archives of research on industrial carcinogenesis series*, Maltoni, C. et Mehlman M.A. éd., vol. V, Princeton Scientific Publishing Co. Inc., Princeton (NJ), 393.
- Marinucci A.C. et Chervu A., 1985, « Effect of trichloroethylene concentration on activity of soil microorganisms », résumé pour la 85^e rencontre annuelle de l'Am. Soc. Microbiol.
- McNeill Jr W.C., 1979, « Trichloroethylene », dans *l'Encyclopedia of chemical technology*, vol. 5., I. Kirk et Othmer D.F. éd., John Wiley and Sons, New York.
- MEEO (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario), 1993, « Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow », version 1.0a, PIBS 2792, Direction de l'élaboration des normes, Division de phytotoxicologie, Toronto.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario), 1988, rapport annuel : « R.L. Clark Water Treatment Plant », Direction générale des ressources en eau, Programme de surveillance de l'eau potable (cité dans Santé et Bien-être social Canada, 1990).
- Muraoka K. et Hirata T., 1988, « Hydraulic behaviour of chlorinated organic compounds in water », *Water. Res.*, 22, p. 485–489.
- NTP (National Toxicology Program), 1982, « Carcinogenesis bioassay of TCE in F344 rats and B6C3F1 mice (CAS 79-01-6) », publication du NIH n° 82-1799, Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, Research Triangle Park (NC).
- , 1986, « Toxicology and carcinogenesis studies of TCE in F344/N rats and B6C3F1 mice », Technical Report Series No. 243, Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, Research Triangle Park (NC).
- , 1988, National Toxicology Program—technical report series no. 273, « Toxicology and carcinogenesis studies of trichloroethylene (CAS No. 79-01-6) in four strains of rats (ACI, August, Marshall, Osborne-Mendel) (gavage studies) », Research Triangle Park (NC), Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, NIH publication no. 88-2525.
- , 1990, National Toxicology Program—technical report series no. 243, « Carcinogenesis studies of trichloroethylene (without epichlorohydrin) (CAS No. 79-01-6) in Fischer-344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies) », Research Triangle Park (NC), Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, NIH publication no. 90-1799.
- Ohta T., Morita M., Mizoguchi I. et Tada T., 1977, « Washout effect and diurnal variation for chlorinated hydrocarbons in ambient air », *Atmos. Environ.*, 11, p. 985–987.
- Ong S.K. et Lion L.W., 1991, « Mechanisms for trichloroethylene vapour sorption onto soil mineral », *J. Environ. Qual.*, 20, p. 180–188.
- Otson R., Fellin P. et Whitmore R., 1992, non publié, « A national pilot study on occurrence of airborne VOCs in residences – design and progress », présenté au EPA/AWMA Symposium on Measurement of Toxic and Related Air Pollutants, 4-8 mai 1992, Durham (NC).
- Parsons F., Wood P.R. et DeMarco J., 1984, « Transformations of tetrachloroethane and trichloroethene in microcosms and groundwater », *J. Amer. Wat. Works Assoc.*, 2(76), p. 56–59.
- Pearson C.R. et McConnell G., 1975, « Chlorinated C1 and C2 hydrocarbons in the marine environment », *Proc. R. Soc. Lond. B*, 189, p. 305–332.
- Pestemer W. et Auspurg B., 1989, « Eignung eines Testpflanzensortiments zur Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf Höhere Pflanzen im Rahmen des Chemikaliengesetzes », *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 38, p. 120–125.
- Peterson M.S., Lion L.W. et Shoemaker C.A., 1988, « Influence of vapour-phase sorption and diffusion on the fate of trichloroethylene in an unsaturated aquifer system », *Environ. Sci. Technol.*, 22, p. 571–578.
- Poet T.S., Corley R.A., Thrall K.D., Edwards J.A., Tanajo H., Weitz K.K., Hui X., Maibach H.I. et Wester R.C., 2000, « Assessment of the percutaneous absorption of trichloroethylene in rats and humans using MS/MS real-time breath analysis and physiologically based pharmacokinetic modelling », *Tox. Sci.*, 56, p. 61–72.
- Rao P.S., Ogwanda R.A. et Rhue R.D., 1989, « Adsorption of volatile organic compounds on anhydrous and hydrated sorbents: Equilibrium adsorption and energetics », *Chemosphere*, 18, p. 2177–2191.
- Raven Beck Environmental Ltd., 1995, « Survey of tetrachloroethylene and trichloroethylene occurrences in Canadian groundwater », préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Centre de santé du milieu, Santé Canada, Ottawa.
- Roberts P.V., Schreiner J. et Hopkins G.D., 1982, « Field study of organic water quality changes during groundwater recharge in the Palo Alto Baylands, California, U.S.A. », *Water Res.*, 16, p. 1025–1035.
- Rott B., Viswanathan R. et Freitag D., 1982, « Comparison of the applicability of various tests for screening the degradability of environmental chemicals », *Chemosphere*, 11, p. 1–10, cité dans ATSDR, 1991.
- Santé Canada, 1996, Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Santé Canada, 96-EHD-194.
- , 2003, L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada – Partie II : les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada.
- , 2004, « Le trichloroéthylène dans l'eau potable », document publié à des fins de commentaires par le public, préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, 5 avril 2004.
- , 2005, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – le trichloroéthylène, Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Schaumburg F.D., 1990, « Banning trichloroethylene: Responsible reaction or overkill? », *Environ. Sci. Technol.*, 24, p. 17–22.
- Schroll R., Bierling B., Cao G., Dörfner U., Lahaniati M., Langenbach T., Scheunert I. et Winkler R., 1994, « Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants », *Chemosphere*, 28, p. 297–303.
- Schwille F., 1988, « Dense chlorinated solvents in porous and fractured media », Lewis Publishers, New York.
- Seip H.M., Alstad J., Carlberg G.E., Martinsen K. et Skaane R., 1986, « Measurement of mobility of organic compounds in soils », *Sci. Total Environ.*, 50, p. 87–101.
- Smith J.A., Chiou C.T., Kammer J.A. et Kile D.E., 1990, « Effect of soil moisture on the sorption of trichloroethene vapour to vadose-zone soil at Picatinny Arsenal, New Jersey », *Environ. Sci. Technol.*, 24(5), p. 676–683.
- Smith L.R. et Dragan J., 1984, « Degradation of volatile chlorinated aliphatic priority pollutants in groundwater », *Environ. Inter.*, 10, p. 291–298, cité dans ATSDR, 1991.
- Stauffer T.B. et MacIntyre W.G., 1986, « Sorption of low-polarity organic compounds on oxide minerals and aquifer material », *Environ. Toxicol. Chem.*, 5, p. 949–955.
- Strachan W.M.J. et Edwards C.J., 1984, « Organic pollutants in Lake Ontario », p. 239–264, dans *Toxic contaminants in the Great Lakes*, J.O. Nriagu et M.S. Simmons éd., John Wiley and Sons, New York.
- Tabak H.H., Quave S.A. et Mashni C.I., 1981, « Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds », *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 53, p. 1503–1518.
- UMA (UMA Engineering Ltd.), 1992a, « Bristol Aerospace Limited: Phase

- I, Groundwater contamination investigation », avril 1992, Winnipeg.
- , 1992b, « Bristol Aerospace Limited: Phase II, Soil investigation, Rockwood plant site .x, septembre 1992, Winnipeg.
- Vogel T.M. et McCarty P.L., 1985, « Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions », *Appl. Environ. Microbiol.*, 51, p. 1080–83.
- Wakeham S.G., Davis A.C. et Karas J.L., 1983, « Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater », *Environ. Sci. Technol.*, 17(10), p. 611–617.
- Wilson B.H., Smith G.B. et Rees J.F., 1986, « Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer material: A microcosm study », *Environ. Sci. Technol.*, 20(10), p. 997–1002.
- Wilson J.T. et Wilson B.H., 1985, « Biotransformation of trichloroethylene in soil », *Appl. Environ. Microbiol.*, 49(1), p. 242–243.
- Wilson J.T., McNabb J.F., Balkwill D.L. et Ghiorse W.C., 1983a., « Enumeration and characterization of bacteria indigenous to a shallow water-table aquifer x, Groundwater, 21, p. 134–142.
- Wilson J.T., McNabb J.F., Wilson R.H. et Noonan N.J., 1983b, « Biotransformation of selected organic pollutants in groundwater », *Dev. Ind. Microbiol.*, 24, p. 225–233.
- Yuen W. et Zimmer J., 2001, « Manitoba First Nation community water supplies 2000 », rapport préparé pour la Direction générale de la santé des Premières nations et des Inuits, Santé Canada, par le Saskatchewan Research Council, Regina (Saskatchewan), SRC Publication No. 10497-1C01, cité dans Santé Canada 2005)

Cette fiche de renseignements a été publiée en premier dans le document de travail officiel intitulé « Recommandations pour la qualité des sols au Canada » (Conseil canadien des ministres de l'environnement, mars 1997, Winnipeg). Une version révisée a été présentée dans « Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement » (CCME, 1999). En 2006, de nouvelles recommandations ont été élaborées pour le trichloroéthylène, et cette fiche a de nouveau été révisée.

Liste de références :

Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2006. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — trichloroéthylène (2006), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour tout renseignement scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boulevard Saint-Joseph
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Fax : (819) 956-5602
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Internet : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir des exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
Appel sans frais : 1-800-805-3025
Internet : <http://www.ccme.ca>