



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

ÉTHANES CHLORÉS

Les éthanes chlorés comprennent le 1,2-dichloroéthane ($\text{CH}_2\text{ClCH}_2\text{Cl}$), le 1,1,1-trichloroéthane, et le 1,1,2,2-tétrachloroéthane. Le numéro de registre CAS du 1,2-dichloroéthane est 107-06-02. En 1988, la production totale de 1,2-dichloroéthane au Canada s'élevait à 763 000 tonnes, dont 32 000 ont été exportées (CIS, 1988a). Le 1,2-dichloroéthane est surtout utilisé dans la fabrication de chlorure de vinyle (98 %), comme agent antidétonant dans les essences au plomb ainsi que dans la production d'adhésifs, de revêtements, de solvants d'extraction et de solutions de nettoyage (ZENON, 1982).

Le 1,1,1-trichloroéthane (CH_3CCl_3) porte le numéro de registre CAS 71-55-6. En 1988, la production intérieure totale atteignait 10 000 tonnes, et 6000 tonnes supplémentaires ont été importées (CIS, 1988b). Au Canada, on utilise 85 à 90 % de ces quantités dans le nettoyage des métaux, notamment des induits de moteurs électriques, de génératrices, d'appareillages de connexion et de matériel électronique. Cette substance est aussi utilisée dans les adhésifs, comme modificateur d'agent propulseur d'aérosol ainsi que dans plusieurs activités de finissage textile; elle entre également dans la fabrication de diverses fournitures de bureau et est employée comme lubrifiant sec et comme solvant de laboratoire (Environnement Canada, 1988).

Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane ($\text{CHCl}_2\text{CHCl}_2$) porte le numéro de registre CAS 79-34-5. Il est surtout utilisé comme matière première dans la fabrication d'autres composés chlorés (Archer, 1979). Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane n'est pas produit au Canada (CIS, 1988c).

Les éthanes chlorés peuvent pénétrer dans l'environnement en cours de production, d'entreposage, d'élimination et de traitement secondaire des produits. Le 1,2-dichloroéthane peut être rejeté dans le milieu pendant la phase de production, sous forme d'émissions atmosphériques et d'effluents ainsi que de déchets évacués en milieu terrestre (Environnement Canada, 1988). Le 1,2-dichloroéthane peut aussi être libéré indirectement dans l'environnement dans le cadre d'usages dispersifs, notamment les opérations d'entraînement du plomb, l'utilisation de peintures et de revêtements, la fumigation des céréales et le nettoyage (USEPA, 1985). Le 1,1,1-trichloroéthane peut être rejeté dans les milieux terrestre, aquatique et atmosphérique

pendant sa fabrication et son utilisation dans des activités de dégraissage. Dans les autres applications (p. ex., abat-vapeurs dans les aérosols, adhésifs, peintures, nettoyants pour films et tannage du cuir), le produit est presque entièrement rejeté dans l'atmosphère (USEPA, 1982). Le plus grand risque de rejet de 1,1,2,2-tétrachloroéthane est lié à la possibilité d'une pénétration dans les eaux souterraines de contaminants en provenance de décharges existantes (Pakdel et coll., 1989).

Les données sur les concentrations de 1,2-dichloroéthane dans les eaux de surface au Canada sont limitées. Dans des échantillons d'eau souterraine prélevés dans une décharge, on a décelé des concentrations de 1,2-dichloroéthane qui atteignaient $7200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Pakdel et coll., 1989). Les effluents industriels renferment aussi de fortes concentrations de 1,2-dichloroéthane (jusqu'à $6000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Le 1,1,1-trichloroéthane est un contaminant que l'on trouve fréquemment dans les eaux du Canada, en particulier à proximité des régions industrialisées. Les concentrations peuvent se situer en deçà du seuil de détection de $0,0005 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou atteindre $18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Kaiser et coll., 1983; Lum et Kaiser, 1986; S. Lesage, 1989, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario, comm. pers.). Dans les Grands Lacs, en Ontario, on a mesuré des concentrations de 1,1,2,2-tétrachloroéthane atteignant $4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ECORQEG, 1986).

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les éthanes chlorés aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1991a).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	
1,2-dichloroéthane	100*
1,1,1-trichloroéthane	Néant†
1,1,2,2-tétrachloroéthane	Néant†
Marine	
1,2-dichloroéthane	Néant†
1,1,1-trichloroéthane	Néant†
1,1,2,2-tétrachloroéthane	Néant†

*Recommandation provisoire.

†Aucune recommandation n'a été établie.

Les éthanés chlorés sont peu susceptibles de se concentrer dans les organismes vivants, les facteurs de bioconcentration établis pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) étant de 2, de 9 et de 8 pour le 1,2-dichloroéthane, le 1,1,1-trichloroéthane et le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, respectivement (Barrows et coll., 1980).

Selon le peu de données dont on dispose sur le devenir du 1,2-dichloroéthane, il semble que la volatilisation soit le principal mécanisme d'élimination de ce contaminant (Dilling et coll., 1975). On a mesuré une demi-vie atmosphérique de 234 heures (Radding et coll., 1977). L'USEPA (1975) et Howard et Evenson (1976) ont déterminé que le 1,2-dichloroéthane avait une durée de vie atmosphérique estimative de 3 à 4 mois et de 1,7 mois, respectivement. Les travaux de Pearson et McConnell (1975) semblent indiquer qu'en dépit du temps de séjour dans l'atmosphère relativement court du 1,2-dichloroéthane, cette substance peut être transportée sur de grandes distances, ce qui expliquerait sa présence dans les eaux des hautes terres.

On n'a trouvé aucune étude sur les processus de photolyse, d'oxydation et d'hydrolyse. Les études réalisées sur des composés analogues (p. ex., le dichlorométhane, le trichloroéthane et le dibromoéthane) indiquent cependant que ces processus ne jouent vraisemblablement pas un rôle important dans l'élimination du 1,2-dichloroéthane (Dilling et coll., 1975; Radding et coll., 1977). On a mesuré une demi-vie de biodégradation de 48 heures dans l'eau douce, valeur qui serait de 4 à 5 fois plus élevée en milieu salin (Portier et Meyers, 1984). La répartition du 1,2-dichloroéthane dans les sédiments et le biote ne joue pas un rôle important dans le devenir de cette substance (Gossett et coll., 1983).

La volatilisation est vraisemblablement le principal mécanisme d'élimination du 1,1,1-trichloroéthane des écosystèmes aquatiques, les demi-vies s'établissant à 11 jours pendant l'hiver et à 24 jours au printemps (Dilling et coll., 1975; Wakeham et coll., 1983). La photolyse, l'oxydation et les réactions d'élimination ne jouent pas un rôle important dans le devenir de ce contaminant (Dilling et coll., 1975; USEPA, 1979; Vogel et McCarty, 1987). Les demi-vies d'hydrolyse varient entre 0,5 et 0,75 an (Dilling et coll., 1975; Pearson et McConnell, 1975; Haag et coll., 1986). Au Canada, on a toutefois décelé des résidus dans les eaux souterraines plus de 10 ans après l'élimination du produit (Lesage et coll., 1990).

Le 1,1,1-trichloroéthane est persistant dans l'atmosphère, présentant une demi-vie de photooxydation de plus de 6 ans dans la troposphère. De 12 à 25 % du 1,1,1-trichloroéthane présent dans la troposphère atteindra donc la stratosphère (McConnell et Schiff, 1978; USEPA, 1982). Les atomes de chlore libérés dans la stratosphère au cours de la photolyse du 1,1,1-trichloroéthane peuvent attaquer et appauvrir la couche d'ozone. La présence de cette substance dans les eaux des hautes terres serait attribuable au transport à grande distance (Pearson et McConnell, 1975).

Peu de données sont disponibles sur le comportement et le devenir dans l'environnement du 1,1,2,2-tétrachloroéthane. La demi-vie d'hydrolyse dans les sédiments de subsurface est de 24 jours (Haag et coll., 1986). La durée de séjour dans la troposphère dépasserait 1160 jours (Singh et coll., 1982). Dans cette estimation, le principal mécanisme d'élimination est la photooxydation; les mécanismes concurrents n'ont toutefois pas encore été étudiés.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les données nécessaires à l'élaboration d'une recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie dulcicole n'étaient disponibles que pour le 1,2-dichloroéthane. Une recommandation à l'égard de cette substance a été établie selon le protocole du CCME (CCME, 1991b).

Vie dulcicole

Les CL_{50-96} h pour les espèces de poisson les plus sensibles variaient entre 116 $mg \cdot L^{-1}$ pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Walbridge et coll., 1983) et 225 $mg \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Mayer et Ellersieck, 1986). On a mesuré d'autres CL_{50} variant entre 106 $mg \cdot L^{-1}$, pour le guppy (*Poecilia reticulata*) après une exposition de 7 jours (Konemann, 1981), et 550 $mg \cdot L^{-1}$, pour *L. macrochirus* après une exposition de 4 jours (Dawson et coll., 1975-1977).

Pour les invertébrés, les seules études de toxicité valables portaient sur *Daphnia magna*, qui présentait des CL_{50-48} h variant entre 220 et 320 $mg \cdot L^{-1}$ (LeBlanc, 1980; Richter et coll., 1983). Des CE_{50} (immobilisation) aussi faibles que 160 $mg \cdot L^{-1}$ ont été enregistrées chez *D. magna*.

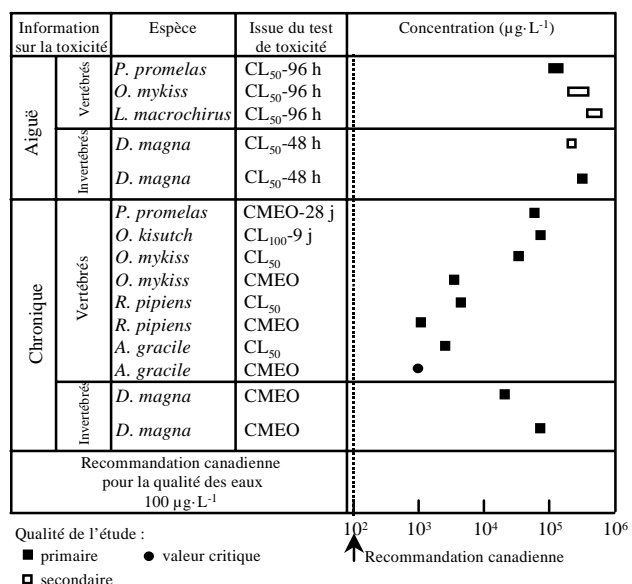


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du 1,2-dichloroéthane pour les organismes d'eau douce.

(organismes non alimentés) pour une exposition de 48 heures (Richter et coll., 1983).

Des études acceptables de toxicité chronique ont été menées pour trois espèces de poisson et deux espèces d'amphibiens. On a enregistré chez *P. promelas* une CME0 de 59,0 mg·L⁻¹ (déficit pondéral de 62 %) et une CSEO de 29,0 mg·L⁻¹ (Benoit et coll., 1982). La CE₅₀ (taux d'éclosion) et la CL₅₀ (taux de survie 4 jours après l'éclosion) pour les œufs fertilisés et les larves de *O. mykiss* étaient de 34,0 mg·L⁻¹ (Black et coll., 1982). Black et coll. (1982) ont étudié les effets du 1,2-dichloroéthane sur le taux d'éclosion et le taux de survie 4 jours après l'éclosion pour deux espèces d'amphibiens — la salamandre foncée (*Ambystoma gracile*) et la grenouille léopard (*Rana pipiens*). Chez *A. gracile*, la CE₅₀ (taux d'éclosion) était de 6,53 mg·L⁻¹, la CL₅₀ (taux de survie 4 jours après l'éclosion) était de 2,54 mg·L⁻¹ et la CME0 4 jours après l'éclosion (baisse de 23 % du taux de survie) était de 0,99 mg·L⁻¹. Les valeurs correspondantes pour *R. pipiens* étaient de 4,52, de 4,40 et de 1,07 mg·L⁻¹ (baisse de 24 % du taux de survie après l'éclosion), respectivement. Chez le saumon coho (*O. kisutch*), on a observé un taux de mortalité des alevins de 100 % 9 jours après l'éclosion, après une exposition de 21 jours à une concentration de 73 mg·L⁻¹ (Reid et coll., 1982). Dans cette étude, 46 % des œufs n'ont pas éclos après une exposition de 21 jours à une concentration de 124 mg·L⁻¹.

Pour les invertébrés, une seule étude acceptable de toxicité chronique a été réalisée. Richter et coll. (1983) ont mesuré une CSEO et une CME0 (taux de reproduction) de 10,6 et de 20,7 mg·L⁻¹, respectivement, chez *D. magna*. L'effet du 1,2-dichloroéthane sur la croissance était moins marqué, la CSEO et la CME0 s'établissant à 41,6 et à 71,7 mg·L⁻¹, respectivement.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie dulcicole établie pour le 1,2-dichloroéthane est de 100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 la CME0 de 0,99 mg·L⁻¹ (990 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) mesurée chez l'organisme le plus sensible au 1,2-dichloroéthane, *A. gracile* (Black et coll., 1982) (CCME, 1991a).

Références

- Archer, W.J. 1979. Chlorocarbons and chlorohydrocarbons, dans *Encyclopedia of chemical technology*. Vol.5, 3e éd. J. Kirk et D.F. Othmer, éd. John Wiley & Sons, New York.
- 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*, R. Hague, éd. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
- Benoit, D.A., F.A. Puglisi et D.L. Olson. 1982. A fathead minnow (*Pimephales promelas*) early life stage toxicity test method evaluation and exposure to four organic chemicals. Environ. Pollut. Ser. A. 28:189-197.
- Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman et B.A. Ramey. 1982. The aquatic toxicity of organic compounds to embryonic-larval stages of fish and amphibians. Research Report No. 133. University of Kentucky, Lexington, KY.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991a. Annexe VII — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (avril 1991), trichloroéthylène, polychlorobiphényles (PCB) et chloroéthanés, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- . 1991b. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CIS (Camford Information Services). 1988a. CPI product profiles: 1,2-Dichloroethane. CIS, Don Mills, ON.
- . 1988b. CPI product profiles: 1,1,1-Trichloroethane. CIS, Don Mills, ON.
- . 1988c. CPI product profiles: 1,1,2,2-Tetrachloroethane. CIS, Don Mills, ON.

- Dawson, G.W., A.L. Jennings, D. Drozdowski et E. Rider. 1975/77. The acute toxicity of 47 industrial chemicals to fresh and saltwater fishes. *J. Hazard. Mat.* 1(4): 303–318.
- Dilling, W.L., N.B. Tefertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. *Environ. Sci. Technol.* 9(9): 833–837.
- ECORQGL (Entente Canada-Ontario relative à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). 1986. St. Clair River pollution investigation (Sarnia Area).
- Environnement Canada. 1988. Chlorinated hydrocarbon use pattern update. Environnement Canada, Chemical Contaminants Branch, Use Pattern Section, Ottawa. Inédit.
- Gossett, R.W., D.A. Brown et D.R. Young. 1983. Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. *Mar. Pollut. Bull.* 14(10):387–392.
- Haag, N.R., T. Mill et A. Richardson. 1986. Effect of subsurface sediment on hydrolysis reactions, dans *Extended Abstracts 192d National Meeting of the American Chemical Society*, Anaheim, CA, American Chemical Society, Washington, DC.
- Howard, C.J. et K.M. Evenson. 1976. Rate constants for the reactions of -OH with ethane and some halogen substituted ethanes at 296°K. *J. Chem. Phys.* 64(11): 4303–4306.
- Kaiser, K.L.E., M.E. Comba et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. *J. Gt. Lakes Res.* 9(2):212–223.
- Konemann, H. 1981. Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies. Part 1: Relationship for 50 industrial pollutants. *Toxicology* 19:209–221.
- LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:684–691.
- Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle et P. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic groundwater at the Gloucester landfill, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 24(4):559
- 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(4):592–603.
- Mayer, F.L. et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 160. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- McConnell, J.C. et M.I. Schiff. 1978. Methyl chloroform: Impact on stratospheric ozone. *Science* 199: 174–177.
- Pakdel, H., S. Lesage, G. Gelinas et C. Ray. 1989. Toxic chemicals in soil and ground water at the contaminated site of Ville-Mercier, P.Q. Présenté à la 39th Canadian Chemical Engineering Conference, 1-4 October, Hamilton, ON.
- Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C and C2 hydrocarbons in the marine environment. *Proc. R. Soc. London, Ser. B, Biol. Sci.* 189: 305–332.
- Portier, R.J. et S.P. Meyers. 1984. Chitin/toxicant interactions and microbial degradation within estuarine ecosystems. GERBAM Deuxième Colloque International de Bactériologie Marine-CN RS, Brest, 1-5 octobre, IFREMER, Actes de Colloques 3: 579–587.
- Radding, S.B., D.H. Liu, M.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the environmental fate of selected chemicals. EPA-560/5-77-003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances, Washington, DC.
- Reid, B.J., J.D. Morgan et M.A. Whelan. 1982. A preliminary examination of the effects of ethylene dichloride on the hatchability of coho salmon eggs (*Oncorhynchus kisutch*). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 1163:145–153.
- Richter, J.E., S.F. Peterson et C.F. Kleiner. 1983. Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12(6): 679–684.
- Singh, H.B., L.J. Salas et R.E. Stilles. 1982. Distribution of selected gaseous organic mutagens and suspect carcinogens in ambient air. *Environ. Sci. Technol.* 16: 872–880.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1975. Report on the problem of halogenated air pollutants and stratospheric ozone. EPA-600/9-75-008. USEPA, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC.
- . 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. II. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phthalate esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitros amines, and miscellaneous compounds. EPA-440/4-79-029b. USEPA, Washington, DC.
- . 1982. An exposure and risk assessment for trichloroethanes. EPA-440/4-85-018. USEPA, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC.
- . 1985. Quantification of toxicological effects of 1,2-dichloroethane. USEPA, Office of Drinking Water, Washington, DC.
- Vogel, T.M. et P.L. McCarty. 1987. Rate of abiotic formation of 1,1-dichloroethylene from 1,1,1-trichloroethane in ground water. *J. Contam. Hydrol.* 1:299–308.
- Wakeham, S.G., A.C. Davis et J.L. Karas. 1983. Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater. *Environ. Sci. Technol.* 17:611–617.
- Walbridge, C.T., J.T. Fiandt, G.L. Phipps et G.W. Holcombe. 1983. Acute toxicity of ten chlorinated aliphatic hydrocarbons to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12(6):661–663.
- ZENON. 1982. Sources of persistent organic toxic substances in municipal wastewater. ZENON Environmental Enterprises, Ltd., Hamilton, ON.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — éthanés chlorés, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
contacter :

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

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

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spcme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.