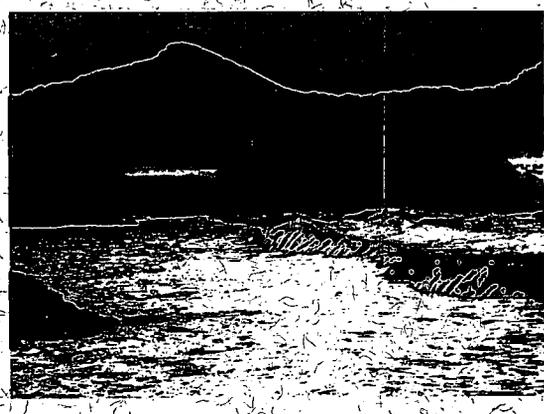


CCIW
OCT 9 1991
LIBRARY

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trichloroéthylène

D.R.J. Moore, S.L. Walker et R. Ansari



ÉTUDE N° 183, SÉRIE SCIENTIFIQUE

GB
707
C335
no. 183F

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991
(Available in English on request)





Environnement
Canada

Environment
Canada

Conservation et
Protection

Conservation and
Protection

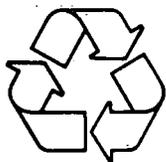
Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trichloroéthylène

D.R.J. Moore, S.L. Walker et R. Ansari

ÉTUDE N° 183, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991**

(Available in English on request)



Imprimé sur du papier à base de matériaux récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/183F
ISBN 0-662-97084-5

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
PRÉFACE	vi
INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE	1
Production	1
TCE dans l'environnement	1
Recommandations relatives au TEC	2
PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES	2
Propriétés	2
Aspects analytiques du TCE	2
CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT	2
Sources	2
Résidus	3
Eaux souterraines	3
Eaux de surface	3
Sédiments	3
Biote	4
ÉVOLUTION ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT	5
Comportement dans le milieu d'eau douce	5
Volatilisation	5
Photolyse, oxydation et hydrolyse	7
Sorption	7
Biodégradation	7
BIOACCUMULATION	8
TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE	8
Toxicité aiguë	9
Bactéries	9
Phytoplancton	9
Invertébrés	10
Poissons	10
Amphibiens	11
Toxicité chronique	11
Effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes	11
SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS	12
Sources d'approvisionnement en eau potable	12
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	12
Organismes aquatiques	12
Organismes aquatiques d'eau douce	12
Organismes aquatiques marins	12
Utilisation de l'eau en agriculture	12

Table des matières (suite)

	Page
Abreuvement du bétail	12
Irrigation	15
Eau utilisée à des fins industrielles	15
LACUNES DANS LES DONNÉES	15
REMERCIEMENTS	16
RÉFÉRENCES	16
ANNEXE A. Recherche bibliographique	19
ANNEXE B. Études de toxicité	21

Tableaux

1. Propriétés physiques et chimiques du trichloroéthylène	2
2. Concentrations du trichloroéthylène dans les eaux de surface au Canada	4
3. Recommandations pour la qualité de l'eau à l'égard du trichloroéthylène	12

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du trichloroéthylène	1
Figure 2. Concentrations du trichloroéthylène dans le biote marin de la baie de Liverpool en Angleterre	5
Figure 3. Diagramme de l'évolution du trichloroéthylène dans l'environnement (Mackay, 1987)	6
Figure 4. Mécanismes de l'évolution du trichloroéthylène	6
Figure 5. Niveau de la toxicité aiguë dans le biote aquatique après une exposition aiguë au TCE	9
Figure 6. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques d'eau douce	13
Figure 7. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques marins	14

Résumé

On a examiné la documentation sur les données relatives au trichloroéthylène, à ses propriétés physiques et chimiques, à ses concentrations dans l'environnement, à son devenir et sa persistance dans l'environnement, à sa capacité de bioaccumulation et aux effets de sa toxicité dans l'eau douce et le biote marin. Cette publication présente les résultats de la recherche entreprise, laquelle a permis d'adopter des recommandations pour la qualité de l'eau, pour la protection de l'eau et pour ses usages particuliers au Canada.

Abstract

A literature review was conducted of the available information on the physical and chemical properties, environmental concentrations, environmental fate and persistence, bioaccumulation potential, and toxic effects of trichloroethylene (TCE) on freshwater and marine biota. The information is summarized in this publication. From this information, water quality guidelines are recommended for the protection of specific water uses in Canada.

Préface

Les préoccupations de nature toxicologique et environnementale ont entraîné récemment une réduction de l'utilisation du trichloroéthylène (TCE) qui a été placé sur la liste des substances d'intérêt prioritaire (Gazette du Canada 1989), en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Conformément à cette Loi, les substances portées sur cette liste doivent faire l'objet d'une évaluation afin de déterminer si elles peuvent avoir des effets immédiats ou à long terme sur l'environnement. Le présent rapport a pour but d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada à l'égard du TCE, afin d'assurer la protection et la préservation des cinq principales utilisations de l'eau : eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable, qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives, vie aquatique marine et d'eau douce; eau destinée à l'irrigation et à l'abreuvement des animaux d'élevage, approvisionnement en eau industrielle.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trichloroéthylène

D.R.J. Moore, S.L. Walker, et R. Ansari

INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE

Le trichloroéthylène (TCE) (1,1,2-trichloroéthylène) est un composé C_2 de faible poids moléculaire, non saturé, dont la formule est $Cl_2C=CHCl$ (figure 1). Son numéro d'enregistrement CAS est 79-01-06. Le TCE est également connu sous d'autres noms courants et commerciaux : trichloroéthène, trichlorure d'acétylène, chlorelen, chloroéthylène, petzinol, triasol, et narcogen (Love et Eilers, 1982). Le TCE est principalement utilisé comme solvant de dégraissage dans les industries de nettoyage des métaux, et on l'utilise également comme solvant domestique et industriel pour le nettoyage à sec, dans l'industrie textile, le décapage des peintures et comme solvant d'extraction pour les aliments, comme agent anesthésique pour certaines procédures chirurgicales, et comme fumigant (U.S. EPA, 1978; Cogswell et coll., 1982; Bruckner et coll., 1989).

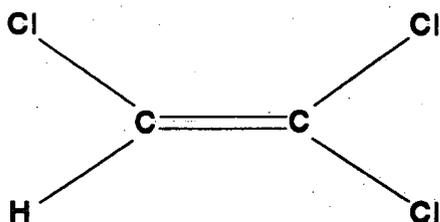


Figure 1. Structure de la formule du trichloroéthylène

Production

La fabrication commerciale du TCE se fait par chloration de l'éthylène et du dichloroéthane. Au début des années 1970, la production annuelle totale de TCE aux États-Unis était de 277 100 t (McNeill, 1979). Toutefois, la production annuelle avait fléchi à 118 000 t à la fin des années 1970, principalement en raison des restrictions imposées par les États américains à l'égard des émissions de TCE (ATRG, 1988).

Au Canada, les usines de la CIL et de Venchem, toutes deux à Shawinigan (Québec), étaient les deux seuls producteurs de TCE. En 1976, leur capacité

totale de production était de 38 000 t, mais la production intérieure de TCE était de 22 500 t, tandis que les importations restaient relativement faibles (200 t), et la demande intérieure totale n'atteignait que 12 700 t, dont 10 000 pour l'industrie de nettoyage des métaux, 2,3 t pour la production de perchloroéthylène, et le reste pour l'utilisation diverse (400 t), les ventes à l'exportation (6500 t) et l'équilibrage des stocks (3300 t). Depuis 1976, les pressions continues exercées en faveur de la protection de l'environnement ont entraîné une utilisation moindre du TCE. Des exigences plus strictes en matière d'équipement ont eu pour effet de réduire les émissions et d'accroître le recyclage du TCE, ce qui a contribué à réduire la demande. Depuis la fermeture de l'usine de perchloroéthylène/trichloroéthylène (TCE) de la CIL en 1985, les importations sont devenues la seule source d'approvisionnement. En 1988, les importations de TCE ont atteint 3000 t dont 2900 pour l'industrie de nettoyage des métaux. Les prévisions pour les besoins intérieurs de TCE en 1992 laissent entrevoir une demande encore plus faible qui se chiffrait à 2200 t (CPI, 1988).

TCE dans l'environnement

Le trichloroéthylène ne semble pas exister à l'état naturel. On a estimé que 60 % de la production mondiale totale jusqu'à présent est relâchée dans l'environnement (U.S. EPA, 1979). On a décelé la présence de TCE dans l'air, le sol, la nourriture, et les tissus humains (Pearson et McConnell, 1975; Bruckner et coll., 1989). De plus, la présence de TCE dans les rivières, les lacs, les sources municipales d'approvisionnement en eau, la mer et le biote aquatique (voir concentrations dans l'environnement) indiquent que le TCE est largement diffusé dans le milieu aquatique (U.S. EPA, 1978). On a décelé la présence de TCE dans 34 % des sources d'approvisionnement en eau analysées aux États-Unis (Conglio et coll., 1980; Westrick et coll., 1984) et c'est le produit chimique le plus souvent détecté dans les lieux décontaminés en vertu du programme Superfund (Abelson, 1990).

Recommandations relatives au TEC

L'U.S. EPA (1978, 1980, 1986) a publié des données sur l'effet du TCE sur la qualité de l'eau ambiante; mais comme les exigences minimales de l'EPA en ce qui concerne la base des données n'ont pas été respectées, on n'a établi aucune limite numérique. Toutefois, l'U.S. EPA a noté que le TCE a un effet observé aigu sur l'eau douce à une concentration maximale de $45.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et un effet chronique à une concentration de $21.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Plusieurs États américains ont proposé ou établi des directives à l'égard du TCE afin de protéger la vie aquatique d'eau douce, directives qui prévoient des concentrations inférieures à celles proposées par l'U.S. EPA. Par exemple, le Michigan a fixé à une valeur de $0.094 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentration maximale de TCE qui, théoriquement, n'aurait aucun effet négatif sur les organismes aquatiques importants (et leur progéniture) exposés de façon continue pendant toute leur vie (Zugger, 1989). Au Canada, le CCMRE (1987) avait indiqué que les données étaient insuffisantes au moment de la rédaction pour pouvoir faire des recommandations à l'égard du TCE.

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Propriétés

Le tableau 1 présente les propriétés physiques et chimiques du TCE. Le TCE est un liquide à la température ambiante (point d'ébullition = 87°C), et il est plus lourd (densité = 1.47 entre 20°C et 4°C) et a une tension superficielle ($0.029 \text{ N}\cdot\text{m}^{-1}$) plus faible que celle de l'eau (McNeill, 1979; Muraoka et Hirata, 1988). Le TCE est modérément soluble dans l'eau ($1100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (Pearson et McConnell, 1975). Il a une pression de vapeur élevée (8.0 kPa à 20°C) (Verschueren, 1983). Son coefficient de partage 1-octanol/eau mesuré est $\log K_{ow} = 2.29$ (U.S. EPA, 1975). Les essais sur le terrain ont démontré que le TCE ne se partage pas de façon sélective dans les sédiments aquatiques (Pearson et McConnell, 1975). Il n'est pas non plus sorbé sur les graviers grossiers (McConnell et coll., 1975). Toutefois, les sédiments à haute teneur en matières organiques ont une grande capacité d'adsorption du TCE. Les propriétés physiques et chimiques du TCE semblent indiquer que la volatilisation est le principal processus d'élimination du TCE du milieu aquatique, bien que l'on puisse en trouver de petites quantités dans d'autres secteurs du milieu aquatique, notamment dans le biote et les sédiments.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du trichloroéthylène

État physique :	liquide incolore
Odeur :	type chloroforme
Poids moléculaire :	$131.5^{(1)}$
Point de fusion :	$-87^\circ\text{C}^{(1)}$
Point d'ébullition :	$87^\circ\text{C}^{(1)}$
Pression de vapeur :	2.7 kPa ($0^\circ\text{C}^{(1)}$) 8.0 kPa ($20^\circ\text{C}^{(1)}$) 12.7 kPa ($30^\circ\text{C}^{(1)}$)
Solubilité dans l'eau :	$1100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($25^\circ\text{C}^{(2)}$)
Densité :	1.47 (20°C à $4^\circ\text{C}^{(3)}$)
Tension superficielle :	$0.029 \text{ N}\cdot\text{m}^{-1}$ ($20^\circ\text{C}^{(4)}$)
Coefficient de partage 1-octanol/eau (log) :	$2.29^{(5)}$

⁽¹⁾ Verschueren (1983)

⁽²⁾ Pearson et McConnell (1975)

⁽³⁾ McNeill (1979)

⁽⁴⁾ Muraoka et Hirata (1988)

⁽⁵⁾ U.S. EPA (1979)

Aspects analytiques du TCE

La détection du TCE n'est pas incluse dans la surveillance régulière des eaux de surface par la Direction de la qualité des eaux, à Environnement Canada. Toutefois, plusieurs provinces (Ontario, Alberta), le Laboratoire national de la qualité des eaux et l'Institut national de recherche sur les eaux, à Burlington, ont réalisé des études afin de déterminer les concentrations de TCE dans certaines eaux de surface.

Une technique couramment employée pour déterminer les concentrations de TCE dans l'eau consiste à utiliser un chromatographe en phase gazeuse Hewlett-Packard, avec colonne capillaire de silice fondue de 25 m, et l'hydrogène comme gaz porteur. La colonne, pourvue d'un détecteur à capture d'électrons ^{63}Ni , est programmée pour fonctionner entre -20°C et 80°C , à un rythme de $4^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ avec retenue initiale de 2 min (Kaiser et Oliver, 1976; Comba et Kaiser, 1983). On a trouvé que le taux de récupération des échantillons additionnés de TCE, mesurés par chromatographie gazeuse et capture d'électrons, était de $51\% \pm 15\%$ (Kaiser et Valdmanis, 1979), avec un seuil de détection de $1 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ (Kaiser et coll., 1983).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Sources

Le TCE peut entrer dans le milieu aquatique par diverses voies de pénétration : effluents industriels,

lessivage dans les sites d'enfouissement, fuites des fosses septiques, déversements accidentels, fuites de réservoirs et rejet par les particuliers. La principale voie de pénétration du TCE dans le milieu aquatique, dans les zones non industrielles, est probablement la volatilisation pendant la production et l'utilisation, d'où son transport subséquent dans l'atmosphère (U.S. EPA, 1979).

Résidus

Eaux souterraines

Les composés de faible poids moléculaire comme le TCE qui sont volatils et dont la solubilité dans l'eau est de modérée à élevée se prêtent bien au transport vers les eaux souterraines (Connor, 1984). Une fois présent dans les eaux souterraines, le TCE peut y persister, car la volatilisation est un procédé d'élimination inefficace dans ce milieu (Zoeteman et coll., 1980). Aux Pays-Bas, on a détecté des concentrations de TCE aussi élevées que $1.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les eaux souterraines, lors d'études courantes (Zoeteman et coll., 1980); à Vero Beach en Floride, on a détecté des concentrations de TCE aussi élevées que $8.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à la suite d'une fuite d'un réservoir souterrain (Wang et coll., 1985). Même après avoir déployé des efforts intenses pour décontaminer les eaux souterraines à Vero Beach (assèchement de l'aquifère), on a détecté des concentrations de TCE de $0.128 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 32 mois après la fuite.

Au Canada, il y a eu peu d'études visant à déterminer les concentrations de TCE dans les eaux souterraines. Lesage et coll., (1990) ont trouvé que les eaux souterraines situées près d'une décharge à Gloucester en Ontario présentaient des concentrations de TCE comprises entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et $0.583 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. À Ville-Mercier au Québec, les eaux souterraines d'un endroit situé également à proximité d'une décharge étaient contaminées au TCE, à des concentrations allant de 4.40 à $7.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (S. Lesage, 1989, Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.). Dans la ville d'Amherst en Nouvelle-Écosse, on a décelé des concentrations de TCE comprises entre 5 et $84 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans plusieurs puits municipaux et privés (N.S. DOE, 1983).

Eaux de surface

On a détecté du TCE dans les eaux douces et marines en divers endroits du monde, notamment près

des régions industrielles et urbaines (U.S. EPA, 1979). La présence de TCE à l'état de traces dans les régions non industrielles peut être attribuée au transport atmosphérique (Pearson et McConnell, 1975; McConnell et coll., 1975). Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE dans les eaux marines de la baie de Liverpool en Angleterre variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0.01 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et $3.6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Wang et coll. (1985) ont trouvé que les concentrations de TCE dans la rivière Indian, près du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach en Floride, variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0.1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et $9.9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces deux endroits se trouvent à proximité de zones industrielles qui sont des sources ponctuelles de TCE. Les concentrations de TCE observées dans ces eaux de surface indiquent donc que ces endroits sont relativement contaminés.

Les concentrations de TCE indiquées pour les eaux de surface au Canada varient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0.001 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à $90.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, les concentrations les plus fortes ayant été observées au Québec et en Ontario (tableau 2). Dans les échantillons des eaux de surface prélevés aux postes de contrôle du fleuve Saint-Laurent près de Sorel, Lum et Kaiser (1986) ont trouvé des concentrations de TCE atteignant $90.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Des effluents industriels près de Maitland, Montréal et Sorel ont été identifiés comme étant des sources ponctuelles de déversement de TCE dans le fleuve Saint-Laurent. En Ontario, on a trouvé du TCE dans les échantillons des eaux de surface provenant des rivières St. Clair (Kaiser et Comba, 1986), Niagara (Kaiser et coll., 1983) et Welland (Kaiser et Comba, 1983), ainsi que dans les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire. Dans les échantillons des eaux de surface prélevés dans les rivières Old Man, Red Deer, Athabasca et Saskatchewan Nord, en Alberta, on n'a détecté aucune trace de TCE (seuil de détection = $0.2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour 1984-1986; (seuil de détection = $1.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour 1987-1988) (Alberta Environment Centre, 1989).

Sédiments

En se servant des modèles de secteurs de différents milieux, Cohen et Ryan (1985) ont déterminé que les concentrations de TCE dans les sédiments aquatiques devaient être similaires à ceux que l'on retrouve dans les couches supérieures des eaux de surface. Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE dans les sédiments de la

Tableau 2. Concentrations du trichloroéthylène dans les eaux de surface au Canada

Endroit	Intervalle ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Seuil de détection ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Référence
Fleuve Saint-Laurent (Québec)	0,011-90,0	0,001	Lum et Kaiser, 1986
Rivière Niagara, cours inférieur (Ontario)	ND-0,011	0,001	Kaiser et coll., 1983
Lac Ontario (Ontario)	ND-0,033	0,001	Kaiser et coll., 1983
Lac Érié (Ontario)	0,003-0,063*	0,001	Kaiser et Valdmanis, 1979
Lac Sainte-Claire (Ontario)	ND-0,036	0,001	Kaiser et Comba, 1986
Rivière St. Clair, cours inférieur (Ontario)	ND-0,023	0,001	Kaiser et Comba, 1986
Rivière St. Clair (Ontario)	ND-42,0	1,0	COARGLWQ, 1986
Rivière Welland (Ontario)	ND-0,75	0,001	Kaiser et Comba, 1983
Rivière Old Man (Alberta)	ND	0,2(1984-86); 1,0(1987-88)	AEC, 1989
Rivière Saskatchewan Nord (Alberta)	ND	0,2(1984-86); 1,0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Bow (Alberta)	ND	0,2(1984-86); 1,0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Red Deer (Alberta)	ND	0,2(1984-86); 1,0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Athabasca (Alberta)	ND	0,2(1984-86); 1,0 (1987-88)	AEC, 1989

*Échantillons d'eau de surface et d'eau de fond.

baie de Liverpool en Angleterre variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0,01 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) et $9,9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; ces concentrations étaient similaires aux valeurs trouvées dans les échantillons d'eau provenant de la baie. On a observé une relation similaire dans la rivière Indian, à proximité du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach en Floride où les concentrations de TCE dans les sédiments variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) et $1,7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Wang et coll., 1985). Avant le déversement de TCE dans la rivière Indian, les concentrations de TCE dans les sédiments étaient inférieures au seuil de détection (Wang et coll., 1985).

Il y a peu de données sur les concentrations de TCE dans les sédiments aquatiques au Canada. Dans un document préparé dans le cadre de l'Accord Canada-Ontario relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (COARGLWQ, 1986), on a indiqué la présence de TCE dans 45 des 68 échantillons de sédiments (seuil de détection non indiqué) prélevés en 1985 dans la rivière St. Clair près de Sarnia en Ontario. La concentration maximale détectée était de $110,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; cette valeur est de plusieurs ordres de grandeur supérieure aux concentrations observées dans les régions relativement contaminées de la baie de Liverpool en Angleterre et de Vero Beach en Floride. Dans le seul échantillon de sédiments prélevé dans une rivière de l'Alberta en 1985, on n'a pas observé de TCE qui dépasse le seuil de détection (seuil de détection non indiqué) (Alberta Environment Centre, 1989).

Biote

Neely et coll., (1974) ont montré que le potentiel de bioaccumulation d'un composé est directement relié

à son coefficient de partage 1-octanol/eau. Pour le TCE, le logarithme du coefficient mesuré de partage 1-octanol/eau (K_{ow}) est de 2,29. Cela signifie que la bioaccumulation est possible pour le TCE, mais n'est probablement pas aussi importante que ce qu'on a observé dans le cas des autres organochlorés davantage non polaires comme les BPC (Nimmo et coll., 1975; Subramanian et coll., 1986). Pearson et McConnell (1975) ont déterminé les concentrations de TCE dans un bon nombre de tissus de biote marin provenant de différents niveaux trophiques dans la baie de Liverpool en Angleterre. Dans des foies de poissons, des concentrations de TCE variant entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids à l'état frais) dans le maquereau (*Scomber scombrus*) et $30,0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids à l'état frais dans la limande (*Limanda*). À la suite de leur étude, Pearson et McConnell (1975) ont conclu que la bioaccumulation de TCE était relativement faible (facteurs de bioaccumulation < 100) et qu'il n'y avait aucune preuve de bioamplification dans la chaîne alimentaire (figure 2). Pareillement, Wang et coll. (1985) ont trouvé que les huîtres de l'Atlantique (*Crassostrea virginica*) dans la rivière Indian, près du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach, présentaient peu de traces de bioaccumulation de TCE. Dans ces huîtres, les concentrations variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) à $10,8 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids à l'état frais). Ofstad et coll., (1981) ont trouvé dans des poissons norvégiens des concentrations de TCE variant entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 2,5 et $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, tout dépendant de la teneur des poissons en matières grasses) pour les filets de morue et de saumon, et $400 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids de matières grasses) dans les foies de morue (on n'a pas donné le nom des espèces). Dans cette dernière

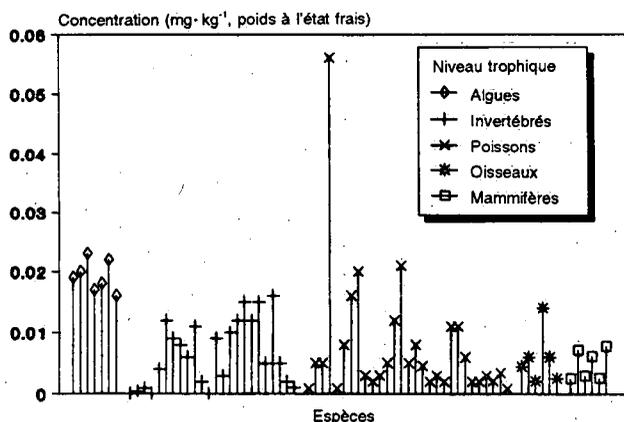


Figure 2. Concentrations du trichloroéthylène dans le biote marin de la baie de Liverpool en Angleterre (Pearson et McConnell, 1975). Les concentrations de trichloroéthylène dans les eaux de surface variaient entre le seuil de détection ($0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et $3.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

étude, les concentrations élevées de TCE ont été décelées dans des poissons pêchés dans des eaux contaminées par les effluents industriels d'usines de pâtes et papiers et de produits chimiques.

Au Canada, on n'a pas de données sur les concentrations de TCE dans le biote aquatique.

ÉVOLUTION ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT

Comportement dans le milieu d'eau douce

On a élaboré des modèles de différents milieux basés sur les propriétés physiques et chimiques du TCE afin de prévoir le devenir et le transport de ce composé dans l'environnement (Cohen et Ryan, 1985; Mackay et coll., 1985; Mackay, 1987). En règle générale, ces modèles prévoient que le TCE, en raison de sa volatilité élevée, est perdu dans l'atmosphère dès qu'il est libéré dans l'environnement, seules de faibles quantités se retrouvant dans les milieux terrestre et aquatique (figures 3 et 4). Dans l'atmosphère, la demi-vie du TCE est relativement courte, une partie importante du composé étant rapidement éliminée par photo-oxydation et hydrolyse subséquente (U.S. EPA, 1979; Gay et coll., 1976). Une certaine partie du TCE sera transportée à grande distance dans l'atmosphère, et le lessivage par la pluie peut faire tomber du TCE dans les systèmes terrestre et aquatique dans des régions où il n'y a pas de sources de ce composé (Mackay, 1987).

Le TCE qui se retrouve dans le milieu aquatique provient du déversement direct, du ruissellement des

sols et des retombées atmosphériques (Lay et coll., 1984). Dans le milieu aquatique, le TCE est modérément soluble et a tendance à demeurer en solution; il y a peu d'adsorption sur les sédiments en suspension ou de fond. La volatilisation est le principal mécanisme d'élimination du TCE dans le milieu aquatique (Dilling et coll., 1975; Jensen et Rosenberg, 1975; Dilling, 1977), et les autres mécanismes possibles d'élimination comme l'oxydation, l'hydrolyse et la dégradation microbienne ne sont pas jugés importants (Jensen et Rosenberg, 1975). Les sections suivantes décrivent les devenir possibles du TCE dans le milieu aquatique.

Volatilisation

Dilling et coll. (1975) et Dilling (1977) ont trouvé qu'une solution aqueuse de TCE ($1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), dans un becher ouvert, est perdue avec une demi-vie de 17.7 à 23.5 min. On gardait la solution en mouvement en l'agitant à une vitesse constante de 200 tours/min. Toutefois, lorsqu'on agitait la solution de façon intermittente (pendant 15 s toutes les 5 min), la demi-vie augmentait à plus de 90 min. Ces résultats ont amené Dilling et coll. (1975) à conclure que la volatilisation semble être le principal mécanisme par lequel le TCE est éliminé de l'eau. Toutefois, les résultats soulignent également les difficultés que l'on rencontre lorsqu'on extrapole les résultats de laboratoire aux écosystèmes aquatiques naturels, où les concentrations de TCE seraient plus faibles, et les paramètres comme l'agitation en surface seraient hautement variables. Lorsqu'on ajoutait diverses autres substances dans le récipient ouvert, comme de l'argile, du calcaire, du sable ou de la tourbe, les taux de volatilisation étaient à peine réduits et ne changeaient pas plus que par un facteur de 2.

Jensen et Rosenberg (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE diminuaient de 80 % après 8 jours dans un aquarium partiellement ouvert et éclairé (demi-vie = 3.44 jours). Lorsque l'aquarium était fermé sous éclairage ou à l'obscurité, moins de 50 % de la concentration initiale de TCE disparaissait après 8 jours. Ces résultats indiquent que la volatilisation du TCE est beaucoup plus rapide que la photolyse, l'hydrolyse ou l'oxydation dans les réseaux aquatiques.

Dans la recherche bibliographique, on n'a trouvé aucune mention d'études ayant mesuré les taux de volatilisation du TCE à l'écart des autres mécanismes possibles de dégradation de ce composé dans les ré-

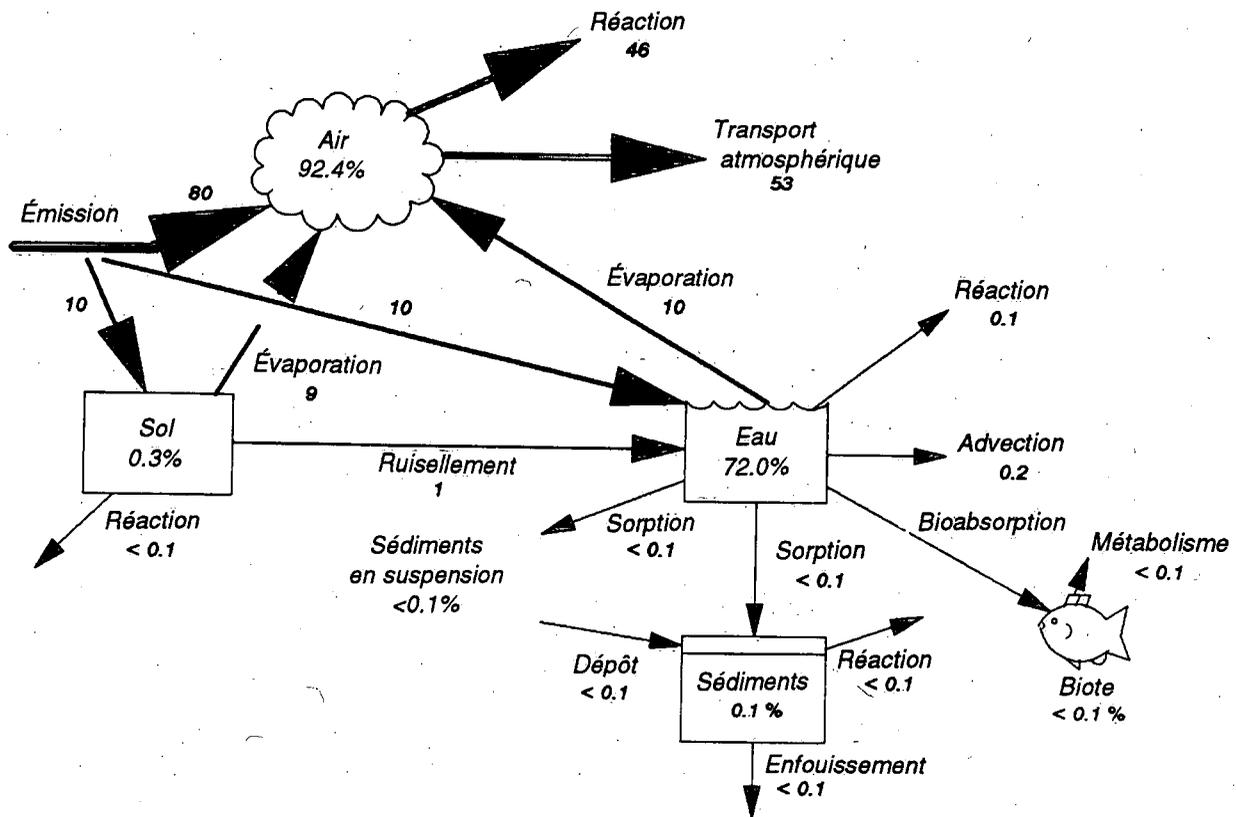


Figure 3. Diagramme de l'évolution du trichloroéthylène dans l'environnement (Mackay, 1987).

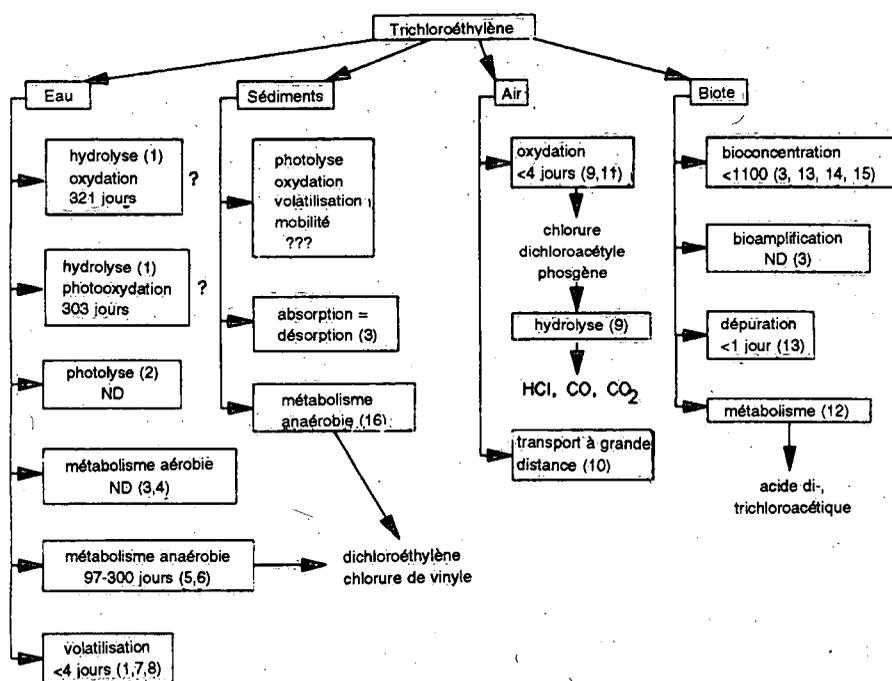


Figure 4. Mécanismes de l'évolution du trichloroéthylène.

seaux aquatiques naturels. Lay et coll. (1984) ont trouvé que la demi-vie du TCE versé dans un petit étang était de 2.7 jours. Bien que rien n'indique que les sédiments de fond aient agi comme piège pour le TCE, il se peut que d'autres mécanismes, à part la volatilisation, aient contribué à la disparition relativement rapide du TCE dans l'étang.

Lorsque le TCE entre dans l'atmosphère, la double liaison C=C du carbone est attaquée par les radicaux hydroxyles, ce qui entraîne la formation de chlorure dichloroacétyle et de phosgène comme produits primaires (Gay et coll., 1976; U.S. EPA, 1979). Ces composés sont ensuite rapidement hydrolysés, ce qui entraîne la formation de HCl, CO, CO₂ et d'un acide carboxylique (Gay et coll., 1976).

Photolyse, oxydation et hydrolyse

Wang et Tan (1987) ont trouvé que les concentrations de TCE diminuaient de 96.8 % lorsque le composé était irradié pendant 12 h dans un système de photolyse de l'eau catalysé au platine, le principal produit de dégradation étant l'éthane. Lorsqu'on ajoutait du zinc au système, le taux de dégradation augmentait. Toutefois, cette réaction n'a probablement pas d'importance pour l'environnement, car elle ne peut pas se produire dans des conditions naturelles. En effet, Wang et Tan (1987) ont trouvé qu'en l'absence du catalyseur platine, il n'y avait pas de photolyse du TCE.

Dilling et coll. (1975) ont trouvé des indications d'une possible photooxydation du TCE dans l'eau aérée en présence de lumière solaire. La quantité de TCE restant dans de l'eau aérée stockée à l'obscurité pendant 12 mois dans un système clos était d'environ 20 % supérieure à la quantité restant dans un même système exposé à la lumière solaire. L'élimination plus rapide du TCE à la lumière solaire a été attribuée à l'oxydation des radicaux libres. Toutefois, les demi-vies expérimentales du TCE observées dans l'obscurité (résultant de l'oxydation et de l'hydrolyse) et au soleil (résultant de la photooxydation et de l'hydrolyse) étaient de 10.7 et 10.1 mois, respectivement. Pareillement, Jensen et Rosenberg (1975) n'ont pas trouvé de différence importante dans le taux d'élimination du TCE dans des aquariums fermés et exposés au soleil ou à l'obscurité pendant 8 jours, ce qui indique qu'il n'y a pas eu de photolyse directe. De plus, les taux d'élimination du TCE dans cette expérience (5 % en 8 jours) étaient bien inférieurs au taux trouvé lorsque les aquariums étaient ouverts (80 % en 8 jours). Ces

études indiquent que la photolyse, l'oxydation et l'hydrolyse ne sont pas des mécanismes importants d'élimination du TCE présent dans le milieu aqueux, par rapport à la volatilisation.

Sorption

Dilling et coll. (1975) ont étudié l'élimination du TCE par sorption sur l'argile, le calcaire et la tourbe, dans trois expériences en système clos. Ils ont trouvé que l'argile bentonite, à une concentration de 375 mg·L⁻¹, adsorbait 10 % du TCE en solution en 10 min, alors qu'une concentration de 750 mg·L⁻¹ d'argile adsorbait 22 % du TCE en solution après 30 min. Le calcaire dolomitique en concentration de 500 mg·L⁻¹ éliminait 50 % du TCE en 20 min environ, et 90 % du TCE en 70 min environ. L'ajout de tourbe à raison de 500 mg·L⁻¹, pour simuler une teneur élevée en matières organiques dans l'eau, causait l'élimination de 40 % du TCE en 10 min, puis on ne mesurait plus d'élimination subséquente.

Dans une étude faite sur le terrain par Pearson et McConnell (1975) dans la baie de Liverpool, on n'a trouvé aucune indication de concentrations sélectives du TCE dans les sédiments marins, ce qui indique que l'adsorption, dans les écosystèmes marins naturels, n'est probablement pas un mécanisme d'élimination important par rapport aux autres mécanismes.

Biodégradation

On a démontré que quelques organismes dégradent le TCE par déchloration réductive dans des conditions anaérobiques favorables à la méthanogénèse (Kleopfer et coll., 1985; Pearsons et coll., 1985; Barrio-Lage et coll., 1988). On a trouvé que la demi-vie du TCE en dégradation microbienne était comprise entre 97.1 et 105.9 jours dans une expérience sur un microcosme anaérobie (Barrio-Lage et coll., 1988), et de 300 jours dans une étude sur le terrain portant sur des zones souterraines altérées à Palo Alto, près de San Francisco (Roberts et coll., 1982). Dans la première étude, l'ajout de méthane comme élément nutritif au microcosme a réduit la demi-vie du TCE à 39.0 jours. Ces résultats indiquent que la biodégradation du TCE dans les eaux souterraines peut se produire, mais à des taux beaucoup plus faibles que dans des conditions où la volatilisation serait possible. Baek et Jaffe (1989) ont montré qu'un mécanisme de fermentation symbiotique non méthanogène, pendant la méthanogénèse, accroissait la dégradation anaérobie du trichloroéthylène dans des

cultures méthanogènes mixtes. On a trouvé des produits de dégradation du TCE dans des eaux souterraines aux décharges de Gloucester en Ontario et de Ville-Mercier au Québec (Pakdel et coll., 1989; Lesage et coll., 1990). On a également montré qu'il y a dégradation dans les produits de lessivage anaérobies des décharges. Toutefois, on doit se préoccuper du fait que les produits de la biodégradation anaérobie du TCE comprennent des substances toxiques, à savoir : le chloroéthane, le dichloroéthylène et le chlorure de vinyle, cette dernière substance étant cancérigène (Bouwer et coll., 1981; Kleopfer et coll., 1985; Parsons et coll., 1985; Vogel et McCarty, 1985; Baek et Jaffe, 1989; Pakdel et coll., 1989; Lesage et coll., 1990).

On n'a pas démontré qu'il pouvait y avoir dégradation microbienne du TCE dans un milieu aérobie (Pearson et McConnell, 1975; Bouwer et coll., 1981), sauf en présence de substrats de croissance comme le phénol, le toluène et le crésol (Nelson et coll., 1987), le méthane et le méthanol (Little et coll., 1988; Berwanger et Barker, 1988; Strandberg et coll., 1989), ou un mélange de gaz naturel (Wilson et Wilson, 1985). Ces résultats peuvent être utiles pour les projets de bonification des eaux souterraines, mais ils ont probablement peu d'importance environnementale.

Les études sur les mammifères donnent peu d'indication à l'effet que le TCE puisse être métabolisé par les organismes supérieurs pour produire des acides di- et trichloroacétiques (Daniel, 1963). Liebman (1965) a indiqué que le TCE est converti en chloral par des microcosmes du foie et il a présenté des données à l'effet que la réaction est catalysée par le cytochrome P-450. Le chloral, le trichloroéthanol et l'acide trichloroacétique sont les principaux métabolites du TCE détectés *in vivo* (Defalque, 1961; Kimmerle et Eben, 1973).

BIOACCUMULATION

Geyer et coll. (1984) ont trouvé que la chlorophycée (*Chlorella fusca* var. *vacuolata*) a un facteur de bioconcentration (FBC) de 1160 lorsqu'elle est exposée à une concentration de TCE de $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pendant 1 jour. On n'a trouvé aucune autre étude portant sur la bioaccumulation dans les plantes ou le phytoplancton.

Barrows et coll. (1980) ont trouvé que le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à une concentration moyenne de TCE de $3.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pendant une période de 14 jours avait un facteur de bioconcentration

de 17. Dans cette étude, les concentrations de TCE avaient atteint l'équilibre dans les tissus des poissons à la fin des 14 jours d'exposition, et par conséquent des expositions plus longues n'auraient pas accru le facteur de bioconcentration. Lorsque les poissons ont été placés dans des aquariums propres, la dépuración du TCE a été rapide, avec une demi-vie inférieure à 1 jour. On a trouvé une seule autre étude portant sur la bioaccumulation de TCE dans les poissons : Freitag et coll. (1985) ont trouvé que l'ide mélanote (*Leucociscus idus melanotus*) avait un facteur de bioconcentration de 90 après une exposition de 3 jours au TCE. Il n'est pas évident d'après cette dernière étude si la bioconcentration de TCE avait atteint un équilibre dans les poissons après les 3 jours d'exposition.

Pearson et McConnell (1975) ont déterminé les concentrations de TCE dans les tissus d'une grande variété d'organismes marins vivant dans la baie de Liverpool en Angleterre. On a choisi les espèces afin qu'elles représentent différents niveaux trophiques. Les résultats obtenus ont indiqué qu'il y avait peu de bioaccumulation par le plancton (FBC < 10), et que chez les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères, la bioaccumulation était très variable (FBC < 2 à 100) (figure 2). On n'a trouvé aucune indication de bioamplification du TCE dans le réseau alimentaire aquatique de la baie de Liverpool en Angleterre.

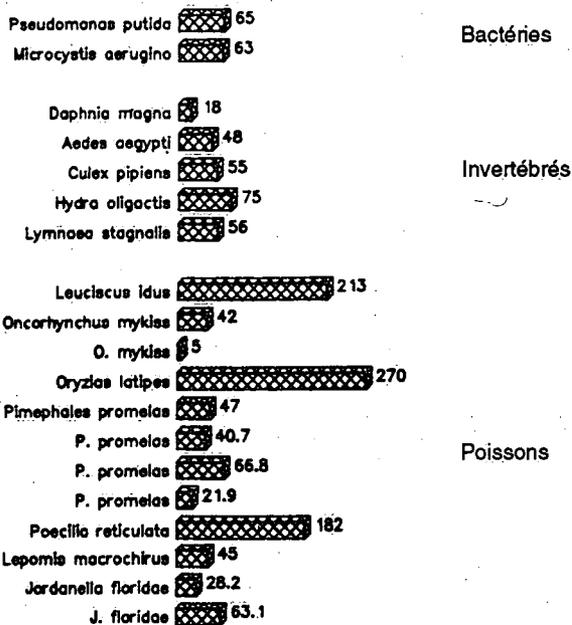
TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE

La qualité des données publiées sur la toxicité est très variable, car les protocoles normalisés pour les essais de toxicité peuvent devenir caduques, ou bien ils ne sont pas toujours disponibles ou même suivis. Afin d'assurer une évaluation scientifique uniforme de chaque composé de chloroéthane, les données utilisées pour l'élaboration d'une recommandation doivent répondre à certains critères établis par le CCME (1991). Ces critères comprennent des données sur les conditions et les modes d'essai (p. ex., en circulation continue, ou en milieu statique), les concentrations d'essai, la température, la dureté de l'eau, le pH, la structure expérimentale (contrôles, répétitions), ainsi qu'une description des statistiques utilisées pour l'évaluation des données. Chaque étude est évaluée d'après les données ci-dessus, et on la classe comme primaire, secondaire ou inacceptable (CCME, 1991, pour une description détaillée des critères de codification). Toutes les données incluses dans l'ensemble de données minimales doivent être primaires afin que l'on

maires afin que l'on puisse élaborer des recommandations complètes. Pour l'élaboration des recommandations provisoires, on peut utiliser les données primaires ou secondaires. Les données de toxicité qui ne satisfont pas aux critères des données primaires ou secondaires sont jugées inacceptables, et on ne peut les utiliser pour l'élaboration de l'un ou l'autre type de recommandation.

Un grand nombre d'études ont porté sur la toxicité aiguë du TCE pour le biote d'eau douce et le biote marin (figure 5) (Tableaux B-1 et B-2). Un nombre moindre d'études ont porté sur la toxicité chronique du TCE pour le biote aquatique (Tableau B-3). Pareillement, peu d'études sur le terrain ou en microcosme se sont attardées aux effets du TCE sur les communautés aquatiques (Tableaux B-1 et B-2). Cette section a pour but de décrire les effets toxiques du TCE sur le biote aquatique.

BIOTE D'EAU DOUCE



BIOTE MARIN

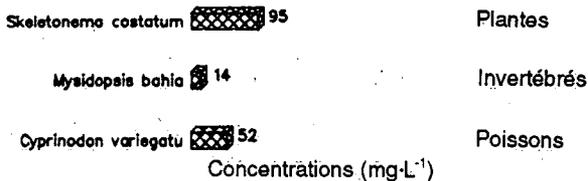


Figure 5. Niveau de la toxicité aiguë dans le biote aquatique après une exposition aiguë au TCE.

Toxicité aiguë

Bactéries

Le seuil toxique du TCE (concentration à laquelle la multiplication des cellules commence à être inhibée) était de 65.0 mg·L⁻¹ pour la bactérie *Pseudomonas putida* après une exposition de 6 h, et de 63.0 mg·L⁻¹ pour la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* après une exposition de 192 h (Bringmann et Kuhn, 1980; Slooff et coll., 1983a). Ces deux études, jugées secondaires, ont été réalisées dans des conditions statiques, et les concentrations signalées de TCE dans le milieu de croissance étaient basées sur des concentrations nominales (non mesurées). La bactérie marine *Photobacterium phosphoreum*, qu'on a également utilisée pour les essais de toxicité en eau douce, présentait une inhibition à la lumière de 50 % à une concentration de 120 mg·L⁻¹ après une exposition de 15 min; toutefois, on a jugé cette étude inacceptable en raison des données insuffisantes sur les conditions d'essai (Kaiser et Ribo, 1988).

Phytoplancton

Chez une espèce marine, la diatomée *Skeletonema costatum*, on a observé une réduction de 50 % du nombre de cellules après une exposition de 96 h au TCE, à une concentration moyenne mesurée de 95.0 mg·L⁻¹, dans un essai statique classé comme secondaire (Ward et coll., 1986). Dans un essai statique, non mesuré, portant sur l'algue marine unicellulaire *Phaeodactylum tricorutum*, on a observé qu'une concentration nominale de TCE de 8.0 mg·L⁻¹ causait une inhibition de 50 % de l'assimilation du ¹⁴C pendant la photosynthèse (Pearson et McConnell, 1975). Toutefois, on a jugé cette étude inacceptable, car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées. Dans la seule étude trouvée sur les espèces d'eau douce, et portant sur le *Selenastrum capricornutum*, on a indiqué pour le taux de croissance une concentration sans effet observé (CSEO) de 175 mg·L⁻¹ après une exposition de 96 h au TCE dans un essai statique, lequel a été jugé secondaire car les concentrations n'avaient pas été mesurées (Slooff et coll., 1983a).

Dans un regroupement naturel de phytoplancton estuarien, on n'a observé aucun effet inhibiteur sur l'assimilation de ¹⁴C pendant une exposition de 48 h au TCE à 0.5, 1.0 et 2.0 mg·L⁻¹, dans un essai à circulation continue jugé secondaire, car les concentrations n'avaient pas été mesurées (Erickson et

Hawkins, 1980). Dans une culture mixte contenant la diatomée marine *Thalassiosira pseudonana* et l'algue marine *Dunaliella tertiolecta*, on n'a observé aucun effet sur la composition de la communauté après une exposition de 96 h au TCE à deux concentrations, soit 0.05 et 0.10 mg·L⁻¹ dans un essai statique (Biggs et coll., 1979). Toutefois, on a jugé cette étude inacceptable car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées.

Invertébrés

Afin de déterminer les effets du TCE sur les espèces de *Daphnia*, on a réalisé plusieurs essais de toxicité aiguë. La *Daphnia magna* (âgée de 4 à 6 jours) présentait une CL₅₀ - 48 h (immobilisation) de 7.76 mg·L⁻¹ de TCE dans un essai statique non mesuré, qui a été classé comme secondaire (Abernethy et coll., 1986). Dans un autre essai statique non mesuré également classé comme secondaire, on a observé que la jeune (âgée de moins de 24 h) *D. magna* avait une CL₅₀ - 48 h de 18.0 mg·L⁻¹, et une CSEO - 48 h de 2.2 mg·L⁻¹ (LeBlanc, 1980). Dans des études faites en laboratoire selon un protocole expérimental similaire, les CL₅₀ - 48 h correspondantes étaient plus élevées, variant de 42.0 à 97.0 mg·L⁻¹ de TCE (Canton et Adema, 1978). Dans ces dernières études, on a également trouvé que la jeune *D. pulex* (âgée de moins de 24 h) avait une CL₅₀ - 48 h de 45.0 mg·L⁻¹, et que la *D. cucullata* âgée de 11 jours avait une CL₅₀ - 48 h de 57.0 mg·L⁻¹. Ces études ont été jugées inacceptables, car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées.

Des espèces d'invertébrés provenant de groupes taxonomiques aussi variés que les oligochètes, les diptères, les gastéropodes, les amphipodes et les éphéméroptères ont également fait l'objet d'essais visant à déterminer leur réaction à de courtes expositions au TCE (Pearson et McConnell, 1975; Slooff, 1983; Slooff et coll., 1983a; Ward et coll., 1986). D'après les résultats de ces essais, il semble que la sensibilité au TCE varie selon les espèces. Par exemple, la susceptibilité au TCE varie d'une CL₅₀ - 96 h de 14.0 mg·L⁻¹ pour la crevette mysid marine *Mysidopsis bahia* dans un essai statique et mesuré, classé secondaire (Ward et coll., 1986), à une CL₅₀ - 48 h de 132.0 mg·L⁻¹ pour les vers oligochètes d'eau douce *Tubifex* et *Limnodrilus* dans un essai statique et non mesuré, et classé inacceptable car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées avec suffisamment de détails (Slooff, 1983).

Dans un essai statique, Slooff et coll. (1983b) ont trouvé qu'à une concentration moyenne nominale de TCE de 9.7 mg·L⁻¹, la vitesse de fermeture des valvules de la moule d'eau douce *Dreissena polymorpha* avait augmenté de façon notable. Slooff et coll. (1983b) n'ont pas analysé l'importance écologique de cette réaction. On a classé cette étude dans la catégorie inacceptable, car les données sur les conditions expérimentales étaient insuffisantes.

Poissons

Dans deux études, on a indiqué des CL₅₀ pour l'exposition au TCE d'espèces de poissons marins. Dans la première étude, Ward et coll. (1986) ont trouvé que le méné *Cyprinodon variegatus* avait une CL₅₀ - 96 h de 52.0 mg·L⁻¹, dans un essai statique avec mesure des concentrations, essai qu'on a classé comme secondaire. Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que la *Limanda* avait une CL₅₀ - 96 h de 16.0 mg·L⁻¹ pour le TCE, dans un essai en milieu à circulation continue avec mesure des concentrations. Toutefois, on a jugé que cette dernière étude était inacceptable, car les données sur les conditions de l'essai étaient insuffisantes.

Dans un essai en milieu à circulation continue, Alexander et coll. (1978) ont trouvé que la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) avait une CL₅₀ - 96 h de 40.7 mg·L⁻¹ de TCE (concentration mesurée). Dans des conditions similaires d'essai (circulation continue, mesure des concentrations), on a trouvé que la CL₅₀ de TCE était de 28.2 mg·L⁻¹ pour la jeune fondule *Jordanella floridae* (ATRG, 1988). Ces deux études ont été classées comme primaires. Slooff et coll. (1983a) ont trouvé chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) un taux de mortalité de 50 % après une exposition de 96 h à une concentration nominale de TCE de 42.0 mg·L⁻¹, dans un essai statique classé comme secondaire, car les concentrations n'avaient pas été mesurées. Dans cet essai, la concentration sans létalité observée (CSLO) était de 33.0 mg·L⁻¹. Slooff (1979), dans un essai de sous-létalité, a trouvé que le *O. mykiss* présentait un rythme de respiration grandement accru après une exposition de 24 h à 5.0 mg·L⁻¹ de TCE dans un essai en milieu à circulation continue, qui a été classé comme secondaire car les concentrations n'avaient pas été mesurées. Slooff (1979) n'a pas fait état de l'importance écologique de cette réaction et de la durée pendant laquelle cette réaction a été élevée. Les autres CL₅₀ indiquées variaient de 45.0 mg·L⁻¹ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) de

l'année dans un essai statique de 96 h sans mesure des concentrations (Buccafusco et coll., 1981), à 270.0 mg·L⁻¹ de TCE pour le medaka (*Oryzias latipes*) dans un essai statique de 48 h sans mesure des concentrations (Slooff et coll., 1983a). On a classé ces essais comme secondaires car les concentrations n'avaient pas été mesurées.

Amphibiens

Dans des essais statiques de 48 h sans mesure des concentrations, jugés inacceptables en raison d'informations insuffisantes sur les conditions expérimentales, le crapeau à griffes (*Xenopus laevis*) et l'axolotl mexicain (*Ambystoma mexicanum*) avaient un taux de mortalité de 50 % à des concentrations de TCE de 45.0 et 48.0 mg·L⁻¹, respectivement (Slooff et Baerselman, 1980). Dans cette étude, *X. laevis* et *A. mexicanum* avaient des CSLO de 41.0 et 29.0 mg·L⁻¹ de TCE, respectivement (Slooff et coll., 1983a).

Toxicité chronique

Dans une étude classée comme primaire, l'Aquatic Toxicity Research Group (ATRG, 1988) a établi la toxicité chronique du TCE envers la fondule *J. floridae* et la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) dans des études du cycle de vie en milieu à circulation continue, avec quatre repères biologiques : survie des embryons (éclosabilité des oeufs), survie des larves, survie des alevins, et croissance des alevins. La présence de TCE a grandement réduit la survie des larves après 10 jours et celle des alevins après 28 jours aux concentrations maximales utilisées, soit 21.2 mg·L⁻¹ et 20.9 mg·L⁻¹, respectivement. Toutefois, ces concentrations n'ont eu aucun effet sur la survie des embryons ou la croissance des alevins. Les concentrations sans effet observé (CSEO) sur la survie après 10 jours et la survie des alevins après 28 jours étaient de 5.76 et 10.6 mg·L⁻¹ de TCE, respectivement. D'après les données indiquées pour la survie des embryons de truite mouchetée, la survie des larves nageantes et la survie après 120 jours des alevins il ne semble pas y avoir de relation uniforme entre la dose et la réaction, et les résultats ne sont donc pas concluants. Toutefois, il y avait une relation uniforme entre la concentration de TCE et la croissance des alevins; à la plus faible concentration utilisée, soit de 0.21 mg·L⁻¹ de TCE, on a noté une diminution importante de 5 % du poids des alevins après 120 jours. À des concentrations de 0.68, 1.96, 4.31 et 11.3 mg·L⁻¹ de TCE, le poids des alevins après 120 jours avait diminué de 5 %, 17 %, 25 % et 44 %, respectivement.

Loekle et coll. (1983) ont trouvé que, à des concentrations nominales de 1.0 et 5.0 mg·L⁻¹ de TCE, il y avait une réduction du taux de croissance et de la durée de survie de la mollusque à voile (*Poecilia sphenops*) pendant une exposition de 60 jours dans un essai statique, dans lequel les produits chimiques d'essai étaient renouvelés tous les 14 jours. Toutefois, on juge ces données inacceptables pour les raisons suivantes : les essais n'ont pas été reproduits; on n'a pas indiqué les conditions critiques de l'essai (p. ex., température et pH); un essai statique à long terme n'est pas applicable dans le cas d'un produit chimique très volatile comme le TCE (ASTM, 1988).

Dans une expérience réalisée sur une communauté vivant dans un étang naturel, étude qui a été classée comme secondaire, Lay et coll. (1984) ont observé une réduction importante de l'abondance de *Daphnia*, et de la richesse et de l'abondance du phytoplancton à une concentration nominale de 25.0 mg·L⁻¹ de TCE, à la fin de la période d'observation de 43 jours. Ces modifications dans la structure de la communauté ont persisté jusqu'à la fin de la période d'observation, malgré la disparition de 50 % du TCE après 2.7 jours, et de 98 % après 15 jours. Cette étude indique que les déversements accidentels de TCE peuvent avoir des effets possibles à long terme sur les communautés aquatiques.

Effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes

Après avoir examiné les données existantes sur le sujet, Bull (1985) a conclu que le TCE est probablement cancérigène et mutagène, ce qui peut présenter un risque pour les humains lorsque l'eau potable provient d'eaux souterraines contaminées. On a montré que le TCE induit le cancer chez les souris et les rats (National Cancer Institute, 1976; National Toxicology Program, 1983, 1987; Fukuda et coll., 1983; Maltoni et coll., 1988). Toutefois, des études effectuées par d'autres chercheurs n'ont pas démontré de réactions cancérigènes au TCE (Van Duuren et coll., 1979; Henschler et coll., 1984). Connor (1984) a calculé que la consommation, pendant toute une vie, d'eaux souterraines contaminées à raison de 5.7 à 6.5 µg·L⁻¹ de TCE provoquerait une augmentation du risque de cancer de 2.1 à 2.4 x 10⁻⁶ chez les humains. L'U.S. EPA (1978) a estimé que des concentrations de TCE de 21, 2.1 et 0.21 µg·L⁻¹ dans l'eau provoqueraient un risque additionnel de cancer chez l'humain, pendant toute sa vie, de 10⁻⁵, 10⁻⁶ et 10⁻⁷, respectivement. On n'a trouvé aucune étude consacrée aux effets cancérigènes, mutagènes ou tératogènes

possibles du TCE sur les biotes aquatiques, et on ne peut donc pas évaluer ces risques.

SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS

Les recommandations pour la qualité des eaux au Canada découlent d'un vaste examen des données existantes sur le trichloroéthylène (tableau 3). Dans ce qui suit, on trouve le sommaire de l'analyse de ces recommandations.

Tableau 3. Recommandations pour la qualité de l'eau à l'égard du trichloroéthylène

Utilisation de l'eau	Recommandation (mg·L ⁻¹)
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	0.05 mg·L ⁻¹ *
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	Données insuffisantes
Vie aquatique A. Eau douce	0.02 mg·L ⁻¹ †
B. Eau marine	Données insuffisantes
Agriculture A. Eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage	0.05 mg·L ⁻¹ ‡
B. Irrigation	Données insuffisantes
Approvisionnement en eau industrielle	Données insuffisantes

*Valeur proposée par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1989).

†Recommandation provisoire.

‡Recommandations sur la qualité de l'eau potable au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1989) adoptées comme recommandations provisoires sur l'eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage au Canada.

Sources d'approvisionnement en eau potable

Le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable a recommandé une concentration de 0.05 mg·L⁻¹ de TCE pour cette utilisation de l'eau (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Si après un an aucune donnée nouvelle ne conteste cette valeur, cette recommandation sera adoptée.

Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique

Le seuil de perception de l'odeur du TCE dans l'eau est de 10 mg·L⁻¹ (Verschueren, 1983). Dans les études publiées, on n'a trouvé aucun seuil pour le goût ou la coloration du poisson. En l'absence de telles données, il n'y a pas assez d'information pour présenter des recommandations sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada.

Organismes aquatiques

Organismes aquatiques d'eau douce

La figure 6 indique que, pour ce qui est du TCE, on n'a pas satisfait aux exigences minimales en matière de données pour déterminer des recommandations visant à protéger les organismes aquatiques d'eau douce. Il n'existe notamment pas d'études primaires sur les invertébrés ou les plantes d'eau douce. Toutefois, les exigences minimales en matière de données pour l'élaboration d'une recommandation provisoire ont été satisfaites, et il est donc possible d'établir une telle recommandation provisoire à partir des données existantes (CCME, 1991).

D'après les données de toxicité chronique, l'organisme d'eau douce le plus sensible a été la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*), pour laquelle on a enregistré une diminution importante de 5 % du poids des alevins après 120 jours (niveau minimal produisant un effet observé LOEL), après une exposition à 0.21 mg·L⁻¹ de TCE dans un essai en milieu à circulation continue (ATRG, 1988). Si l'on veut protéger et préserver la vie aquatique d'eau douce, il est recommandé, de façon provisoire, que la concentration de TCE dans l'eau ne dépasse pas 0.02 mg·L⁻¹. On a établi cette concentration en ajoutant, selon les indications du CCME (1991), un facteur de sécurité d'un ordre de grandeur à la valeur chronique la plus faible (truite mouchetée, ATRG 1988) pour une exposition à long terme.

Organismes aquatiques marins

On ne peut établir de recommandations finales ou provisoires pour la protection et la préservation des organismes aquatiques marins parce qu'il n'y avait pas d'études primaires sur les espèces marines de poissons, d'invertébrés, ou de plantes; et que pour le biote marin, il n'y avait qu'une seule étude de toxicité aiguë sur les poissons et une seule autre sur les invertébrés (Ward et coll., 1986) (figure 7). Afin de pouvoir établir une recommandation provisoire, la base minimale de données doit comporter au moins deux études sur des espèces d'invertébrés et sur les espèces de poissons (CCME, 1991).

Utilisation de l'eau en agriculture

Abreuvement du bétail

L'étude U.S. EPA (1978) a déterminé que l'inhalation était le principal mécanisme par lequel les

Utilisation de l'eau: Protection des organismes aquatiques d'eau douce

Composé: Trichloroéthylène (TCE)

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur la toxicité.

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Résidant en Amérique de Nord	Exigences additionnelles*	Référence
Poissons	1.	x	x	FROID, CHRONIQUE CHAUD, CHRONIQUE	ATRG, 1988 ATRG, 1988 Alexander et coll., 1978
	2.	x	x		
	3.	x	x		
Invertébrés	1.	—	—	—	—
	2.	—	—	—	—
Plantes	1.	—	—	—	—

* Poisson: i) des études sur au moins une espèce d'eau froide et une espèce d'eau chaude sont requises (FROID, CHAUD);
ii) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE).

Invertébrés : i) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE);
ii) au moins deux classes d'invertébrés doivent être représentées (CL 1, CL 2);
iii) il doit y avoir au moins une espèce planctonique (PLC).

Exemptions aux exigences ci-dessous, avec justifications scientifiques: Oui ___ Non x.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité: Oui ___ Non x. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connaît-on la mobilité du composé et les milieux de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui x Non ___.
- (2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui x Non ___.
- (3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui x Non ___.
- (4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui x Non ___.

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada:

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë ou chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui x Non ___.
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui x Non ___.
- (3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui x Non ___.

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota: Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure 6. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques d'eau douce.

Utilisation de l'eau: Protection des organismes aquatiques marins

Composé: Trichloroéthylène (TCE)

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	—	—	—		—
	2.	—	—	—		—
	3.	—	—	—		—
Invertébrés	1.	—	—	—	—	—
	2.	—	—	—		—
Plantes	1.	—	—			—

Exemptions aux exigences ci-dessous, avec justifications scientifiques: Oui ___ Non x.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité: Oui ___ Non x. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connaît-on la mobilité du composé et les milieux de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on retrouve? Oui x Non ___.
- (2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui x Non ___.
- (3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui x Non ___.
- (4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui x Non ___.

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada:

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë ou chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui ___ Non x.
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui x Non ___.
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui ___ Non x.

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota: Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure 7. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques marins.

mammifères terrestres sont exposés au TCE. Il n'existe pas de données sur la toxicité du TCE pour les animaux d'élevage. En l'absence de telles données pour d'autres produits chimiques, les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sont adoptées comme recommandations provisoires pour l'eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage. Cette mesure a l'avantage d'offrir une marge de sécurité pour le bétail en contrôlant les résidus inacceptables dans les produits destinés au bétail. Santé et Bien-être social Canada (1989) propose pour le TCE, la concentration de $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ comme recommandation pour la qualité de l'eau potable que l'on peut adopter comme recommandation provisoire pour l'eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage au Canada afin de préserver cette utilisation de l'eau.

Irrigation

On n'a pas trouvé de données sur les effets du TCE sur les macrophytes terrestres, y compris les cultures. Par conséquent, il n'est pas possible d'établir une recommandation sur la qualité de l'eau pour le TCE dans cette utilisation de l'eau.

Eau utilisée à des fins industrielles

Il n'existe pas actuellement suffisamment de données pour permettre l'établissement de recommandations visant à protéger les approvisionnements en eau industrielle contre la plupart des composés chimiques. On étudie présentement les besoins de l'industrie relatifs à la qualité de l'eau, et lorsque cette étude sera terminée, on pourra peut-être établir des recommandations pour de nombreux composés, dont le TCE, afin de protéger cette utilisation de l'eau.

LACUNES DANS LES DONNÉES

Afin de réduire l'incertitude qui entoure la toxicité du TCE et de permettre l'établissement de recommandations relatives au TCE pour toutes les utilisations de l'eau, on devra accorder une attention particulière à plusieurs domaines de recherche. À l'heure actuelle, il y a insuffisance de données sur les concentrations de TCE dans les eaux souterraines, les sédiments et le biote au Canada. Ces données sont nécessaires pour deux raisons : évaluer le risque possible que présente actuellement le TCE pour les milieux aquatiques canadiens; déterminer si les processus de devenir du TCE dans l'environnement établis en laboratoire reflè-

tent fidèlement les concentrations de TCE mesurées dans l'environnement. Il existe également des lacunes en ce qui concerne les études portant sur le potentiel de bioaccumulation et les taux de dépurabilité du TCE dans le biote aquatique. Jusqu'à présent, le potentiel de bioaccumulation du TCE a été étudié seulement dans le cas d'une espèce de phytoplancton et de deux espèces de poissons. Il n'y a pas eu d'étude sur la bioaccumulation de ce composé chez les invertébrés. Qui plus est, les effets de l'exposition à long terme du biote aquatique au TCE ont fait l'objet d'une seule étude (ATRG, 1988), et dont les résultats n'ont pas été publiés. Pour que la recommandation provisoire sur la présence de TCE dans la vie aquatique d'eau douce devienne permanente, il faut qu'au moins deux études primaires soient effectuées sur les réactions (de préférence, mesurées pendant un cycle de vie) d'une espèce d'invertébré à l'exposition chronique au TCE. Pour établir une recommandation au sujet de la vie aquatique marine, il faut réaliser les études suivantes sur la toxicité du TCE : (i) une étude primaire d'exposition aiguë sur des espèces marines de poissons; (ii) deux études primaires sur l'exposition chronique (manifestations non létales) d'espèces marines de poissons au composé, chaque étude devant comprendre les premiers stades de vie d'une espèce d'eau tempérée; (iii) deux études d'exposition chronique (manifestations non létales) portant sur les espèces d'invertébrés marins et comprenant les premiers stades de vie d'une espèce d'eau tempérée; (iv) une étude primaire de toxicité portant sur une espèce de plante ou d'algue d'eau tempérée. On pourrait établir une recommandation provisoire pour la vie aquatique marine si on disposait d'une étude additionnelle sur l'exposition aiguë au composé d'une espèce d'invertébré marin et d'une espèce de poisson marin.

Bien qu'il soit souhaitable d'avoir des données supplémentaires sur la toxicité du TCE pour les animaux d'élevage, il est probable qu'une recommandation pour la qualité de l'eau dans ce domaine soit inutile, car l'eau ne constitue pas pour les animaux d'élevage une voie importante d'exposition au TCE. Il n'y a pas de données permettant d'évaluer la tolérance des cultures au TCE contenu dans l'eau d'irrigation. Comme le TCE est volatil et non persistant, il est peu probable que ce composé présente un risque toxique pour les cultures au Canada. Toutefois, d'autres études sur le devenir du TCE afin d'en déterminer la persistance dans les cultures et le sol, ainsi que d'autres études de toxicité de ce produit sur les cultures sont souhaitables et nécessaires, afin de

pouvoir établir une recommandation pour cette utilisation de l'eau.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les membres du groupe de travail sur les Recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour leurs commentaires et leurs suggestions utiles. Cette étude a été grandement améliorée grâce à la révision et les commentaires des collègues M.C. Taylor, R.A. Kent, M.P. Wong, R.C. Pierce et B.P. Pauli, tous de la Direction de la qualité des eaux; K.L.E. Kaiser et S. Lesage de l'Institut national de recherche sur les eaux; B. Elliott de la Direction des produits chimiques commerciaux; et L.E. Fiddler de MacDonald Environmental Sciences Ltd.

RÉFÉRENCES

- Abelson, P.H. 1990. Volatile contaminants of drinking water. *Science* 247:141.
- Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells, et D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. *Aquat. Toxicol.* 8: 163-174.
- AEC. (Alberta Environment Centre). 1989. Trichloroethylene data from Oldman, Bow, Red Deer, Athabasca, Peace and North Saskatchewan River basins (1984-1988). Alberta Environmental Protection Services. Inédit.
- Alexander, H.C., W.M. McCarty, et E.A. Bartlett. 1978. Toxicity of perchloroethylene, trichloroethylene, 1,1,1-trichloroethane, and methylene chloride to fathead minnows. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 344-352.
- ASTM. 1988. Standard practice for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. E729-88. Philadelphia, Pa.: American Society for Testing and Materials.
- ATRG. 1988. Aquatic toxicity of multiple organic compounds. II. Chlorinated ethanes and chlorinated ethylenes. Une étude sommaire préparée pour le ministre de l'environnement de l'Ontario par le Aquatic Toxicity Research Group, Lakehead University, Thunder Bay (Ontario).
- Baek, N.H., et P.R. Jaffe. 1989. The degradation of trichloroethylene in mixed methanogenic cultures. *J. Environ. Qual.*, 18: 515-518.
- Barrio-Lage, G.A., F.Z. Parsons, et P.A. Lorenzo. 1988. Inhibition and stimulation of trichloroethylene biodegradation in microaerophilic microcosms. *Environ. Toxicol. Chem.*, 7:889-895.
- Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek, et J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Dans *Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*, (éd.) R. Haque. Ann Arbor, Michigan. Ann Arbor Science Publ. Inc.
- Berwanger, D.J., et J.F. Barker. 1988. Aerobic biodegradation of aromatic and chlorinated hydrocarbons commonly detected in landfill leachates. *Water Pollut. Res. J. Can.*, 23: 460-474.
- Biggs, D.C., R.G. Rowland, et C.F. Wurster. 1979. Effects of trichloroethylene, hexachlorobenzene and polychlorinated biphenyls on the growth and cell size of marine phytoplankton. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 21: 196-201.
- Bouwer, E.J., B.E. Rittmann, et P.L. McCarty. 1981. Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 15: 596-602.
- Bringmann, G., et R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.*, 14: 231-241.
- Bruckner, J.V., B.D. Davis, et J.N. Biancato. 1989. Metabolism toxicity, and carcinogenicity of trichloroethylene. *CRC Crit. Rev. Toxicol.*, 20: 31-50.
- Buccafusco, R.J., S.J. Ells, et G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 26: 446-452.
- Bull, R.J. 1985. Carcinogenic and mutagenic properties of chemicals in drinking water. *Sci. Total Environ.*, 47: 385-413.
- Canada Gazette. 1989. Priority Substances List. Extract Canada Gazette, Part I, 11 février 1989, Approvisionnement et Services Canada.
- Canton, J.H., et D.M.M. Adema. 1978. Reproducibility of short-term and reproduction toxicity experiments with *Daphnia magna* and comparison of the sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pullex* and *Daphnia cucullata* short-term experiments. *Hydrobiologia*, 59: 135-140.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. Dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (1987)*. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement, Annexe IX.
- CCMRE. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- COARGLWQ. 1986. Canada-Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality. St. Clair River Pollution Investigation (Sarnia area).
- Cogswell, S.A., J. Bakker, et A. Kitai. 1982. CEH Marketing Research Report, C₂ Chlorinated Solvents. Chemical Economics Handbook. New York, SRI International.
- Cohen, Y., et P.A. Ryan. 1985. Multimedia modelling of environmental transport: Trichloroethylene test case. *Environ. Sci. Technol.*, 19: 412-417.
- Comba, M.E., et K.L.E. Kaiser. 1983. Determination of volatile contaminants at the ng/L level in water by capillary gas chromatography with electron capture detection. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 16: 17-31.
- Conglio, W.A., K. Miller, et D. Mackeever. 1980. The occurrence of volatile organics in drinking water. Criteria and Standards Division, Science and Technology Branch, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Cité dans Bruckner et coll., 1989).
- Connor, M.S. 1984. Comparison of the carcinogenic risks from fish vs. ground water contamination by organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 18: 628-631.
- CPI (Canadian Process Industries). 1988. Trichloroethylene. Corpus Information Services, Don Mills.
- Daniel, J.W. 1963. *Biochem. Pharmacol.*, 12: 795-802. (Cité dans Pearson et McConnell, 1975).
- Defalque, R.J. 1961. *Clin. Pharmacol. Ther.*, 2: 665-688. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).
- Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloro methanes, ethanes, ethylenes, propanes, and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. *Environ. Sci. Technol.* 11: 405-409.

- Dilling, W.L., N.B. Tefertiller, et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. *Environ. Sci. Technol.*, 9: 833-838.
- Erickson, S.J., et C.E. Hawkins. 1980. Effects of halogenated organic compounds on photosynthesis in estuarine phytoplankton. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 24: 910-915.
- Freitag, D., L. Ballhorn, H. Geyer, et F. Korte. 1985. Environmental hazard profile of organic chemicals. An experimental method for the assessment of the behaviour of organic chemicals in the ecosystem by means of simple laboratory tests with ¹⁴C labelled chemicals. *Chemosphere*, 14: 1589-1616.
- Fukuda, K., K. Takemoto et H. Tsuruta. 1983. Inhalation carcinogenesis of trichloroethylene in mice and rats. *Ind. Health*, 21: 243-254.
- Gay, B.W., P.L. Hanst, J.J. Bufalini, et R.C. Noonan. 1976. Atmospheric oxidation of chlorinated ethylenes. *Environ. Sci. Technol.*, 10: 58-67.
- Geyer, H., G. Politzki, et D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. *Chemosphere* 13: 269-284.
- Henschler, D., H. Elsasser, W. Romen, et E. Eder. 1984. Carcinogenicity study of trichloroethylene, with and without epoxide stabilizers in mice. *J. Cancer Res. Clin. Oncol.*, 104: 149.
- Jensen, S. et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. *Water Res.*, 9: 659-661.
- Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1983. Volatile contaminants in the Welland River watershed. *J. Great Lakes Res.*, 9: 274-280.
- Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1986. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River-Lake St. Clair example. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 965-976.
- Kaiser, K.L.E., et D.G. Oliver. 1976. Determination of volatile halogenated hydrocarbons in water by gas chromatography. *Anal. Chem.*, 48: 2207-2209.
- Kaiser, K.L.E., et J.M. Ribo. 1988. *Photobacterium phosphoreum* toxicity bioassay. II. Toxicity data compilation. *Toxic. Assess.*, 3: 195-237.
- Kaiser, K.L.E., et I. Valdmánis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie-1977 and 1978. *J. Great Lakes Res.*, 5: 160-169.
- Kaiser, K.L.E., M.E. Comba, et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 9: 212-223.
- Kimmerle, G., et A. Eben. 1973. *Arch. Toxicol.*, 30: 115-126. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).
- Kleopfer, R.D., D.M. Easley, B.B. Haas, T.G. Diehl, D.E. Jackson, et C.J. Wurrey. 1985. Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil. *Environ. Sci. Technol.*, 19: 277-280.
- Lay, J.P., W. Schauerte, et W. Klein. 1984. Effects of trichloroethylene on the population dynamics of phyto- and zooplankton in compartments of a natural pond. *Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol.*, 33: 75-91.
- LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 24: 684-691.
- Liebman, K.C. 1965. *Mol. Pharmacol.*, 1: 239-246. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).
- Lesage, S., P.G. Riemann, et R.A. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachate. Dans *Proceedings of the Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Conference Vol. 2: pp. 88-97.*
- Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, et P. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground water at the Gloucester landfill, Canada. *Environ. Sci. Technol.*, 24(4).
- Little, C.D., A.V. Palumbo, S.E. Herbes, M.E. Lidstrom, R.L. Tyndall, et P.J. Gilmer. 1988. Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54: 951-956.
- Loekle, D.M., A.J. Schecter, et J.J. Christian. 1983. Effects of chloroform, tetrachloroethylene, and trichloroethylene on survival, growth, and liver of *Poecilia sphenops*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 30: 199-205.
- Love, O.T., et R.G. Eilers. 1982. Treatment of drinking water containing trichloroethylene and related industrial solvents. *J. Am. Water Works Assoc.*, 74: 413-425.
- Lum, K.R. et K.L.E. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. *Water Pollut. Res. J. Can.* 21: 592-603.
- Mackay, D. 1987. The holistic assessment of toxic organic chemicals in Canadian waters. *Can. Water Res. J.*, 12: 14-22.
- Mackay, D., S. Patterson, B. Cheung, et W. Neely. 1985. Evaluating the behaviour of chemicals with a Level III Fugacity Model. *Chemosphere*, 14: 335-374.
- Maltoni, C., G. Lefemine, G. Cotti et G. Perino. 1988. Long-term carcinogenicity bioassays on trichloroethylene administered by inhalation to Sprague-Dawley rats and Swiss and B6C3F1 mice. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 534: 316-342.
- McConnell, G., D.M. Ferguson, et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. *Endeavor*, 34: 13-18.
- McNeill, W.C. 1979. Trichloroethylene. Dans *Encyclopedia of Chemical Technology*, Volume 5, éd. I. Kirk et D.F. Othmer. New York, N.Y.: John Wiley and Sons.
- Miller, R.E., et F.P. Guengerich. 1982. Oxidation of trichloroethylene by liver microsomal cytochrome P-450: Evidence for chlorine migration in a transition state not involving trichloroethylene oxide. *Biochemistry*, 21: 1090-1097.
- Muraoka, K., et T. Hirata. 1988. Hydraulic behaviour of chlorinated organic compounds in water. *Water Res.*, 22: 485-489.
- National Cancer Institute. 1976. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene, CAS No. 79-01-6. NCI-CG-TR-2, Washington, D.C.
- National Toxicology Program. 1983. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene (without epichlorohydrin) in F344/N rats and B6C3F1/N mice (gavage studies). *Tech. Rep. 243*, NIH Publ. No. 83-1799, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, D.C. (Cité dans Bruckner et coll., 1989).
- National Toxicology Program. 1987. Toxicology and Carcinogenesis Studies in four strains of rats. (ACI, August, Marshall, Osborne-Mendell). NTP TR 273, NIH Publ. No. 88-2529, U.S. Department of Health and Human Services, Bethesda, Maryland.
- Neely, W.B., D.R. Branson, et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. *Environ. Sci. Technol.*, 8: 1113-1115.
- Nelson, M.J.K., S.O. Montgomery, W.R. Mahaffey, et P.H. Pritchard. 1987. Biodegradation of trichloroethylene and involvement of an aromatic biodegradative pathway. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 949-954.
- Nimmo, D.R., D.J. Hansen, J.A. Couch, N.R. Cooley, P.R. Parrish, et J.J. Lowe. 1975. Toxicity of Aroclor 1254 and its physiological activity in several estuarine organisms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 3: 22-39.
- N.S. DOE. 1983. The occurrence of trichloroethylene and tetrachloroethylene in well water in Amherst, N.S. Inédit. Nova Scotia Department of Environment.
- Ofstad, E.B., H. Drangsholt, et G. Carlberg. 1981. Analysis of volatile halogenated organic compounds in fish. *Sci. Total Environ.*, 20: 205-215.
- OMOE. 1989. Parameters Listing System (PALIS). Drinking Water Section, Water Resources Branch. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.
- Pakdel, H.S., S. Lesage, P. Geilinas, et C. Roy. 1989. Toxic chemicals in soil and ground water at the contaminated site of Ville-Mercier, P.Q. Présenté à la 39^e conférence de génie chimique du Canada, Hamilton (Ontario). 1-4 octobre, 1989.

- Parsons, F., G. Barrio-Lage et R. Rice. 1985. Biotransformation of chlorinated organic solvents in static microcosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 4: 739-742.
- Pearson, C.R., et G. McConnell. 1975. Chlorinated C₁ and C₂ hydrocarbons in the marine environment. *Proc. R. Soc. London, B.* 189: 305-332.
- Roberts, P.V., J. Schreiner, et G.D. Hopkins. 1982. Field study of organic water quality changes during ground water recharge in the Palo Alto baylands. *Water Res.*, 16: 1025-1035.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1987. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur la qualité de l'eau potable, et du comité consultatif fédéral-provincial sur l'hygiène de l'environnement et du milieu du travail.
- Slooff, W. 1979. Detection limits of a biological monitoring system based on fish respiration. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23: 517-523.
- Slooff, W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: Some toxicological considerations. *Aquat. Toxicol.*, 4: 73-82.
- Slooff, W., et R. Baerselman. 1980. Comparison of the usefulness of the Mexican Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the Clawed Toad (*Xenopus laevis*) in toxicological bioassays. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 24: 439-443.
- Slooff, W., J.H. Canton, et J.L.M. Hermens. 1983. Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemical compounds. I.(Sub)Acute toxicity tests. *Aquat. Toxicol.* 4: 113-128.
- Slooff, W., D. de Zwart, et J.M. Marquenie. 1983b. Detection limits of a biological monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 30: 400-405.
- Strandberg, G.W., T.L. Donaldson, et L.L. Farr. 1989. Degradation of trichloroethylene and trans-1,2-dichloroethylene by a methanogenic consortium in a fixed-film, packed-bed bioreactor. *Environ. Sci. Technol.*, 23: 1422-1425.
- Subramanian, A., S. Tanabe, H. Hidaka, et R. Tatsukawa. 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p,p-DDE) in Antarctic Adelie penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. *Environ. Pollut. Ser. A., Ecol. Biol.*, 40: 173-189.
- U.S. EPA. 1978. Ambient water quality criteria: Trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency PB-292 443.
- U.S. EPA. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. II. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phthalate esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitrosamines, and miscellaneous compounds. U.S. Environmental Protection Agency EPA-440/4-79-029b.
- U.S. EPA. 1980. Ambient water quality criteria for trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency EPA 440/5-80-077.
- U.S. EPA. 1986. Water quality criteria summary. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Van Duuren, B.L., B.M. Goldschmidt, G. Loewengart, A.C. Smith, S. Melchionne, I. Seidman, et D. Roth. 1979. Carcinogenicity of halogenated olefinic and aliphatic hydrocarbons in mice. *J. Natl. Cancer Inst.*, 63: 1433-1439.
- Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York, N.Y.: Van Nostrand Reinhold Company.
- Vogel, T.M., et P.L. McCarty. 1985. Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49: 1080-1083.
- Wang, T.C., et C.K. Tan. 1987. Photodegradation of trichloroethylene in microheterogeneous aqueous systems. *Environ. Int.* 13: 359-362.
- Wang, T.C., R. Lenahan, M. Kanik, et J. TenEyck. 1985. The removal of trichloroethylene contaminated ground water at Vero Beach, Florida. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 14: 719-723.
- Ward, G.S., A.J. Tolmsoff, et S.R. Petrocelli. 1986. Acute toxicity of trichloroethylene to saltwater organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 830-836.
- Westrick, J.J., J.W. Mello, et R.F. Thomas. 1984. The ground water supply survey. *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(5): 52-59.
- Wilson, J.T., et B.H. Wilson. 1985. Biotransformation of trichloroethylene in soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49: 242-243.
- Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra, et W. Slooff. 1980. Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands. *Chemosphere* 9: 231-249.
- Zugger, P.D. 1989. Memorandum from P.D. Zugger, Chief, Surface Water Quality Division. State of Michigan Department of Natural Resources, Rule 57(2) Guideline Levels for January, 1989.

Annexe A
Recherche bibliographique

ANNEXE A
Recherche bibliographique

On a effectué une recherche bibliographique dans les bases de données suivantes afin de trouver toute référence traitant des effets du TCE sur les principales utilisations de l'eau :

Base de données	Période couverte
1. AQUAREF (Canadian Water Resources References)	1970 - oct. 1988
2. ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts)	1978 - nov. 1988
3. BIOSIS	1979 - déc. 1988
4. CAS Online (Chemical Abstracts Service)	1967 - déc. 1988
5. CODOC	1970 - déc. 1988
6. COMPENDEX	1970 - déc. 1988
7. ELIAS (Système automatisé pour les bibliothèques du ministère de l'Environnement)	1976 - déc. 1988
8. ENVIROLINE	1970 - oct. 1988
9. EPB (Environmental Bibliography)	1974 - avril 1988
10. FEDERAL REGISTER ABSTRACTS	1977 - déc. 1988
11. GEOREF (Geological Reference File)	1985 - nov. 1988
12. RISCPT (Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques)	1976 - déc. 1988
13. MICROLOG	1979 - sept. 1988
14. NTIS (National Technical Information Service)	1964 - déc. 1988
15. POLLUTION ABSTRACTS	1970 - sept. 1988
16. SWRA (Selected Water Resources Abstracts)	1968 - janv. 1989
17. TOXLIT	1981 - déc. 1988
18. TOXICO	1974 - déc. 1988

La consultation des publications de synthèse a également permis de trouver plusieurs études.

Annexe B
Études de toxicité

Tableau B-1. Étude de toxicité en eau douce

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. (mg·L ⁻¹)	Effet	Référence
Bactéries					
<i>Pseudomonas putida</i>	S, N	SE	65.0	Seuil de toxicité de 6 h	Bringmann et Kuhn, 1980
<i>Microcystis aeruginosa</i>	S, N	SE	63.0	Seuil de toxicité de 192 h	Slooff et coll., 1983a
Phytoplancton					
<i>Selenastrum capricornutum</i>	S, N	SE	175.0	CSEO - 96 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	S, N	SE	> 1000.0	Seuil de toxicité de 192 h	Slooff et coll., 1983a
Invertébrés					
<i>Daphnia magna</i> (âge < 24 h)	S, N	SE	22.0 18.0 2.2	CL ₅₀ - 24 h CL ₅₀ - 48 h CL ₅₀ - 48 h	LeBlanc 1980
<i>D. magna</i> (âge < 24 h)	S, N	IN	42.0 56.0 97.0	CL ₅₀ - 48 h CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Canton et Adema, 1978*
<i>D. magna</i> (âge < 24 h)	S, N	SE	54.0	CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>D. magna</i> (âge 4-6 j)	S, N	SE	7.76	DL ₅₀ - 48 h immobilisation	Abernethy et coll., 1986
<i>D. pulex</i> (âge < 24 h)	S, N	IN	45.0	CL ₅₀ - 48 h	Canton et Adema, 1978
<i>D. pulex</i> (âge < 24 h)	S, N	SE	25.0	CSEQ - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>D. cucullata</i> (âge 11 j)	S, N	IN	57.0	CL ₅₀ - 48 h	Canton et Adema, 1978
<i>Aedes aegypti</i> (3 ^e stade larvaire)	S, N	SE	48.0 32.0	DL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Culex pipiens</i> (3 ^e stade larvaire)	S, N	SE	55.0 29.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Hydra oligactis</i> (stade non reproductif)	S, N	SE	75.0 62.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Lymnaea stagnalis</i> (3-4 sem)	S, N	IN	56.0 32.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Limnodrilus, Tubifex</i>	S, N	IN	132.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Chironomus gr. thummi</i>	S, N	IN	64.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Erpobdella octoculata</i>	S, N	IN	75.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983

S = Essai statique

N = Concentration de TCE non mesurée

CC = Essai en milieu à circulation continue

M = Essai avec concentrations mesurées

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada

SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisaires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisaires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

j-d-a = jeune de l'année

*Résultats provenant de trois laboratoires différents.

Tableau B-1. (Suite)

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. (mg·L ⁻¹)	Effet	Référence
Bactéries					
<i>Asellus aquaticus</i>	S, N	IN	30.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Dugesia cf. lugubris</i>	S, N	IN	42.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Corixa punctata</i>	S, N	IN	110.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Gammarus pulex</i>	S, N	IN	24.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Neschnura elegans</i>	S, N	IN	49.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Nemoura cinerea</i>	S, N	IN	70.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Cloeon dipterum</i>	S, N	IN	42.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff, 1983
<i>Dreissena polymorpha</i>	CC, N	IN	9.7	Vitesse accrue de fermeture des valvules	Slooff et coll., 1983b
Poissons					
<i>Leuciscus idus</i>	S, N	SE	213.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (5-8 sem)	S, N	SE	42.0 33.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>O. mykiss</i>	CC, N	SE	5.0	Rythme de respiration accru	Slooff, 1979
<i>Poecilia reticulata</i> (3-4 sem)	S, N	SE	182.0 120.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Oryzias latipes</i> (4-5 sem)	S, N	SE	270.0 220.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
<i>Pimephales promelas</i> (3-4 sem)	S, N	SE	47.0 36.0	CL ₅₀ - 48 h CSEO - 48 h	Slooff, et coll., 1983a
<i>P. promelas</i>	CC, M S, N	PR SE	40.7 66.8	CL ₅₀ - 96 h CL ₅₀ - 96 h	Alexander et coll., 1978
	CC, M	PR	21.9	CE ₅₀ - 96 h (l'un ou l'autre de : équilibre, narcose, gonflement des branchies, mélanisation)	Alexander et coll., 1978
<i>Lepomis macrochirus</i> (j-d-a)	S, N	SE	45.0	CL ₅₀ - 96 h	Buccafusco et coll., 1981
<i>Jordánella floridae</i>	CC, M S, N	PR SE	28.2 63.1	CL ₅₀ - 96 h CL ₅₀ - 96 h	ATRG, 1988
Amphibiens					
<i>Xenopus laevis</i>	S, N	IN	45.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff et Baerselman, 1980
<i>Ambystoma mexicanum</i>	S, N	IN	48.0	CL ₅₀ - 48 h	Slooff et Baerselman, 1980

Tableau B-2. Études de toxicité aiguë en milieu marin

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. (mg·L ⁻¹)	Effet	Référence
Bactérie					
<i>Photobacterium phosphoreum</i>	S, N	IN	120	CE ₅₀ - 15 min	Kaiser et Ribo, 1988
Phytoplancton					
<i>Phaeodactylum tricomutum</i>	S, N	IN	8.0	CE ₅₀ (assimilation de ¹⁴ C)	Pearson et McConnell, 1975
<i>Skeletonema costatum</i>	S, M	SE	95.0	CE ₅₀ - 96 h (nombre de cellules)	Ward et coll., 1986
<i>Thalassiosira pseudonana</i> <i>Dunaliella tertiolecta</i>	S, N	IN	0.05, 0.10	CSEO - 72 h (répart. de la taille des cellules)	Biggs et coll., 1979
Regroupement naturel de phytoplancton estuarien	CC, N	SE	0.5, 1.0	CSEO - 48 h (assimilation de ¹⁴ C)	Erickson et Hawkins, 1980
Invertébrés					
<i>Mysidopsis bahia</i> (âge 3 j)	S, M	SE	14.0	CL ₅₀ - 96 h	Ward et coll., 1986
<i>Elminius tricomutum</i> (larve)	S, M	IN	20.0	CL ₅₀ - 48 h	Pearson et McConnell, 1975
Poissons					
<i>Limanda limanda</i>	CC, M	IN	16.0	CL ₅₀ - 96 h	Pearson et McConnell, 1975
<i>Cyprinodon variegatus</i>	S, M	SE	52.0	CL ₅₀ - 96 h	Ward et coll., 1986

S = Essai statique

N = Concentration de TCE non mesurée

M = Essai avec concentrations mesurées

CC = essai en milieu à circulation continue

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada

SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

Tableau B-3. Études de toxicité chronique dans l'eau douce

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. (mg·L ⁻¹)	Effet	Référence
Poissons					
<i>Jordanella floridae</i>	CC, M	PR	21.2	Taux de survie des larves après 10 j réduit de 58 %	ATRG, 1988
			20.9	CL ₁₀₀ - 28 j sur les alevins	
			5.8	CSEO - 10 j pour la survie des larves	
			10.6	CSEO - 28 j pour la survie des alevins	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	CC, M	PR	0.21	Poids des alevins après 120 j réduit de 5 %	ATRG, 1988
<i>Poecilia sphenops</i>	S, N	IN	1.0, 5.0	Réduction de la croissance et de la survie*	Loekle et coll., 1983
Études sur le terrain					
Communauté d'un étang naturel	S, N	SE	25.0	Après 43 j : réduction de l'abondance de <i>Daphnia</i> , et réduction de la richesse et de l'abondance du phytoplancton	Lay et coll., 1984

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada

SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

* Les essais n'ont pas été reproduits, car on a jugé que les conditions statiques n'étaient pas appropriées à l'étude de la toxicité chronique.

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2847 4