



Government  
of Canada

Gouvernement  
du Canada

Canada

***Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)***

**Recommandations fédérales pour la qualité de  
l'environnement**

***Aluminium***

**Environnement et Changement climatique Canada**

**Août 2022**

## Introduction

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) décrivent ce qu'est une qualité acceptable pour l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets toxicologiques ou les dangers de substances ou de groupes de substances spécifiques. Les RFQE ont trois fonctions : premièrement, elles peuvent aider à prévenir la pollution en fournissant des cibles pour une qualité environnementale acceptable; deuxièmement, elles peuvent contribuer à évaluer l'importance de concentrations de substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, des sols et des tissus biologiques); troisièmement, elles peuvent servir de mesures de l'efficacité des activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est volontaire, sauf en cas de prescription dans des permis ou d'autres outils de réglementation. Les RFQE qui s'appliquent à l'environnement ambiant ne sont donc pas des limites ou des valeurs « à ne jamais dépasser » pour les effluents, mais peuvent être utilisées pour calculer des limites pour les effluents. Le développement des RFQE est de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) [Canada 1999]. L'intention est de développer des RFQE en tant que complément pour l'évaluation ou la gestion des risques des substances d'intérêt prioritaire identifiées dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Quand les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les RFQE sont développées quand il existe au niveau fédéral le besoin d'une recommandation (p. ex. pour étayer l'évaluation préalable des substances contenant de l'aluminium dans le cadre du PGPC) et que les recommandations du CCME pour la substance n'ont pas encore été développées ou ne devraient pas être mises à jour dans un futur proche. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la page Web des [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement \(RFQE\)](#).

Dans le présent document, nous décrivons la recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQEau) pour la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs de l'aluminium (Al) dans des eaux douces. Elle est basée sur la concentration totale d'aluminium. Une approche de régression linéaire multiple (RLM) a été suivie pour incorporer des facteurs modifiant la toxicité (FMT) dans l'ébauche de la recommandation. La RFQEau pour l'aluminium a été calculée en suivant les méthodes du CCME, et elle satisfait aux exigences minimales sur les données du CCME pour une approche statistique de type A (CCME 2007). Il n'existait préalablement aucune RFQEau pour l'aluminium. Toutefois, il existe une recommandation du CCME. Cette recommandation du CCME faisait référence uniquement au pH et n'avait pas été calculée en utilisant l'approche préférée de type A. Le calcul de la présente RFQEau est basé sur la collecte et l'évaluation de données sur la toxicité aquatique publiées jusqu'en juin 2019. Pour l'instant, aucune RFQEau n'a été développée pour les milieux suivants : tissus biologiques, sédiments, eau de mer.

Tableau 1. Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour l'aluminium total (µg/L).

| Vie aquatique                  | Recommandation <sup>a</sup>  |
|--------------------------------|--|
| Équation pour la RFQEau        | $\text{RFQEau } (\mu\text{g/L}) = \exp([0,645 \times \ln(\text{DCO})] + [2,255 \times \ln(\text{dureté})] + [1,995 \times \text{pH}] + [-0,284 \times (\ln(\text{dureté}) \times \text{pH})] - 9,898)$ |
| Exemple de RFQEau <sup>b</sup> | 170 µg/L   |

<sup>a</sup> La RFQEau est calculée au moyen de cette équation afin de calculer une recommandation spécifique du site. La RFQEau est pour l'aluminium total dans des eaux douces et est calculée en utilisant l'équation susmentionnée ou le calculateur de RFQEau (Annexe B). L'équation pour la RFQEau est valide pour une dureté entre 10 et 430 mg/L, un pH entre 6 et 8,7 et une concentration de carbone organique dissous (COD) entre 0,08 et 12,3 mg/L.

<sup>b</sup> Par exemple, la RFQEau pour une dureté de 50 mg/L, un pH de 7,5 et une concentration de COD de 0,5 mg/L est de 170 µg/L.

### Identité de la substance

L'aluminium (Al, n° CAS 7429-90-5, masse molaire de 26,98 g/mol) est le troisième élément le plus abondant et le métal le plus commun dans la croûte terrestre (EPA 2018). L'aluminium est souvent présent en combinaison avec d'autres éléments, typiquement dans des complexes avec l'oxygène sous forme d'oxydes et avec le silicium sous forme de silicates. Il est rarement présent sous forme élémentaire (ATSDR 2008, EPA 2018).

L'aluminium est couramment présent dans des roches, en particulier dans des minerais d'aluminosilicate, où il est considéré comme non pertinent d'un point de vue toxicologique (c.-à-d. quasiment inerte et non biodisponible). Quand ces minéraux sont météorisés, ils libèrent lentement des formes potentiellement toxiques de l'aluminium dans l'environnement ( $\text{Al}^{3+}$ , hydroxyde d'Al, etc.) (GC 2010, EPA 2018). Le minerai le plus courant pour l'aluminium métallique est la bauxite (ATSDR 2008). L'aluminium métallique est léger, ductile et de couleur blanc argenté. Il est considéré comme un élément non essentiel, car il n'a aucune fonction biologique importante et aucune propriété bénéfique pour la vie. La spéciation et la solubilité de l'aluminium dans les eaux de surface sont grandement affectées par divers paramètres de qualité de l'eau, le plus important étant le pH (Cardwell et al. 2018). Dans la colonne d'eau, l'aluminium peut être présent sous forme de complexes dissous (organiques et inorganiques), d'ion libre ( $\text{Al}^{3+}$ ), associé à des particules, sous forme de colloïdes, ou sous forme de solides précipitant dans les sédiments (GC 2010). L'aluminium est couramment présent dans des systèmes aquatiques en raison d'intrants naturels ou anthropiques. Des niveaux élevés dans des eaux de surface peuvent avoir des effets toxiques sur des organismes aquatiques.

### Sources et utilisations

L'aluminium métallique et les composés de l'aluminium sont utilisés dans une variété d'applications au Canada et dans le reste du monde. Les sulfates et les chlorures d'aluminium sont principalement utilisés dans les usines municipales de traitement de l'eau potable et des eaux usées, comme agents flocculants pour éliminer des particules en suspension et des bactéries de l'eau (ATSDR 2008, GC 2010). Ils sont aussi utilisés comme additifs par l'industrie des pâtes et papiers pour le collage du papier (GC 2010). Parmi les produits de consommation contenant de l'aluminium, on retrouve : des antiacides, des astringents, l'aspirine tamponnée, des additifs alimentaires, des antisudorifiques, des produits de santé naturels, des cosmétiques, des canettes pour boissons, des casseroles, des poêles, et le papier aluminium (ATSDR 2008, GC 2010). En tant que métal léger conducteur, il est largement utilisé pour la construction, les transports et par les industries électriques et électroniques pour des produits allant des aéronefs aux lignes électriques (ATSDR 2008, RNCAN 2018).

La bauxite, le principal minerai d'aluminium, doit être raffinée chimiquement en alumine, qui est ensuite fondue pour produire du métal pur. La bauxite n'est pas extraite au Canada. Toutefois, on y trouve une raffinerie d'aluminium (située au Québec) et dix fonderies (neuf au Québec et une en Colombie-Britannique) (RNCAN 2018). Le Canada est le quatrième plus gros producteur d'aluminium primaire après la Chine, la Russie et l'Inde, ayant produit environ 2,9 millions de tonnes en 2018 (RNCAN 2018). Certains composés de l'aluminium sont produits au Canada, en particulier du chlorure d'aluminium et du sulfate d'aluminium, principalement à des fins d'utilisation domestique et non pour l'exportation (GC 2010). Les sources anthropiques d'aluminium incluent les effluents des usines de traitement des eaux usées, dans lesquelles des composés de l'aluminium sont ajoutés comme agents clarifiants (eaux industrielles, eau potable ou eaux usées), la combustion de combustibles fossiles et les émissions dues à la production et au traitement de l'aluminium (ATSDR 2008; GC 2010; EPA 2018).

## Concentrations ambiantes

Dans le tableau 2, nous rapportons les données nationales de surveillance de la qualité de l'eau à long terme (ECCC 2018a) sur les concentrations d'aluminium total dans les eaux de surface (2000-2018), organisées par province et territoire. Une base de données d'ECCC, appelée GENIE (ECCC 2018b), a aussi été utilisée pour les concentrations d'aluminium dans les Grands Lacs (2012-2017), et ces données sont incluses dans ce tableau. Les concentrations d'aluminium total dans les diverses provinces et les divers territoires canadiens vont d'un point inférieur au seuil de détection (0,04 µg/L) pour la Nouvelle-Écosse à 58 500 µg/L pour l'Alberta. La médiane (50<sup>e</sup> centile) était moins variable, allant de 6 µg/L pour l'Ontario à 500 µg/L pour le Manitoba. Les données canadiennes de surveillance d'autres paramètres (p. ex., COD, dureté, pH) sont présentées à l'annexe A.

Tableau 2. Gammes et quantiles des concentrations d'aluminium total (µg/L) dans les eaux de surface au Canada.

| Province/territoire       | n     | Minimum | 10 % | 25 % | 50 %<br>(médiane) | 75 % | 90 % | Maximum |
|---------------------------|-------|---------|------|------|-------------------|------|------|---------|
| Alberta                   | 2512  | 0,4     | 11   | 32   | 119               | 472  | 1798 | 58500   |
| Colombie-Britannique      | 13620 | < 0,2   | 11   | 23   | 70                | 256  | 877  | 25600   |
| Manitoba                  | 921   | 1,7     | 78   | 144  | 500               | 1540 | 2860 | 16100   |
| Nouveau-Brunswick         | 301   | < 4,0   | 12   | 18   | 68                | 156  | 264  | 1782    |
| Terre-Neuve-et-Labrador   | 4571  | < 0,5   | 34   | 59   | 88                | 137  | 244  | 9680    |
| Territoires du Nord-Ouest | 1145  | < 0,1   | 4    | 22   | 99                | 702  | 1986 | 13600   |
| Nouvelle-Écosse           | 2151  | < 0,04  | 60   | 98   | 168               | 255  | 355  | 2900    |
| Nunavut                   | 241   | 2,7     | 7    | 12   | 71                | 2550 | 5440 | 35200   |
| Ontario/Grands Lacs       | 245   | < 0,5   | 1    | 2    | 6                 | 25   | 99   | 1410    |
| Île-du-Prince-Édouard     | 40    | 12,4    | 29   | 54   | 82                | 171  | 466  | 3420    |
| Québec                    | 92    | 34,0    | 113  | 203  | 326               | 648  | 1458 | 2420    |
| Saskatchewan              | 1121  | < 0,2   | 4    | 47   | 109               | 301  | 715  | 1860    |
| Yukon                     | 1564  | < 0,2   | 9    | 24   | 113               | 421  | 1287 | 25900   |

## Mode d'action

L'aluminium n'a pas de fonction biologique connue, et il est donc considéré comme un élément non essentiel. Le mode d'action toxique de l'aluminium chez les poissons a été largement étudié, mais les renseignements disponibles pour les invertébrés sont limités et ceux pour les plantes et les algues encore plus. L'aluminium déclenche des effets toxiques chez les poissons de deux manières principales : perturbation des processus d'ionorégulation et perturbation respiratoire (Exley et al. 1991, Gensemer et Playle 1999, GC 2010, Gensemer et al. 2018, Cardwell et al. 2018). Les branchies sont le principal ligand biologique auquel l'aluminium se lie chez les poissons (Exley et al. 1991, Teien et al. 2006, EPA 2018). La liaison de l'aluminium à la surface des branchies perturbe l'ionorégulation, conduisant à une absorption moindre des ions, une perte d'ions dans le plasma et à des modifications des paramètres sanguins (GC 2010, EPA 2018). Des dommages à l'ionorégulation, à la respiration ou à une combinaison des deux peuvent en

fin de compte conduire à la mort. L'impact chimique sur les processus d'ionorégulation, comme une diminution de la concentration des ions  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  dans le plasma, est plus commun dans des conditions acides où les espèces d'aluminium monomère ( $\text{Al}^{3+}$ ) prédominent (Gensemer et Playle 1999, GC 2010, Gensemer et al. 2018). Les effets physiques sont plus communs aux pH proches de la neutralité (6-8), auxquels l'hydroxyde d'aluminium précipite à la surface des branchies provoquant l'obturation des espaces interlamellaires avec la muqueuse, qui peut conduire à une hypoxie (Gensemer et Playle 1999, GC 2010, Gensemer et al. 2018).

L'aluminium s'accumule principalement sur les surfaces respiratoires et ionorégulatrices des invertébrés, mais peut s'accumuler sur tout le corps (Gensemer et Playle 1999). Les effets d'ionorégulation sont les réponses les mieux documentées à une exposition à l'aluminium pour les invertébrés, alors que des effets respiratoires sont rapportés bien moins fréquemment chez les invertébrés que chez les poissons (Gensemer et Playle 1999, GC 2010, EPA 2018). Les effets respiratoires se produisent quand l'aluminium se lie au corps des invertébrés ou s'y précipite, formant une barrière physique qui obstrue la respiration (GC 2010).

Le mode d'action toxique de l'aluminium pour les plantes aquatiques et les algues n'est pas bien compris. L'aluminium peut se lier aux polyphosphates, formant des complexes non biodisponibles et rendant ainsi le phosphore moins disponible pour la croissance (Gensemer et Playle 1999, GC 2010, Petterson et al. 1988, EPA 2018). Ceci peut autant survenir en milieu intracellulaire que dans l'eau avoisinante. L'aluminium est aussi adsorbé sur la paroi cellulaire quand des cyanobactéries sont exposées à de fortes concentrations de phosphate (Petterson et al. 1985).

### **Devenir, comportement et répartition dans l'environnement**

La chimie de l'aluminium dans les eaux de surface est complexe. L'aluminium peut être présent sous forme de complexes dissous (avec des ligands organiques ou inorganiques), d'ion libre ( $\text{Al}^{3+}$ ), dans des espèces polynucléaires, en association avec des particules, comme colloïdes ou solides précipitant dans les sédiments (GC 2010). De nombreux facteurs ont une influence sur le devenir, le comportement et la biodisponibilité de l'aluminium, dont la température, la présence d'ions et de ligands complexants et, surtout le pH. L'aluminium est amphotère, signifiant qu'il peut réagir en tant que base ou acide. L'aluminium est relativement insoluble aux pH proches de la neutralité (6-8) (EPA 2018, Gensemer et Playle 1999, GC 2010). La solubilité de l'aluminium est aussi dépendante de la concentration de carbone organique dissous (COD) et de la température (Wilson 2012, EPA 2018, Rodriguez et al. 2019). Le COD est un ligand important avec lequel l'aluminium forme des complexes, réduisant les concentrations d'aluminium monomère dans la colonne d'eau. L'aluminium est un métal fortement hydrolysant et, contrairement à quelques métaux (p. ex. fer et manganèse), la spéciation de l'aluminium ne dépend pas des conditions redox (Gensemer et Playle 1999, GC 2010).

À bas pH (< 6), l'aluminium dissous est principalement présent sous forme d'ion libre ( $\text{Al}^{3+}$ ). Quand le pH augmente, une hydrolyse a lieu formant des complexes d'hydroxydes (p. ex.  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ). La solubilité atteint un minimum aux pH proches de la neutralité (6-8). Elle commence à augmenter de nouveau aux pH > 8 en raison de la formation de l'anion  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  (Driscoll et Schecher 1990, GC 2010). La solubilité des espèces de l'aluminium en fonction du pH est représentée sur la figure 1.

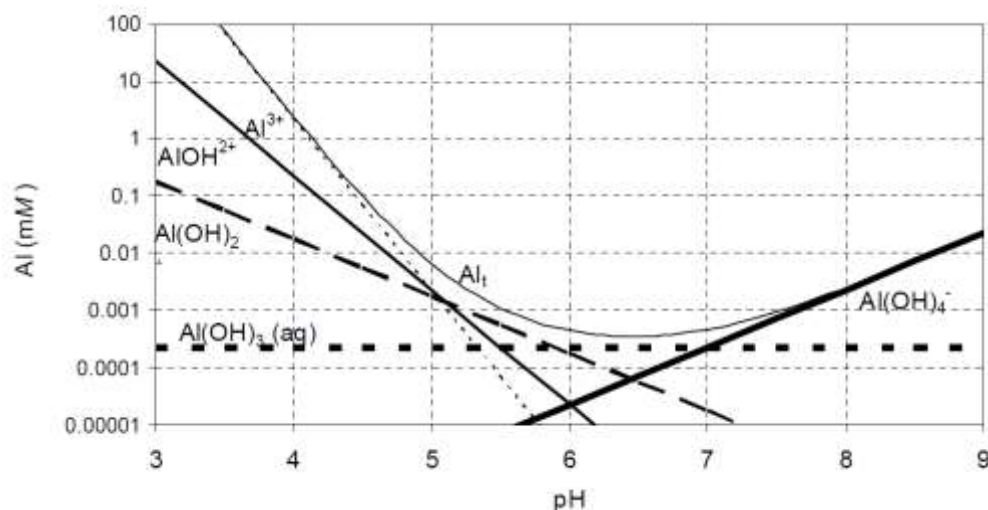


Figure 1. Solubilité des espèces de l'aluminium (et de l'aluminium total,  $Al_t$ ) en fonction du pH dans un système en équilibre avec la gibbsite microcristalline (0,001 mM = 0,027 mg/L, GC 2010 retracé à partir de Driscoll et Schecher 1990).

Dans des conditions de pH proches de la neutralité, l'aluminium passe de formes monomères dissoutes à des formes polymères insolubles, qui précipitent. Les formes transitoires de l'aluminium polymère (colloïdale et amorphe) ont une courte durée de vie (quelques minutes à des heures) pendant cette transformation. Les polymères plus grands et les minéraux sous forme cristalline prennent de plusieurs jours à des semaines pour se former. La toxicité de l'aluminium pour les espèces aquatiques dans ces conditions peut être moins préoccupante, puisque les formes transitoires n'existent pas assez longtemps pour avoir des effets nocifs. Toutefois, il existe une exception à cette généralisation, quand il y a un intrant continu d'une solution acide contenant de l'aluminium. Par exemple, la toxicité de l'aluminium est particulièrement préoccupante en cas de montées acides épisodiques et dans des zones de mélange où des eaux acides riches en aluminium se mélangent à des eaux plus neutres (Rodriguez et al. 2019). Des montées acides épisodiques, par exemple la fonte des neiges ou des événements de pluie acide, peuvent mobiliser l'aluminium du sol et des sédiments, augmentant sa biodisponibilité et son potentiel de toxicité pour les organismes aquatiques (Gensemer et Playle 1999, Wilson 2012, EPA 2018). La pluie acide a été au centre de nombreuses recherches de la fin des années 1970 au début des années 1990 en raison des effets toxiques observés sur des environnements terrestres et aquatiques. Il a été observé que non seulement les organismes étaient affectés par le déclin du pH, mais aussi par la mobilisation des métaux. La solubilité de l'aluminium, comme celle de la plupart des métaux, augmente à bas pH et la combinaison a ultérieurement été montrée comme un facteur important du déclin des écosystèmes affectés (Wilson 2012).

La plupart de l'aluminium provenant d'une exposition dans l'eau est rapidement adsorbé sur la face externe des branchies et du corps et des invertébrés. Une internalisation à partir de l'absorption cellulaire peut aussi avoir lieu, mais est plus lente, avec accumulation avec le temps dans des organes internes comme les muscles, les reins et le foie (Wilson 2012, EPA 2018). L'absorption et la bioaccumulation de l'aluminium dues à l'alimentation sont considérées comme improbables et il n'y a aucune preuve de bioamplification dans le réseau trophique (Wilson 2012, EPA 2018).

L'aluminium est transporté dans l'air sous forme de matière particulaire soulevée par le vent et peut être déposé sur le sol et l'eau (EPA 2018). Les quantités d'aluminium présentes dans l'atmosphère sont considérées comme négligeables comparativement à celles pénétrant dans les eaux de surface suite à la météorisation des roches ou des sols (GC 2010). L'aluminium est ubiquiste dans les roches et les sols (silt et argile) sous forme de minéraux d'aluminosilicates. La gibbsite ( $Al(OH)_3$ ) est généralement considérée

être le minéral le plus important en modélisation de la géochimie et du transport de l'aluminium dans les systèmes aqueux (Driscoll et Postek 1996, Gensemer et Playle 1999, Wilson 2012). Lors de la météorisation des roches et des minéraux et en raison de facteurs comme la fluctuation du pH, l'aluminium du sol peut être transporté dans le milieu aquatique. L'aluminium dans les sédiments est généralement considéré non biodisponible quand il est lié au COD ou sous forme de silt ou d'argile. Les sédiments peuvent donc agir comme puits pour l'aluminium. Toutefois, en cas de changement des conditions, comme une diminution du pH, l'aluminium présent dans les sédiments peut être mobilisé et repasser dans la colonne d'eau.

### Données sur la toxicité aquatique

Les données compilées par l'EPA pour leur Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria (AWQC) pour l'aluminium (EPA 2018) constituent la base des données sur la toxicité aquatique prises en compte pour le développement de la RFQEau pour l'aluminium. Un examen détaillé des études utilisées par l'EPA a été fait par ECCC, en suivant le protocole du CCME (2007) pour la qualité des données. Les déterminants du test d'acceptabilité comprennent, sans s'y limiter, la durée d'exposition, la détermination analytique des concentrations d'exposition et d'autres paramètres de qualité de l'eau, la documentation de la réponse de témoins, l'utilisation de paramètres biologiques pertinents et l'inclusion d'analyses statistiques appropriées des données collectées pour l'étude. Le nitrate, le sulfate et le chlorure d'aluminium étaient les composés de l'aluminium utilisés pour les tests de toxicité pris en compte pour le calcul de la recommandation. Un total de 733 paramètres de toxicité chronique tirés de 26 études sur 24 espèces ont été jugés acceptables. Des résultats pour plusieurs effets (p. ex. reproduction, croissance, mortalité) avec plusieurs paramètres (p. ex. CSEO, DSEO, CEx) ont été rapportés dans de nombreuses études acceptables. L'ensemble complet de données sur la toxicité est présenté à l'Annexe A.

Il n'est souvent pas possible de mesurer la concentration totale absolue d'aluminium dans l'eau en raison des limites des procédures d'échantillonnage et des méthodes d'analyse. L'aluminium total récupérable est souvent utilisé pour représenter la concentration totale d'aluminium. La fraction totale récupérable, ci-après appelée totale, comprend la particule (aluminium lié ou incorporé à la matière en suspension et aux minéraux) et les fractions d'aluminium dissous. La RFQEau pour l'aluminium est basée sur des mesures de l'aluminium total. Les études sur la toxicité de l'aluminium n'ont été prises en compte que si les concentrations totales étaient rapportées dans les tests de toxicité.

La toxicité des métaux est souvent mieux caractérisée par la fraction dissoute du métal (expérimentalement définie comme la concentration récupérée après passage dans un filtre de 0,45µm), car il est souvent montré qu'elle correspond mieux à la toxicité que la concentration totale (p. ex. zinc, cuivre). Toutefois, l'aluminium se comporte différemment, en raison de la spéciation chimique et des caractéristiques de solubilité à différents pH. De nombreuses études disponibles dans la littérature ont montré que la fraction dissoute seule ne correspond pas à la toxicité de l'aluminium. Gensemer et al. (2018) ont fait des tests de toxicité chronique et de toxicité aiguë avec *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia* en *Pseudokirchneriella subcapitata* à des pH proches de la neutralité (6–8), et ont montré que la toxicité était soit réduite soit éliminée par la filtration et que les concentrations d'aluminium dissous ne correspondaient pas à la toxicité. Ces résultats correspondent à ceux de Cardwell et al. (2018) qui ont fait des tests similaires avec plusieurs autres espèces d'eau douce. Ces deux études ont aussi montré que les concentrations d'aluminium dissous restaient relativement constantes quelle que soit la quantité d'aluminium initiale ajoutée, suggérant que les concentrations d'aluminium dissous sont limitées par la solubilité des composés de l'aluminium testés (Cardwell et al. 2018, Gensemer et al. 2018). Il a été montré que les formes colloïdales et précipitées de l'aluminium, qui sont éliminées par la filtration lors de mesures des concentrations dissoutes, causent une toxicité pour les organismes aquatiques dans des conditions de pH proches de la neutralité (Cardwell et al. 2018, Gensemer et al. 2018).

Étant donné qu'une RFQ Eau basée sur l'aluminium dissous sous-estimerait la toxicité, les mesures d'aluminium dissous n'ont pas été utilisées. Au lieu de cela, la RFQ Eau est basée sur l'aluminium total mesuré en laboratoire afin de refléter toutes les formes de l'aluminium qui entraîne une toxicité. Cette décision est cohérente avec la détermination de l'EPA de l'AWQC pour l'aluminium (2018). Toutes les concentrations d'aluminium sont exprimées en aluminium total, sauf indication contraire.

### Facteurs modifiant la toxicité

Des facteurs modifiant la toxicité (FMT), comme le pH, le COD et la dureté de l'eau en tant que  $\text{CaCO}_3$  (appelée ci-après dureté) peuvent modifier la biodisponibilité de l'aluminium et, donc, la toxicité pour les organismes aquatiques. En conséquence, il est important pour le calcul de la recommandation d'incorporer des FMT quand les données sont disponibles. Les FMT sont souvent incorporés dans les recommandations pour la qualité de l'eau suivant soit une approche de régression linéaire multiple (RLM) ou simple soit un modèle de ligand biotique (MLB). Des RLM (DeForest et al. 2018) et un MLB (Santore et al. 2018) pour l'aluminium total ont été publiés en 2018. Les deux approches ont été étudiées en vue de l'établissement de la RFQ Eau pour l'aluminium.

#### Modèle de ligand biotique

Le MLB pour l'aluminium (Santore et al. 2018) a été étudié comme méthode permettant d'intégrer la biodisponibilité dans les RFQ Eau. Les MLB modélisent la toxicité des deux formes de l'aluminium (dissoute et précipitée), attribuant l'effet toxique à la partie dissoute jusqu'à la limite de la solubilité, puis le reste de l'effet toxique à l'aluminium précipité. Les effets causés par chacune des formes de l'aluminium sont modélisés en tant que relation concentration-réponse. Les pentes des courbes de réponse ont été étalonnées pour trois espèces : *P. promelas*, *C. dubia* et *P. subcapitata*. Ces trois espèces sont utilisées comme espèces représentatives des poissons, des invertébrés et des plantes/algues, pour lesquels les fichiers de paramètres spécifiques n'ont pas encore été étalonnés. Veuillez consulter l'étude de Santore et al. (2018) pour plus de renseignements sur cette approche.

Plusieurs incohérences et incertitudes ont été trouvées après l'évaluation des versions valides du MLB pour l'aluminium. Par exemple, on rapporte des différences inexplicables entre les versions, plus particulièrement de grands écarts dans l'effet de la température et les valeurs des recommandations produites par la suite. En raison de ces incertitudes, le MLB n'a pas été utilisé pour l'établissement de la RFQ Eau pour l'aluminium.

#### Régression linéaire multiple

Une approche de régression linéaire multiple (RLM) a été suivie pour incorporer des FMT dans l'ébauche de la RFQ Eau pour l'aluminium. Des RLM pour la toxicité chronique ont été établies par DeForest et al. (2018) pour les trois niveaux trophiques principaux dans un environnement d'eau douce, représentés par la tête-de-boule (*P. promelas*), la puce d'eau (*C. dubia*) et une algue (*P. subcapitata*). La plupart des données utilisées pour créer les RLM ont été publiées par Gensemer et al. (2018). Neuf autres tests de toxicité avec *C. dubia* et *P. promelas* ont été réalisés par l'Université d'état de l'Oregon (OSU) afin d'étendre les gammes de conditions de chimie de l'eau pour le développement du modèle (DeForest et al. 2020, OSU 2018a, b, c). Les RLM ont été mises à jour par les auteurs et fournies à ECCC. Des  $\text{CE}_{10}$  à 3 jours (croissance) pour *P. subcapitata* ( $n = 27$ ), des  $\text{CE}_{10}$  à 7 j (reproduction) pour *C. dubia* ( $n = 32$ ) et des  $\text{CE}_{10}$  à 7 j (biomasse) pour *P. promelas* ( $n = 31$ ) ont été utilisées pour créer les RLM (DeForest et al. 2020). Une  $\text{CE}_{10}$  à 33 j (survie) pour *P. promelas* a aussi été incluse. L'inclusion de ce paramètre a été justifiée par les auteurs, car les tests de survie et de croissance à 7 jours avaient des sensibilités similaires. Un modèle de RLM regroupées a aussi



été calculé, en combinant les ensembles de données sur la toxicité de l'aluminium pour *C. dubia* et *P. promelas* (DeForest et al. 2020).

Des modèles de RLM ont été développés pour une variété de termes incluant les variables indépendantes de COD, de pH et de dureté. Un terme de  $\text{pH}^2$  et les termes d'interaction suivants ont été aussi pris en compte, reposant sur la connaissance de la spéciation et la biodisponibilité de l'aluminium :  $\text{COD} \times \text{pH}$ ,  $\text{COD} \times \text{dureté}$  et  $\text{dureté} \times \text{pH}$ . Le terme de  $\text{pH}^2$  tient compte du fait que la biodisponibilité de l'aluminium décroît quand on passe d'un pH de 6 à 7, puis croît quand le pH passe de 7 à 8 (DeForest et al. 2018). Un terme négatif de  $\text{COD} \times \text{pH}$  caractérise la tendance à une diminution de l'effet d'atténuation du COD quand le pH augmente, un terme négatif de  $\text{COD} \times \text{dureté}$  refléterait la tendance à la diminution de l'effet d'atténuation du COD quand la dureté augmente et un terme négatif de  $\text{dureté} \times \text{pH}$  refléterait la tendance à la diminution de l'effet d'atténuation de la dureté quand le pH augmente (DeForest et al. 2018). Un résumé des résultats des modèles de RLM les mieux ajustés est présenté dans le tableau 3. Toutes les RLM pour les différents taxons étaient basées sur le COD, la dureté et le pH, mais sur des termes d'interaction différents. Pour des renseignements plus détaillés sur les analyses de RLM, veuillez consulter les articles de DeForest et al. (2018, 2020). Les RLM de DeForest et al. (2018, 2020) n'incluaient pas la température comme FMT, et il n'y a actuellement pas assez de données pour pouvoir le faire.

Quatre-vingt-onze pour cent des CE10 prédites pour *C. dubia* (29 sur 32), 94 % de celles pour *P. promelas* (29 sur 31) et 100 % de celles pour *P. subcapitata* (27/27) étaient à un facteur deux près dans la gamme des valeurs observées de l'ensemble de données utilisées pour créer les RLM des espèces individuelles (DeForest et al. 2018, 2020). En utilisant le modèle de RLM regroupées, la prévisibilité des paramètres pour *P. promelas* diminuait légèrement, de 94 à 90 %, et celle pour ceux de *C. dubia* restait la même à 91 %.

Tableau 3. résultats de l'analyse des RLM (DeForest et al. 2018, 2020).

| Espèce   | n  | R <sup>2</sup><br>ajus. | Point<br>d'intercept.  | COD   | Dureté | pH     | pH <sup>2</sup> | COD<br>×<br>pH | COD ×<br>dureté | Dureté ×<br>pH |
|--|----|-------------------------|--|-------|--------|--------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|
| <i>C. dubia</i>  | 32 | 0,87                    | -32,273  | 0,673 | 2,613  | 8,325  | -0,431          | -              | -               | -0,31          |
| <i>P. promelas</i>   | 31 | 0,90                    | -6,7   | 1,828 | 1,914  | 1,932  | -               | -0,193         | -               | -0,248         |
| <i>P. subcapitata</i>  | 27 | 0,94                    | -77,283  | 2,342 | 4,560  | 20,923 | -1,274          | -0,288         | -               | -0,628         |
| <b>Regroupées<br/>(<i>C. dubia</i> +<br/><i>P. promelas</i>)</b> | 63 | 0,88                    | - 8,618<br>( <i>C. dubia</i> )<br>-7,606<br>( <i>P. promelas</i> ) | 0,645 | 2,255  | 1,995  | -               | -              | -               | -0,284         |

Une approche basée sur l'utilisation de RLM *C. dubia* pour normaliser tous les paramètres pour les invertébrés, sur celle de *P. promelas* pour normaliser ceux pour les poissons et sur celle de *P. subcapitata* pour normaliser ceux pour les plantes aquatiques avant de faire un graphique des DSE a fait l'objet d'une étude. Cette approche mettant en jeu plusieurs RLM ayant différentes pentes, aucune équation pour une recommandation finale n'a pu être calculée. Le protocole du CCME (2007) requiert l'utilisation d'un logiciel de DSE pour créer des courbes de DSE ajustées. En conséquence, un seul point d'interception à utiliser dans l'équation de la recommandation ne peut pas être calculé en utilisant plusieurs RLM. Au lieu de cela, des tableaux de CD<sub>5</sub> calculés à partir de différentes DSE normalisées pour diverses combinaisons de chimie de l'eau ont été utilisés, nécessitant un arrondissement quand les intrants de l'utilisateur se situent entre les DSE préalablement calculées. De plus, étant donné que les pentes des trois RLM individuelles diffèrent, y compris les pentes des termes d'interaction, leur combinaison en des DSE entraîne des tendances dans les CD<sub>5</sub> qui peuvent ne pas être scientifiquement acceptables, et on pense que certains sont des artefacts statistiques de la DSE. En suivant une telle approche, *P. subcapitata* était souvent en dehors

des DSE normalisées pour un pH élevé ( $\text{pH} > 8$ ). Ceci entraîne un ajustement particulièrement mauvais de la DSE dans cette gamme de pH. Par conséquent, cette approche par RLM n'a donc pas été utilisée pour calculer la RFQEau.

Une RLM regroupée (*C. dubia* et *P. promelas*) a aussi fait l'objet d'une étude. La RLM regroupée incorpore 68 points de données sur la toxicité de deux espèces et groupes taxonomiques. Elle a un  $R^2$  élevé de 0,88 et un niveau de précision similaire pour la prédiction des  $\text{CE}_{10}$  comparativement à celui des modèles pour les espèces individuelles. Les données sur les algues n'ont pas été incorporées dans la RLM regroupée puisque ces données conduisent à des pentes nettement différentes par rapport à celles pour les données sur les poissons et les invertébrés. L'absence de données sur les algues dans la RLM regroupée est reconnue comme une incertitude. Toutefois, il a été conclu lors de l'évaluation du caractère protecteur que les plantes/algues sont protégées par la RFQEau (voir Évaluation du caractère protecteur). L'approche de RLM regroupée permet le calcul d'une équation pour la recommandation, conduit à une DSE bien ajustée, est considérée protectrice et prédictive et est claire et facile à utiliser. La  $\text{CE}_{10}$  du modèle de RLM regroupée (invertébrés et poissons) a donc été retenue pour le calcul de la recommandation pour l'aluminium.

Cette approche correspond généralement à celle de l'EPA pour l'AWQC (EPA 2018). L'EPA a aussi appliqué l'approche de RLM de DeForest et al. (2018 a, b), mais a utilisé des RLM distinctes pour les poissons et les invertébrés au lieu de la RLM regroupée. De plus, les méthodes de calcul de la recommandation utilisées par ces deux juridictions sont différentes, l'EPA préférant utiliser des  $\text{CE}_{20}$  au lieu des  $\text{CE}_{10}$  utilisées pour le protocole du CCME (2007).

### Calcul de la recommandation fédérale pour la qualité de l'eau

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'eau (RFQEau) sont calculées de préférence en suivant le protocole du CCME (2007). Dans le cas de l'aluminium, il y avait assez de données acceptables sur la toxicité chronique pour satisfaire aux exigences minimales sur les données pour l'approche de recommandation de type A du CCME. Une recommandation de type A est une approche statistique basée sur des DSE comprenant principalement des données « sans effet » pour calculer les  $\text{CD}_5$ , qui ensuite deviennent la recommandation finale (CCME 2007).

Seules les données satisfaisant aux gammes acceptables de la RLM (tableau 6) ont été utilisées pour le calcul de la recommandation, afin d'éviter de faire des extrapolations. Les  $\text{CE}_{10}$  ont été calculées au moyen du programme TRAP (toxicity relationship analysis program, v. 1.3) de l'EPA (EPA 2015) si nécessaire et quand les données sous-jacentes nécessaires étaient disponibles. Dans les équations basées sur les recommandations de l'EPA (EPA 2007, 2018), les concentrations de COD rapportées inférieures au seuil de détection ( $< 1$  ou  $< 0,5$  mg/L) ont été remplacées par la moitié du seuil de détection. Les concentrations de COD rapportées égales à 0 mg/L ont été remplacées par 0,3 mg/L, représentant les valeurs presque nulles à utiliser dans les équations. Sept paramètres de l'ensemble de données utilisés pour la DSE ne mentionnaient pas de concentrations de COD et, en conséquence, ont été estimés en suivant les recommandations de l'EPA (EPA 2007, 2018). Pour tous les paramètres des DSE, il y avait des valeurs de dureté et de pH rapportées. Veuillez consulter l'annexe A pour la liste complète des paramètres de toxicité, des conditions expérimentales, des paramètres de la chimie de l'eau, et autres précisions sur les études.

Le modèle de RLM regroupée et les pentes (tableau 3) ont été utilisés pour normaliser tous les points de donnée sur la toxicité acceptables pour une chimie de l'eau commune (COD de 0,5 mg/L, pH de 7,5 et dureté de 50 mg/L), en utilisant l'équation suivante :

$$\text{CE}_x (\text{COD de } 0,5 \text{ mg/L, pH de } 7,5, \text{ dureté de } 50 \text{ mg/L}) = \exp[(\ln(\text{CE}_x \text{ originale})) - 0,645 * (\ln(\text{COD original}) - \ln(0,5)) - 2,225 * (\ln(\text{dureté originale}) - \ln(50)) - 1,995 * (\text{pH original} - 7,5) + 0,284 * ((\ln(\text{dureté originale}) * \text{pH original} - (\ln(50) * 7,5)))]$$

Une moyenne géométrique a été calculée quand plusieurs paramètres comparables étaient disponibles pour les mêmes espèces, effet, stade de vie et durée d'exposition. Le paramètre le plus sensible et préféré (ou moyenne géométrique) a ensuite été retenu pour chaque espèce en suivant le protocole du CCME (2007). Un total de 54 paramètres pour 14 espèces (3 poissons, 8 invertébrés, 2 plantes aquatiques/algues et un 1 amphibien) ont été inclus dans l'ensemble de données pour la DSE. Ils sont résumés dans le tableau 4. *Salvelinus fontinalis* (poisson) était l'espèce la plus sensible, avec une concentration avec effet normalisée de 171 µg/L. *Lemna minor* (plante) était la moins sensible avec une concentration avec effet normalisée de 14,607 µg/L.

Tableau 4. Données sur la toxicité chronique en eau douce utilisées pour la DSE pour le calcul de la RFQEau pour l'aluminium. Les concentrations avec effet normalisées sont pour une chimie de l'eau d'un site de référence (pH = 7,5, COD = 0,5 mg/L, dureté = 50 mg/L).

| Nom scientifique de l'espèce           | Nom commun de l'espèce   | Groupe       | Paramètre                              | Concentration avec effet (µg/L) | *Concentration avec effet normalisée <sup>a</sup> (µg/L) | Référence             |
|--|--------------------------|--------------|--|---------------------------------|--|-----------------------|
| <i>Salvelinus fontinalis</i>           | Omble de fontaine        | Poisson      | CE <sub>10</sub> 60 j (poids)          | 103,24                          | 170,65   | Cleveland et al. 1989 |
| <i>Pimephales promelas</i>             | Tête-de-boule            | Poisson      | CE <sub>10</sub> 7 j (poids sec moyen) | Moyenne géométrique (n = 2)     | 271,52   | ENSR 1992a            |
| <i>Hyalella azteca</i>                 | Amphipode                | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 28 j (biomasse)       | 142,6                           | 307,46   | Cardwell et al. 2018  |
| <i>Lampsilis siliquoidea</i>           | Lampsile silliquoïde     | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 28 j (poids sec)      | 109                             | 312,73   | Wang et al. 2018      |
| <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | Algue verte              | Plante/algue | CE <sub>10</sub> 72 f (biomasse)       | Moyenne géométrique (n = 30)    | 358,77   | Gensemer et al. 2018  |
| <i>Danio rerio</i>                     | Poisson-zèbre            | Poisson      | CE <sub>10</sub> 33 j (biomasse)       | 98,2                            | 397,42   | Cardwell et al. 2018  |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i>              | Puce d'eau               | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 6 j (reproduction)    | Moyenne géométrique (n = 3)     | 435,88   | ENSR 1992b            |
| <i>Bufo bufo</i>                       | Crapaud commun           | Amphibien    | > CSEO 7 j                             | Moyenne géométrique (n = 2)     | 421,44   | Gardner et al. 2002   |
| <i>Daphnia magna</i>                   | Daphnie                  | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 21 j (reproduction)   | 709,4                           | 535,04   | Gensemer et al. 2018  |
| <i>Lymnaea stagnalis</i>               | Grande lymnée des étangs | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 30 j (poids sec)      | Moyenne géométrique (n = 3)     | 870,38   | OSU 2018d             |

|                                |                   |              |                                      |                             |          |                                 |
|--------------------------------|-------------------|--------------|--------------------------------------|-----------------------------|----------|---------------------------------|
| <i>Brachionus calyciflorus</i> | Rotifère          | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 48 (reproduction)   | Moyenne géométrique (n = 6) | 1506,69  | OSU 2018e, Cardwell et al. 2018 |
| <i>Chironomus riparius</i>     | Moucheron         | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 10 j (croissance)   | 971,6                       | 1722,97  | Cardwell et al. 2018            |
| <i>Aeolosoma sp.</i>           | Oligochète        | Invertébré   | CE <sub>10</sub> 17 j (reproduction) | 987,9                       | 5942,63  | Cardwell et al. 2018            |
| <i>Lemna minor</i>             | Lenticule mineure | Plante/algue | CE <sub>10</sub> 7 j (poids)         | 2175                        | 14607,41 | Cardwell et al. 2018            |

<sup>a</sup> Concentrations avec effet, normalisées pour une chimie de l'eau commune, à l'aide du modèle de RLM regroupées.

L'ensemble R (R, version 4.03) de ssdtools (ssdtools, version 0.3.2), ainsi que la Shimy App correspondante conviviale, ont été utilisés pour créer les DSE à partir de l'ensemble de données (Dalgarno 2018, Thorley et Schwarz 2018). Il est possible avec cet ensemble d'ajuster les données au moyen de plusieurs fonctions de distribution cumulatives (FDC) (log normal, log logistique et log Gumbel), en utilisant l'estimation de probabilité maximale (EPM) comme méthode de régression. Le critère d'information d'Akaike (CIA), qui est une mesure de la qualité relative de l'ajustement à l'ensemble des données, a été calculé pour chaque distribution (Burnham et Anderson 2002). En utilisant le CIA corrigé (CIAc) pour un échantillon de petite taille, un CD<sub>5</sub> moyen modèle peut être établi. Plus le CIAc est petit et plus la distribution correspond à l'ensemble de données. Chaque modèle a ensuite été pondéré, les modèles dont les valeurs pondérées étaient les plus élevées correspondaient le mieux aux données. Veuillez consulter l'article de Schwarz et Tillmanns (2019) pour plus de renseignements sur cette approche.

Les DSE et des statistiques sommaires correspondantes pour une dureté de l'eau de 50 mg/L, un pH de 7,5 et un COD de 0,5 mg/L sont présentées sur la figure 2 et dans le tableau 5. Le script complet de R est disponible dans l'Annexe A.

Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) moyenne modèle pour la RFQ Eau pour l'aluminium dans l'eau douce d'un site de référence (pH = 7,5, COD = 0,5 mg/L, dureté = 50 mg/L). Le 5<sup>e</sup> centile est 170 µg Al/L.

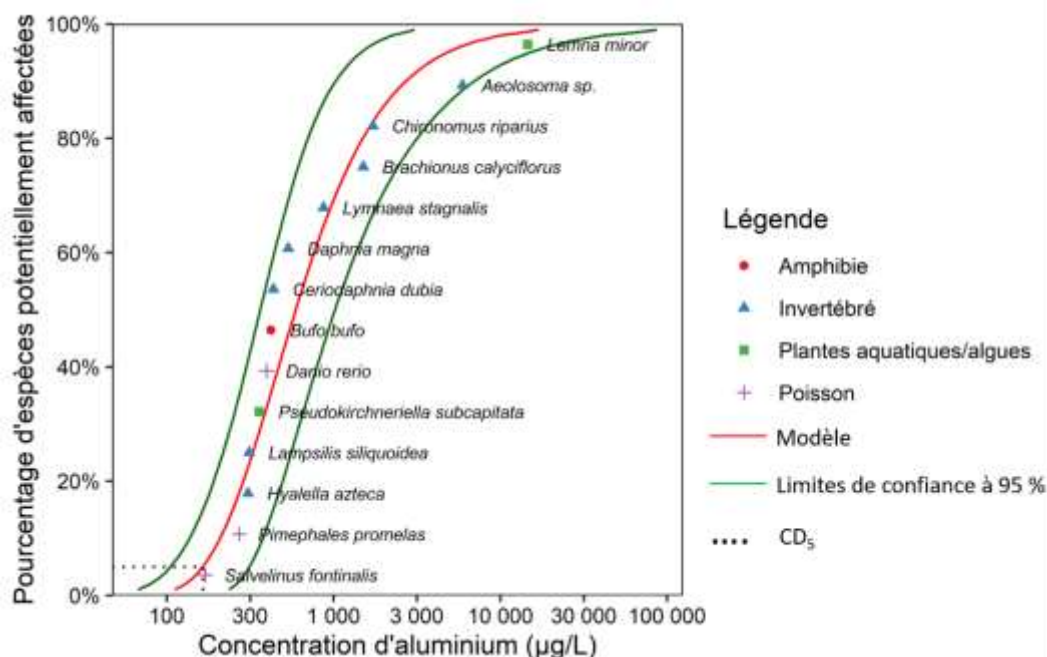


Tableau 5. Statistiques sommaires pour la RFQEau pour une eau d'une dureté de 50 mg/L, un pH de 7,5 et un COD de 0,5 mg/L.

| Distribution   | CIAC | CD <sub>5</sub> prédit (µg/L) | 95 % CLI (µg/L) | 95 % CLS (µg/L) | Pondération                   | CD <sub>5</sub> pondéré (µg/L) | 95 % CLI pondéré (µg/L) | 95 % CLS (µg/L) |
|----------------|------|-------------------------------|-----------------|-----------------|-------------------------------|--------------------------------|-------------------------|-----------------|
| log normal     | 235  | 98,6                          | 40,3            | 283             | 0,066                         | 7                              | 3                       | 19              |
| log-logistique | 234  | 87,5                          | 31,1            | 244             | 0,09                          | 8                              | 3                       | 22              |
| log-Gumbel     | 230  | 178                           | 119             | 316             | 0,844                         | 150                            | 100                     | 267             |
|                |      |                               |                 |                 | Recommandation <sup>a</sup> = | 165                            | 106                     | 308             |

<sup>a</sup> Les recommandations finales sont arrondies à deux chiffres significatifs. Par exemple, 165 µg/L est utilisé dans l'équation pour le calcul de la recommandation, toutefois 170 µg/L est présenté comme recommandation finale.

Étant donné que le pH, le COD et la dureté ont été identifiés comme des facteurs modifiant la toxicité, ainsi que l'interaction entre la dureté et le pH, la RFQEau est exprimée sous forme d'une équation afin de pouvoir la calculer pour un site spécifique. L'équation est basée sur les pentes du modèle de RLM regroupées de 1,995 (pH), 0,645 (COD), 2,255 (dureté) et -0,284 (dureté × pH), et sur le 5<sup>e</sup> centile de CD<sub>5</sub> de 165 µg/L dérivé de la DSE pour un pH de 7,5, un COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L.

À partir du modèle de RLM regroupées et du CD<sub>5</sub> de la DSE, il est possible de calculer le point d'interception de l'axe des y au moyen de l'équation suivante :

$$\text{Interception } y = \ln(\text{CD}_5) - [\text{pente COD} \times \ln(\text{COD})] - [\text{pente dureté} \times \ln(\text{dureté})] - [\text{pente pH} \times \text{pH}] - [\text{pente de dureté} \times \text{pH} \times (\ln(\text{dureté}) \times \text{pH})]$$

$$= \ln(165) - [0,645 \times \ln(0,5)] - [2,255 \times \ln(50)] - [1,995 \times 7,5] - [-0,284 \times (\ln(50) \times 7,5)]$$

$$= -9,898$$

L'équation pour la RFQEau pour l'aluminium total est donc :

$$\text{RFQEau } (\mu\text{g/L}) = \exp([0,645 \times \ln(\text{COD})] + [2,255 \times \ln(\text{dureté})] + [1,995 \times \text{pH}] + [-0,284 \times (\ln(\text{dureté}) \times \text{pH})] - 9,898)$$

dans laquelle la RFQEau est en µg/L d'aluminium total, la dureté est mesurée en tant qu'équivalent de CaCO<sub>3</sub> in mg/L, pH est en unité standard et le COD est en mg/L.

La RFQEau est pour l'aluminium total et est calculée en utilisant l'équation ci-dessus, qui a aussi été incorporée dans le chiffrier Excel de la RFQEau (annexe B). L'équation de la RFQEau est valide pour une dureté allant de 10 à 430 mg/L, un pH de 6 à 8,7 et un COD de 0,08 à 12,3 mg/L, qui sont les gammes de données utilisées pour calculer les pentes des RLM (DeForest et al. 2018, 2020) (tableau 6). Seules des valeurs dans ces gammes devraient être entrées dans l'équation de la recommandation pour s'assurer que cette équation est exacte et que la RFWQEau est protectrice. Tout intrant entré dans le calculateur de RFQEau qui en dehors de ces gammes est automatiquement arrondi à la limite inférieure ou supérieure. Si la dureté, le pH ou le COD d'un site spécifique n'est pas connu, utiliser les limites inférieures correspondantes données dans le tableau 6 (le calculateur de la RFQEau le fera automatiquement).

Il est reconnu que dans certains plans d'eau au Canada, les mesures de la chimie de l'eau (voir l'annexe A) peuvent être en dehors de la gamme valide pour la RFQEau (tableau 6). Le calculateur de RFQEau a été conçu pour ne fonctionner que dans le domaine du modèle de RLM et, en conséquence, si les utilisateurs souhaitent calculer une recommandation plus sévère, ils doivent utiliser l'équation de la recommandation séparément. Les utilisateurs peuvent extrapoler uniquement vers des recommandations plus sévères. Ils peuvent extrapoler à un pH inférieur à 6, mais pas supérieur à 8,7. La recommandation du CCME pour la protection de la vie aquatique est pour un pH dans la gamme 6,5-9,0 (CCREM 1987) et ceci devrait être pris en compte si on extrapole en dehors de ces limites. En raison de la complexité de la relation entre le pH et la dureté, il est suggéré de ne pas extrapoler en dehors de la gamme de dureté (10-430 mg/L), sauf si la valeur résultante est plus rigoureuse, puisque des recommandations moins sévères pourraient en résulter. Les utilisateurs ne devraient pas extrapoler au-delà d'un COD de 12,3 mg/L. Les recommandations calculées en dehors des gammes valides sont plus incertaines et devraient être utilisées avec précaution. Les sites avec des paramètres constamment en dehors des gammes valides peuvent devoir nécessiter le calcul d'objectifs de qualité de l'eau spécifique du site (CCME 2003).

Tableau 6. Gammes des paramètres de chimie de l'eau pour les RLM

| Variable | pH    | COD (mg/L) | Dureté (mg/L) |
|----------|-------|------------|---------------|
| Gamme    | 6-8,7 | 0,08-12,3  | 10-430        |

Tableau 7. RFQEau (µg/L) à différentes valeurs de COD, de pH et de dureté

| a) COD 1 |     | pH  |     |     |     |     |      |  |
|----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|--|
| Dureté   | 6   | 6,5 | 7   | 7,5 | 8   | 8,5 | 8,7  |  |
| 10       | 28  | 55  | 110 | 210 | 410 | 810 | 1100 |  |
| 50       | 69  | 110 | 170 | 260 | 400 | 620 | 750  |  |
| 100      | 100 | 140 | 200 | 280 | 400 | 560 | 640  |  |
| 200      | 150 | 190 | 240 | 310 | 390 | 500 | 550  |  |
| 300      | 180 | 220 | 270 | 320 | 390 | 470 | 510  |  |
| ≥ 430    | 220 | 260 | 290 | 340 | 390 | 440 | 470  |  |

| b) COD 4 |     | pH  |     |     |      |      |      |  |
|----------|-----|-----|-----|-----|------|------|------|--|
| Dureté   | 6   | 6,5 | 7   | 7,5 | 8    | 8,5  | 8,7  |  |
| 10       | 69  | 140 | 260 | 520 | 1000 | 2000 | 2600 |  |
| 50       | 170 | 260 | 410 | 630 | 980  | 1500 | 1800 |  |
| 100      | 250 | 350 | 490 | 690 | 970  | 1400 | 1600 |  |
| 200      | 360 | 460 | 590 | 750 | 960  | 1200 | 1400 |  |
| 300      | 450 | 540 | 650 | 790 | 950  | 1100 | 1200 |  |
| ≥430     | 550 | 630 | 720 | 830 | 950  | 1100 | 1100 |  |

| c) COD 8 |     | pH  |     |     |      |      |      |  |
|----------|-----|-----|-----|-----|------|------|------|--|
| Dureté   | 6   | 6,5 | 7   | 7,5 | 8    | 8,5  | 8,7  |  |
| 10       | 110 | 210 | 410 | 810 | 1600 | 3100 | 4000 |  |
| 50       | 260 | 410 | 630 | 990 | 1500 | 2400 | 2900 |  |

|             |     |     |      |      |      |      |      |
|-------------|-----|-----|------|------|------|------|------|
| <b>100</b>  | 380 | 540 | 760  | 1100 | 1500 | 2100 | 2500 |
| <b>200</b>  | 560 | 720 | 920  | 1200 | 1500 | 1900 | 2100 |
| <b>300</b>  | 700 | 850 | 1000 | 1200 | 1500 | 1800 | 1900 |
| <b>≥430</b> | 860 | 980 | 1100 | 1300 | 1500 | 1700 | 1800 |

| d) COD ≥ 12,3 |      |      |      | pH   |      |      |      |
|---------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Dureté        | 6    | 6,5  | 7    | 7,5  | 8    | 8,5  | 8,7  |
| 10            | 140  | 280  | 540  | 1100 | 2100 | 4100 | 5300 |
| 50            | 350  | 540  | 840  | 1300 | 2000 | 3200 | 3800 |
| 100           | 510  | 710  | 1000 | 1400 | 2000 | 2800 | 3200 |
| 200           | 740  | 950  | 1200 | 1500 | 2000 | 2500 | 2800 |
| 300           | 930  | 1100 | 1400 | 1600 | 2000 | 2400 | 2600 |
| ≥ 430         | 1100 | 1300 | 1500 | 1700 | 2000 | 2200 | 2400 |

### Autres considérations

Il existe une certaine incertitude quand on compare l'aluminium total mesuré dans de l'eau exposée provenant d'études en laboratoire basées sur la toxicité (ainsi que sur les recommandations basées sur ces mesures) avec l'aluminium total mesuré dans de l'eau collectée sur le terrain. Quand l'aluminium total est mesuré dans de l'eau prélevée sur le terrain, toutes les formes sont mesurées, y compris des quantités potentiellement élevées des formes cristallines de l'aluminium moins biodisponibles (p. ex. minéraux et grands polymères). L'aluminium total mesuré dans de l'eau provenant d'études sur la toxicité en laboratoire ne contient pas ces formes cristallines (Santore et al. 2018). Les RLM et le MLB sont basés sur l'aluminium total mesuré dans des études de laboratoire et le MLB ne tient pas compte spécifiquement de l'aluminium minéral, puisqu'il est considéré comme biologiquement non pertinent (c.-à-d. pratiquement inerte). Il a donc été suggéré par certains chercheurs qu'il n'est pas idéal de comparer des recommandations et des concentrations d'aluminium total dans des échantillons de terrain (Ryan et al. 2019). Une autre méthode, une extraction à pH 4, a été introduite par Rodriguez et al. (2019) en espérant que cette méthode permettrait une meilleure estimation de la fraction biodisponible de l'aluminium dans les eaux naturelles, éliminant la plupart des phases minérales de la mesure. Des tests supplémentaires de validation sont en cours. Quand des utilisateurs obtiennent des dépassements en comparant la recommandation et les mesures d'aluminium total et s'il y a raison de suspecter un faux positif, il est suggéré de recourir à d'autres méthodes, comme celle de l'extraction à pH 4, à la place des mesures de l'aluminium total.

De plus, puisque l'aluminium est ubiquiste dans l'environnement naturel, il est aussi suggéré de tenir compte des concentrations naturelles de fond sur les sites dont les concentrations dépassent la recommandation. Dans certains cas, les concentrations naturelles de fond d'une substance peuvent excéder la recommandation sans aucun effet apparent sur le biote (p. ex. quand la substance n'est pas présente sous une forme biodisponible). Dans ces conditions, il pourrait être nécessaire de modifier la RFQEau afin de tenir compte des conditions existant sur le site. Le CCME (2003) donne des conseils sur deux méthodes pour établir des objectifs de qualité de l'eau spécifiques du site qui peuvent être : 1) légèrement supérieurs au niveau naturel de fond; 2) à la limite supérieure des concentrations naturelles de fond. Pour définir les concentrations naturelles de fond, il est recommandé que des recherches soient effectuées dans les documents historiques sur les concentrations d'aluminium élevées et les utilisations historiques des terres (p. ex. avant et après une activité humaine, et analyse des tendances des concentrations d'aluminium). Un

ensemble de données exhaustif de paramètres de l'eau couvrant plusieurs années consécutives pour chaque site est requis pour pouvoir estimer les concentrations naturelles de fond.

### Évaluation du caractère protecteur

Une évaluation du caractère protecteur a été faite afin de déterminer si la clause de protection du protocole du CCME (2007) devrait être invoquée. Veuillez noter que seules les données obtenues en laboratoire étaient utilisées pour cette évaluation. L'évaluation du caractère protecteur au moyen de données sur des écosystèmes naturels, comme la diversité des espèces, est hors du champ d'application du présent document. Pour déterminer si la recommandation est assez protectrice, des RFQEau ont été calculées pour chacun des paramètres acceptables de l'ensemble de données sur la toxicité couverts par les gammes de valeurs des paramètres de chimie de l'eau valides pour les RLM. Les RFQEau ont ensuite été comparées aux valeurs de toxicité mesurées dans les conditions chimiques de l'eau étudiées. Les rapports (valeur de toxicité mesurée : RFQEau) > 1 indiquent que la RFQEau assure une protection contre la toxicité, alors que les rapports < 1 indiquent que la RFQEau est supérieure à la concentration mesurée et qu'une évaluation plus poussée peut donc être nécessaire (Figure 3). Dans la présente évaluation du caractère protecteur, on a déterminé que 98 % (668/680) des valeurs sur la toxicité acceptables étaient supérieures à la RFQEau pour les paramètres de la chimie de l'eau correspondante. Pour assurer le caractère protecteur, chacun des 12 paramètres pour lesquels le rapport est < 1 a fait l'objet d'un examen plus poussé pour s'assurer qu'aucun d'eux ne déclenche la clause de protection (CCME 2007). Les paramètres inférieurs aux RFQEau spécifiques d'un site sont ceux pour *C. dubia* (n = 2; CSEO et CMEO (reproduction)), *H. azteca* (n = 1; CSEO (biomasse)), *S. fontinalis* (n = 1; CSEO (croissance)) et *P. subcapitata* (n = 8, sept CE<sub>10</sub> (biomasse) et une CE<sub>50</sub> (biomasse)). La moyenne géométrique de tous les rapports de toutes les espèces est supérieure à 1. Par exemple, la moyenne géométrique par espèce pour *P. subcapitata* était de 5, signifiant en moyenne que la toxicité mesurée rapportée était approximativement 5 fois supérieure à la RFQEau pour la chimie de l'eau correspondante. Aucun des paramètres inférieurs à la recommandation n'était, pour une espèce en péril ni pour des effets létaux égaux ou supérieurs à un niveau de 15 % (CCME 2007). Un examen global des données disponibles suggère que la RFQEau pour l'aluminium basée sur les RLM est protectrice.

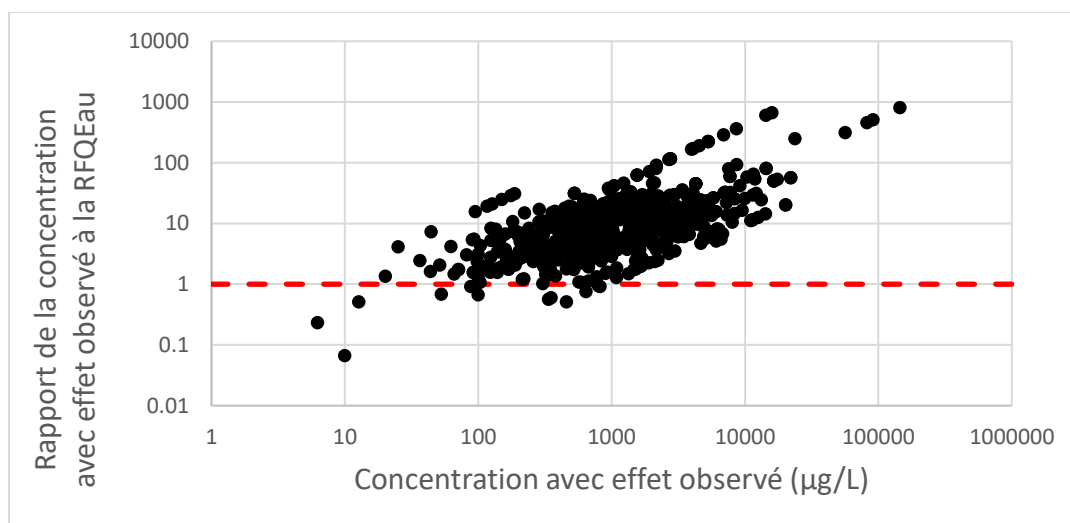


Figure 3. Rapport de la concentration avec effet observé à la RFQEau pour tous les paramètres de toxicité acceptables en fonction de la concentration avec effet observé



## Références

- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2008; [Toxicological profile for aluminum](#); [PDF] United States Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta (GA) (consulté le 28 novembre 2018). (en anglais seulement)
- Cardwell A.S., Adams W.J., Gensemer R.W., Nordheim E., Santore R.C., Ryan A.C. et Stubblefield W.A.; 2018; Chronic toxicity of aluminum, at a pH of 6, to freshwater organisms: Empirical data for the development of international regulatory standards/criteria; *Environ. Toxicol. Chem.*, 37, p. 36–48.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Publié par le ministre de la Justice, gouvernement du Canada.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2007; A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007; dans *Canadian environmental quality guidelines*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2003; [Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau](#) [PDF]; préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau du CCME.
- [CCMRE] Conseil canadien des ministres de ressources et de l'environnement; 1987; *Canadian water quality guidelines*; préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau.
- Dalgarno S.; 2018; [ssdtools : A shiny web app to analyse species sensitivity distributions](#); préparé Poisson Consulting pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. (consulté le 3 mars 2020). (en anglais seulement)
- DeForest D.K., Brix K.V., Tear L.M. et Adams W.J.; 2018; Multiple linear regression models for predicting chronic aluminum toxicity to freshwater aquatic organisms and developing water quality guidelines; *Environ. Toxicol. Chem.*, 37, p. 80-90.
- DeForest D.K., Brix K.V., Tear L., Cardwell A.S., Stubblefield E.N. et Adams W.J.; 2020; Updated aluminum multiple linear regression (MLR) models for predicting chronic aluminum toxicity to freshwater aquatic organisms and developing water quality guidelines; *Environ. Toxicol. Chem.*, 39, p. 1724-1736.
- Driscoll C.T. et Schecher W.D.; 1990; The chemistry of aluminum in the environment; *Environ. Geochem. Health*, 12, p. 28-49.
- Driscoll C.T. et Postek K.M.; 1996; The chemistry of aluminum in surface waters; dans G. Sposito éditeur, *The environmental chemistry of aluminum*, 2<sup>ème</sup> édition, Boca Raton (FL) : CRC Press, p. 363–418.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2018a; [Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme](#); Open Data.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2018b; [National Long-term Water Quality Monitoring Data](#); Genie; non publié; (consulté le 2 janvier 2019).
- Exley C., Chappell J.S. et J.D. Birchall; 1991; A mechanism for acute aluminium toxicity in fish; *J. Theor. Biol.*, 151, p. 417-428.
- Gardner M.J., Dixon E., I. Sims et Whitehouse P.; 2002; Importance of speciation in aquatic toxicity tests with aluminum; *Bul. Environ. Cont. Toxicol.*, 68, p. 195-200.
- Gensemer R.W. et Playle R.C.; 1999; The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments; *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 29, p. 315-450.
- Gensemer R., Gondek, Rodriguez J., Arbildua J., Stubblefield W., Cardwell A., Santore R., Ryan A., Adams W. et Nordheim E.; 2018; Evaluating the effects of pH, hardness, and dissolved organic carbon on the toxicity of aluminum to aquatic organisms under circumneutral conditions; *Environ. Toxicol. Chem.*, 37, p. 49–60.
- [GC] Gouvernement du Canada; 2010; [Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Sels d'aluminium](#); Environnement Canada et Santé Canada (consulté le 28 novembre 2018).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada; 2018; [Faits sur l'aluminium: Minéraux et exploitation minière](#); Ressources naturelles Canada, Ottawa (site modifié le 21 août 2018, consulté le 22 juin 2020)
- [OSU] Université d'état de l'Oregon, Laboratoire de toxicologie aquatique; 2018a; Chronic Toxicity of Aluminum to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*: Expansion of the empirical database for bioavailability modeling; préparé par le Laboratoire de toxicologie aquatique de l'OSU; Corvallis (OR, É.-U.); préparé pour Aluminum Reach Consortium, Bruxelles, Belgique.
- [OSU] Université d'état de l'Oregon, Laboratoire de toxicologie aquatique; 2018b; Short-term chronic toxicity of Aluminum to the fathead minnow, *Pimephales promelas*: Expansion of the empirical database for bioavailability modeling; préparé par le Laboratoire de toxicologie aquatique de l'OSU; Corvallis (OR, É.-U.); préparé pour Aluminum Reach Consortium, Bruxelles, Belgique.
- [OSU] Université d'état de l'Oregon, Laboratoire de toxicologie aquatique; 2018c; Short-term Chronic Toxicity of Aluminum to the Fathead minnow, *Pimephales promelas*: Validation of Aluminum Bioavailability Models; préparé par le Laboratoire de toxicologie aquatique de l'OSU; Corvallis (OR, É.-U.); préparé pour Aluminum Reach Consortium, Bruxelles, Belgique.
- [OSU] Université d'état de l'Oregon, Laboratoire de toxicologie aquatique; 2018d; Chronic toxicity of aluminum to the great pond snail, *Lymnaea stagnalis*: Validation of aluminum bioavailability models; préparé par le Laboratoire de toxicologie aquatique de l'OSU; Corvallis (OR, É.-U.); préparé pour Aluminum Reach Consortium, Bruxelles, Belgique.
- [OSU] Université d'état de l'Oregon, Laboratoire de toxicologie aquatique; 2018e; Chronic toxicity of aluminum to the rotifer, *Brachionus calyciflorus*: Validation of aluminum bioavailability models; préparé par le Laboratoire de toxicologie aquatique de l'OSU; Corvallis (OR, É.-U.); préparé pour Aluminum Reach Consortium, Bruxelles, Belgique.

- Pettersson A., Kunst L., Bergman B. et Roomans G.M.; 1985; Accumulation of aluminium by *Anabena cylindrica* into polyphosphate granules and cell walls: an X-ray energy-dispersive microanalysis study; J. Gen. Microbiol., 131, p. 2545-2548.
- Pettersson A., Hallbom L. et Bergman B.; 1988; Aluminum effects on uptake and metabolism of phosphorus by the cyanobacterium *Anabaena cylindrica*; Plant Physiol., 86, p. 112-116.
- Ryan A.C., Santore R.C., Tobiasson S., WoldeGabriel G. et Groffman A.R.; 2019; Total recoverable aluminum: not totally relevant for water quality standards; Integr. Environ. Asses., 15, p. 974-987.
- Rodriguez P. H., Arbildua J., Villavicencio G., Urrestarazu P., Opazo M., Cardwell S.A., Stubblefield W., Nordheim E. et Adams W.; 2019; Determination of Bioavailable Aluminum in Natural Waters in the Presence of Suspended Solids; Environ. Toxicol. Chem., 38, p. 1668-1681.
- Santore R.C., Ryan A.C., Kroglund F., Rodriguez P., Stubblefield W.A., Cardwell A.S., Adams W.J. et Nordheim E.; 2018; Development and application of a biotic ligand model for predicting the chronic toxicity of dissolved and precipitated aluminum to aquatic organisms; Environ. Toxicol. Chem., 37, p. 70-79.
- Schwarz C.J. et Tillmanns A.R.; 2019; [Improving statistical methods to derive species sensitivity distributions](#); Water Science Series, WSS2019-07, Province de la Colombie-Briannique, Victoria. (en anglais seulement)
- Teien H.C., Standring W.J.F. et Salbu B.; 2006; Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills; Sci. Total. Environ., 364, p. 149-164.
- Thorley J. et Schwarz C.; 2018; [sdsdtools: Species Sensitivity Distributions](#), R package, version 0.0.1. (en anglais seulement)
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2007; Aquatic life ambient freshwater quality criteria - copper, 2007 Revision; EPA-822-R-07-001; Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, DC.
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2015; Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP), version 1.30a; Mid-Continent Ecology Division, 6201 Congdon Blvd., Duluth, MN 55804.
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2018; [Final Aquatic Life Criteria for Aluminum in Freshwater](#) (consulté le 16 janvier 2019). (en anglais seulement)
- Wilson R.W.; 2012; Chapter 2: Aluminum; dans Wood C.M, Farrell A.P. et Brauner C.J. éditeurs, Homeostasis and toxicology of non-essential metals: Volume 31B; Elsevier Inc.
- 

### Liste des acronymes et des abréviations

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry  
CIA – critère d'information d'Akaike  
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement  
CCMRE – Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement  
CE – concentration avec effet  
CMEO – concentration minimale avec effet observé  
COD – carbone organique dissous  
DSE – distribution de la sensibilité des espèces  
ECCC – Environnement et Changement climatique Canada  
EPA – Environmental Protection Agency des États-Unis GC – gouvernement du Canada  
FMT – facteur modifiant la toxicité  
CD<sub>5</sub> – concentration dangereuse au 5<sup>e</sup> centile  
LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement  
LIC – limite inférieure de confiance  
LSC – limite supérieure de confiance  
MLB – modèle de ligand biotique  
N° CAS – numéro de registre du Chemical Abstracts Service  
PART – programme d'analyse de la relation à la toxicité  
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques  
RFQE – recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement  
RFQEau – recommandation fédérale pour la qualité de l'eau  
RLM – régression linéaire multiple  
RNCAN – Ressources naturelles Canada