



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

TRIFLURALINE

La trifluraline ($C_{13}H_{16}F_3N_3O_4$), qui porte le nom UICPA α,α,α -trifluoro-2,6-dinitro-*N,N*-dipropyl-*p*-toluidine et le numéro de registre CAS 1582-09-8, est un composé solide cristallin de couleur orangée dont le poids moléculaire est de 335,5. Elle est hydrosoluble de 0,05 à 4 mg·L⁻¹ (Verschueren, 1983; Huckins et coll., 1986; Poe et coll., 1988). Ses coefficients de partage octanol-eau varient entre 3,06 et 5,34 (Brown et Flagg, 1981; Newsome et coll., 1984; Suntio et coll., 1988). Sa constante de la loi d'Henry est de 4,02 Pa·m³·mol⁻¹ (à 20 °C).

La trifluraline et les préparations de ce produit homologuées au Canada sont vendues sous diverses appellations commerciales dont Treflan, Triflurex, Co-op Garden Weed Preventer, Heritage Selective Granular Herbicide, Rival et Fortress (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1997). La trifluraline est utilisée pour lutter contre une vaste gamme de mauvaises herbes graminées et dicotylédones annuelles dans les cultures de canola, de tournesols, de plantes racines et de légumes ainsi que dans les fleurs, le matériel ligneux de pépinière et les plantations brise-vent en place (MAAO, 1989). La trifluraline étant très volatile, elle est généralement employée en traitement de présemis avec incorporation (Maguire et coll., 1988).

La trifluraline semble agir comme un poison mitotique qui entrave le développement des racines (Ashton et Crafts, 1973; Poe et coll., 1988). La trifluraline pourrait également avoir un effet sur d'autres réactions métaboliques, notamment la synthèse des lipides (Sparchez et coll., 1987). Des études indiquent que la trifluraline inhibe l'absorption endothermique de calcium par les mitochondries de la plante à des concentrations inférieures à celles qui gênent la polymérisation de la tubuline (Hertel et Marme, 1983).

La volatilisation est un important mécanisme de d'élimination. Des concentrations atmosphériques en trifluraline atteignant 160 ng·m⁻³ ont été mesurées dans les régions du Canada caractérisées par un usage intensif du produit (Grover et coll., 1988). La présence de trifluraline dans l'atmosphère coïncide généralement avec l'utilisation saisonnière de cet herbicide. La teneur en humidité du sol et la pluviosité peuvent aussi avoir un effet sur le moment

d'apparition des contaminants atmosphériques et leurs concentrations (Grover et coll., 1988).

Un autre mode de transport qui favorise la dispersion de la trifluraline dans le milieu naturel est le ruissellement des eaux de surface à partir des zones traitées (Willis et coll., 1975). Compte tenu de sa faible solubilité et de son fort pouvoir d'adsorption à la surface des particules de sol, la trifluraline devrait être très peu mobile dans les sols (Helling, 1971). Les concentrations de trifluraline dans les eaux de ruissellement des champs traités varient généralement entre une valeur inférieure au seuil de détection (qui est d'environ 0,01 mg·L⁻¹) et 0,04 mg·L⁻¹, concentrations mesurées dans des échantillons d'eau libre (Rhode et coll., 1980; Grover, 1983; Willis et coll., 1983). Les concentrations d'herbicide dans les sédiments peuvent ordinairement être supérieures de deux à trois ordres de grandeur aux concentrations mesurées dans les eaux avoisinantes (Wauchope, 1978).

Les concentrations de trifluraline mesurées dans des cours d'eau situés dans des régions où cet herbicide est utilisé varient de 0 à 1,8 µg·L⁻¹ et se situaient fréquemment sous le seuil de détection. Le plus faible seuil de détection enregistré est de 3 ng·L⁻¹. La concentration de trifluraline dans les eaux de surface augmente au moment du renversement printanier ainsi que pendant les pluies automnales, lorsque le processus d'érosion atteint normalement son point culminant, en particulier dans les prairies (Williamson, 1984). La hausse des concentrations dans les eaux de surface est aussi attribuable, cependant, au dépôt de vapeurs de trifluraline ou de particules de poussière auxquelles est adsorbée de la trifluraline provenant d'opérations d'épandage menées dans les environs (Muir et Grift, 1987).

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour la trifluraline aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1992, 1993).

Vie aquatique	Recommandation (µg·L ⁻¹)
Dulcicole	0,20
Marine	Néant*

* Aucune recommandation n'a été établie.

Le groupe fonctionnel dinitro dans la trifluraline et d'autres herbicides de type dinitroaniline réduit sensiblement l'hydrosolubilité des molécules, celui-ci pouvant former des liaisons hydrogènes avec les groupes alkyles des molécules environnantes (Weber, 1987). Les divers processus qui régissent la persistance et le devenir de la trifluraline dans l'environnement comprennent la volatilisation, la photodégradation et la dégradation microbienne.

Le produit tend à être plus persistant dans des climats frais et secs que dans des climats chauds et humides (Jensen et coll., 1983; Weber, 1990). L'absence de communauté microbienne semble également augmenter la persistance du produit dans les sols (Mostafa et coll., 1982).

Dans des conditions statiques, les FBC estimés chez les poissons varient entre 1030 pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et 6000 pour les ménés (*Notropis* sp.) (Spacie et Hamelink, 1979). Dans des microcosmes statiques, les FBC de l'escargot (*Helisoma* sp.) variaient généralement de 10 à 100 (Yockim et coll., 1980). Les FBC de l'algue verte filamenteuse *Oedogonium cardiacum* se situaient autour de 100 dans des microcosmes statiques et entre 1000 et 10 000 dans des microcosmes à administration continue.

Le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) affichait un FBC de 3261, et la courbe d'absorption de la trifluraline contenue dans l'eau était linéaire, la constante de vitesse s'établissant à 755,98 par jour. Après le transfert des poissons dans de l'eau non contaminée, on a obtenu une courbe de dépuración de premier ordre avec une constante de vitesse de 0,231 84 par jour (Spacie et Hamelink, 1979).

Des études en microcosme statique menées par Kearney et coll. (1977) ont montré que les FBC enregistrés pour l'algue (276), l'escargot (400), *Daphnia* (92) et le gambusie (33) étaient attribuables à la présence de métabolites polaires, et non à la trifluraline. Des microcosmes simulant des terres humides de prairie nordique ont été exposés pendant 6 semaines à une concentration de $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de trifluraline marquée au carbone 14 ajoutée à un mélange sédiments-eau (Huckins et coll., 1986). Les larves de moucheron (*Chironomus riparius*), les macrophytes et les algues présentaient des concentrations en trifluraline et en métabolites de trifluraline de l'ordre de 40 à 260 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, tandis que *Daphnia* avait accumulé 566 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (Huckins et coll., 1986).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

La recommandation pour la qualité des eaux établie pour la trifluraline aux fins de la protection de la vie dulcicole a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1991).

Vie dulcicole

La base de données sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les vertébrés renferme les résultats de tests menés sur sept espèces de poissons d'eau douce et un amphibien. Les $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ varient de 10 à 330 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), de 8,4 à 400 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), de 105 à 160 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et de 210 à 2200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) (Mayer et Ellersieck, 1986). Pour le crapaud de fowler (*Bufo woodhousei fowleri*), les $\text{CL}_{50-24 \text{ h}}$ et 96 h varient de 180 à 200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et de 110 à 115 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Mayer et Ellersieck, 1986). Des tests de toxicité ont montré que pour obtenir un taux de mortalité de 50 % chez le crapet (*L. macrochirus*), il fallait 227 fois plus de trifluraline lorsque celle-ci est adsorbée à des particules de sol que lorsqu'elle est en solution. Il semble donc peu probable que des quantités de trifluraline suffisantes pour produire des effets toxiques aigus soient lessivées dans un milieu aquatique à partir d'un champ traité adjacent (Parka et Worth, 1965).

Les données disponibles sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les invertébrés portent sur 14 espèces dulçaquicoles. Les $\text{CL}_{50-48 \text{ h}}$ varient entre 50 et 625 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cope, 1966; Sanders et Cope, 1966; Macek et coll., 1976; Mayer et Ellersieck, 1986; Naqvi et coll., 1987).

Une concentration en trifluraline de 335,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ aurait inhibé la croissance de populations d'algues vertes unicellulaires (*Chlamydomonas eugametos*) (Hess, 1980) et entraîné une diminution de 50 % de la densité optique d'une algue verte flagellée (*Dunaliella bioculata*) (Felix et coll., 1988).

Des têtes-de-boule (*P. promelas*) exposés à des concentrations moyennes de 5,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ sont morts entre le 163^e et le 263^e jour d'un test de 425 jours. Les poissons survivants ont frayé 100 jours plus tard que les témoins et les poissons exposés à 1,9 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour ce qui est du taux

de survie, la CMATE estimée pour cette espèce se situe entre 1,95 et 5,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Macek et coll., 1976).

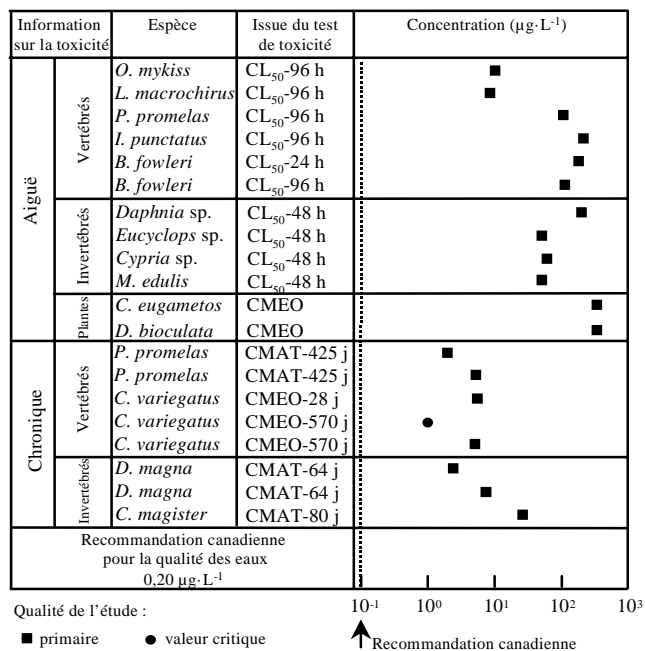


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de la trifluraline pour les organismes d'eau douce.

En laboratoire, des saumons de l'Atlantique (*Salmo salar*) ont été exposés à une concentration de 0,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de trifluraline pendant 11 heures et observés pendant les 12 mois suivants. Neuf des 100 poissons sont morts peu après la fin de la période d'exposition, et les survivants étaient plus sensibles aux mycoses. Une déformation des vertèbres a été observée à des concentrations en trifluraline d'environ 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (concentration maximale) (Wells et Cowan, 1982).

La CMATE (survie) estimée pour des puces d'eau (*D. magna*) exposées sans interruption pendant trois générations se situe entre 2,4 et 7,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Macek et coll., 1976). Une étude sur les tubificidés (*Tubifex tubifex*) a révélé qu'une concentration en trifluraline de 1,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les sédiments n'avait d'effets ni sur la survie ni sur le fonctionnement de ces vers fousseurs (Karickhoff et Morris, 1985).

L'effet toxique de la trifluraline sur divers types de communautés aquatiques a été étudié au moyen de microcosmes. Des travaux ont montré qu'une concentration de 10 000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de trifluraline administrée

pendant 3 semaines n'avait pas d'effet sur les communautés algales (Kosinski, 1984; Kosinski et Merkle, 1984) et qu'une concentration de 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de trifluraline administrée pendant 30 jours n'avait pas d'effets néfastes sur les populations de phytoplancton, la productivité primaire brute et les macrophytes (Johnson, 1986). Une autre étude a été menée sur des microcosmes contenant des escargots (*Helosoma* sp.), des algues (*Oedogonium cardiacum*) et des gambusies et recevant pendant 30 jours un apport continu de trifluraline marquée au carbone 14. Les poissons et les escargots se sont reproduits pendant la période d'essai, mais les poissons adultes et leur progéniture affichaient un comportement anormal et une courbure rachidienne. Dans la plage de concentrations de 9,3 à 29,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, la trifluraline n'a pas produit d'effets toxiques aigus (Yockim et coll., 1980).

La recommandation pour la vie dulcicole a été élaborée à partir de la CMATE la plus faible, ou sensible, relevée dans la documentation scientifique. La valeur limite inférieure de la CMATE mesurée chez le tête-de-boule pour une exposition à la trifluraline de 425 jours est de 1,95 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Macek et coll., 1976). Une dysplasie vertébrale et des modifications histopathologiques de la glande pituitaire ont toutefois été observées chez *Cyprinodon variegatus* à des concentrations de 1 à 5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Couch, 1984).

Dans la première version publiée de la recommandation (CCME, 1992), la concentration entraînant un effet mesurée par Couch (1984), soit 1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, a été utilisée pour définir la CME0 nécessaire à l'élaboration de la recommandation initiale. En 1993, on a cependant réévalué cette valeur et on y a joint un errata (CCME, 1993). La recommandation révisée pour la qualité des eaux établie pour la trifluraline aux fins de la protection de la vie dulcicole est aujourd'hui de 0,20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMATE-425 j de 1,95 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ mesurée pour le tête-de-boule (Macek et coll., 1976). Compte tenu de la vaste gamme de demi-vies enregistrées pour la trifluraline dans l'environnement, dont certaines indiquent une forte persistance, et du potentiel de bioaccumulation de ce composé, l'application d'un facteur de sécurité de 0,1 est jugée appropriée.

Références

Agriculture et Agro-alimentaire Canada. 1997. Renseignements et informations sur les produits antiparasitaires. Base de données RIPA, (disque CCINFO). Produite par Agriculture et Agro-alimentaire Canada et distribuée par le Centre canadien d'hygiène et sécurité au travail.

- Ashton, F.M. et A.S. Crafts. 1973. Mode of action of herbicides. John Wiley & Sons, Toronto.
- Brown, D.S. et E.W. Flagg. 1981. Empirical prediction of organic pollutant sorption in natural sediments. *J. Environ. Qual.* 10(3):382–386.
- 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 eaux au Canada*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1992. Annexe XI — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (avril 1992), dinosèbe, triallate et trifluraline, 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.
- CCREM (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Cope, O.B. 1966. Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. *J. Appl. Ecol.* 3(Suppl.):33–44.
- Couch, J.A. 1984. Histopathology and enlargement of the pituitary in a teleost exposed to the herbicide trifluralin. *J. Fish Dis.* 7:157–163.
- Felix, H.R., R. Chollet et J. Harr. 1988. Use of the cell wall-less alga *Dunaliella bioculata* in herbicide screening tests. *Ann. Appl. Biol.* 113:55–60.
- Grover, R. 1983. Transport of wild oat herbicides in the environment dans *Wild Oat Symposium Proceedings*, Oct. 18–19, 1983. A.E. Smith, éd.
- Grover, R., L.A. Kerr, K.E. Bowren et S.U. Khan. 1988. Airborne residues of triallate and trifluralin in Saskatchewan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40:683–688.
- Helling, C.S. 1971. Pesticide mobility in soils I. Parameters of thin-layer chromatography. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35:732–737
- Hertel, C. et D. Marne. 1983. Herbicides and fungicides inhibit Ca^{2+} uptake by plant mitochondria: A possible mechanism of action. *Pestic. Biochem. Physiol.* 19:282–290.
- Hess, F.D. 1980. A *Chlamydomonas* algal bioassay for detecting growth inhibitor herbicides. *Weed Sci.* 28(5):515–520.
- Huckins, J.N., J.D. Petty et D.C. England. 1986. Distribution and impact of trifluralin, atrazine, and fonofos residues in microcosms simulating a northern prairie wetland. *Chemosphere* 15(5):563–588.
- Jensen, K.I.N., J.A. Ivany et E.R. Kimball. 1983. Efficacy of three dinitroaniline herbicides in processing peas and their residues in soils. *Rev. can. phytotechnie.* 63:687–693.
- Johnson, B.T. 1986. Potential impact of selected agricultural chemical contaminants on a northern prairie wetland: A microcosm evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:473–485.
- Karickhoff, S.W. et K.R. Morris. 1985. Impact of tubificid oligochaetes on pollutant transport in bottom sediments. *Environ. Sci. Technol.* 19:51–56.
- Kearney, P.C., A.R. Isensee et A. Kontson. 1977. Distribution of dinitroaniline herbicides in an aquatic ecosystem. *Pestic. Biochem. Physiol.* 7:242–248.
- Kosinski, R.J. 1984. The effect of terrestrial herbicides on the community structure of stream periphyton. *Environ. Pollut. Ser. A.* 36:165–189.
- Kosinski, R.J. et M.G. Merkle. 1984. The effect of four terrestrial herbicides on the productivity of artificial stream algal communities. *J. Environ. Qual.* 13(1):75–82.
- MAAO (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation de l'Ontario, 1989. 1990 Guide de lutte contre les mauvaises herbes. Publication 75. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, Toronto.
- Macek, K.J., M.A. Lindberg, S. Sauter, K.S. Buxton et P.A. Costa. 1976. Toxicity of four pesticides to water fleas and fathead minnows. Acute and chronic toxicity of acrolein, heptachlor, endosulfan, and trifluralin to the water flea (*Daphnia magna*) and the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). EPA/600/3-76-099. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Maguire, R.J., J.H. Carey, M.E. Fox, B.G. Brownlee et H.-B. Lee. 1988. Assessment of the environmental dynamics of selected pesticides of importance in western Canada. NWRI Contribution #88-20, Centre canadien pour les eaux intérieures, Institut national de recherches en hydrologie, Burlington, ON.
- Mayer, F.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and database 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.
- Mostafa, I.Y., S.M.A.D. Zayed, Y.M. Adam et H.S.H. Attaby. 1982. Investigations on trifluralin binding to soil and possible uptake of bound residues by plants. *J. Environ. Sci. Health.* B17:265–275.
- Muir, D.C.G. et N.P. Grift. 1987. Herbicide levels in rivers draining two prairie agricultural watersheds (1984). *J. Environ. Sci. Health.* B22:259–284.
- Naqvi, S.M., R. Hawkins et N.H. Naqvi. 1987. Mortality response and LC_{50} values to juvenile and adult crayfish, *Procambarus clarkii* exposed to Thiodan (insecticide) Treflan, MSMA, Oust (herbicides) and cutrine-plus (algicide). *Environ. Pollut.* 48:275–283.
- Newsome, L.D., R.L. Lipnick et D.E. Johnson. 1984. Validation of fish toxicity QSARs for certain non-reactive, non-electrolyte organic compounds dans *QSAR in environmental toxicology*, K.L. Kaiser, éd. Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA.
- Parka, S.J. et H.M. Worth. 1965. The effects of trifluralin to fish. *Proc. South Weed Conf.* 18:469.
- Poe, R.R., D.P. Coyne, B.A. Swisher et M.D. Clegg. 1988. Differential *Cucurbita* spp. tolerance to the herbicide trifluralin. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 113(1):35–40.
- Rhode, W.A., L.E. Asmussen, E.W. Hauser, R.D. Wauchope et H.D. Allison. 1980. Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 9:37–42.
- Sanders, H.O. et O.B. Cope. 1966. Toxicities of several pesticides to two species of cladocerans. *Trans. Am. Fish. Soc.* 95:165–169.
- Spacie, A. et J.L. Hamelink. 1979. Dynamics of trifluralin accumulation in river fishes. *Environ. Sci. Technol.* 13:817–822.
- Sparchez, C., V. Soran, C. Craciun, A. Polizu et V. Craciun. 1987. Trifluralin influence on the ultrastructure of root meristem cells in wheat (*Triticum aestivum* L.) and sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Rev. Roum. Biol. Ser. Biol. Veg.* 32(1):39–41.
- Suntio, L.R., W.Y. Shiu, D. Mackay, J.N. Seiber et D. Glotfelty. 1988. Critical review of Henry's law constants for pesticides. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 103:1–56.
- Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2e éd. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Wauchope, R.D. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields: A review. *J. Environ. Qual.* 7:459–472.
- Weber, J.B. 1987. Physical/chemical interactions of herbicides with soil, dans *Proc. Calif. Weed Conf.* 39:96–109, El Macero, CA.
- . 1990. Behavior of dinitroaniline herbicides in soils. *Weed Technol.* 4:394–406.

- Wells, D.E., and A.A. Cowan. 1982. Vertebral dysplasia in salmonids caused by the herbicide trifluralin. *Environ. Pollut. Ser. A.* 29:249–260.
- Williamson, D.A. 1984. A preliminary investigation into the presence of agricultural pesticides in the La Salle and Assiniboine rivers. Report No. 84-5. *Environnement et sécurité et hygiène du travail Manitoba, Water Standards and Studies*, Winnipeg.
- Willis, G.H., R.L. Rogers, and L.M. Southwick. 1975. Losses of diuron, linuron, fenac, and trifluralin in surface drainage water. *J. Environ. Qual.* 4:399–402.
- Willis, G.H., L.L. McDowell, C.E. Murphree, L.M. Southwick, and S. Smith, Jr. 1983. Pesticide concentrations and yields in runoff from silty soils in the lower Mississippi valley. *J. Agric. Food Chem.* 31:1171–1177.
- Yockim, R.S., A.R. Isensee, and E.A. Walker. 1980. Behavior of trifluralin in aquatic model ecosystems. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:134–141.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — trifluraline*, 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 : spccme@chc.gov.mb.ca