



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

PHÉNOLS (phénols monohydriques et dihydriques)

Les phénols et les substances phénoliques sont des composés aromatiques hydroxylés dits monohydriques (p. ex., le phénol, les crésols [méthylphénols], les xylénols [diméthylphénols]), dihydriques (p. ex., les catéchols [*o*-dihydroxybenzènes], les résorcinols [*m*-dihydroxybenzènes]) ou polyhydriques (présentant trois groupes hydroxyles ou plus), selon le nombre de groupes hydroxyles attachés au noyau benzénique aromatique (McNeely et coll., 1979). La formule chimique et le numéro CAS du phénol (la structure d'origine) sont C_6H_5OH et 108-95-2, respectivement. On ne produit plus de phénols monohydriques et dihydriques au Canada depuis 1992, mais en 1995 et en 1996, les importations totales de ces produits s'élevaient à $0,76 \times 10^5$ et à $1,03 \times 10^5$ tonnes, respectivement, 98 % de ces quantités ayant été livrées sous forme de phénol pur (Environnement Canada, 1997). Les phénols constituent un important sous-produit des industries des pâtes et papier, des minéraux (non métalliques), des produits chimiques, de l'acier et des métaux et du pétrole (Environnement Canada, 1997). Ils sont utilisés comme désinfectants, biocides, agents de préservation, colorants, pesticides et produits organiques médicaux et industriels (CIS, 1984). Au Canada, environ 84 % des phénols sont utilisés dans la production de résines phénoliques (Environnement Canada, 1997).

Des phénols peuvent exister à l'état naturel dans les milieux aquatiques, étant produits par la décomposition de la végétation aquatique (Dobbins et coll., 1987). Les principales sources anthropiques de ces produits sont les effluents industriels et les eaux usées domestiques. En 1996, 414 tonnes de phénol ont été libérées dans le milieu naturel canadien, 58,5 tonnes ayant été rejetées dans les eaux, rejets dont 76% provenaient de l'industrie des pâtes, des papiers et du bois (Environnement Canada, 1997). Les déchets phénoliques peuvent contenir du cyanure, des aldéhydes, des cétones, des alcools, des acides organiques et des gaz (p. ex., l'ammoniac et le dioxyde de carbone) (Alabaster et Lloyd, 1982).

Les résines phénoliques, qui sont utilisées comme liant dans les matériaux isolants, l'aggloméré, les peintures et les fonderies de moulage en sable, représentent la principale source d'émissions de phénol (OMS, 1994). Ces résines contiennent de 2 à >50 % de phénol, et les émissions sont à peu près proportionnelles à la

concentration de phénol libre de forme monomère (Bollig et Decker, 1980). Des phénols sont également présents dans les gaz d'échappement des automobiles, la fumée produite par les foyers, la fumée de cigarette et les gaz provenant des incinérateurs (Groenen, 1978; Verschuere, 1983; Den Boeft et coll., 1984; Santé Canada, 1994). Bien que ces quantités de phénols ne soient pas libérées directement dans les eaux, un transfert dans les milieux aquatiques est possible, des concentrations de 1,3 à $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ayant été mesurées dans les précipitations (Levsen et coll., 1991).

La concentration de phénol total fait l'objet de contrôles plus fréquents que celle des phénols monohydriques ou dihydriques (NAQUADAT, 1985). La plupart des sources naturelles ne libèrent que des quantités infimes de substances phénoliques dans l'eau. Dans les eaux de surface, les concentrations de phénol sont généralement $<2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998a). Des concentrations de phénol variant de $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (seuil de détection) à $200 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ont également été mesurées dans des échantillons de sédiments (Paul et Laliberté, 1987; Laliberté, 1990).

Des phénols monohydriques comme le phénol, l'*o*-crésol, le *m*-crésol, le *p*-crésol et les xylénols (2,3-xylénol, 2,4-xylénol, 2,5-xylénol, 2,6-xylénol, 3,4-xylénol et 3,5-xylénol) ainsi que des phénols dihydriques comme les dérivés du catéchol, du résorcinol et de l'hydroquinol (hydroquinone) ont tous des tensions de vapeur relativement faibles (0,0053 à 0,67 kPa) et des hydrosolubilités élevées (24 à $840 \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (USEPA, 1979; Verschuere, 1983; Merck Index, 1983).

La plupart des données disponibles sur le devenir des phénols monohydriques et dihydriques dans les milieux

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les phénols monohydriques et dihydriques aux fins de la protection de la vie aquatique (Environnement Canada, 1998a).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	4,0
Marine	Néant*

* Aucune recommandation n'a été établie.

aquatiques se rapportent au phénol proprement dit. À l'aide d'un modèle de fugacité de Niveau III, on a montré que >99 % du phénol libéré dans l'eau s'intègrent à la phase aqueuse (Mackay et AEL, 1996). La photo-oxydation, l'oxydation et la dégradation microbienne devraient constituer les principaux processus agissant sur le devenir des phénols en milieu aquatique. Compte tenu du pKa élevé (10,02) du phénol, cette substance ne devrait pas se dissocier dans l'environnement à un pH <9 (Herington et Kynaston, 1957). Howard (1989) a émis l'hypothèse que le phénol existe dans un état de dissociation partielle dans l'eau. La coordination avec des cations métalliques divalents et trivalents dissous ou en suspension peut entraîner une hausse appréciable de l'ionisation et, par conséquent, de la solubilité (USEPA, 1979).

La sorption semble constituer un mécanisme relativement mineur. À l'instar des autres phénols monohydriques, le phénol présente un faible log K_{oc} (1,46) et ne devrait pas se sorber aux sédiments riches en composés organiques (USEPA, 1980; MacKay et AEL, 1996). Il se désorberait facilement des surfaces argileuses et est inefficace comme floculant pour les argiles et les sols (Chang et Anderson, 1968; Saltzman et Yariv, 1975).

En présence de complexes de coordination ou de complexes à transfert de charge, le phénol peut subir une photolyse donnant lieu à la production d'hydroquinone (hydroquinol) (Perelshtein et Kaplan, 1968; Kinney et Ivanuski, 1969). L'*o*-crésol peut être dégradé par la lumière visible en présence d'un photosensibilisant (Moussavi, 1979). Le rayonnement ultraviolet peut en outre provoquer la photolyse de l'hydroquinol (Visser et coll., 1977). La demi-vie d'oxydation du phénol passe de 26 jours à un pH de 7 à 12 jours à un pH de 9. L'*o*-crésol est très résistant, sa demi-vie s'établissant à 462 jours à un pH de 9. La demi-vie d'oxydation du catéchol varie de 17 à 19 jours entre des pH de 7 à 9, tandis que celle de l'hydroquinol est <1 heure à un pH de 9 et passe à 5 jours à un pH de 7. La demi-vie d'autooxydation du résorcinol est de 67 jours à un pH de 9 (Moussavi, 1979).

Comme tous ces composés sont relativement hydrosolubles et affichent de faibles tensions de vapeur, la volatilisation ne devrait pas être importante. Si une certaine quantité de phénol se volatilisait, elle serait sans doute rapidement photooxydée dans l'atmosphère (USEPA, 1979). La demi-vie de volatilisation du phénol est de 3,2 mois (USEPA, 1990). La demi-vie moyenne des phénols dans l'eau se chiffre à 55 heures.

La dégradation microbienne constitue un processus biotique majeur d'élimination du phénol présent dans la colonne d'eau. Des études de laboratoire ont montré que le phénol était la seule source de carbone pour un certain nombre de micro-organismes isolés et adaptés (USEPA, 1979). La vitesse d'élimination du phénol dans des eaux naturelles (concentration initiale de 0,1 mg·L⁻¹) a été chiffrée à 0,03 mg·L⁻¹ par heure dans le cadre d'une étude in vitro sur la capacité de dégradation des bactéries en eau fluviale. Dans des échantillons stérilisés, la vitesse d'élimination du phénol s'établissait à <1 mg·L⁻¹ par heure (Visser et coll., 1977). Des organismes aquatiques autres que les bactéries sont en mesure de dégrader le phénol. Le cyprin doré (*Carassius auratus*), par exemple, convertit le phénol en sulfate de phénol, produit qu'il élimine rapidement (Kobayashi et coll., 1976). L'élimination des phénols par le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) est rapide également, la demi-vie de dépuración des diméthylphénols s'établissant à environ 1 jour (Barrows et coll., 1980). D'autres phénols monohydriques et dihydriques sont facilement dégradés par la boue activée et par la microflore du sol, les demi-vies variant de <1 à 6 jours (Alexander et Lustigman, 1966; Bunch et Chamber, 1967; Bridié, 1969). La biodégradation complète du phénol prendrait 70 heures (Ananyeva et coll., 1992).

Compte tenu des faibles log K_{oc} (0,5 à 2,5) des phénols, la bioaccumulation de ces substances ne devrait pas être importante (Verschueren, 1983; Merck Index, 1983; Mackay et AEL, 1996). Selon Howard (1989), la bioconcentration du phénol chez les organismes aquatiques devrait être négligeable.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

La recommandation canadienne pour la qualité des eaux établie pour les phénols monohydriques et dihydriques aux fins de la protection de la vie dulcicole a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1991). Pour de plus amples renseignements, consulter Environnement Canada, 1998a et 1998b.

Vie dulcicole

La toxicité des composés phénoliques varie considérablement selon l'organisme étudié, la teneur en oxygène dissous et la température de l'eau (Alabaster et Lloyd, 1982). Les CL₅₀ enregistrées pour des têtes-de-boule

(*Pimephales promelas*) exposés au phénol varient de 8,3 mg·L⁻¹ (48 h) (Phipps et coll., 1981) à 68 mg·L⁻¹ (96 h) (DeGraeve et coll., 1980). La CL₅₀-96 h du 2,4-diméthylphénol a été évaluée à 16,8 mg·L⁻¹ (Phipps et coll., 1981). Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), les CL₅₀-48 h se situent entre 5,2 et 16,6 mg·L⁻¹ (Sastry et Devi, 1987; Tisler et Zagorc-Koncan, 1995).

Les valeurs de toxicité chronique du phénol pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) comprennent des CL₅₀-27 j de 0,07 et de 0,12 mg·L⁻¹ (Birge et coll., 1979; Millemann et coll., 1984). Pour le stade embryo-larvaire de la grenouille léopard (*Rana pipiens*), des CL₅₀-9 j et 5 j de 0,04 et de 0,05 mg·L⁻¹, respectivement, ont été notées (Birge et coll., 1980).

Chez *P. promelas*, les fractions hydrosolubles d'une dispersion charbon-liquide dont 95 % du carbone organique étaient présents sous forme de phénols ont sensiblement inhibé la croissance des larves et le frai à des concentrations en composés phénoliques (mesurées par photométrie à colorant) de 0,25 et de 0,62 mg·L⁻¹, respectivement (Dauble et coll., 1983). Les déchets phénoliques contenant d'autres composés semblent donc plus toxiques que le phénol pur (Holcombe et coll., 1982).

Des études de toxicité menées sur les poissons et comparant les effets des divers phénols monohydriques et dihydriques mettent en évidence une toxicité différentielle (Devi et Sastry, 1987). Classés par ordre décroissant de toxicité, les produits étudiés sont le phénol, le *p*-crésol, l'*o*-crésol, le *m*-crésol et le catéchol.

Les valeurs de toxicité aiguë enregistrées pour *Daphnia magna* comprennent une CL₅₀-96 h de 2,4-diméthylphénol de 2,12 mg·L⁻¹ (USEPA, 1978) et une CL₅₀-96 h de phénol de 4 mg·L⁻¹ (Ewell et coll., 1986). Par ailleurs, des expositions de 48 heures au phénol ont notamment permis de mesurer une CMEO (reproduction) de 0,19 mg·L⁻¹ chez le rotifère *Brachinous calyciflorus* (Snell et Moffat, 1992) et une CL₅₀ de 3,1 mg·L⁻¹ chez *Ceriodaphnia dubia* (Oris et coll., 1991).

Pour l'algue *Selenastrum capricornutum*, les CE₅₀-96 h se situent entre 46,5 et 84,5 mg·L⁻¹ (Thellen et coll., 1989; Hickey et coll., 1991). Évaluée au moyen de tests de croissance de 7 jours, la toxicité pour *Lemnaceae* varie de 7,5 à 312 mg·L⁻¹ (Cowgill et coll., 1991; Barber et coll., 1995).

Les eaux usées contenant des phénols monohydriques et dihydriques présentent différentes proportions de composés phénoliques. Les phénols ayant un mode d'action semblable, leur toxicité est réputée additive (Devi et Sastry, 1987). Comme le phénol semble être le plus toxique des composés phénoliques monohydriques et dihydriques, il a servi de base à l'élaboration de la recommandation. La recommandation pour la qualité des eaux établie pour les phénols monohydriques et dihydriques aux fins de la protection de la vie dulcicole est de 4,0 µg·L⁻¹. On a déduit cette valeur en multipliant la CL₅₀-9 j de 40 µg·L⁻¹ enregistrée pour *R. pipiens* (Birge et coll., 1980) par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991).

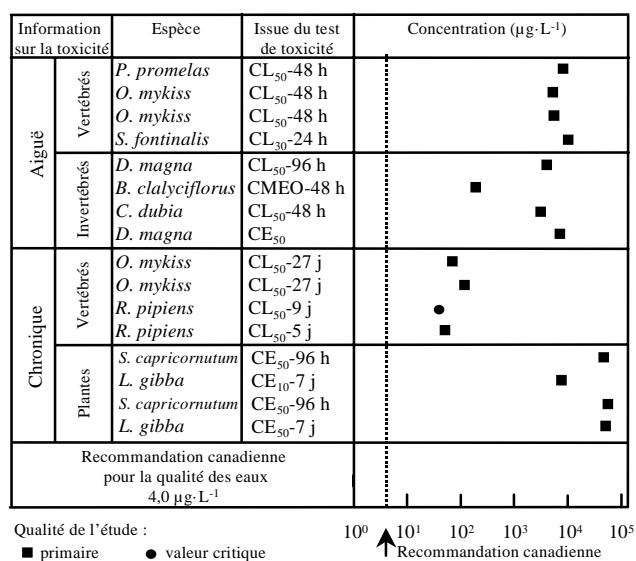


Figure 1. Données choisies sur la toxicité des phénols monohydriques et dihydriques pour les organismes d'eau douce.

Références

- Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. 2^e éd. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworths, Londres.
- Alexander, M. et B.K. Lustigman. 1966. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem. 14:410-413.
- Ananyeva, N.D., N.N. Naumova, J. Rogers et W.C. Steen. 1992. Microbial transformation of selected organic chemicals in natural aquatic systems, dans *Fate of pesticides and chemicals in the environment*, J.L. Schnoor, éd. John Wiley & Sons, Inc., New York. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)

- Barber, J.T., H.A. Sharma, H.E. Ensley, M.A. Polito et D.A. Thomas. 1995. Detoxification of phenol by the aquatic angiosperm, *Lemma gibba*. *Chemosphere* 31(6):3567-3574.
- 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. Haque, éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Bruser. 1979. Toxicity of organic chemicals to embryo-larval stages of fish. EPA-560/11-79-007. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances, Washington, DC.
- Birge, W.J., J.A. Black et R. Kuehne. 1980. Effects of organic compounds on amphibian reproduction. 121. University of Kentucky, Water Resources Institute, Lexington, KY. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- Bollig, F.J. et K.H. Decker. 1980. Phenols: Environmental health criteria 161. Organisation mondiale de la santé. (Cité dans OMS 1994).
- Bridié, A.L.A.M. 1969. Determination of biochemical oxygen demand with continuous recording of oxygen uptake. *Water Res.* 3:157-165.
- Bunch, R.L. et C.W. Chamber. 1967. A biodegradability test for organic compounds. *J. Water Pollut. Control Fed.* 39:181-187.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. 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.]
- Chang, C.W. et J.U. Anderson. 1968. Flocculation of clays and soils by organic compounds. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:23-27.
- CIS (Camford Information Services). 1984. CPI product profiles: Phenol (carbolic acid). Phenolic resins. CIS, Don Mills, ON.
- Cowgill, U.M., D.P. Milazzo et B.D. Landenberger. 1991. The sensitivity of *Lemma gibba* G-3 and four clones of *Lemma minor* to eight common chemicals using a 7-day test. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.* 63(7):991-998.
- Dauble, D.D., S.A. Barraclough, R.M. Bean et W.E. Fallon. 1983. Chronic effect of coal-liquid dispersions on fathead minnows and rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112:712-719.
- DeGraeve, G.M., D.L. Geiger, J.S. Meyer et H.L. Bergman. 1980. Acute and embryo-larval toxicity of phenolic compounds to aquatic biota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 9:557-568.
- Den Boeft, J., F.J. Kruiswijk et F. Schulting. 1984. Air pollution by combustion of solid fuels. (En hollandais). La Hague, Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. Publication Lucht No. 37 (Cité dans OMS 1994.)
- Devi, C.R. et C.A. Sastry. 1987. Toxicity of phenols to fish. *Indian J. Environ. Prot.* 7(4):271-283.
- Dobbins, D.C., J. Thornton-Manning, D.D. Jones et T.W. Federle. 1987. Mineralization potential for phenol in subsurface soils. *J. Environ. Qual.* 16(1):54-58.
- Environnement Canada. 1997. Data obtained through surveys of industry carried out under the authority of Section 16 of CEPA. Environnement Canada, Direction d'évaluation des produits chimiques commerciaux. (Cité dans Environnement Canada 1998b.)
- . 1998a. Canadian water quality guidelines for phenols. Supporting document. Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement, Ottawa. Ébauche inédite.
- . 1998b. Phenol. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Supporting Document. Environnement Canada, Direction d'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa. Ébauche finale.
- Ewell, W.S., J.W. Gorusch, R.O. Kringle, K.A. Robillard et R.C. Spiegel. 1986. Simultaneous evaluation of the acute effects of chemicals on seven aquatic species. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- Groenen, P.J. 1978. Components of tobacco smoke. Nature and quantity; potential influence on health. (En hollandais). Zeist, the Netherlands, CIVO-TNO Institute, Report No. R/5787 (Cité dans OMS 1994).
- Herington. E.F.G. et W. Kynaston. 1957. The ultraviolet absorption spectra and dissociation constants of certain phenols in aqueous solution. *Trans. Faraday Soc.* 53:138-142. (Cité dans USEPA 1979.)
- Hickey, C.W., C. Blaise et G. Costan. 1991. Microtesting appraisal of ATP and cell recovery toxicity end points after acute exposure of *Selenastrum capricornutum* to selected chemicals. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 6(4):383-404.
- Holcombe, G.W., G.L. Phipps et J.T. Fiandt. 1982. Effects of phenol, 2,4-dimethylphenol, 2,4-dichlorophenol, and pentachlorophenol on embryo, larval, and early-juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:73-78.
- Howard, P.H. 1989. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol. I. Large production and priority pollutants. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Kinney, L.C. et V.R. Ivanuski. 1969. Photolysis mechanisms for pollution abatement. Rep. No. TWRC-AWTRL-13. Préparé en coopération avec Robert A. Taft. Water Research Center, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. (Cité dans USEPA 1979.)
- Kobayashi, K., H. Akitake et S. Kimura. 1976. Studies on the metabolism of chlorophenols in fish. VI. Turnover of absorbed phenol in goldfish. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 42:45-50. (Cité dans USEPA 1979.)
- Laliberté, D. 1990. Teneurs en métaux, BPC, pesticides organochlorés, HAP et composés phénoliques des sédiments et des poissons des rivières du Québec. Réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique. Direction générale de l'assainissement des eaux, Québec. N°90-3.
- Levsen, K., S. Behnert et H.D. Winkeler. 1991. Organic compounds in precipitation. *Fresenius' J. Anal. Chem.* 340:665-671.
- Mackay, D. et AEL (Angus Environmental Limited). 1996. Pathways analysis using fugacity modeling of phenol for the second priority substances list. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1979. Composés phénoliques, dans *Références sur la qualité des eaux: Guide des paramètres de la qualité des eaux*, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- Merck Index: An encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals, 10^e éd. Merck and Company Inc., Rahway, NJ.
- Millemann, R.E., W.J. Birge, J.A. Black, R.M. Cushman, K.L. Daniels, P.J. Franco, J.M. Giddings, J.F. McCarthy et A.J. Stewart. 1984. Comparative acute toxicology to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113(1):74-85.
- Moussavi, M. 1979. Effect of polar substituents on autoxidation of phenols. *Water Res.* 13:1125-1128.
- NAQUADAT. 1985. Base nationale des données sur la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1994. Phenol. Environmental Health Criteria 161. OMS, Genève.
- Oris, J.T., R.W. Winner et M.V. Moore. 1991. A four-day survival and reproduction toxicity test for *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:217-224.

- Paul, M. et D. Laliberté. 1987. Teneurs en BPC, pesticides organochlorés, composés phénoliques et HAP des poissons et des sédiments du bassin versant de la rivière des Outaouais. Réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique. Direction générale de l'assainissement des eaux, Québec. N° 86-10.
- Perelshtein, E.I. et V.T. Kaplan. 1968. Mechanism of the self-purification of inland surface water by the removal of phenol compounds. II. Effect of natural UV rays on aqueous solutions of phenol compounds. *Gidrokhim. Mater.* 48:139-144. (Cité dans USEPA 1979.)
- Phipps, G.L., G.W. Holcombe et J.T. Fiandt. 1981. Acute toxicity of phenol and substituted phenols to the fathead minnow. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26:585-593.
- Saltzman, S. et S. Yariv. 1975. Infrared study of the sorption of phenol and *p*-nitrophenol by montmorillonite. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:474-479.
- Santé Canada. 1994. Phenol: Human health effects. Canadian soil quality criteria for contaminated sites. Ottawa. Ébauche.
- Sastry, C.A. et C.R. Devi. 1987. Effect of waste waters containing different phenols on fish. *Encology* 2:1-8. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- Snell, T.W. et B.D. Moffat. 1992. A 2-d life cycle test with the rotifer *Branchionus clyciflorus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:1249-1257. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- Thellen, C., C. Blaise, Y. Roy et C. Hickey. 1989. Round robin testing with the *Selenastrum capricornutum* microplate toxicity assay. *Hydrobiologia* 188-189:259-268.
- Tisler, T. et J. Zagorc-Koncan. 1995. Relative sensitivity of some selected aquatic organisms to phenol. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54:717-723. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1978. In-depth studies on health and environmental impacts of selected water pollutants. EPA-68-01-4646. USEPA, Washington, DC.
- . 1979. Phenol, dans *Water-related environmental fate of 129 priority pollutants*. Vol. II. EPA-440/4-79-029b. USEPA, Office of Water Planning and Standards, Washington, DC.
- . 1980. Ambient water quality criteria for phenol. EPA-440/5-80-066. USEPA, Criteria and Standards Division, Washington, DC.
- . 1990. Hazardous Substances Databank (HSDB): Phenol. USEPA, Washington, DC. (Cité dans Environnement Canada 1998a.)
- Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2^e éd. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Visser, S.A., G. Lamontagne, V. Zoulalian et A. Tessier. 1977. Bacteria active in the degradation of phenols in polluted waters of the St. Lawrence River. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6(4):455-459.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : phénols — phénols monohydriques et dihydriques, 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 : spscme@chc.gov.mb.ca