



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

TRICHLORFON

Le trichlorfon (CAS 52-68-6) est un insecticide organophosphoré utilisé pour lutter contre certains organismes nuisibles, tels les coquerelles, les grillons, les lépismes argentés, les punaises de lits, les puces, les hypodermes des bovins, les mouches, les tiques, les mineuses des feuilles et les cicadelles (EXTOXNET, 1996). Le trichlorfon est produit par Bayer CropScience Inc. et se présente sous forme de poudre soluble, de granulés, de concentré émulsifiable et de préparations d'appât pour mouches. Il a été homologué pour la première fois au Canada en 1980 et est actuellement homologué sous les noms commerciaux suivants : Dylox 420, Dipterex, Neguvon à verser – insecticide pour bovins et Dylox 80 % (ARLA, 2004).

Production et usages : Le trichlorfon a été mis sur le marché en 1952 (Lorenz *et al.*, 1955). Dylox 420, contenant 420 g de matière active (m.a.)·L⁻¹ de trichlorfon, est un insecticide liquide appliqué par voie aérienne sur les grandes cultures (p. ex. luzerne, céréales, maïs et tabac), aux fruits (p. ex. les baies), sur les légumes et sur les plantes ornementales (p. ex. les fleurs, les arbustes et les arbres) (ARLA, 2004). Dylox 80 %, une poudre soluble contenant 80 % de trichlorfon, est appliqué sur les grandes cultures, sur les légumes et sur les plantes ornementales (ARLA, 2004). Le produit Neguvon à verser – insecticide pour bovins est utilisé pour lutter contre les poux et les hypodermes des bovins. Il s'agit d'une préparation liquide (8 % de trichlorfon) qui est appliquée directement sur le dos des animaux (ARLA, 2004). Parmi les autres utilisations, on retrouve la lutte contre les organismes nuisibles dans les milieux résidentiels et chez les animaux et les poissons, les préparations d'appât pour mouches, et le traitement des parasites intestinaux et des ectoparasites des poissons. La concentration de trichlorfon dans les produits homologués varie de 1 % de matière active, dans les appâts, à 98 % de matière active, dans les produits de qualité technique (U.S. EPA, 1997). L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a procédé récemment à une réévaluation du trichlorfon (ARLA, 2008). Cette réévaluation a éliminé plusieurs usages du produit, y compris tous les usages résidentiels, et a restreint les autres usages considérablement.

Rejets dans l'environnement : Le trichlorfon est appliqué par pulvérisation et par voie aérienne. Ces méthodes d'application sur le sol et la végétation peuvent entraîner une exposition des organismes terrestres non ciblés au trichlorfon. La plupart des produits contenant du trichlorfon qui sont utilisés en agriculture (p. ex. DYLOX 420) sont appliqués à plusieurs reprises pendant l'année, ce qui prolonge la période d'exposition pour les organismes non ciblés. Même si le trichlorfon ne doit pas être appliqué directement dans les plans d'eau (ARLA, 2004), le pesticide peut pénétrer dans ces écosystèmes par lessivage, ruissellement ou dérive de la pulvérisation, exposant ainsi les organismes aquatiques aux résidus (U.S. EPA, 1997). Les pertes dues à la volatilisation suivant l'application peuvent être significatives selon les conditions environnementales.

Devenir, comportement et répartition : Le dichlorvos (phosphate de 2,2-dichlorovinyle et de diméthyle) est le principal produit de transformation du trichlorfon (Hofer, 1981; U.S. EPA, 1997). La biotransformation dans le sol et l'hydrolyse dans l'eau sont les principales voies de transformation du trichlorfon (HSDB, 1999). La transformation en dichlorvos dans l'eau se produit par déshydrochloration (PISSC, 1992). Le taux de transformation augmente avec l'alcalinité de l'eau (PISSC, 1992). Le trichlorfon peut se transformer en dichlorvos par photolyse. Le dichlorvos cause l'inhibition de la cholinestérase à un taux plus de 100 fois supérieur à celui de l'inhibition entraînée par le trichlorfon (Hofer, 1981). Pour les poissons d'eau douce, les concentrations létales CL₅₀ sur 96 h de dichlorvos varient de 200 µg m.a.·L⁻¹ pour le touladi

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique – trichlorfon (µg m.a.·L⁻¹)

| | Exposition de longue durée | Exposition de court durée |
|--------------|----------------------------|---------------------------|
| Eaux douces | 0,009* | 1,1** |
| Eaux marines | AR | AR |

* RCQE provisoire : calculée à partir des données sur les doses produisant un effet faible à court terme, selon la méthode du plus petit paramètre d'effet.

** Valeur calculée à partir des données sur la CL₅₀, selon la méthode de la DSE.

AR = aucune recommandation.

(*Salvelinus namaycush*) à 8 900 µg m.a.·L⁻¹ pour le silure grenouille (*Clarias batrachus*) (PISSC, 1986).

Le trichlorfon est très soluble dans l'eau, à savoir 154 000 mg m.a.·L⁻¹ à 25 °C (Mackay *et al.*, 1999). Le point de fusion du trichlorfon est de 83 à 84 °C (Mackay *et al.*, 1999).

La constante de la loi de Henry du trichlorfon est de $1,72 \times 10^{-9}$ kPa·m³ mol⁻¹ (HSDB, 1999), et sa pression de vapeur est de $1,04 \times 10^{-6}$ kPa (Giang *et al.*, 1954; FAO/OMS, 1972; Dedek, 1981; CIRC, 1983). Ces valeurs indiquent qu'il n'est pas volatil.

Les facteurs de bioconcentration (FBC) mesurent la tendance d'une substance à migrer de l'eau vers les tissus corporels des organismes aquatiques, où elle peut s'accumuler et se concentrer (Rand *et al.*, 1995). On estime que le FBC atteint 3 chez les organismes aquatiques exposés au trichlorfon, ce qui semble indiquer que le potentiel de bioconcentration est faible (HSDB, 1999). Ces données sont corroborées par le taux rapide de transformation et le faible coefficient de partage octanol-eau rapportés pour le trichlorfon. Ces facteurs montrent que le trichlorfon aura une faible persistance dans l'eau, et qu'il est peu probable qu'il se loge dans les lipides des organismes aquatiques. Les résultats obtenus par Lopes *et al.* (2006) appuient cette hypothèse; les auteurs ont obtenu un FBC de 0,41 L·kg⁻¹ chez *Piaractus mesopotamicus* (Pacu), un poisson à nageoires rayonnées d'Amérique du Sud, et une demi-vie du trichlorfon dans l'eau de 57 h (2,5 jours). Par conséquent, il est peu probable qu'il se produise une bioaccumulation et une bioamplification du trichlorfon se produisent.

La forte solubilité dans l'eau et le faible coefficient de partage octanol-eau du trichlorfon indiquent que celui-ci demeurera de préférence dans l'eau plutôt que de se retrouver dans la matière organique. Cette conclusion est appuyée par un faible coefficient d'adsorption au sol, ce qui signifie que le trichlorfon n'a pas d'affinité pour les sédiments ou les matières en suspension (HSDB, 1999).

On considère que le trichlorfon est très mobile dans le sol, compte tenu de sa solubilité dans l'eau (154 000 mg/L) et de son coefficient d'adsorption au sol ($\log K_{oc} = 0,78$ à 1,90) (HSDB, 1999). Ces propriétés donnent à penser que l'eau souterraine pourrait être contaminée. Toutefois, la transformation rapide du trichlorfon dans le sol pourrait réduire au minimum une

telle contamination (Université Purdue, 1987; U.S. EPA, 1997).

Méthodes d'analyse : Dedek *et al.* (1987) ont fait état d'une méthode permettant de préconcentrer les échantillons d'eau pour mesurer la concentration de trichlorfon. Les méthodes standard de détection des résidus comprennent l'extraction avec de l'acétonitrile et la réextraction avec de l'éther, suivies de la détection par chromatographie en phase gazeuse en utilisant la détection à photométrie de flamme ou la détection thermionique de flamme. Au cours de la chromatographie, le trichlorfon est décomposé thermiquement en phosphate de diméthyle, qui est ensuite analysé (Ferreira et Fernandes, 1980). On peut stabiliser le trichlorfon pour la chromatographie en phase gazeuse par acétylation ou triméthylsilylation, et éviter ainsi la décomposition (Vilceanu *et al.*, 1973; Bowman et Dame, 1974).

Récemment, des méthodes ont été élaborées pour analyser le trichlorfon par chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse (CPL-SM). Le trichlorfon peut catalyser l'oxydation de la benzidine (diphényl-4,4'-diamine) en 4-amino-4'-nitrobiphényle en présence de perborate de sodium. Le produit de la réaction de catalyse peut ensuite être mesuré par des méthodes de CPL-SM. La chromatographie liquide haute performance en phase inverse (CLHP-PI) avec détection UV à 365 nm est utilisée pour la séparation et la quantification du 4-amino-4'-nitrobiphényle. Avec cette méthode, la limite de détection est de 2,0 µg m.a.·L⁻¹, et le taux de récupération enregistré varie de 67,5 à 82,1 %, avec des écarts-types relatifs se situant entre 4,5 et 7,3 % (Zhu *et al.*, 2007).

Concentrations ambiantes : L'Institut national de recherche sur les eaux d'Environnement Canada a terminé récemment un programme de surveillance triennal des pesticides dans chacune des cinq régions d'Environnement Canada (Atlantique, Québec, Ontario, Prairies et Nord, et Pacifique et Yukon) (Environnement Canada, 2011). On n'a pas détecté de trichlorfon dans les eaux de surface échantillonnées en 2003 (n = 27) dans les Grands Lacs. Dans des lacs isolés du sud de l'Ontario, on a rarement détecté du trichlorfon (3 échantillons sur 163), mais la concentration mesurée était plus élevée que celle de 44 autres pesticides (0,065 µg·L⁻¹) (Environnement Canada, 2011).

Mode d'action : Le principal mode d'action des pesticides organophosphorés, comme le trichlorfon, est

l'inhibition de la cholinestérase (ChE). La cholinestérase est l'enzyme qui décompose l'acétylcholine (ACh), le neurotransmetteur responsable des influx nerveux circulant entre les nerfs et leurs récepteurs. L'inhibition de la cholinestérase se traduit par une accumulation d'acétylcholine, qui perturbe le système nerveux central des animaux touchés. L'acétylcholine est un important neurotransmetteur pour un vaste éventail de taxons. Les symptômes d'intoxication sont les suivants : hyperactivité, tremblements, convulsions terminales et mort (PISSC, 1986; Jensen et Gaufin, 1964).

Le trichlorfon est un des rares composés organophosphorés qui se transforme en un composé plus toxique (Howe *et al.*, 1994). En effet, le dichlorvos (le produit de dégradation du trichlorfon) inhibe la cholinestérase à un taux plus de 100 fois supérieur à celui de l'inhibition causée par le trichlorfon (Hofer, 1981). Le trichlorfon se transforme en une neurotoxine appelée dichlorvos, lorsqu'il est hydrolysé dans l'eau, les liquides biologiques et les tissus à un pH supérieur à 5,5 (PISSC, 1992).

Le trichlorfon peut être absorbé par toutes les voies d'exposition (voie orale, voie cutanée et inhalation) et se répand rapidement dans tous les tissus (PISSC, 1992). Même si le principal mode d'action du trichlorfon est l'inhibition de la cholinestérase, on a également observé que celui-ci empêche la réaction immunitaire chez les poissons (Chandrasekara et Pathiratne, 2005; Dunier *et al.*, 1991). Le trichlorfon est modérément toxique pour les poissons et généralement plus toxique pour les invertébrés aquatiques. Le principal mode d'action du trichlorfon chez les cyanobactéries est l'inhibition du métabolisme de l'azote, causant l'altération de la croissance, de la composition cellulaire, de l'ultrastructure et des processus physiologiques (Marco *et al.*, 1990; Martinez *et al.*, 1991).

Toxicité en eau douce : Dans les sections suivantes, toutes les concentrations de trichlorfon sont exprimées en microgrammes de matière active (m.a.) par litre ($\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$). Les résultats des essais de toxicité retenus pour l'élaboration des recommandations sont basés sur la matière active. Les préparations dont le pourcentage de matière active n'était pas suffisant ($< 90\%$ m.a.) n'ont pas été utilisées pour l'élaboration des recommandations, la présence de préparations contenant du trichlorfon étant évaluée à partir de la présence de la matière active. Le pourcentage de trichlorfon contenu

dans les préparations varie grandement selon l'utilisation et la région.

Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés dans la détermination de la concentration limite pour une exposition à court terme au trichlorfon en eau douce

| Espèce | Paramètre d'effet | Concentration ($\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) |
|--------------------------------|---------------------------|------------------------------------------------------------------------|
| Poissons | | |
| <i>Lepomis macrochirus</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 234** |
| <i>Salvelinus fontinalis</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 240** |
| <i>Salmo salar</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 300** |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 330* |
| <i>Oncorhynchus clarki</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 375** |
| <i>Ictalurus melas</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 515 |
| <i>Salvelinus namaycush</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 550 |
| <i>Ictalurus punctatus</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 880 |
| <i>Morone saxatilis</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 2 000 |
| <i>Micropterus salmoides</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 3 450 |
| <i>Pimephales promelas</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 7 900 |
| <i>Anguilla rostrata</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 8 570 |
| Invertébrés | | |
| <i>Daphnia pulex</i> | CE ₅₀ sur 48 h | 0,18 |
| <i>Simocephalus serrulatus</i> | CL ₅₀ sur 48 h | 0,7 |
| <i>Pteronarcella badia</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 5,3 |
| <i>Acroneuria pacifica</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 16,5 |
| <i>Hexagenia</i> | TL _m sur 24 h | 17 |
| <i>Gammarus pseudolimnaeus</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 17* |
| <i>Isogenus</i> sp. | CL ₅₀ sur 96 h | 17* |
| <i>Claasenia sabulosa</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 22 |
| <i>Skwala</i> sp. | CL ₅₀ sur 96 h | 24 |
| <i>Pteronarcys californica</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 35 |
| <i>Gammarus lacustris</i> | CL ₅₀ sur 96 h | 40 |
| <i>Hydropsyche</i> | TL _m sur 24 h | 910 |
| <i>Procambarus</i> sp. | CL ₅₀ sur 96 h | 7 800 |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> | CL ₅₀ sur 24 h | 49 423* |

* Moyenne géométrique des valeurs comparables.

**Seul le paramètre le plus sensible parmi les données acceptables a été utilisé dans la DSE en raison de la plage étendue de valeurs de pH utilisées dans les essais de toxicité.

Le trichlorfon présente une toxicité modérée à élevée pour les poissons d'eau douce (PISSC, 1992). Les valeurs de toxicité publiées dans la littérature varient d'une CL₅₀ sur 96 h de 234 µg m.a.·L⁻¹ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) à une TL_m sur 96 h de 180 000 µg m.a.·L⁻¹ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Mayer et Ellersieck, 1986; Pickering *et al.*, 1961). Le manque de données, dans ces études, sur des facteurs tels le stade de vie, les conditions d'exposition et le type d'essais rend difficile l'explication d'une aussi grande variation. Les différences sur le plan du comportement des espèces, de l'écologie d'alimentation, de la sensibilité des récepteurs de choline et de la pharmacocinétique expliquent probablement quelques-unes des variations interspécifiques. On a rapporté des valeurs de toxicité pour plusieurs espèces de poissons, y compris le cyprin doré (*Carassius auratus*), la carpe (*Cyprinus carpio*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), la barbus de rivière (*Ictalurus punctatus*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*).

Peu de renseignements ou de données sont disponibles sur les effets à long terme chez les poissons. Une étude effectuée par Siwicki *et al.* (1990) indique une concentration minimale avec effet observé (CME0) sur 56 jours, pour la réaction immunitaire chez la carpe (*Cyprinus carpio*), de 400 000 µg m.a.·L⁻¹. Dans le cadre de cette étude, on a utilisé 2 % de m.a., ce qui explique peut-être la tolérance élevée de l'organisme. Cette étude a été jugée inacceptable.

Le trichlorfon est très toxique pour la plupart des invertébrés aquatiques (PISSC, 1992). Les valeurs pour une exposition à court terme subie par des invertébrés dulcicoles varient d'une CE₅₀ sur 48 h de 0,18 µg m.a.·L⁻¹ pour *Daphnia pulex* (puce d'eau) à une CL₅₀ sur 24 h de 51 970 µg m.a.·L⁻¹ pour *Brachionus calyciflorus* (rotifère) (Mayer et Ellersieck, 1986; Ferrando et Andreu-Moliner, 1991). Les symptômes de toxicité sublétales comprennent, entre autres, l'hyperactivité, des tremblements et des convulsions (Jensen et Gauvin, 1964). Par ailleurs, on a observé le rétablissement des organismes placés dans de l'eau non contaminée après l'exposition (Jensen et Gauvin, 1964).

Dans le cas des invertébrés, il existe un nombre limité d'études à long terme. Jensen et Gauvin (1964) ont fait des recherches sur les effets à long terme du trichlorfon sur le comportement et la survie des nymphes de plécoptères (*Pteronarcys californica* et *Acroneuria pacifica*) en exposant ces espèces au Dylox dans un

système à renouvellement continu pour une durée maximale de 30 jours. La TL_m sur 30 jours pour *P. californica* était de 9,8 µg m.a.·L⁻¹. On a rapporté une sensibilité similaire pour *A. pacifica*, avec une TL_m sur 30 jours de 8,7 µg m.a.·L⁻¹ (Jensen et Gauvin, 1964). Les symptômes d'intoxication observés chez les larves de plécoptères survivantes comprenaient, entre autres, l'hyperactivité, des tremblements et des convulsions. Pour les puces d'eau (*Daphnia magna*) exposées au trichlorfon dans le cadre d'un essai de toxicité en conditions de renouvellement continu, on a obtenu une CME0 sur 21 jours de 5,6 µg m.a.·L⁻¹ (SSRD, 1997). Une CL₅₀ sur 10 jours de 2 200 µg m.a.·L⁻¹ a été rapportée pour *Pila globosa* (gastéropode) au stade adulte (Singh et Agarwal, 1981).

La toxicité du trichlorfon pour les algues ou les végétaux aquatiques a fait l'objet d'un nombre limité d'études. Le trichlorfon cause l'altération de la croissance, de la composition cellulaire, de l'ultrastructure et des processus physiologiques chez les cyanobactéries, et sa toxicité est attribuée à l'inhibition de l'absorption des nitrates (Marco *et al.*, 1990). Les études dont on dispose ont cependant montré que l'algue *Chlorella vulgaris* est très tolérante au trichlorfon, avec une CME0 sur 72 h atteignant 25 000 à 100 000 µg m.a.·L⁻¹ pour les effets sur la photosynthèse et les processus physiologiques, respectivement (Martinez *et al.*, 1991).

Une étude a révélé des effets chez des amphibiens exposés au trichlorfon. Szubartowska *et al.* (1990) ont rapporté des CME0 sur 1, 2 ou 3 semaines de 4 000 µg m.a.·L⁻¹ pour les effets sur l'hématocrite (le pourcentage du sang total qui est composé de globules rouges) et sur le volume corpusculaire moyen chez la grenouille verte (*Rana esculenta*).

Toxicité en milieu marin : On n'a trouvé aucune étude acceptable sur la toxicité du trichlorfon en milieu marin.

Facteurs influant sur la toxicité : On ne possède pas assez de données sur les effets du pH, de la température, de la dureté et du rayonnement UV sur la toxicité du trichlorfon pour établir de manière certaine des profils d'effets influant sur la toxicité ou pour normaliser les données sur la toxicité. Cependant, à mesure que le pH augmente, la toxicité augmente aussi (Howe *et al.*, 1994; Woodward et Mauck, 1980), à cause de la transformation plus rapide du trichlorfon en dichlorvos. De même, le pH du milieu d'exposition influe de façon significative sur la toxicité du trichlorfon. La température accroît aussi le taux de transformation du

trichlorfon en dichlorvos en accélérant le métabolisme et en faisant augmenter le taux d'absorption du trichlorfon (Howe *et al.*, 1994; Woodward et Mauck, 1980).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : Les recommandations relatives au trichlorfon sont définies à partir des normes de rendement idéales élaborées pour l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (Environnement Canada, 2006), d'après le document CCME (1991) dans le cas des recommandations pour une exposition à long terme, et d'après le document CCME (2007) dans le cas des concentrations limites pour une exposition à court terme. La valeur de la concentration limite pour une exposition à court terme en eau douce a été élaborée à l'aide de la méthode statistique fondée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). La recommandation pour une exposition à long terme en eau douce a été élaborée à l'aide de la méthode du plus petit paramètre d'effet, assortie d'un facteur de sécurité. En l'absence d'étude en milieu marin, aucune recommandation n'a été formulée pour ce milieu.

Valeur de la concentration limite pour une exposition à court terme en eau douce : Les valeurs de la concentration limite pour une exposition à court terme sont élaborées à partir de données relatives à des effets graves (tels que la mort) se produisant sur des périodes définies d'exposition à court terme (de 24 à 96 h). Elles donnent une estimation des effets graves sur les écosystèmes aquatiques et donnent une idée de l'impact de situations graves, mais transitoires (p. ex., déversements dans des milieux récepteurs aquatiques, émissions non fréquentes de substances de courte durée de vie ou non persistantes). Les concentrations limites pour une exposition à court terme *ne* protègent *pas* contre les effets néfastes sur la vie aquatique.

Au total, 26 valeurs ont été utilisées pour établir la concentration limite pour une exposition à court terme. Des études toxicologiques répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été utilisées dans la détermination de la DSE pour une exposition à court terme. Chacune des espèces pour lesquelles on disposait d'une valeur de toxicité à court terme appropriée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centralisée dans la DSE a été déterminée d'après Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point de donnée). On a tenu compte de la

variabilité intraspécifique en prenant la moyenne géométrique des études censées représenter le stade de vie et le paramètre d'effet les plus critiques. Le tableau 2 présente les données finales qui ont été utilisées pour obtenir la DSE ajustée pour le trichlorfon. Pour plus de précisions, notamment sur les études utilisées pour calculer les moyennes géométriques pour les différentes espèces, veuillez consulter les tableaux 8.1 et 8.2 du document complémentaire. Les résultats des études sur la toxicité aquatique citées par la United States Environmental Protection Agency (Mayer et Ellersieck, 1986; SSRD, 1997) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada ont généralement été classés comme des données primaires, mais, s'il y avait lieu, ils ont été déclassés durant l'évaluation.

Le modèle log-normal de la fonction de distribution cumulative (FDC) a donné le meilleur ajustement parmi les modèles testés (statistique d'Anderson-Darling = 0,334). L'équation du modèle normal ajusté est la suivante :

$$f(x) = \frac{1}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \left(\frac{x - \mu}{\sigma \sqrt{2}} \right) \right)$$

où $\mu = 2,2481$ et $\sigma = 1,3447$, sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle, x est le métamètre de la concentration, et la fonction, $f(x)$, la proportion d'espèces touchées.

Le tableau 3 présente des statistiques sommaires sur la DSE obtenue pour une exposition à court terme (figure 1).

Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition à court terme liée à un événement transitoire, et indiquant le potentiel d'effets graves (p. ex., la létalité ou l'immobilisation) sur les espèces aquatiques sensibles en eau douce est de $1,1 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le trichlorfon.

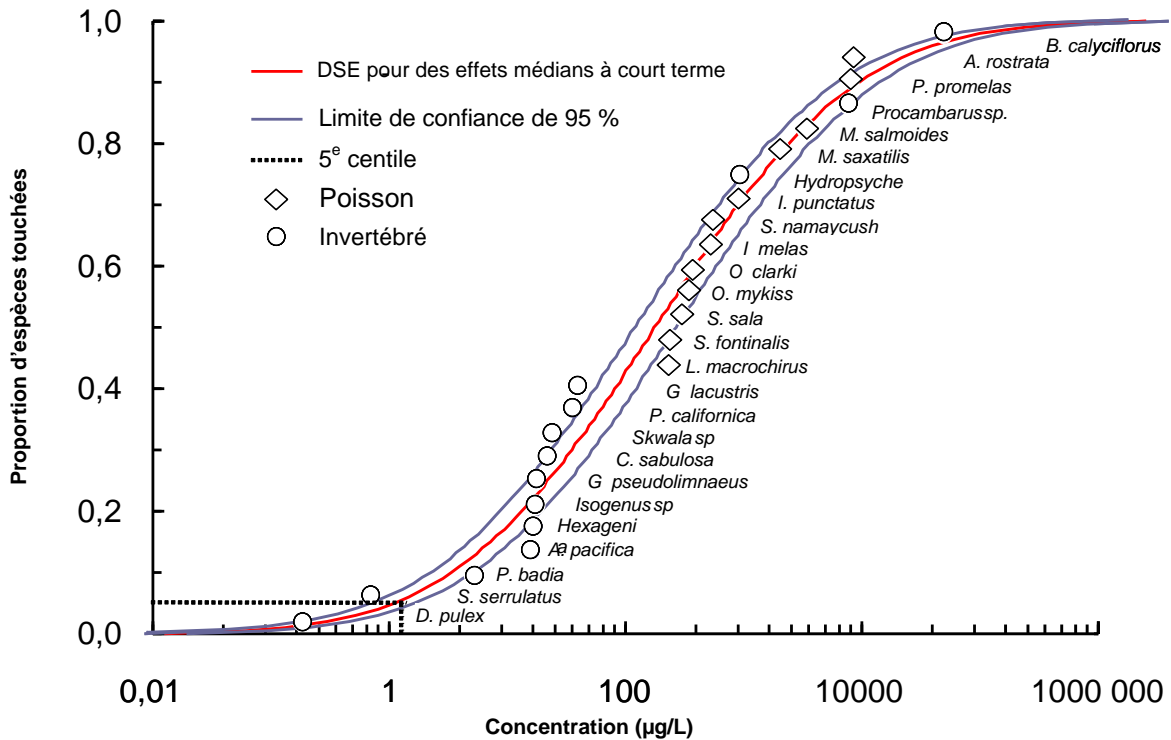


Figure 1. DSE pour une exposition à court terme représentant la toxicité du trichlorfon en eau douce; valeurs de CL_{50} , de CE_{50} et de TL_m acceptables pour une exposition à court terme chez 26 espèces aquatiques, en fonction de la proportion d'espèces affectées.

Tableau 3. Concentration limite pour une exposition de courte durée au trichlorfon en eau douce, selon la méthode DSE.

| | Concentration ($\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) |
|-------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| 5 ^e centile de la DSE | 1,1 |
| 5 ^e centile de la DES, LCI (5 %) | 0,7 |
| 5 ^e centile de la DSE, LCS (95 %) | 1,7 |

RCQE provisoire pour une exposition à long terme en eau douce : Les RCQE pour une exposition à long terme sont basées sur des valeurs limites dans l'écosystème aquatique qui ont pour but de protéger les espèces et les stades de développement les plus sensibles pendant des périodes d'exposition indéterminées.

Les paramètres d'effet pour une exposition à long terme définis à partir des études primaires et secondaires concernaient trois espèces d'invertébrés. Il n'y avait pas suffisamment de données sur la toxicité à long terme pour formuler une recommandation en utilisant la DSE. Par conséquent, la norme de rendement idéale (Environnement Canada, 2006) a été adoptée comme recommandation pour l'exposition à long terme en eau douce. En raison du manque de données à long terme, la norme de rendement idéale a été calculée selon le protocole du CCME (1991) pour l'élaboration de recommandations provisoires. La RCQE provisoire a donc été calculée en appliquant un facteur de sécurité de 20 à la CE_{50} relative à l'exposition à court terme établie pour l'espèce la plus sensible, soit une CE_{50} sur 48 h de $0,18 \mu\text{g m.a.}/\text{L}^{-1}$ déterminée pour *D. pulex* (tableau 2). Le facteur d'application recommandé pour le trichlorfon est de 20 car ce produit est considéré comme relativement non persistant dans l'eau.

La RCQE est calculée comme suit :

$$\begin{aligned} \text{RCQE} &= \text{CE}_{50} \div \text{FA} \\ &= 0,18 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1} \div 20 \\ &= 0,009 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1} \\ &\text{où :} \\ &\text{FA} = \text{facteur d'application} \end{aligned}$$

Par conséquent, la valeur de la RCQE provisoire pour la protection de la vie aquatique établie pour une exposition à long terme en eau douce est de 0,009 g m.a./L pour le trichlorfon.

Concentrations limites pour l'exposition à court et RCQE à long terme en milieu marin : Aucune étude acceptable effectuée en milieu marin n'a été trouvée, et, par conséquent, les données n'étaient pas suffisantes pour élaborer des recommandations pour la protection

de la vie aquatique exposée à court et à long terme en milieu marin.

Mise en œuvre et autres considérations : La recommandation ci-dessus a été élaborée uniquement à l'aide des données de toxicité obtenues en utilisant la matière active trichlorfon. Dans les régions où le trichlorfon est très utilisé, d'autres directives et un échantillonnage supplémentaire pourraient s'avérer nécessaires en fonction du site afin de déterminer les effets des préparations contenant du trichlorfon. De plus, à cause de la transformation rapide du trichlorfon en dichlorvos, d'autres directives propres à chaque site pourraient aussi être nécessaires afin de s'assurer que la vie aquatique n'est pas touchée, spécialement dans les régions où le pH ou la température sont élevés.

Références

- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). Livraison, Évaluation, Dossiers électroniques (LÉDÉ). Étiquettes électroniques : recherche et évaluation, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario), 2004. URL : <http://eddenet.pmra-arla.gc.ca/4.0/4.01.asp>.
- ARLA, 2008. Réévaluation – Décision – RVD 2008-27 : Trichlorfon, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa, Ontario.
- Bowman, P.B. et P.W. Dame. *Gas-liquid chromatography of trichlorfon in soluble powder formulations*. Journal Association of Analytical Chemists, 1974, 57:1128-1131.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. *Annexe IX - Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (avril 1991)*. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987*. [Mis à jour et réimprimé, CCME, 1999. Winnipeg].
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique, Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Chandrasekara, H.U. et A. Pathiratne. *Influence of low concentrations of trichlorfon on haematological parameters and brain acetylcholinesterase activity in common carp, Cyprinus carpio L.* Aquaculture Research, 2005, 36:144-149.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man: 1972-PRESENT*. Organisation mondiale de la santé, Centre international de recherche sur le cancer, Genève, 1983.
- Dedek, W. *Guanine N7-alkylation in mice in vivo by metrifonate-discussion of possible genotoxic risk in mammals*. Acta Pharmacologica et Toxicologica Supplemental, 1981, 49:40-50.
- Dedek, W., K.D. Wenzel, F. Luft, H. Oberländer et B. Mothes. *Preconcentration of hydrophilic pesticides from aqueous solutions and extraction of residues using the polymeric sorbent Wofatil Y77. I. Preconcentration of hydrophilic pesticides from water*. Fresenius Z. Anal. Chem., 1987, 328: 484-486.
- Dunier, M., A.K. Siwicki et A. Demani. *Effects of organophosphorus insecticides: effects of trichlorfon and dichlorvos on the immune response of carp (Cyprinus carpio)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1991, 22:79-87.
- Environment Canada 2006. *Ideal Performance Standards (IPS) for trichlorfon*. National Agri-Environmental Standards Initiative. Report No. 2-37
- Environnement Canada. 2011. *Présence et concentrations des pesticides prioritaires dans certains écosystèmes aquatiques canadiens*, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement Canada, Burlington (Ont.), mars 2011.
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). *Pesticide Information Profiles – Trichlorfon*. Cornell University, Ithaca, NY, 1996. <http://extoxnet.orst.edu/pips/trichlorfon.htm>.
- FAO/OMS. 1973. Trichlorfon. Dans : *Évaluation de quelques résidus de pesticides dans les denrées alimentaires, 1971*, Genève, Organisation mondiale de la santé, pp. 201-250 (OMS Série Résidus de pesticide; n°1).
- Ferrando, M.D. et E. Andreu-Moliner. *Acute lethal toxicity of some pesticides to Brachionus calyciflorus and Brachionus plicatilis*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1991, 47:479-484.
- Ferreira, J.R. et A.M.S.S. Fernandes. *Gas-liquid chromatographic determination of organophosphorus insecticide residues in fruits and vegetables*. Journal Association of Analytical Chemists, 1980, 63:517-522.
- Giang, P.A., W.F. Barthel et S.A. Hall. *Colorimetric determination of O,O-dialkyl 1-hydroxyphosphonates derived from chloral*. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 1954, 2:1281-1284.
- Hofer, W. *Chemistry of metrifonate and dichlorvos*. Acta Pharmacologica Scandinavica, 1981, 49(suppl.5):7-14.
- Howe, G.E., L.L. Marking, T.D. Bills, J.J. Rach et F.L. Mayer, Jr. *Effects of water temperature and pH on toxicity of terbufos, trichlorfon, 4-nitrophenol and 2,4-dinitrophenol to the amphipod Gammarus pseudolimnaeus and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)*. Environmental Toxicology and Chemistry, 1994, 13:51-66.

- HSDB (Hazardous Substances Data Bank). Trichlorfon. National Library of Medicine, Bethesda, MD, 1999. URL : <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- Jensen, L.D. et A.R. Gauvin. *Long-Term Effects of Organic Insecticides on Two Species of Stonefly Naiads*. Transactions of the American Fisheries Society, 1964, 93: 357-363.
- Lopes, R.B., L.C. Paraiba, P.S. Ceccarelli et V.L. Tornisielo. *Bioconcentration of trichlorfon insecticide in pacu (Piaractus mesopotamicus)*. Chemosphere, 2006, 64:56-62.
- Lorenz, W, A. Henglein et G. Schrader. *The new insecticide O,O-dimethyl 2,2,2-trichloro-1-hydroxy ethylphosphonate*. Journal of the American Chemistry Society, 1955, 77:2554-2556.
- Mackay, D., W.Y. Shiu, et K.C. Ma. *Physical-chemical Properties and Environmental Fate Handbook*. Boca Raton, Floride, CRC Press LLC, 1999.
- Marco, E., F. Martinez et M.I. Orus. *Physiological alterations induced by the organophosphorus insecticide trichlorfon in Anabaena PCC 7119 grown with nitrates*. Environmental and Experimental Botany, 1990, 30(2):119-126.
- Martinez, F., J.A. Jarillo et M.I. Orus. *Interactions between trichlorfon and three Chlorophyceae*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1991, 46:599-605.
- Mayer Jr., F.L. et M.R. Eilersieck. *Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals*. Resource Publication No. 160, U.S. Department of Interior, Fish Wildlife Service, Washington, DC, 1986.
- Pickering, Q.H., C. Henderson et A.E. Lemke. *Toxicity of Organic Phosphorus Insecticides to Different Species of Warmwater Fishes*. Transactions of the American Fisheries Society, 1961, 90/91:175-184.
- PISSC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). Environmental Health Criteria (critères d'hygiène de l'environnement) n° 63. *Organophosphorus Insecticides: A general introduction*. Organisation mondiale de la santé, Genève, 1986. URL : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc63.htm>
- PISSC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). Environmental Health Criteria (critères d'hygiène de l'environnement) n° 132. *Trichlorfon*. Organisation mondiale de la santé, Genève, 1992. URL : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc132.htm>
- Purdue University. *National Pesticide Information Retrieval System*. 1987. Consulté en mars 2006. <http://ppis.ceris.purdue.edu/>
- Rand, G.M., P.G. Wells et L.S. McCarty. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, Second Edition. Taylor & Francis, Washington, DC, 1995. ISBN 1-506032-091-5.
- Singh, O. et R.A. Agarwal. *Toxicity of certain pesticides to two economic species of snails in northern India*. Journal of Economic Entomology, 1981, 74:568-571.
- Siwicki, A.K., M. Cossarini-Dunier, M. Studnicka et A. Demael. *In Vivo Effect of the Organophosphorus Insecticide Trichlorfon on Immune Response of Carp (Cyprinus carpio)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1990, 19:99-105.
- Sundaram, K.M.S. et I.W. Varty. 1989. Distribution and persistence of trichlorfon in a forest environment. Journal of Environmental Science and Health B24(6):647-659.
- Szabartowska, E., K. Gromysz-Kalkowska, et K. Wójcik. 1990. Behavior of the formed blood elements in Rana esculenta L. after repeated contacts of the animal with a therapeutic dose of Foschlor. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 45:796-803.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). *Reregistration Eligibility Decision (RED). Trichlorfon*. EPA 738-R-98-017. US Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington, DC, 1997.
- Vilceanu, R., P. Schulz, R. Draghici et P. Soimu. *Gas chromatography of (1-hydroxy-2,2,2-trichloroethyl)-phosphonic acid esters*. Journal of Chromatography, 1973, 82:285-290 (en allemand).
- Woodward, D.F. et W.L. Mauck. *Toxicity of five forest insecticides to cutthroat trout and two species of aquatic invertebrates*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1980, 25: 846-853.
- Zhu, H.-Z., Y.-M. Cui, X.-W. Zheng, H.-R. Han, et M.-M. Yang. *Determination of trace trichlorfon by high performance liquid chromatography with UV detection based on its catalytic effect on sodium perborate oxidizing benzidine*. Analytica Chimica Acta, 2007, 584(1): 166-171

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2012. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Trichlorfon. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour des questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200, boul. Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec :

www.ccme.ca

Also available in English.