



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

## GLYPHOSATE 2012

Le glyphosate est un herbicide organophosphoré non sélectif de post-levée, employé pour lutter contre les dicotylédones et les graminées annuelles et vivaces (British Crop Protection Council, 2000). Son nom chimique est le « N-(phosphonométhyl)glycine ». Selon la nomenclature de l'Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC), son numéro CAS est le 1071-83-6 et sa formule chimique  $C_3H_8NO_5P$ . C'est un cristal blanc, inodore, dont le poids moléculaire est de 169,1  $g \cdot mole^{-1}$  (British Crop Protection Council, 2000).

Le glyphosate, dont l'activité herbicide a été découverte en 1970, a commencé à être commercialisé en 1974 par Monsanto et a été homologué au Canada en 1976 (Trotter *et al.*, 1990; Franz *et al.*, 1997). Depuis sa mise sur le marché, plus de 100 formulations en contenant ont été vendues et employées dans le monde entier.

**Usages :** Étant un herbicide à large spectre, non sélectif, systémique et de postlevée, le glyphosate cible à toutes fins utiles toutes les plantes annuelles et vivaces (Franz *et al.*, 1997). Sur les terres agricoles, par exemple, on peut l'employer pour lutter contre la végétation indésirable sur les superficies qui ne sont pas en production, dans les champs cultivés sans travail ou avec travail minimal du sol, en bordure des clôtures, dans les aires d'entreposage, le long des canaux d'irrigation ainsi que pour régénérer les pâturages. Le glyphosate est également utile pour détruire la végétation au sol dans plusieurs types de plantations et de vergers et pour éliminer les arbustes et arbres feuillus ainsi que d'autres plantes indésirables dans les forêts de conifères.

Les applications industrielles du glyphosate comprennent l'entretien des autoroutes, des bordures de chemins, des emprises de voies ferrées, des entrepôts, des aires d'entreposage, des voies navigables publiques, des terrains de golf, des cimetières et des campus. Enfin, le glyphosate peut aussi être utilisé en milieu résidentiel, entre autres, pour éradiquer l'herbe à puce, le sumac de l'Ouest, les vignes et les vivaces indésirables sur les patios, les chaussées, les entrées de garage et les rocailles (Franz *et al.*, 1997).

Les doses utilisées varient selon la formulation et le type d'emploi. L'application se fait sur le feuillage, la substance ne pénétrant pas l'écorce. Les doses d'application recommandées varient de 0,34 à 1,12  $kg \text{ m.a.} \cdot ha^{-1}$  pour lutter contre les annuelles indésirables et de 1,12 à 4,48  $kg \text{ m.a.} \cdot ha^{-1}$  dans le cas des vivaces (Weed Science Society of America, 1989).

**Rejets dans l'environnement :** Le glyphosate peut être libéré dans le milieu aquatique lors de sa production, de son entreposage ou de son utilisation par suite de déversements, de rejets accidentels ou de l'élimination de déchets, ou par l'érosion éolienne des champs traités. Lorsqu'il est utilisé selon les directives de l'étiquette, le glyphosate n'atteint que rarement de façon directe les sources d'eau (Brønstad et Friestad, 1985; Humphries *et al.*, 2005). Étant donné sa faible pression de vapeur, les pertes par évaporation sont improbables (Brønstad et Friestad, 1985). Les étiquettes des fabricants indiquent clairement aux utilisateurs d'éviter toute application de formulation à base de glyphosate sur une étendue d'eau. Néanmoins, le glyphosate peut pénétrer le milieu aquatique par dérive de pulvérisation, ce qui entraîne accidentellement la substance hors du site d'application (Goldsborough et Beck, 1989). Le produit déposé sur le feuillage est lessivé par la pluie. Le lessivage dépend de l'intensité de la pluie et du temps écoulé depuis l'application de l'herbicide (Brønstad et Friestad, 1985).

**Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique – glyphosate ( $\mu g \text{ m.a.} \cdot L^{-1}$ )**

	Exposition de longue durée	Exposition de courte durée
Eaux douces	800*	27 000**
Eaux marines	AR	AR

\* Valeur calculée à partir des concentrations avec peu ou pas d'effets selon la méthode de la DSE

\*\* Valeur calculée à partir de la  $CL_{50}$  selon la méthode de la DSE  
AR = aucune recommandation

Nota : Certaines formulations de glyphosate, y compris le Roundup, contiennent actuellement un surfactant qui peut être beaucoup plus toxique que le glyphosate lui-même. Il faut en tenir compte dans l'évaluation des données de surveillance et en cas de déversement direct de la substance dans des eaux de surface.

La capacité de lixiviation du glyphosate est très faible étant donné qu'il se lie fortement au sol. La substance n'est pas donc susceptible d'être transportée par le ruissellement (Brønstad et Friestad, 1985).

**Devenir, comportement et répartition :** Le glyphosate est très soluble dans l'eau ( $11\ 600\ 000\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ ) et a un très faible coefficient de partage octanol-eau ( $\log K_{oc} = -3,2$  à  $-2,8$ ). Néanmoins, dans le milieu aquatique, il peut se dissiper rapidement bien qu'il demeure stable de nombreuses années lorsqu'il est dissous dans l'eau distillée et conservé à la température ambiante (Tooby, 1985; Brønstad et Friestad, 1985).

Le glyphosate se dissipe rapidement dans l'eau où sa demi-vie varie de quelques jours à plusieurs semaines (Tooby, 1985; OMS, 1994). Dans les étangs, sa demi-vie varie de 1,5 à 3,5 jours (Goldsborough et Beck, 1989, cités par Franz *et al.*, 1997). La vitesse de dissipation du glyphosate dans l'eau semble être fonction de la teneur en sédiments, de la chimie de l'eau et de la photodégradation. Les sédiments constituent le principal puits pour les résidus de glyphosate dans l'eau (Schuette, 1998). Le glyphosate a un coefficient de partage carbone organique-eau très élevé ( $K_{co} = 28\ 000\ \text{mL/g}$ ), ce qui explique sa forte tendance réversible à passer préférentiellement de l'eau aux sédiments. En outre, la demi-vie de dissipation du glyphosate semble être corrélée à l'alcalinité de l'eau, les plus longs temps de demi-vie étant observés dans les eaux les plus alcalines (Goldsborough et Brown, 1993). Auparavant, l'on croyait que la photodégradation par le rayonnement UV représentait une voie mineure de dégradation du glyphosate (Rueppel *et al.*, 1977), toutefois, des données supplémentaires indiquent que la photodégradation du glyphosate est importante. Des concentrations de  $100\ 000$  et  $2\ 000\ 000\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$  ont été relevés respectivement pour des temps de demi-vie par photolyse de 4 jours et de 3 à 4 semaines (Lund-Hoie et Friestad, 1986).

Par ailleurs, il existe des résultats discordants concernant l'adsorption du glyphosate sur les matières en suspension et les sédiments benthiques dans les cours d'eau. Certaines études indiquent de plus fortes quantités résiduelles de la substance dans l'eau comparativement à d'autres études (Franz *et al.*, 1997). Selon Bowmer *et al.* (1986, cités par Franz *et al.*, 1997), aux concentrations supérieures à  $0,5\ \text{g m.a.}\cdot\text{m}^{-3}$ , moins de 30 % du glyphosate présent dans la colonne d'eau se lie aux particules en suspension.

En conditions tant aérobies qu'anaérobies, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est le principal

métabolite issu de la dégradation du glyphosate dans l'eau (Rueppel *et al.*, 1977). Les autres métabolites représentent moins de 1 % de la quantité initiale totale de glyphosate.

La bioaccumulation du glyphosate dans le poisson n'est pas considérée comme significative (Commission européenne, 2002). Selon le coefficient de partage, le glyphosate ne devrait pas se bioaccumuler dans les organismes aquatiques (Tooby, 1985; Wang *et al.*, 1994b).

Le facteur de bioconcentration de la formulation Roundup serait de 1,6 pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Tooby, 1985). Pour la carpe (*Cyprinus carpio*) et le tilapia (*Oreochromis mossambicus*), des facteurs de bioconcentration variant de 10,0 à 42,3 et de 12,0 à 35,4 respectivement ont été calculés (Wang *et al.*, 1994a).

**Méthodes d'analyse :** Le glyphosate est fortement polaire, soluble dans l'eau et insoluble dans les solvants organiques. Par conséquent, plusieurs approches ont été élaborées pour l'analyser le glyphosate dans différents milieux, tels l'eau, les sédiments, le sol, la végétation et les tissus animaux (OMS, 1994; Guo *et al.*, 2005).

Plusieurs méthodes, comme la chromatographie en phase gazeuse (CPG), la chromatographie liquide à haute performance (CLHP), la chromatographie ionique (CI), le test immunoenzymatique ELISA et l'électrophorèse capillaire (EC), permettent de déceler le glyphosate dans différents milieux (Stalikas et Konidari, 2001).

L'analyse du glyphosate par CPG exige une étape supplémentaire pour rendre la substance moins polaire et assez volatile pour être injectée dans la colonne du CPG (Stalikas et Konidari, 2001). Puisque la technique de CPG exige beaucoup de temps, d'autres approches ont été proposées. Des méthodes couplant la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse (CPG-SM) ont été utilisées avec succès pour analyser la substance dans différents milieux (Stalikas et Konidari, 2001). Des limites de détection de  $0,01$  à  $0,2\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$  dans l'eau, de  $6$  à  $50\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{kg}^{-1}$  dans le sol, de  $50\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{kg}^{-1}$  dans des plantes cultivées et de  $10$  à  $100\ \mu\text{g m.a.}\cdot\text{kg}^{-1}$  dans divers produits d'origine animale ont été relevées (Alferness et Iwata, 1994; Borjesson et Torstensson, 2000; Royer *et al.*, 2000).

Malgré la grande variété des techniques disponibles pour l'analyse du glyphosate, les méthodes

chromatographiques demeurent les plus populaires (Stalikas et Konidari, 2001).

**Concentrations ambiantes :** En 2004, 203 échantillons d'eau de surface ont été prélevés en Ontario et analysés pour déterminer leur teneur en glyphosate et en AMPA (Struger *et al.*, 2008). Les échantillons ont été prélevés entre mai et la mi-décembre à 26 endroits différents. Des traces de glyphosate ont été décelées dans 42 (21 %) des échantillons analysés en 2004. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes de glyphosate se situaient typiquement à quelques  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ , et les concentrations maximales typiques étaient de l'ordre de 10 à 20  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ . La concentration maximale observée a été de 41  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ . Les quantités décelables de résidus ont été mesurées plus souvent durant les périodes printanière et automnale comparativement à l'été. En 2005, dans le cadre de la même étude, 299 échantillons d'eau de surface ont été prélevés et analysés. L'échantillonnage a eu lieu à 58 emplacements différents entre avril et novembre. Des traces de glyphosate ont été décelées dans 45 (15 %) des échantillons analysés. La concentration maximale de glyphosate observée a été de 30,5  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ . Des traces d'AMPA ont également été trouvées dans 16 (5,4 %) des échantillons. Les résultats sont similaires à ceux rapportés lors de la période d'échantillonnage de 2004, les concentrations moyennes typiques de glyphosate se situant à quelques  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ . Pour ces échantillons, les concentrations maximales étaient typiquement de l'ordre de 20 à 30  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ . La concentration maximale d'AMPA mesurée dans un échantillon a été de 66  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (Struger *et al.*, 2008).

D'avril à octobre 2007, 739 échantillons d'eau de surface prélevés à plus de 150 endroits en Ontario ont été analysés suivant la technique ELISA. Les concentrations dépassaient la limite de détection de la méthode (0,1  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ ) dans 33 % des échantillons. La concentration maximale mesurée a été de 12,0  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ , et des pics des concentrations ont été observés à la fin du printemps, au début de l'été ainsi qu'en automne (Byer *et al.*, 2008).

De 2002 à 2008, 853 échantillons ont été prélevés en Alberta, dans des milieux humides (Anderson *et al.*, 2002), de grandes rivières (Anderson, 2005) et principalement dans des cours d'eau en milieu agricole (Lorenz, 2008). Le glyphosate a été détecté dans 20 % de ces échantillons, la concentration médiane se chiffrant à 0,318  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ , et la concentration maximale à 13,832  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec surveille les pesticides dans les régions agricoles où la production de maïs est intense. Depuis le début du programme en 1992, une trentaine de cours d'eau ont été échantillonnés. Les pesticides les plus souvent décelés (dans plus de 50 % des échantillons d'eau) sont l'atrazine, le métolachlore, le bentazone, le dicamba, le 2,4-D et le diméthénamide (Giroux *et al.*, 2006). En moyenne, le glyphosate a été décelé dans environ 35 % des échantillons entre 2002 et 2004. L'AMPA a été décelée dans approximativement 5 % des échantillons au cours de la même période. Les deux substances n'ont toutefois pas été analysées dans le cadre de ce programme avant 2002. La concentration la plus élevée de glyphosate, soit 1,6  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ , a été mesurée en juillet 2003.

**Mode d'action :** Le glyphosate pénètre la cuticule de la plante, fort probablement par diffusion (Caseley et Coupland, 1985). Le gradient de concentration du glyphosate entre la quantité déposée sur la cuticule et la quantité déjà présente à l'intérieur de la plante influence la vitesse d'absorption (Franz *et al.*, 1997). Après son absorption, le glyphosate se répartit rapidement dans la plupart des plantes. Le glyphosate est transporté entre les cellules, à l'intérieur des parois cellulaires et des tissus du xylème, ce qui explique probablement son efficacité comme herbicide systémique (Franz *et al.*, 1997). Le glyphosate traverse les parois cellulaires et peut ainsi pénétrer dans le symplasme et être transporté par le phloème dans toute la plante (Franz *et al.*, 1997). Il a donc un transport à grande distance du glyphosate dans les plantes, mais la substance peut aussi être transportée à courte distance, d'une cellule à l'autre, par les plasmodesmes (Franz *et al.*, 1997). Le glyphosate est transporté à l'intérieur des plantes vers des puits actifs sur de longues périodes de temps (Franz *et al.*, 1997) et tend à s'accumuler dans les régions méristématiques (Sprankle *et al.*, 1975; Gougler et Geiger, 1981; Foley *et al.*, 1983).

La cible exacte du glyphosate dans la plante a été décrite. Le glyphosate inhibe la 5-énolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase (EPSP synthase), une enzyme essentielle dans la biosynthèse des acides aminés aromatiques (Franz *et al.*, 1997). L'EPSP synthase catalyse la formation de l'EPSP à partir du phosphoénolpyruvate (PEP) et du shikimate-3-phosphate (S3P). Il s'agit d'une étape essentielle de la production du chorismate, substance requise pour la biosynthèse d'acides aminés aromatiques essentiels, du tétrahydrofolate, de l'ubiquinone et de la vitamine K.

Ces derniers sont tous des produits très importants (Carlisle et Trevors, 1988; Franz *et al.*, 1997). Cette voie ne se trouve que chez les plantes et les microorganismes photosynthétiques (Franz *et al.*, 1997), ce qui explique probablement la faible toxicité du glyphosate pour d'autres groupes d'organismes. Aucune autre famille d'herbicides commerciaux n'agit de la même manière que le glyphosate, et les produits élaborés pour tenter de reproduire la spécificité du glyphosate ne sont pas aussi efficaces (Franz *et al.*, 1997).

Les manifestations de la toxicité du glyphosate chez les plantes comprennent la chlorose puis la nécrose des feuilles, et d'autres signes comme le plissement et la malformation des feuilles (Franz *et al.*, 1997). Il peut également y avoir un flétrissement graduel ainsi qu'un jaunissement ou un brunissement de la plante (Schuette, 1998). Les effets du glyphosate chez les plantes peuvent être visibles aussi rapidement que de 2 à 4 jours après l'exposition. Toutefois, les effets peuvent se manifester uniquement après une semaine selon les conditions météorologiques (Schuette, 1998). Plusieurs jours ou semaines peuvent s'écouler avant la mort de la plante (Franz *et al.* 1997).

Aucune étude n'a été recensée sur le mode d'action du glyphosate chez les poissons, les invertébrés aquatiques et les amphibiens.

**Toxicité pour les organismes d'eau douce :** Les résultats des essais de toxicité de courte durée sur une grande variété d'espèces (y compris les mammifères) indiquent que le glyphosate est relativement peu toxique (Atkinson, 1985).

Le glyphosate a été jugé relativement peu toxique pour des espèces de poissons. Par exemple, pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), les valeurs de la CL<sub>50</sub> après 24 h varient de 150 000 à 240 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> et celles de la CL<sub>50</sub> après 96 h, de 2 400 à plus de 1 000 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> (Folmar *et al.*, 1979; Mayer et Ellersieck, 1986; US EPA, 2007a, 2007b et 2007c).

Ramaprabhu *et al.* (1991) ont étudié la toxicité suite à une exposition de courte durée au glyphosate chez la carpe (*Cyprinus carpio*) et des valeurs de 6 000 et 10 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub> après 24 h ont été rapportées. L'espèce tête-de-boule (*Pimephales promelas*) serait moins sensible, des valeurs variant de 84 900 à 97 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub> après 24 h (Folmar *et al.*, 1979; Mayer et Ellersieck, 1986; US EPA, 2007b), et variant de 9 400 à 97 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub> après 96 h ont été rapportées

(Folmar *et al.*, 1979; Mayer et Ellersieck, 1986; US EPA, 2007b et 2007c).

La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est l'espèce qui a été le plus étudiée et celle pour laquelle on dispose le plus de valeurs publiées pour les paramètres d'intérêt. Ces valeurs, majoritairement des CL<sub>50</sub>, ont des plages très étendues et varient de 21 000 à 240 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub> après 24 h (Folmar *et al.*, 1979; Mayer et Ellersieck, 1986; Wan *et al.*, 1989) et de 8 200 à plus de 1 000 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub> après 96 h (Folmar *et al.*, 1979; Mayer et Ellersieck, 1986; Wan *et al.*, 1989; US EPA, 2007a, 2007b et 2007c). Une valeur pour la CMEQ après 96 h de 8 700 µg m.a.·L<sup>-1</sup> a également été publiée pour la truite arc-en-ciel (US EPA, 2007b).

Les données disponibles sur les effets du glyphosate chez les poissons d'eau douce sont limitées et indiquent que les poissons sont peu sensibles à la toxicité du glyphosate suite à une exposition de longue durée. Pour l'espèce tête-de-boule, on a relevé une valeur de 25 780 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CMEQ après 255 jours (OPP Pesticides Database, 2007), paramètre qui est apparu le plus sensible chez les poissons testés suite à une exposition de longue durée. Une valeur de la CSEO après 21 jours de 130 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> a été obtenue pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) aux premiers stades de vie. Cette valeur est similaire à la valeur de 150 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> rapportée pour la CSEO après 7 jours déterminée en considérant le succès d'éclosion chez la truite arc-en-ciel (Graham van Aggelen [Environnement Canada], comm. pers., 2007).

Les invertébrés ne sont pas très sensibles à la toxicité du glyphosate suite à une exposition de courte durée. La *Daphnia magna* est l'espèce qui a été le plus étudiée et qui s'est révélée la plus sensible. Elle présente des valeurs variant de 3 000 à plus de 1 000 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CL<sub>50</sub>/CE<sub>50</sub> après 4 h respectivement associée à la mortalité ou l'immobilisation (US EPA, 2007a, 2007b et 2007c). Des valeurs de la CL<sub>50</sub>/CE<sub>50</sub> après 48 h variant de 13 000 à 55 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> ont été publiées pour le moucheron *Chironomus plumosus* (Folmar *et al.*, 1979; US EPA, 2007b et 2007c). La *Daphnia pulex* a démontré une sensibilité au glyphosate similaire à celle de la *Daphnia magna*, soit des valeurs de la CL<sub>50</sub>/CE<sub>50</sub> après 48 h variant de 7 900 à 242 000 µg/L (US EPA, 2007b).

Certaines espèces d'invertébrés sont particulièrement insensibles, entre autres le *Gammarus pseudolimnaeus* qui présente des valeurs de la CL<sub>50</sub> après 48 h variant de 42 000 et 62 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> (US EPA, 2007b) et le

*Mysidopsis bahia* (un crustacé mysidacé) qui présente une CL<sub>50</sub> après 96 h de 40 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> (US EPA, 2007a).

La base de données de l'EPA sur les pesticides à usage restreint (US EPA, 2007c) fait état de valeurs de 2 100 et 96 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CMEO après 21 jours et de 1 200 et 50 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la CSEO dans le cas de la *Daphnia magna*. James Elphick (Summit Environmental Consultants Ltd., 2007) a indiqué pour l'*Hyalella azteca* une CE<sub>10</sub> après 14 jours de 53 900 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la survie et une CI<sub>10</sub> pour le poids sec de 20 500 µg m.a.·L<sup>-1</sup>. Cette valeur se rapproche de la plage des valeurs rapportée pour la *C. dubia* et témoigne du peu de sensibilité de ces espèces à la toxicité du glyphosate. Une étude sur le gastropode *Pseudosuccinea columella*, considérant le succès d'éclosion après 12 jours d'exposition, a indiqué une CMEO de 10 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> et une CSEO de 1 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> (Tate *et al.*, 1997).

Les plantes et les algues d'eau douce ne sont pas très sensibles à la toxicité du glyphosate suite à une exposition de courte durée. Cedergreen et Streibig (2005) ont étudié la vitesse de croissance de *Pseudokirchneriella subcapitata* après 24 h d'exposition au glyphosate et ont rapporté une CE<sub>50</sub> de 270 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> et une CE<sub>10</sub> de 92 500 µg m.a.·L<sup>-1</sup>. La lentille d'eau (*Lemna minor*) est l'espèce qui s'est montrée la plus sensible parmi les algues et les plantes aquatiques testées, avec des valeurs de la CE<sub>50</sub> (population) après 48 h de plus de 16 910 µg m.a.·L<sup>-1</sup> et de 2 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> (OPP Database, 2007).

Les plantes aquatiques et les algues d'eau douce sont généralement plus sensibles suite à une exposition de longue durée au glyphosate comparativement aux invertébrés et aux poissons en général, bien qu'elles soient relativement peu sensibles à la toxicité du glyphosate. Une valeur de la CSEO après 5 jours de 12 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> a été relevée pour la cyanobactérie *Anabaena flosaquae* (US EPA, 2007c). Par ailleurs, pour les algues vertes *Chlorella pyrenoidosa* et *Chlorella vulgaris*, des valeurs de la CE<sub>50</sub> après 96 respectivement de 3 530 et 4 696 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour l'inhibition de la croissance ont été publiées (Ma *et al.*, 2001 et 2002). L'algue *Lemna gibba* serait encore plus sensible, des valeurs de la CSEO après 14 jours de 1 400 et 1 800 µg m.a.·L<sup>-1</sup> ayant été obtenues (US EPA, 2007c).

Une toxicité suite à une exposition de courte durée au glyphosate à l'égard des amphibiens d'eau douce a été

signalée pour quelques espèces. Des valeurs de la CL<sub>50</sub> après 96 h de 78 000 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour la grenouille australienne *Crinia insignifera* (US EPA, 2007a et 2007b) et de 11 600 et 110 800 µg m.a.·L<sup>-1</sup> pour l'espèce *Litoria moorei* (US EPA, 2007a) ont été publiées. Les CL<sub>50</sub> après 24 h et après 96 h pour la grenouille verte (*Rana clamitans*) dépasseraient 38 900 µg a.i.·L<sup>-1</sup> (Howe *et al.*, 2004). Plusieurs études récentes ont indiqué que les amphibiens sont l'un des groupes de vertébrés les plus sensibles aux effets toxiques du glyphosate. La CL<sub>50</sub> pour de nombreux amphibiens se situe entre 10 000 et 1 000 µg·L<sup>-1</sup> (Govindarajulu, 2008). Toutefois, bon nombre de ces études reposent sur des essais de toxicité réalisés avec des formulations qui n'ont pas été pris en considération dans l'élaboration des recommandations concernant le glyphosate. De façon générale, les études portant sur les formulations ne sont pas utilisées dans l'élaboration des recommandations puisque la détection des pesticides se fait normalement en considérant la matière active présente dans l'environnement et puisqu'il existe habituellement plusieurs formulations pour chacune des matières actives.

**Toxicité pour les organismes marins :** Aucune étude acceptable sur la toxicité du glyphosate pour les organismes marins n'a été recensée.

**Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux :** Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux douces (RCQE) relatives au glyphosate en vue de la protection de la vie aquatique dulcicole se rapportant à des expositions de courte et de longue durée au glyphosate ont été élaborées selon le protocole du CCME (CCME, 2007). Les recommandations établies pour des expositions de courte durée et de longue durée ont été élaborées à l'aide de la méthode statistique de type A. En raison de l'insuffisance des données, aucune recommandation n'est formulée concernant les eaux marines.

**Recommandations pour la qualité de l'eau douce établie pour une exposition de courte durée :** Les recommandations établies pour une exposition de courte durée nous renseignent sur les impacts des événements graves mais transitoires (p. ex. déversements dans le milieu aquatique et rejets peu fréquents de substances de courte durée de vie ou non persistantes), et sont élaborées à partir de données sur les effets graves (telle la létalité) pour des périodes d'exposition de courtes durées (de 24 à 96 h). Ces recommandations donnent une indication sur les concentrations pouvant entraîner des effets graves pour l'écosystème aquatique. Les

recommandations pour les expositions de courte durée *ne sont pas* des concentrations qui assurent la protection des organismes aquatiques. En effet, les recommandations établie pour une exposition de courte durée *ne protègent pas* contre les effets nocifs des substances, mais indiquent plutôt la concentration à partir de laquelle on peut observer des effets graves.

Les exigences minimales en matière de données qui s'appliquent aux recommandations de type A ont été satisfaites, et, au total, 19 données ont été utilisées pour élaborer la recommandation. Les études de toxicité répondant aux exigences concernant les données primaires et secondaires, conformément au protocole du

**Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés dans l'élaboration de la RCQE établie pour une exposition de courte durée au glyphosate**

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (µg m.a.L <sup>-1</sup> )
<b>Poissons</b>		
<i>I. punctatus</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	30 015*
<i>L. macrochirus</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	67 368*
<i>O. gorbuscha</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	56 711*
<i>O. keta</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	42 372*
<i>O. kisutch</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	73 206*
<i>O. mykiss</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	68 480*
<i>O. tshawytscha</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	66 747*
<i>P. promelas</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	56 632*
<b>Invertébrés</b>		
<i>C. dubia</i>	CL <sub>50</sub> - 48 h	147 000
<i>C. plumosus</i>	CL <sub>50</sub> - 48 h	23 434*
<i>D. magna</i>	CL <sub>50</sub> - 48 h	114 709*
<i>D. pulex</i>	CL <sub>50</sub> - 48 h	43 724*
<i>G. pseudolimnaeus</i>	CL <sub>50</sub> - 48 h	51 029*
<i>H. azteca</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	144 603*
<b>Amphibiens</b>		
<i>C. insignifera</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	55 647*
<i>L. moorei</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	29 018*
<i>R. clamitans</i>	CL <sub>50</sub> - 96 h	38 900
<b>Algues et plantes aquatiques</b>		
<i>C. fusca</i>	24 h Reproduction	377 000
<i>P. subcapitata</i>	CE <sub>50</sub> - 24 h (croissance)	270 000

\*La valeur indiquée est la moyenne géométrique de valeurs comparables

CCME (2007), ont été prises en considération dans l'élaboration de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) obtenue pour une exposition de courte durée. Chacune des espèces pour laquelle on disposait une valeur de toxicité associée à une exposition de courte durée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centralisée sur la DSE a été déterminée selon la méthode de Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'une donnée). La variabilité intraspécifique a été prise en compte en utilisant la moyenne géométrique des données considérées comme représentatives du stade de développement et du paramètre les plus sensibles. C'est pour ces raisons que certaines études énumérées ci-après peuvent sembler indiquer des concentrations plus élevées que celles qui ont été mentionnées précédemment. Le tableau 2 présente les données finales qui ont servi à élaborer la DSE ajustée pour le glyphosate. Les données des études relevées par l'Environmental Fate and Effects Division (EFED) de l'USEPA (EFED, 2005) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada sur la toxicité pour les organismes aquatiques ont été classées comme des données primaires, à l'exception des valeurs erronées ou d'autres facteurs suscitaient des préoccupations quant à leur qualité.

Parmi les douze modèles testés, le modèle log Fisher-Tippett (figure 1) s'est révélé le mieux adapté aux données (statistique d'Anderson-Darling A<sup>2</sup> = 0,247). L'équation du modèle log Fisher-Tippett ajusté est :

$$f(x) = e^{-e^{-\frac{(L-x)}{s}}}$$

où *L* (4,6914) et *s* (0,23677) sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle, *x* est la concentration, et la fonction *f(x)* représente la proportion de taxons touchés.

La DSE pour une exposition de courte durée est présentée à la figure 1 et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 3. La concentration de 27 000 µg m.a.L<sup>-1</sup> se situe dans la plage des données avec lesquelles le modèle a été ajusté. Par conséquent, le 5<sup>e</sup> percentile et ses limites de confiance (LC) [limites de l'intervalle dans lequel un paramètre considéré devrait se trouver] sont des interpolations.

**Tableau 3. RCQE établie pour une exposition de courte durée au glyphosate, obtenue selon la méthode DSE**

	Concentration
DSE 5 <sup>e</sup> percentile	27 000 µg m.a.·L <sup>-1</sup>
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	24 000 µg m.a.·L <sup>-1</sup>
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	30 500 µg m.a.·L <sup>-1</sup>

Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un événement transitoire, et indiquant un potentiel d'effets graves sur les espèces aquatiques en eau douce est de 27000 µg m.a.·L<sup>-1</sup>.

**RCQE établie pour une exposition de longue durée en eau douce :** Les recommandations concernant l'exposition de longue durée indiquent des valeurs de référence pour l'écosystème aquatique en vue de protéger toutes les formes de vie aquatique exposées pour des périodes de temps indéfinies. Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites, et, au total, 18 données ont été utilisées pour élaborer la recommandation. Toutefois, afin d'assurer une recommandation plus appropriée, il serait préférable d'obtenir un plus grand nombre de données pour les CE<sub>x</sub> ou CE<sub>10</sub>. Les études de toxicité répondant aux exigences concernant les données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été prises en considération dans l'élaboration de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) obtenue pour une exposition de longue durée. Chacune des espèces pour lesquelles une valeur appropriée pour la toxicité de longue durée était disponible a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centralisée dans la DSE a été déterminée selon la méthode de Hazen. La variabilité intraspécifique a été prise en compte en utilisant la moyenne géométrique des données considérées comme représentatives du stade de développement et du paramètre les plus sensibles. C'est pour ces raisons que certaines études énumérées ci-après peuvent sembler indiquer des concentrations plus élevées que celles qui ont été mentionnées précédemment. Le tableau 4 présente les données finales qui ont servi à élaborer la DSE ajustée pour le glyphosate. Les données des études relevées par l'Environmental Fate and Effects Division (EFED) de l'EPA (EFED, 2005) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada sur la toxicité pour les organismes aquatiques ont été classées comme des données primaires, à l'exception des valeurs

erronées ou d'autres facteurs suscitaient des préoccupations quant à leur qualité.

**Tableau 4. Paramètres d'effet utilisés dans l'élaboration de la RCQE établie pour une exposition de longue durée au glyphosate**

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (µg m.a.·L <sup>-1</sup> )
<b>Poissons</b>		
<i>O. kisutch</i>	CSEO – 21 j, premiers stades	130 000
<i>O. mykiss</i>	CSEO – 2 j (éclosion)	150 000
<i>P. promelas</i>	CSEO – 255 j	25 700
<b>Invertébrés</b>		
<i>C. dubia</i>	CSEO – 7 j (mortalité)	65 000
<i>D. magna</i>	CMAT – 21 j	37 325*
<i>H. azteca</i>	CI <sub>10</sub> – 14 j (poids sec)	20 500
<i>P. columella</i>	CMAT – 12 j (éclosion)	3 162*
<b>Algues et plantes aquatiques</b>		
<i>A. flosaquae</i>	CSEO – 5 j	12 000
<i>C. pyrenoidosa</i>	CE <sub>50</sub> – 96 h (inhibition de la croissance)	3 530
<i>C. vulgaris</i>	CE <sub>50</sub> – 96 h (inhibition de la croissance)	4 696
<i>L. gibba</i>	CSEO – 14 j	1 587*
<i>M. sibiricum</i>	CI <sub>50</sub> – 14 j (croissance)	1 474
<i>N. pelliculosa</i>	CSEO – 5 j	1 800
<i>P. pectinatus</i>	CMAT – 28 j (croissance)	3 162*
<i>P. subcapitata</i>	CSEO – 5 j	10 000
<i>S. acutus</i>	CMAT – 96 h (changements de la population)	2 820*
<i>S. obliquus</i>	CE <sub>50</sub> – 96 h (inhibition de la croissance)	55 858
<i>S. quadricauda</i>	CMAT – 96 h (changements de la population)	1 090*

\*La valeur indiquée est la moyenne géométrique de valeurs comparables.

Parmi les douze modèles testés, le modèle log Fisher-Tippett (figure 2) s'est révélé le mieux adapté aux données (statistique d'Anderson-Darling  $A^2 = 0,284$ ). L'équation du modèle log Fisher-Tippett ajusté est :

$$f(x) = e^{-e^{-\frac{(L-x)}{s}}}$$

où  $L$  (3,5994) et  $s$  (0,6334) sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle,  $x$  est la concentration, et la fonction  $f(x)$  représente la proportion de taxons touchés.

La DSE pour une exposition de longue durée est présentée à la figure 2 et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 5 présente les statistiques sommaires pour la DSE obtenue dans le cas d'une exposition de longue durée. La concentration de 800  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$  se situe hors de la plage des données (à laquelle le modèle a été ajusté). Par conséquent, le 5<sup>e</sup> percentile et ses limites de confiance sont des extrapolations.

**Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie aquatique établie pour une exposition de longue durée au glyphosate est de 800  $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ .**

**Tableau 5. RCQE établie pour une exposition de longue durée au glyphosate, élaborée selon la méthode DSE**

	Concentration
DSE 5 <sup>e</sup> percentile	800 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	490 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	1 320 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$

**Recommandation pour la qualité de l'eau de mer :** Aucune donnée sur le glyphosate dans les eaux marines n'est disponible. Une recommandation concernant les eaux marines sera élaborée lorsque les données pertinentes disponibles seront jugées suffisantes.

**Points considérés dans l'élaboration des recommandations :** Des paramètres de la qualité de l'eau, comme la dureté et le pH, ont été examinés en tant que facteurs susceptibles d'influer sur la toxicité du

glyphosate, toutefois, rien de ne permet de conclure que ces paramètres modifient la toxicité du glyphosate.

Le sel d'isopropylamine et le produit commercial Roundup se sont avérés plus toxiques que la matière active (glyphosate) dans les tests de toxicité. La RCQE précédente s'appuyait sur des données toxicologiques se rapportant à la formulation Roundup. Selon la pratique actuelle, les RCQE se fondent uniquement sur des données obtenues avec la matière active. On a montré que le surfactant (amine de suif polyéthoxylée, ou POEA, ou MON 0818) plutôt que la matière active de ces formulations serait responsable d'une bonne partie des effets toxiques sur la vie aquatique.

L'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est le principal, et peut-être même l'unique produit de transformation du glyphosate, (Brønstad et Friestad, 1985). Rueppel *et al.* (1977) ont fait valoir que l'AMPA est semblable à d'autres aminométhylphosphonates d'origine naturelle et qu'il pourrait être utilisé comme source de phosphore par certains organismes. Comme il est semblable à une substance naturelle utilisée par des organismes dans l'environnement, il ne devrait pas atteindre des concentrations qui constitueraient une menace pour l'environnement (Brønstad et Friestad, 1985).

**Mise en œuvre :** Cette RCQE s'appuie uniquement sur les données de toxicité de la matière active. La RCQE précédente concernait le Roundup qui contient aussi le surfactant décrit plus haut. Le Roundup n'est pas homologué pour être directement appliqué sur l'eau. D'autres formulations exemptes de ce surfactant sont maintenant disponibles dans certains pays (mais pas au Canada), et ces formulations sont beaucoup moins toxiques que le Roundup pour certains organismes non visés (Govindarajulu, 2008).

La surveillance du glyphosate seulement pourrait mener à une sous-estimation des risques pour les organismes aquatiques en cas de déversement d'une formulation contenant du POEA. Le POEA est également présent dans certains pesticides ne contenant pas de glyphosate. Pour aborder ce problème, le CCME envisage d'élaborer une RCQE pour le POEA.



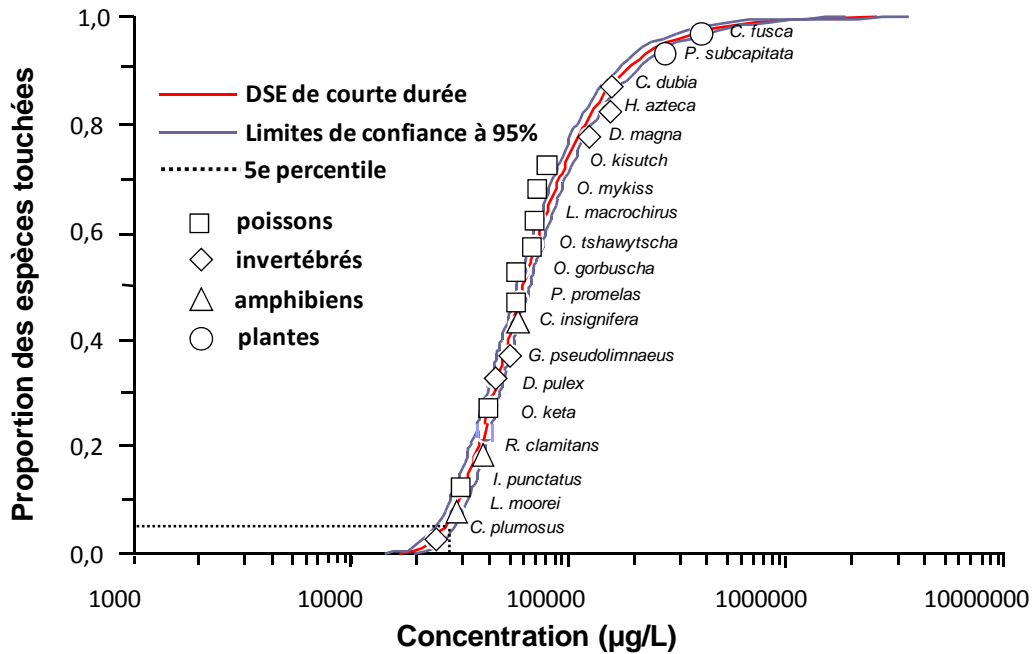


Figure 1. DSE obtenue pour une exposition de courte durée représentant la toxicité du glyphosate en eau douce; proportion d'espèces touchées en fonction des valeurs acceptables de la  $CL_{50}$  suite à une exposition de courte durée au glyphosate obtenues pour 19 espèces aquatiques.

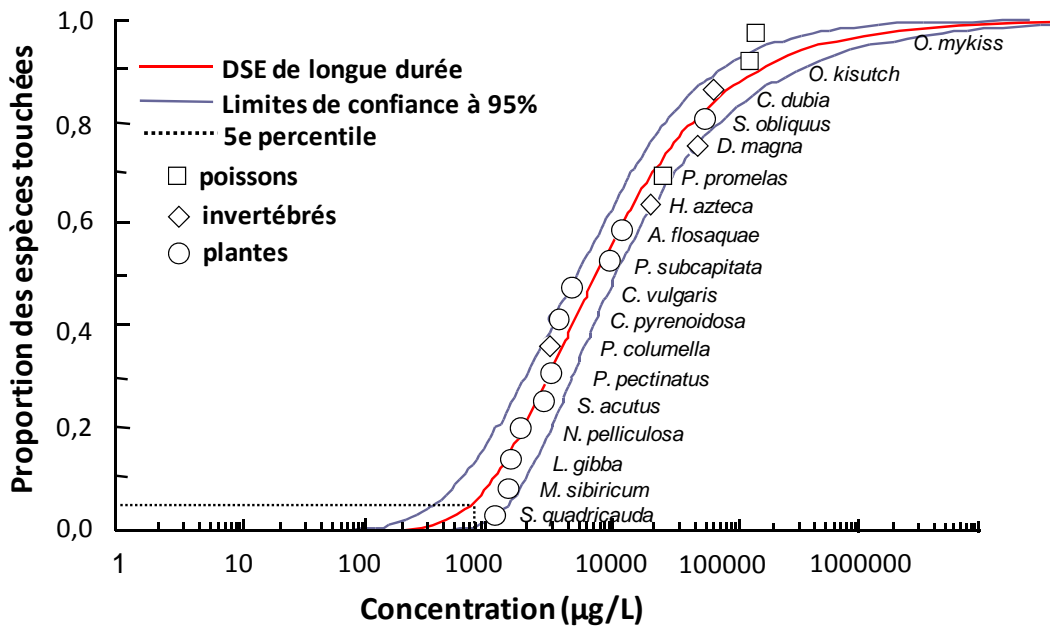


Figure 2. DSE obtenue pour une exposition de longue durée représentant la toxicité du glyphosate en eau douce; proportion d'espèces touchées en fonction des valeurs acceptables de paramètres de toxicité suite à une exposition de longue durée au glyphosate obtenues pour 18 espèces aquatiques.

## Références

- Alferness, P.L. and Y. Iwata. 1994. Determination of glyphosate and (aminomethyl)phosphonic acid in soil, plant and animal matrices, and water by capillary gas chromatography with mass-selective detection. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 42: 2751-2759.
- Anderson, A.-M., G. Byrtus, J. Thompson, D. Humphries, B. Hill and M. Bilyk. 2002. Baseline pesticide data for semi-permanent wetlands in the Aspen Parkland of Alberta. Alberta Environment, Edmonton, Alberta.  
<http://environment.gov.ab.ca/info/library/6787.pdf>
- Anderson, A.M. 2005. Overview of pesticide data in Alberta Surface waters since 1995. Alberta Environment, Edmonton, Alberta.  
<http://environment.gov.ab.ca/info/library/7614.pdf>
- Atkinson, D. 1985. Toxicological properties of glyphosate - a summary. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). *The Herbicide Glyphosate*. London: Butterworths. Pages 127-133.
- Borjesson, E. and L. Torstensson. 2000. New methods for determination of glyphosate and (aminomethyl) phosphonic acid in water and soil. *Journal of Chromatography*. A 886: 207-216.
- Bowmer, K.H., M.D. Boulton, D.L. Short, and M.L. Higgins. 1986. Glyphosate: Sediment interactions and phytotoxicity in turbid water. *Pesticide Science*. 17: 79-88.
- British Crop Protection Council. 2000. *The Pesticide Manual*. Twelfth edition.
- Brønstad, J.O. and H.O. Friestad. 1985. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). *The Herbicide Glyphosate*. London: Butterworths. pp. 200-205.
- Byer, J.D., J. Struger, P. Klawunn, A. Tood, and E. Sverko. 2008. Low cost monitoring of glyphosate in surface waters using the ELISA method: An evaluation. *Environmental Science and Technology*. 42: 6052-6057.
- Cantox Environmental Inc. 2006. CEI. Presence, levels and relative risks of priority pesticides in selected Canadian aquatic ecosystems.
- Carlisle, S.M. and J.T. Trevors. 1988. Glyphosate in the environment. *Water Air and Soil Pollution*. 39: 409-420.
- Caseley, J.C. and D. Coupland. 1985. Environmental and plant factors affecting glyphosate uptake, movement and activity. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). *The Herbicide Glyphosate*. London: Buttersworths. Pages 92-123.
- 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. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME 2012. Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Glyphosate. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Cedergreen, N. and J.C. Streibig. 2005. The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: assessment of predictive factors and hazard. *Pest Management Science*. 61: 1152-1160.
- EFED (Environmental Fate and Effects Division) 2005. Pesticide Effects Database. December 19th, 2005 version. US Environmental Protection Agency, Environmental Fate and Effects Division, Office of Pesticide Programs.
- European Commission. 2002. Review report for the active substance glyphosate. 6511/VI/99-final, 1-56. Commission working document.
- Foley, M. E., E. D. Nazfiger, F. W. Slife, and L. M. Wax. 1983. Effect of glyphosate on protein and nucleic acid synthesis and ATP levels in common cocklebur (*Xanthium pensylvanicum*) root tissue. *Weed Science*. 31: 76-80.
- Folmar, L. C., H. O. Sanders, and A. M. Julin. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 8: 269-278.
- Franz, J. E., M. K. Mao, and J. A. Sikorski. 1997. Glyphosate: A unique global herbicide.
- Giroux, I. C. Robert, and N. Dassylva. 2006. Présence de pesticides dans l'eau au Québec : bilan dans des cours d'eau potable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parc, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction des politiques de l'eau et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 2-550-46504-0, Environodoq n° QE/00173, 57 p. et 5 annexes.
- Goldsborough, L. G. and A. E. Beck. 1989. Rapid dissipation of glyphosate in small forest ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 18: 537-544.
- Goldsborough, L. G. and D. J. Brown. 1993. Dissipation of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in water and sediments of boreal forest ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 12: 1139-1147.
- Gougler, J. A. and D. R. Geiger. 1981. Uptake and distribution of N-Phosphonomethylglycine in sugar beet plants. *Plant Physiology*. 68: 668-672.
- Govindarajulu, P. P. 2008. Literature review of impacts of glyphosate herbicide on amphibians: What risks can the silvicultural use of this herbicide pose for amphibians in B.C.? B.C. Ministry of Environment, Victoria, BC. Wildlife Report No. R-28.
- Guo, Z.X., Q. Cai, and Z. Yang. 2005. Determination of glyphosate and phosphate in water by ion chromatography--inductively coupled plasma mass spectrometry detection. *Journal of Chromatography*. A 1100: 160-167.
- Howe, C.M., M. Berrill, B.D. Pauli, C.C. Helbing, K. Werry, and N. Veldhoen. 2004. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23: 1928-1938.
- Humphries, D., G. Byrtus, and A.M. Anderson. 2005. Glyphosate residues in Alberta's atmospheric deposition, soils and surface waters. Alberta Environment, Edmonton, Alberta.  
<http://environment.gov.ab.ca/info/library/6444.pdf>
- Lorenz, K. 2008. Glyphosate, AMPA, and glufosinate occurrence in Alberta's agricultural streams. Resource Sciences Branch, Alberta Agriculture and Food, Edmonton, Alberta, Canada. 35pp.
- Lund-Hoie, K. and H.O. Friestad. 1986. Photodegradation of the herbicide glyphosate in water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 36: 723-729.
- Ma, J., C. Liang, L. Xu, S. Wang, Y. Wei, and J. Lu. 2001. Acute toxicity of 33 herbicides to the green alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 66: 536-541.
- Ma, J., L. Xu, S. Wang, R. Zheng, S. Jin, S. Huang, and Y. Huang. 2002. Toxicity of 40 herbicides to the green alga *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 51: 128-132.
- Mayer, F.L. Jr. and M.R. Eilersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication.
- Office of Pesticide Programs Database. 2007. OPP. United States Environmental Protection Agency.  
<http://www.ipmcenters.org/ECOTOX/index.cfm>
- Ramaprabhu, T., P. Kumariah, N.M. Chakrabarty, and S.L. Raghavan. 1991. Potential of Glyphosate and 2,4-D DMA for Aquaphyte Management in India. National Symposium on New Horizons in Freshwater aquaculture. Proceedings , 114-116. 1991. Bhubaneswar, Association of Aquaculturists and CIFA.
- Royer, A., S. Beguin, J.C. Tabet, S. Hulot, M.A. Reding, and P.Y. Communal. 2000. Determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid residues in water by gas chromatography with tandem mass spectrometry after exchange

- ion resin purification and derivatization. Application on vegetable matrixes. *Analytical Chemistry*. 72: 3826-3832.
- Rueppel, M.L., B.B. Brightwell, M. Schaefer, and J.T. Marvel. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 25: 517-528.
- Schuette, J. 1998. Environmental fate of glyphosate. *Environmental Monitoring & Pest Management*. Pages 1-13.
- Sprinkle, P., W.F. Meggitt, and D. Penner. 1975. Absorption, action, and translocation of glyphosate. *Weed Science*. 23: 235-240.
- Stalikas, C.D. and C.N. Konidari. 2001. Analytical methods to determine phosphonic and amino acid group-containing pesticides. *Journal of Chromatography*. A 907: 1-19.
- Struger, J., D. Thompson, B. Staznik, P. Martin, T. McDaniel, and C. Martin. 2008. Occurrence of glyphosate in surface waters of southern Ontario. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 80: 378-384.
- Summit Environmental Consultants Ltd., 2007. Toxicity of glyphosate and thiram to aquatic invertebrates. Final Report submitted to National Guidelines and Standards Office, Environment Canada. 24 p. + appendices.
- Tate, T.M., J.O. Spurlock, and F.A. Christian. 1997. Effect of glyphosate on the development of *Pseudosuccinea columella* snails. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 33: 286-289.
- Tooby, T.E. 1985. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). *The Herbicide Glyphosate*. London: Butterworths. Pages 206-217.
- Trotter, D.M., M.P. Wong, and R.A. Kent. 1990. Canadian Water Quality Guidelines for Glyphosate. Environment Canada. Scientific Series No. 170.
- United States Environmental Protection Agency. 2007a. USEPA. US EPA, ECOTOXicology Database.
- United States Environmental Protection Agency. 2007b. USEPA. US EPA, Pesticide Fate Database.
- United States Environmental Protection Agency. 2007c. USEPA. US EPA, Restricted Database.
- Wan, M.T., R.G. Watts, and D.J. Moul. 1989. Effects of different dilution water types on the acute toxicity to juvenile pacific salmonids and rainbow-trout of glyphosate and its formulated products. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 43: 378-385.
- Wang, Y.S., C.G. Jaw, and Y.L. Chen. 1994a. Accumulation of 2,4-D and glyphosate in fish and water hyacinth. *Water Air and Soil Pollution*. 74: 397-403.
- Wang, Y.S., J.H. Yen, Y.N. Hsieh, and Y.L. Chen. 1994b. Dissipation of 2,4-D glyphosate and paraquat in river water. *Water Air and Soil Pollution*. 72: 1-7.
- Weed Science Society of America. 1989. Glyphosate. Pages 146-149 in N. E. Humberg, ed. *Herbicide Handbook of the Weed Science Society of America*. Weed Science Society of America. Pages 146-149.
- World Health Organization. 1994. WHO. Glyphosate. *Environmental Health Criteria*.

**Comment citer ce document :**

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2012. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Glyphosate*. Dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

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

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec :

[www.ccme.ca](http://www.ccme.ca)

Also available in English