



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

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

*Fer*

**Environnement et Changement climatique Canada**

**Mai 2024**

## Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent la qualité acceptable de l'environnement ambiant. Elles sont uniquement fondées sur les effets ou risques toxicologiques de substances ou de groupes de substances précis. Les RFQE ont trois principales fonctions : 1) outil de prévention de la pollution en proposant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement, 2) aide à l'évaluation de l'importance des concentrations de substances chimiques présentes actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, des sols et des tissus biologiques) et 3) mesures de rendement pour déterminer l'efficacité des activités de gestion des risques. Le recours aux RFQE est volontaire, sauf s'il est requis par un permis ou tout autre outil réglementaire. Ainsi, les RFQE, puisqu'elles s'appliquent au milieu ambiant, ne sont pas des limites d'effluents à ne pas dépasser, mais peuvent aider à déterminer ces limites. L'élaboration des RFQE relève du ministre de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE] (Canada 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE en appui à l'évaluation ou à la gestion des risques des substances chimiques d'intérêt prioritaire, recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Lorsque les données le permettent, les RFQE sont établies conformément aux protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les RFQE sont élaborées lorsqu'il existe un besoin de recommandations à l'échelle fédérale (p. ex. en soutien à des activités de surveillance et de gestion des risques à l'échelle fédérale), mais que les recommandations du CCME concernant une substance n'ont pas encore été élaborées ou que leur mise à jour n'est pas raisonnablement prévue dans un avenir proche. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la page [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement \(RFQE\)](#).

La présente fiche d'information décrit les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (RCQE-PVA) contre les effets néfastes du fer (Fe) dans les eaux douces et est fondée sur le fer total (tableau 1). Une approche de régression linéaire multiple (RLM) a été suivie pour incorporer des facteurs modifiant la toxicité (FMT) aux recommandations. Les RCQE visant le fer ont été calculées en suivant les méthodes du CCME, et elles satisfont aux exigences minimales sur les données du CCME pour une approche statistique de type A (CCME, 2007). Il n'y a aucune RCQE préexistante visant le fer, mais il existe une recommandation du CCME qui date de 1987 (CCMRE, 1987). La recommandation de 1987 du CCME n'a été ajustée pour aucun des paramètres de chimie de l'eau et a été élaborée avant la révision du protocole du CCME (2007). L'élaboration des présentes RCQE visant le fer est fondée sur la collecte et l'évaluation des données de toxicité relevées jusqu'en janvier 2023. Pour le moment, aucune RFQE n'a été élaborée pour les tissus biologiques, les sédiments, les sols ou l'eau de mer.

Tableau 1. Recommandation canadienne pour la qualité des eaux (RCQE) visant le fer total ( $\mu\text{g/L}$ ).

Vie aquatique	Recommandation ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>a</sup>
Eau douce	110

<sup>a</sup> La RCQE dans le tableau 1 vise les eaux ayant une concentration en carbone organique dissous (COD) de 0,5 mg/L et un pH de 7,5. Les RCQE pour d'autres valeurs de COD et de pH peuvent être trouvées à l'aide du tableau de correspondances et/ou du calculateur de RCQE visant le fer (annexe). Le tableau de correspondances et le calculateur de RCQE sont valides pour des valeurs entre 0,3 et 10,9 mg/L de COD et entre 6 et 8,5 de pH.

## Description de la substance

Le fer (Fe) est un élément (n° de CAS : 7439-89-6) présent naturellement dans l'environnement. Il est le quatrième élément en importance de la croûte terrestre. Les minéraux de fer sont des roches et des minéraux dont on peut extraire le fer métallique, Fe, lorsqu'on les chauffe en présence d'un agent réducteur comme le coke (RNCan, 2012). Ces minéraux sont normalement riches en oxydes et en carbonates. Le fer est un métal de transition, sa masse volumique est de 7,87 g/cm<sup>3</sup> et sa masse moléculaire de 55,9 g/mol. On le trouve dans

de nombreux minéraux, les plus importants étant la magnétite, l'hématite, la goethite, la pyrrhotite, la sidérite, l'ilménite et la pyrite. Il est souvent un constituant important des sols (notamment des argiles) et se retrouve dans les cours d'eau en raison de l'écoulement naturel, de l'érosion des sols argileux ou d'autres sources géologiques. Le fer est essentiel à toute forme de vie. Il joue un rôle majeur dans les processus métaboliques, mais peut être toxique à de fortes concentrations (Vuori, 1995; Crichton *et al.*, 2002). Dans les eaux de surface, sa forme chimique est complexe, et il peut être présent sous sa forme ferreuse, Fe(II), ou ferrique, Fe(III). Le Fe(II) est la principale forme rencontrée dans des conditions de réduction, tandis que le Fe(III) est la forme dominante en conditions d'oxydation. Puisque le Fe(II) s'oxyde rapidement en Fe(III) dans la plupart des conditions, notamment lors d'essais de toxicité, et que la forme oxydée prédomine dans la majorité des plans d'eau (UKTAG, 2012), les présentes RCQE visent le Fe(III). Les RCQE s'appliquent au fer total, plutôt qu'à la fraction dissoute, car les précipités de fer peuvent causer une toxicité par des effets physiques (Sykora *et al.*, 1972), et c'est la fraction totale qui présente une meilleure corrélation avec la toxicité (CIMM, 2010a,b; 2011; OSU, 2013).

## Utilisations

Le Canada était le septième plus grand producteur de minerai de fer au monde en 2021 (RNCan, 2023). Les principaux producteurs de minerai de fer au pays sont au Québec, à Terre-Neuve-et-Labrador et au Nunavut. De 2012 à 2021, la production canadienne de minerai de fer se situait entre 32 et 58 millions de tonnes (Mt) par année (RNCan, 2023). Le Canada a exporté 53,8 Mt et importé 8 Mt de minerai de fer en 2021, comparativement à 55,1 Mt et 7,1 Mt en 2020, respectivement. Environ 98 % du minerai de fer extrait sert à la production d'acier, un matériau important pour la plupart des industries des secteurs de la fabrication, du transport et de la construction (Bury *et al.*, 2012). Les 2 % restants sont utilisés à diverses autres fins, comme la poudre de fer pour certains types d'acier, de pièces automobiles et de catalyseurs; le fer radioactif en médecine; et le bleu de Prusse dans les peintures, les encres, les cosmétiques et les plastiques (RNCan, 2023).

Les activités minières sont une source anthropique fréquente de fer dans les eaux de surface (BCMOE, 2008). De plus, l'oxydation de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), souvent présente dans les filons de charbon et exposée à la météorisation et à l'action bactérienne lors d'activités minières, entraîne la production d'acide sulfurique et le rejet d'ions ferreux ( $\text{Fe}^{[II]}$ ) solubles (Smith *et al.*, 1973; BCMOE, 2008).

## Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Dans l'environnement, le fer existe dans deux états d'oxydation : le Fe(II) ou le Fe(III). La forme réduite, le  $\text{Fe}^{[II]}$ , est présente dans les milieux peu oxydants (p. ex. eaux souterraines, eaux interstitielles sédimentaires et cours d'eau acides), et sa solubilité est relativement élevée. Dans les milieux aqueux oxiques, le Fe(II) est rapidement oxydé en Fe(III), ce qui produit des oxydes et des hydroxydes peu solubles (Stumm et Morgan, 1996; Bury *et al.*, 2012). Les proportions relatives d'ions Fe(III) quasi insolubles et d'ions Fe(II) biodisponibles et bioactifs dans les eaux de surface dépendent d'une grande variété de facteurs, dont le pH, l'oxygène dissous, le carbone organique dissous (COD), la présence d'acide humique et d'autres acides organiques, l'exposition au soleil et la concentration de chlorure (BCMOE, 2008). Il a été démontré, lors d'études en laboratoire, que le Fe(II) a peu d'effets sur le biote comparativement aux précipités de Fe(III) et qu'il est difficile, dans le cadre d'études sur le terrain, de distinguer les effets des deux types de fer (Rousch *et al.*, 1997).

La vitesse d'oxydation du Fe(II) dans l'eau est plus élevée dans les eaux bien oxygénées à pH neutre (Bury *et al.*, 2012). Dans un milieu alcalin ( $\text{pH} \geq 8$ ) et saturé en oxygène, l'oxydation du fer est rapide et ne varie pas avec la hausse du pH. Dans ces conditions, la demi-vie du Fe(II) est de l'ordre de quelques secondes (Bury *et al.*, 2012). Dans les eaux légèrement acides ( $\text{pH} = 6$ ) et saturées en oxygène, la vitesse d'oxydation du Fe(II) à une concentration de 100 mg/L est d'environ deux heures à 25 °C (Morgan et Lahav, 2007). Ainsi, dans des conditions oxiques et dans la plage de pH observés en eaux naturelles ( $6 < \text{pH} < 9$ ), le Fe(II) devrait avoir une demi-vie brève, de quelques secondes à quelques heures.

Lorsque le fer est libéré dans les plans d'eau naturels sous forme de sulfate ( $\text{FeSO}_4$ ) ou de pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), il s'oxyde en  $\text{Fe(OH)}_3$ . Cet hydroxyde de fer peut se précipiter et former une pellicule visqueuse brun-jaune sur

les sédiments de fond (Smith et Sykora, 1976), ce qui réduit la pénétration de la lumière et inhibe la croissance des algues, diminuant globalement la production de l'écosystème (Maltby *et al.*, 1987). Smith et Sykora (1976) ont signalé la mortalité d'œufs de truite et de saumon recouverts de particules de fer. Le précipité d'hydroxyde peut aussi boucher les branchies des poissons et des invertébrés benthiques, provoquant leur mort par suffocation (Loeffelman, 1985) et nuisant même à la respiration à l'intérieur des œufs de poisson (OME, 1979).

La matière organique peut limiter l'état d'oxydation et la taille des particules contenant du Fe présentes dans l'eau. La diminution du ratio Fe:carbone organique réduit l'oxydation du Fe(II), ce qui pourrait permettre à la charge en fer présente dans les eaux naturelles de rester sous sa forme réduite, même dans les eaux bien oxygénées (Gaffney *et al.*, 2008). Le Fe(II) et le Fe(III) se distinguent par leurs affinités de liaison aux acides humiques et fulviques (UKTAG, 2012). Le Fe(III) se lie aux acides fulviques et humiques en eau douce, et les complexes Fe(III)-matière organique dissoute (MOD) ainsi créés sont importants pour le maintien de la solubilité du fer (Tipping *et al.*, 2002). La proportion de Fe présent sous cette forme varie selon le pH et la température. Ainsi, le ratio Fe(III):MOD diminue quand le pH augmente (Lofts *et al.*, 2008). Le Fe(III) présent dans un complexe comprenant des matières organiques peut être photoréduit par la lumière UV à l'état de Fe(II) soluble, ce qui peut provoquer d'importantes fluctuations diurnes aux plans de la spéciation et de la concentration du fer (BCMOE, 2008).

### Concentrations ambiantes

La concentration de fer dans l'eau douce peut être de l'ordre de quelques mg/L, comme dans les rivières qui traversent des sols riches en sulfures, reçoivent des eaux de drainage minier acide ou sont exposées à diverses sources anthropiques (Myllonen *et al.*, 1997; Winterbourn *et al.*, 2000; Linton *et al.*, 2007). Les données de surveillance d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et du Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP, programme régional de surveillance du milieu aquatique) de l'Alberta, les données ouvertes de l'Ontario du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (ruisseau) et les données du ministère de l'Intendance des terres, de l'eau et des ressources de la Colombie-Britannique sur les concentrations totales de fer dans les eaux de surface sont résumées dans le tableau 2. Les concentrations de fer total varient entre < 0,5 et 89 200 µg/L, et les concentrations moyennes et médianes varient entre 21 et 1 888 µg/L et entre 5 et 6 889 µg/L, respectivement.

Tableau 2. Concentrations de fer total dans les eaux de surface au Canada.

Emplacement	Années d'échantillonnage	Conc. moy. (µg/L)	Conc. médiane (µg/L)	Conc. minimale (µg/L)	Conc. maximale (µg/L)
Lac Érié	2004-2014	185	32	0,5	2 400
Lac Huron	2004-2014	35	565	< 0,5	424
Lac Ontario	2005-2013	45	5	< 0,5	2 090
Lac Supérieur	2005-2013	21	6	< 0,5	229
Voies interlacustres des Grands Lacs	2003-2014	364	56	< 1,4	8 470
Saint-Laurent	2007-2014	632	452	0,03	12 200
Terre-Neuve	2003-2013	354	212	3	15 200
Nouveau-Brunswick	2011-2013	113	85	20	350
Nouvelle-Écosse	2011-2013	311	250	20	1 860
Ontario (ruisseaux)	2021	250	158	6	4 470
Manitoba	2003-2014	1 888	6 889	3,8	24 200
Saskatchewan	2003-2014	1 005	506	< 0,5	41 700

Région de l'Athabasca	1997-2015	1 653	973	4	46 500
Alberta	2003-2015	1 063	145	4,8	57 100
Colombie-Britannique	2000-2023	542	123	0,7	30 100
Territoires du Nord-Ouest	2003-2014	1 870	224	< 0,5	89 200

### Mode d'action

Les concentrations dissoutes de métaux sont généralement considérées comme les données les plus pertinentes pour déterminer les effets sur l'environnement. Toutefois, elles ne constituent peut-être pas la seule cause de toxicité due au fer. Si le mode d'action du fer n'est pas seulement lié à sa toxicité chimique, l'utilisation d'autres types de concentrations de fer pourrait être nécessaire. Les concentrations de fer total ou de particules de fer ont habituellement une incidence sur l'environnement, notamment des effets physiques comme l'étouffement. Le fer peut avoir des effets néfastes sur les macroinvertébrés en modifiant la structure et la qualité de leur habitat et en restreignant leur accès à la nourriture (Linton *et al.*, 2007). La précipitation d'hydroxyde ferrique sur le fond des cours d'eau ou des lacs peut réduire la pénétration de la lumière et diminuer la productivité des plantes, limitant ainsi les sources de nourriture pour les poissons (Sykora *et al.*, 1972). La toxicité du fer pour les espèces d'algues peut être attribuée à l'élimination d'éléments nutritifs essentiels, p. ex. le phosphate (Arbildua *et al.*, 2017).

La précipitation d'oxyde de fer dans les eaux bien oxygénées au pH à peu près neutre qui reçoivent des eaux de drainage minier acide et un apport naturellement élevé en fer peut bloquer les branchies des poissons et entraîner leur étouffement (Bury *et al.*, 2012). Dans des cours d'eau non exposés aux eaux minières acides, la toxicité pour le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) a été associée à une accumulation accrue de fer dans les branchies, une perturbation respiratoire, une interférence dans les échanges gazeux, une fusion des lamelles branchiales, une séparation de la couche épithéliale externe ou une nécrose de l'épithélium lamellaire (Peuranen *et al.*, 1994; Dalzell et MacFarlane, 1999; Teien *et al.*, 2008). La présence de fer a été décelée seulement sur l'épithélium des branchies et non dans celles-ci, ce qui indique que la toxicité a été limitée par une action à la surface des branchies (Peuranen *et al.*, 1994). On a démontré que de fortes concentrations en fer pendant la fécondation provoquent le durcissement des œufs de poisson, un facteur qui peut toucher particulièrement les salmonidés qui fraient dans des eaux d'amont dont la teneur en fer est potentiellement très élevée (Bury *et al.*, 2012). Le fer peut également contribuer à la production de radicaux libres et entraîner des dommages oxydatifs (Bury *et al.*, 2012).

La précipitation d'hydroxyde ferrique peut aussi avoir des répercussions à différentes étapes du cycle vital des poissons. Le taux d'éclosion des œufs de tête-de-boule (*Pimephales promelas*) est plus bas à de faibles concentrations en fer (~1,5 mg/L) qu'à des concentrations plus élevées (Smith *et al.*, 1973). Les petites particules peuvent plus facilement obstruer les pores du chorion de l'œuf, ce qui limite la diffusion de l'oxygène dissous et augmente le taux de mortalité. Toutefois, une concentration élevée en fer (jusqu'à 52,9 mg/L) peut réduire la visibilité dans l'eau et modifier la perception de la nourriture par les alevins et les poissons juvéniles, entraînant un stress prolongé et un ralentissement de leur croissance (Smith *et al.*, 1973).

### Toxicité en milieu aquatique

Les études sur la toxicité chronique du fer en eau douce ont été recensées et évaluées en fonction de la qualité des données, conformément au protocole de 2007 du CCME. Comme le fer a une faible solubilité et qu'il est facilement absorbé ou adsorbé par les surfaces, seules les études sur la toxicité du fer qui ont mesuré les concentrations de fer total lors de tests de toxicité ont été retenues. Contrairement à d'autres métaux divalents, dans le cas du fer, c'est la fraction totale qui présente une meilleure corrélation avec la toxicité (CIMM, 2010a,b; CIMM, 2011; OSU, 2013). Cela donne à penser qu'il existe des espèces de fer non dissous qui sont biodisponibles pour les organismes d'essai ou que la toxicité s'exerce par des mécanismes autres que la toxicité chimique, par exemple des effets physiques. Une hypothèse sous-jacente lors de la sélection des

données de toxicité était que les recommandations visant le fer formulées dans le présent document permettraient également de protéger les organismes contre les effets physiques, comme l'étouffement.

Des données acceptables sur la toxicité chronique du fer étaient disponibles pour 27 espèces (ECCC, 2024). L'ensemble de données acceptable comprend les paramètres des essais de toxicité en laboratoire et des essais en mésocosme. Les paramètres sélectionnés pour l'élaboration des recommandations sont examinés plus en détail à la section « Élaboration de la recommandation fédérale pour la qualité des eaux » et sont présentés dans le tableau 4.

### Facteurs modifiant la toxicité

Si on tient compte de l'ensemble de données acceptables sur la toxicité, plusieurs études de la toxicité chronique portaient sur l'incidence qu'ont les variations du COD, du pH et de la dureté sur la biodisponibilité et, par conséquent, sur la toxicité du fer. Une algue (*Raphidocelis subcapitata*, autrefois nommée *Pseudokirchneriella subcapitata*), un invertébré (*Ceriodaphnia dubia*) et un poisson (*Pimephales promelas*) figuraient parmi les espèces à l'étude (Cardwell *et al.*, 2023). Les données sur la toxicité chronique du fer (ajoutées sous Fe[III]) pour ces espèces ont été utilisées par Brix *et al.* (2023) pour évaluer les facteurs modifiant la toxicité (FMT) et élaborer des modèles de régression linéaire multiple (RLM) pour le fer. Ces modèles de RLM ont été intégrés à l'élaboration des RCQE visant le fer afin d'ajuster ces recommandations en fonction des propriétés chimiques de l'eau propres aux sites.

Les détails sur l'élaboration des modèles de RLM pour prédire la toxicité du fer sont fournis dans Brix *et al.* (2023). Brièvement, le COD, la dureté de l'eau et le pH ont été examinés comme FMT chez trois organismes aquatiques (*R. subcapitata*, *C. dubia* et *P. promelas*) représentant trois taxons. Des analyses de RLM par étapes ont été réalisées pour évaluer si la toxicité chronique du fer pour ces trois espèces pouvait être modélisée comme une fonction linéaire du COD, de la dureté et du pH (Brix *et al.*, 2023). Les résultats des analyses de RLM utilisant des concentrations entraînant un effet sur 10 % de la population (CE<sub>10</sub>) sont présentés dans le tableau 3. En résumé, le COD était une variable importante dans les modèles de RLM pour le *R. subcapitata*, le *C. dubia* et le *P. promelas*, tandis que le pH était déterminant dans les modèles du *R. subcapitata* et du *P. promelas*, mais pas dans le modèle du *C. dubia*. La dureté ne s'est pas révélée être une variable statistiquement significative dans les modèles évalués pour l'une ou l'autre des trois espèces. L'évaluation des modèles de RLM (p. ex. R<sup>2</sup> ajusté, R<sup>2</sup> prédict, courbes observées par opp. aux courbes prédictes, analyse résiduelle) et leur validation (validation croisée pour évaluer leur rendement) sont décrites dans Brix *et al.* (2023). Un modèle de RLM regroupées n'était pas possible en raison de différences entre les espèces dans les modèles de RLM (Brix *et al.*, 2023). Par conséquent, aux fins de l'élaboration des RCQE, on a supposé que les modèles propres à chaque espèce étaient représentatifs des trois taxons, et ces modèles ont été appliqués en conséquence pour la normalisation de l'ensemble de données sur la toxicité du fer (c.-à-d. que le modèle du *R. subcapitata* a été appliqué aux données sur les algues, le modèle du *C. dubia* a été appliqué aux données sur les invertébrés et le modèle du *P. promelas* a été appliqué aux données sur les poissons et les amphibiens).

Tableau 3. Résultats sommaires des analyses de régression linéaire multiple (adapté d'après Brix *et al.*, 2023).

Espèce	<i>n</i>	R <sup>2</sup> ajust.	R <sup>2</sup> prédict	COD	pH	Dureté	Point d'intersection
<i>R. subcapitata</i>	25	0,87	0,84	0,744	0,332	—	5,435
<i>C. dubia</i>	27	0,74	0,71	0,600	—	—	7,577
<i>P. promelas</i>	18	0,84	0,81	1,102	0,787	—	2,176

Remarques : ajust. = ajusté; COD = carbone organique dissous.

**Élaboration de la recommandation fédérale pour la qualité des eaux**

Les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) visant le fer portent sur l'exposition chronique et indiquent la concentration de fer total dans l'eau permettant d'assurer la protection de toutes les formes de vie aquatique pendant une période d'exposition indéfinie. Les concentrations entraînant un effet chronique selon l'ensemble de données acceptables sur la toxicité du fer ont été normalisées en fonction de valeurs constantes de COD et de pH. Des équations propres à l'espèce utilisant les pentes des RLM pour le *R. subcapitata*, le *C. dubia* et le *P. promelas* (tableau 3) ont été utilisées afin de normaliser les concentrations effectives (entraînant un effet) pour les algues, les invertébrés, et les poissons et les amphibiens, respectivement, et sont indiquées ci-dessous :

**Équation pour le *R. subcapitata* :**

$$\text{CE normalisée} = \text{EXP}(\ln(\text{CEmes}) - 0,744 * (\ln(\text{CODmes}) - \ln(\text{CODcible})) - 0,332 * (\text{pHmes} - \text{pHcible}))$$

**Équation pour le *C. dubia* :**

$$\text{CE normalisée} = \text{EXP}(\ln(\text{CEmes}) - 0,6 * (\ln(\text{CODmes}) - \ln(\text{CODcible})))$$

**Équation pour le *P. promelas* :**

$$\text{CE normalisée} = \text{EXP}(\ln(\text{CEmes}) - 1,102 * (\ln(\text{CODmes}) - \ln(\text{CODcible})) - 0,787 * (\text{pHmes} - \text{pHcible}))$$

Où COD = carbone organique dissous; CE = concentration effective; mes = variable mesurée tirée de l'étude initiale; cible = niveau auquel la variable est normalisée.

La sélection des points de données pour l'élaboration de la recommandation a été effectuée conformément au protocole du CCME (2007), et le paramètre le plus sensible et privilégié (ou moyenne géométrique) a été retenu pour chaque espèce. Une moyenne géométrique a été calculée quand plusieurs paramètres comparables étaient disponibles pour les mêmes espèces, effets, stades vitaux et durées d'exposition (ECCC, 2024). Au total, des données étaient disponibles pour 27 espèces (cinq poissons, 20 invertébrés, un amphibien et une algue) et ont été utilisées dans l'élaboration des RCQE visant le fer (tableau 4). L'ensemble de données respectait les exigences minimales en matière de données du CCME (2007) pour l'élaboration d'une recommandation fondée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (c.-à-d. une recommandation de type A<sup>1</sup>). Une recommandation de type A est une approche statistique basée sur des DSE comprenant principalement des données « sans effet » pour calculer les concentrations dangereuses au 5<sup>e</sup> centile (CD<sub>5</sub>), qui ensuite deviennent la recommandation finale (CCME, 2007).

---

<sup>1</sup> Le CCME (2007) prévoit deux approches pour élaborer les recommandations pour la qualité des eaux, selon la disponibilité et la qualité des données. L'approche préconisée est le recours à la distribution statistique de toutes les données acceptables pour élaborer des recommandations de type A. La deuxième approche est fondée sur l'extrapolation du plus bas indicateur de résultat de toxicité acceptable pour élaborer des recommandations de type B. Pour plus d'information sur les exigences minimales relatives aux données du CCME pour élaborer des recommandations, veuillez consulter la référence du CCME (2007).

Tableau 4. Données sur la toxicité chronique en eau douce utilisées dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) visant le fer. Les concentrations effectives normalisées sont établies pour une chimie de l'eau de référence ( $\text{pH} = 7,5$  et  $\text{COD} = 0,5 \text{ mg/L}$ ) à l'aide de modèles de régression linéaire multiple (RLM) propres aux espèces.

Nom scientifique	Nom commun	Groupe	Paramètre toxicologique	Concentration effective ( $\mu\text{g/L}$ )	Concentration effective normalisée ( $\mu\text{g/L}$ )	Référence
<i>Tanytarsini</i>	Moucheron	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	234	89,1	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Epeorus</i> sp.	Éphémère	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	335	127,5	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Micrasema</i> sp.	Phrygane	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	356	135,5	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Prosopium williamsoni</i>	Ménomini des montagnes	Poissons	CE10 après 78 jrs (biomasse)	868	199,3	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lombric aquatique	Invertébrés	CE10 après 35 jrs (nombre d'organismes)	470	211,0	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Heterlimnius</i> sp.	Coléoptère	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	747	284,4	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Orthocladiinae</i>	Moucheron	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	776	295,4	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Cinygnula</i> sp.	Éphémère	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	930	354,1	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Prostoia</i> sp.	Plécoptère	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	1 176	447,7	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	Poissons	CE10 après 60 jrs (survie)	3 035	595,8	Smith et Sykora, 1976
<i>Taenionema</i> sp.	Plécoptère	Invertébrés	CE20 après 10 jrs (abondance)	1 626	619,1	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Bufo boreas</i>	Crapaud de l'Ouest (tétrards)	Amphibiens	CE10 après 35 jrs (biomasse)	2 607	820,2	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Capnia</i> sp.	Plécoptère	Invertébrés	CE10 après 10 jrs (abondance)	2 200	837,6	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Daphnia pulex</i>	Cladocère	Invertébrés	CE10 après 21 jrs (reproduction)	852	852,0	Birge <i>et al.</i> , 1985
<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	Poissons	CSEO après 79 jrs (éclosion, survie, poids)	$\geq 5\ 146$	1 181,8	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocère	Invertébrés	CE10 après 7 jrs (taux moyen de reproduction)	Moyenne géométrique ( $n = 27$ )	1 288,5	Cardwell <i>et al.</i> , 2023
<i>Baetis</i> sp.	Éphémère	Invertébrés	CE10 après 10 jrs (abondance)	3 905	1 486,8	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	Poissons	CE10 après 7 jrs (biomasse moyenne)	Moyenne géométrique ( $n = 18$ )	1 502,4	Cardwell <i>et al.</i> , 2023
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algue verte	Plantes/algues	CE10 après 72 h (taux de croissance moyen)	Moyenne géométrique ( $n = 25$ )	1 649,9	Cardwell <i>et al.</i> , 2023
<i>Brachycentrus</i> sp.	Phrygane	Invertébrés	CE10 après 10 jrs (abondance)	5 698	2 169,4	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	Poissons	CSEO après >90 jrs (éclosion, survie, croissance)	$\geq 12\ 000$	2 355,7	Smith et Sykora, 1976
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	Invertébrés	CE16 après 21 jrs (reproduction)	4 380	2 729,1	Biesinger et Christensen, 1972
<i>Hexagenia limbata</i>	Éphémère	Invertébrés	CSEO après 30 jrs (survie, poids)	$\geq 7\ 863$	3 529,5	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a

Nom scientifique	Nom commun	Groupe	Paramètre toxicologique	Concentration effective (µg/L)	Concentration effective normalisée (µg/L)	Référence
<i>Ephemerella</i> sp.	Éphémère	Invertébrés	CSEO après 10 jrs (abondance)	≥ 14 073	5 358,0	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Rhithrogena</i> sp.	Éphémère	Invertébrés	CSEO après 10 jrs (abondance)	≥ 14 073	5 358,0	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a
<i>Sweltsa</i> sp.	Plécoptère	Invertébrés	CSEO après 10 jrs (abondance)	≥ 14 100	5 368,3	Cadmus <i>et al.</i> , 2018b
<i>Dugesia dorotocephala</i>	Planaire	Invertébrés	CSEO après 30 jrs (réaction de la pop.)	≥ 40 134	18 015,3	Cadmus <i>et al.</i> , 2018a

Remarques : CEx = concentration entraînant un effet chez x % des organismes d'essai; CSEO = concentration sans effet observé.

L'ensemble R (R, version 4.3.1) de « ssdtools » (ssdtools, version 1.0.2) ainsi que l'application « Shiny App » correspondante (shinysdtools, version 0.1.1) ont servi à créer les DSE (Dalgarno, 2018; Thorley et Schwarz, 2018). Grâce à cet ensemble, il est possible d'ajuster les données au moyen de plusieurs fonctions de distribution cumulatives (FDC), en utilisant l'estimation de probabilité maximale (EPM) comme méthode de régression. La méthode de calcul de la moyenne des modèles a été examinée pour l'ensemble de données sur le fer, mais la distribution résultante des valeurs de CD<sub>5</sub> sur tout l'éventail de combinaisons de chimie de l'eau ne reflétait pas la compréhension générale de la spéciation et de la toxicité du fer. En particulier, la tendance des valeurs de CD<sub>5</sub> à mesure que le pH augmente était largement incompatible avec les modèles propres aux espèces. Par conséquent, le modèle ayant la pondération la plus élevée pour la plupart des conditions de chimie de l'eau (distribution log-normale) a été utilisé pour l'ajustement des DSE.

La DSE et les statistiques sommaires connexes pour l'eau (COD de 0,5 mg/L et pH de 7,5) sont présentées à la figure 1 et au tableau 5, respectivement.

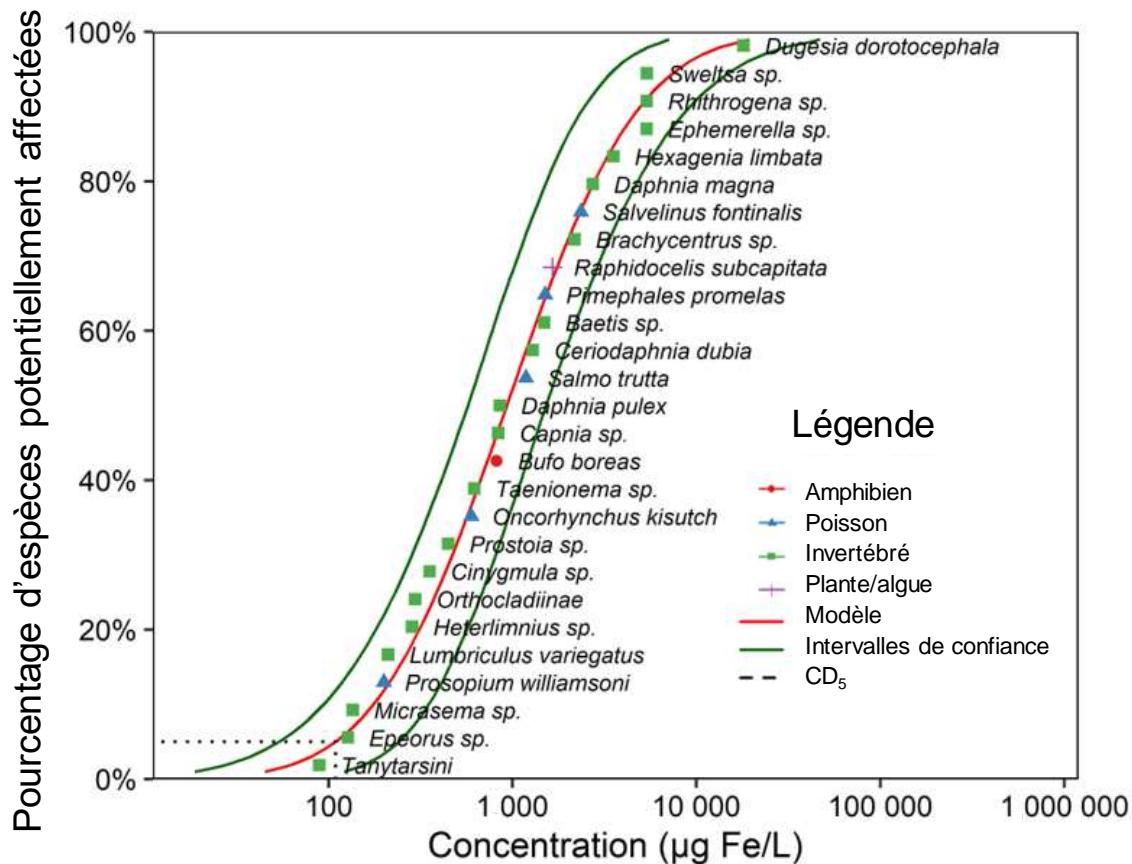


Figure 1 : Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du fer avec une concentration de carbone organique dissous (COD) de 0,5 mg/L et un pH de 7,5 dans l'eau. La concentration dangereuse au 5<sup>e</sup> centile (CD<sub>5</sub>) est de 110 µg Fe/L.

Tableau 5. Statistiques sommaires des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) pour une eau présentant une concentration de carbone organique dissous (COD) de 0,5 mg/L et un pH de 7,5.

Distribution	AICc	CD <sub>5</sub> prédictive (µg/L)	LCI à 95 % (µg/L)	LCS à 95 % (µg/L)
Log-normale	-64,6	110	54,8	247

Remarques : AICc = critère d'information d'Akaike corrigé pour les échantillons de petite taille; CD<sub>5</sub> = concentration dangereuse au 5<sup>e</sup> centile; LCI = limite de confiance inférieure; LCS = limite de confiance supérieure.

La valeur CD<sub>5</sub> de la DSE représente la RCQE pour cette combinaison particulière de COD et de pH. Plus de 300 DSE ont été appliquées à un éventail de combinaisons de chimie de l'eau à l'intérieur des limites des modèles de l'équation de RLM, et les valeurs de CD<sub>5</sub> à ces diverses concentrations de COD et divers pH ont été intégrées dans un tableau de correspondances final pour la recommandation (tableau 6). Les utilisateurs peuvent trouver la recommandation pour la chimie de l'eau de leur site particulier à l'aide du tableau de correspondances ou du calculateur de CD<sub>5</sub> (annexe).

Tableau 6. Tableau de correspondances des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) visant le fer total (µg Fe/L) en vue de la protection de la vie aquatique à diverses valeurs de carbone organique dissous (COD) et de pH.

COD (mg/L)	pH 5,5	pH 5,7	pH 5,9	pH 6,0	pH 6,1	pH 6,3	pH 6,5	pH 6,7	pH 6,9	pH 7,1	pH 7,3	pH 7,5	pH 7,7	pH 7,9	pH 8,1	pH 8,3	pH 8,5
0,1	13	15	16	17	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	41
0,3	37	40	44	46	48	51	55	59	64	67	71	75	78	82	85	87	89
0,5	57	63	68	71	73	79	84	90	95	100	110	110	110	120	120	120	120
1	100	110	120	130	130	140	150	150	160	170	170	180	180	190	190	190	190
1,5	150	160	170	170	180	190	200	210	220	220	230	230	240	240	240	240	240
2	190	200	210	220	220	230	250	260	260	270	280	280	290	290	290	290	290
2,5	220	240	250	260	260	280	290	300	310	320	320	330	330	330	330	330	330
3	260	270	290	300	300	320	330	340	350	360	360	370	370	370	370	370	360
3,5	290	310	320	330	340	350	370	380	390	400	400	400	410	410	400	400	400
4	320	340	360	370	370	390	400	410	420	430	440	440	440	440	440	430	430
4,5	350	370	390	400	410	420	440	450	460	460	470	470	470	470	470	460	460
5	380	400	420	430	440	460	470	480	490	500	500	500	500	500	500	490	480
5,5	410	430	450	460	470	490	500	510	520	530	530	530	530	530	520	520	510
6	440	460	480	490	500	520	530	540	550	560	560	560	560	550	540	530	530
6,5	470	490	510	520	530	550	560	570	580	590	590	590	590	580	570	570	560
7	500	520	540	550	560	580	590	600	610	610	620	620	610	610	600	590	580
7,5	520	550	570	580	590	600	620	630	640	640	640	640	640	630	620	610	600
8	550	570	590	600	610	630	640	650	660	670	670	670	660	650	640	630	620
8,5	570	600	620	630	640	660	670	680	690	690	690	690	680	680	670	650	640
9	600	620	650	660	670	680	700	710	710	720	720	710	710	700	690	670	660
9,5	620	650	670	680	690	710	720	730	740	740	740	740	730	720	710	690	680
10	650	670	700	710	720	730	740	750	760	760	760	760	750	740	730	710	700
10,5	670	700	720	730	740	760	770	780	780	790	780	780	770	760	750	730	710
10,9	690	710	740	750	760	770	790	800	800	800	800	800	790	780	760	750	730

Remarques : Les valeurs recommandées sont calculées comme étant des concentrations dangereuses pour 5 % des espèces (CD<sub>5</sub>) sur la base de l'ajustement des distributions de la sensibilité des espèces (DSE) avec le modèle log-normal.

Les valeurs surlignées en orange (pour le pH compris entre 5,5 et < 6 ou le carbone organique dissous [COD] compris entre 0,1 et < 0,3) ont été calculées en dehors des limites des modèles et doivent être utilisées avec prudence. Les recommandations surlignées en jaune représentent les recommandations minimales pour la concentration de COD correspondante. Les recommandations surlignées en vert foncé représentent les recommandations maximales pour la concentration de COD correspondante.

Pour trouver la RCQE visant le fer pour un site particulier, il faut avoir les mesures du COD et du pH pour le site. Le tableau des RCQE est valide pour des valeurs de COD entre 0,3 et 10,9 mg/L et de pH entre 6,0 et 8,5, qui sont les plages de données utilisées pour calculer les pentes de COD et de pH, respectivement. Lorsque le COD ou le pH d'un site est inconnu, les limites inférieures du modèle devraient être utilisées comme une estimation prudente (c.-à-d. COD de 0,3 mg/L et pH de 6,0). Pour les valeurs de COD ou de pH entre les valeurs du tableau de correspondances, la RCQE la plus sensible s'applique. Lorsque les valeurs de COD et de pH sont supérieures à la limite supérieure de l'équation de la recommandation (c.-à-d. COD > 10,9 mg/L ou pH > 8,5), les limites supérieures (10,9 mg/L et 8,5) s'appliquent. Les paramètres de la chimie des eaux de surface peuvent également être en deçà de la plage de données utilisées pour déterminer les pentes de COD et de pH, où la sensibilité des organismes au fer peut être plus élevée. Par conséquent, le tableau de correspondances comprend des extrapolations jusqu'à une concentration de COD de 0,1 mg/L et un pH de 5,5 pour obtenir des valeurs plus strictes. Toutefois, il convient de noter que ces extrapolations comportent des incertitudes, car elles sont en dehors des limites des modèles et devraient donc être utilisées avec prudence. Pour les valeurs de COD et de pH en deçà de ces extrapolations inférieures, une approche propre aux sites devrait être envisagée. Les sites dont les variables de la chimie de l'eau sont constamment en dehors des plages valides pourraient nécessiter le calcul d'objectifs de qualité de l'eau propres au site (CCME, 2003).

### Évaluation du caractère protecteur

Pour déterminer si les recommandations visant le fer permettent d'atteindre le niveau de protection voulu conformément au protocole du CCME (CCME, 2007), une évaluation du caractère protecteur a été effectuée à l'aide des résultats de toutes les études acceptables sur la toxicité chronique en milieu aquatique faisant partie de l'ensemble de données (ECCC, 2024). Étant donné que la sensibilité relative des espèces au fer dépend du COD et du pH de l'eau, chaque recommandation selon les diverses combinaisons de chimie de l'eau a été évaluée individuellement pour son caractère protecteur en fonction de l'ensemble de données entier ajusté aux mêmes conditions correspondantes de l'eau. Dans un premier temps, tous les paramètres acceptables ont fait l'objet d'une RLM ajustée pour chaque ensemble de conditions de l'eau pour lesquelles une recommandation a été établie. Deuxièmement, chaque valeur recommandée a été comparée aux valeurs de l'ensemble de données de RLM ajustée correspondant et a été examinée pour déterminer s'il y avait des paramètres inférieurs à la valeur recommandée pour cette chimie de l'eau. Selon les résultats de l'évaluation du caractère protecteur, sur 165 points de données acceptables sur la toxicité, quatre (2,4 %) étaient inférieurs aux valeurs recommandées dans certaines conditions de l'eau (un maximum de trois de ces quatre points de données n'étant pas protégés en même temps ou dans n'importe quelle combinaison de conditions données). Les paramètres qui étaient inférieurs à la recommandation ont été examinés plus à fond pour déterminer si l'un d'eux déclenchaît la clause de protection (CCME, 2007).

Deux valeurs de CE<sub>10</sub> (biomasse) pour le *P. promelas* étaient inférieures aux RCQE correspondantes dans certaines conditions de chimie de l'eau présentant une concentration faible de COD et un pH faible à moyen. À ces conditions de l'eau, il y avait 29 à 30 valeurs supplémentaires de CE<sub>10</sub> (biomasse) pour le *P. promelas* et une valeur de concentration maximale acceptable de toxiques (CMAT) pour la mortalité, qui étaient supérieures à la recommandation. Une valeur de CE<sub>10</sub> (biomasse) pour le *Prosopium williamsoni* était inférieure à la recommandation dans une plage limitée de conditions de l'eau avec une concentration faible de COD et un pH faible à moyen. Il s'agissait du seul paramètre acceptable dans l'ensemble de données pour cette espèce. Enfin, une valeur de CE<sub>20</sub> relative à l'abondance des *Tanytarsini* était inférieure aux RCQE pour

la plupart des conditions de chimie de l'eau. Il s'agissait du seul paramètre acceptable dans l'ensemble de données pour les *Tanytarsini*.

Aucun des paramètres non protégés ne concernait une espèce en péril (CCME, 2007). Les paramètres non protégés pour le *P. promelas* et le *P. williamsoni* ne correspondaient pas à des effets létaux égaux ou supérieurs à un niveau de 15 % (CCME, 2007). La CE<sub>20</sub> pour l'abondance des *Tanytarsini* pourrait être considérée comme une mesure de la mortalité et de la reproduction. Ce paramètre provient d'une étude en mésocosme, atteint un niveau d'effet proche de 15 % et présente une certaine incertitude quant au modèle concentration-réaction qui lui est associé. Pour ces raisons, il a été déterminé que la CE<sub>20</sub> pour l'abondance des *Tanytarsini* ne déclenche pas la clause de protection. De façon globale, l'examen des données disponibles donne à penser que la clause de protection (CCME, 2007) n'est pas applicable et que les RCQE visant le fer total ont un caractère protecteur. Il convient de noter que seules des données tirées d'études en laboratoire et en mésocosme ont été 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.

#### **Autres considérations**

Les RCQE s'appliquent au fer total, mais il faudrait tout de même tenir compte de la mesure de la concentration de fer dans des échantillons d'eau naturelle lorsqu'on effectue des comparaisons avec la valeur recommandée. Lorsque la concentration de fer total est mesurée dans des échantillons d'eau prélevés sur le terrain, toutes les formes sont prises en compte, y compris les fractions de solides en suspension dont la biodisponibilité est moindre, par exemple les oxydes de fer et les oxyhydroxydes (Crespo *et al.*, 2023). Des progrès ont été réalisés dans la méthodologie analytique concernant la détermination de la fraction biodisponible du fer dans les échantillons d'eau. Par exemple, une méthode d'extraction à pH 2 est décrite par Crespo *et al.* (2023) pour définir les fractions de fer présentant une plus grande biodisponibilité dans l'eau contenant des matières minérales en suspension. Si des utilisateurs obtiennent des dépassements lorsqu'ils comparent les mesures d'échantillons d'eau aux valeurs de la recommandation visant le fer total et s'il y a lieu de croire que ce sont de faux positifs, d'autres méthodes, comme la méthode d'extraction à pH 2, peuvent être envisagées.

De plus, comme le fer est un élément naturellement présent dans l'environnement, il faut prendre en compte les concentrations de fond naturelles dans les sites où il y a dépassement des valeurs recommandées. Il peut y avoir des cas où les concentrations de fond naturelles dépassent la valeur recommandée sans effets apparents sur les organismes aquatiques (p. ex. si la substance n'est pas présente sous une forme biodisponible). Dans ces circonstances, il pourrait être nécessaire de modifier les recommandations pour la qualité des eaux 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 propres aux sites, qui peuvent être : 1) légèrement supérieurs au niveau naturel de fond; 2) à la limite supérieure des concentrations naturelles de fond.

## Références

- Arbildua, J.J., G. Villavicencio, P. Urrestarazu, M. Opazo, K.V. Brix, W.J. Adams et P.H. Rodriguez. 2017. Effects of Fe (III) on *Pseudokirchneriella subcapitata* at circumneutral pH in standard laboratory tests is explained by nutrient sequestration. Environ. Toxicol. Chem. 36: 952–958. (disponible en anglais seulement)
- Biesinger, K.E. et G.M. Christensen. 1972. « Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. » *J. Fish. Res. Bd. Canada* 29: 1691-1700. (disponible en anglais seulement)
- Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman, T.M. Short, S.B. Taylor, D.M. Bruser et E.D. Wallingford. 1985. *Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warm water species of aquatic life in the Commonwealth of Kentucky*. Memorandum of Agreement No. 5429, Kentucky Natural Resources and Environmental Protection Cabinet. (disponible en anglais seulement)
- [BCMOE] British Columbia Ministry of Environment. 2008. *Ambient water quality guidelines for iron*. 48 p. (disponible en anglais seulement)
- Brix, K.V., L. Tear, D.K. DeForest et W.J. Adams. 2023. Development of multiple linear regression models for predicting chronic iron toxicity to aquatic organisms. Environ. Toxicol. Chem. 42: 1386-1400. (disponible en anglais seulement)
- Bury, N.R., D. Boyle, C.A. Cooper. 2012. « Iron ». In Wood, C.M., A.P. Farrell et C.J. Brauner (dir.), *Homeostasis and toxicology of essential metals*, pages 201-251, Elsevier, Amsterdam. (disponible en anglais seulement)
- Cadmus, P., S.F. Brinkman et M.K. May. 2018a. Chronic toxicity of ferric iron for North American aquatic organisms: derivation of a chronic water quality criterion using single species and mesocosm data. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 74: 605-615. (disponible en anglais seulement)
- Cadmus, P., H. Guasch, A.T. Herdrich, B. Bonet, G. Urrea et W.H. Clements. 2018b. Structural and functional responses of periphyton and macroinvertebrate communities to ferric Fe, Cu, and Zn in stream mesocosms. Environ. Toxicol. Chem. 37: 1320-1329. (disponible en anglais seulement)
- Cardwell, A. S., P.H. Rodriguez, W.A. Stubblefield, D.K. DeForest et W.J. Adams. 2023. Chronic toxicity to aquatic organisms under variable pH, hardness, and dissolved organic carbon conditions. Environ. Toxicol. Chem. 42: 1371-1385. (disponible en anglais seulement)
- [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 du CCME sur les Recommandations pour la qualité des eaux.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement : Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007*. Winnipeg (MB). 37 p.
- [CCMRE] Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- [CIMM] Chilean Mining and Metallurgy Research Center. 2010a. *Acute toxicity of Fe(III) to Daphnia magna, Daphnia pulex and Ceriodaphnia dubia; and chronic toxicity to Ceriodaphnia dubia under different conditions of hardness and DOC levels*. Rapport industriel. (disponible en anglais seulement)
- [CIMM] Chilean Mining and Metallurgy Research Center. 2010b. Iron (III) sulfate hydrate: *Ceriodaphnia dubia* survival and reproduction test at pH 6.3. Rapport provisoire. (disponible en anglais seulement)
- [CIMM] Chilean Mining and Metallurgy Research Center. 2011. *Effect of hardness and DOC at pHs 6.3 and 8 on iron (III) toxicity to the green micro algae Pseudokirchneriella subcapitata*. Rapport industriel. (disponible en anglais seulement)
- Crespo, E.B., A. Reichelt-Brushett, R.E.W. Smith, A.L. Rose et G.E. Batley. 2022. Improving the measurement of iron (III) bioavailability in freshwater samples: Methods and performance. Environ. Toxicol. Chem. 42: 303-316. (disponible en anglais seulement)
- Crichton, R.R., S. Wilmet, R. Leggsyter et R. Ward. J. 2002. « Molecular and cellular mechanisms of iron homeostasis and toxicity in mammalian cells ». *J. Inorg. Biochem.* 91: 9-18. (disponible en anglais seulement)
- Dalzell, D. et N. Macfarlane. 1999. « The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate ». *Journal of Fish Biology* 55: 301-315. (disponible en anglais seulement)
- Dalgarno, S. 2018. ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions. Prepared by Poisson Consulting for the Ministry of the Environment, British Columbia. Consulté le 12 décembre 2023. (disponible en anglais seulement)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2024. Chronic iron toxicity dataset used for developing iron FEQG and related statistical outputs. Bureau national des recommandations et des normes, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec). (disponible en anglais seulement)
- Gaffney, J.W., K.N. White et S. Boult. 2008. « Oxidation state and size of Fe controlled by organic matter in natural waters ». *Environ. Sci. Tech.* 42: 3575-3581. (disponible en anglais seulement)
- [GC] Gouvernement du Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. S.C., 1999, c. 33, Gazette du Canada. Partie III, vol. 22, n° 3.
- Linton, T.K., M.A. Pacheco, D.O. McIntyre, W.H. Clement et J. Goodrich-Mahoney. 2007. « Development of

- bioassessment-based benchmarks for iron ». *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 1291-1298. (disponible en anglais seulement)
- Loeffelman, P.H., J.H. Van Hassel, T.E. Arnold et J.C. Hendricks. 1985. « A new approach for regulating iron in water quality standards ». p. 137-152 in *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Eighth Symposium*, ASTM STP 891. R. C. (disponible en anglais seulement)
- Lofts, S., E. Tipping et J. Hamilton-Taylor. 2008. « The chemical speciation of Fe(III) in freshwaters ». *Aquat. Geochem.* 14: 337-358. (disponible en anglais seulement)
- Maltby, L., J.O.H. Smart et P. Calow. 1987. « Acute toxicity tests on the freshwater isopod, *Asellus aquaticus*, using FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, with special reference to techniques and the possibility of intraspecific variation ». *Environ. Pollut.* 43: 271-281. (disponible en anglais seulement)
- Morgan, B. et O. Lahav. 2007. « The effect of pH on the kinetics of spontaneous Fe(II) oxidation by O<sub>2</sub> in aqueous solution – basic principles and a simple heuristic description ». *Chemosphere* 68: 2080-2084. (disponible en anglais seulement)
- Myllynen, K., E. Ojutkangas et M. Nikinmaa. 1997. « River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae ». *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 36: 43-48. (disponible en anglais seulement)
- [OME] Ontario Ministry of Environment. 1979. *Rationale for the establishment of Ontario's provincial water quality objectives*. p. 81-85. (disponible en anglais seulement)
- [OSU] Oregon State University. 2013. *Toxicity of iron to the fathead minnow, *Pimephales promelas*, under varying pH, hardness, and dissolved organic carbon (DOC) conditions*. Produit pour Iron Platform Services Ltd., Camberley, UK. (disponible en anglais seulement)
- Peuranen, S., P. Vuorinen, M. Vuorinen et A. Hollender. 1994. « The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*) ». *Ann. Zool. Fennici* 31: 389-396. (disponible en anglais seulement)
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2012. *Minerai de fer – Rapport annuel de 2012*. Secteur des minéraux et métaux, Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2023. [Faits sur le minerai de fer](#). Ressources naturelles Canada. Consulté le 8 janvier 2024.
- Rousch, J. M., T.W. Simmons, B.L. Kerans et B.P. Smith. 1997. « Relative acute effects of low pH and high iron on the hatching and survival of the water mite (*Arrenurus manobriator*) and the aquatic insect (*Chironomus riparius*) ». *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 2144-2150. (disponible en anglais seulement)
- Smith, E.J., J.L. Sykora et M.A. Shapiro. 1973. « Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth, and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*) ». *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1147-1153. (disponible en anglais seulement)
- Smith, E.J. et J.L. Sykora. 1976. « Early developmental effects of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on brook trout and coho salmon ». *Trans. Am. Fish. Soc.* 2: 308-312. (disponible en anglais seulement)
- Stumm, W. et J.J. Morgan. 1996. *Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*. Third edition. Wiley and Sons, Inc., New York, NY. 1022 p. (disponible en anglais seulement)
- Sykora, J.L., E. J. Smith et M. Synak. 1972. « Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchell) ». *Wat. Res.* 6: 935-950. (disponible en anglais seulement)
- Teien, H.C., A.C. Garmo, A. Atland et B. Salbu. 2008. « Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills ». *Environ. Sci. Technol.* 42: 1780-1786. (disponible en anglais seulement)
- Thorley, J. et C. Schwarz. 2018. ssdtools: An R package to fit Species Sensitivity Distributions. *J. Open Source Softw.* 3: 1082. (disponible en anglais seulement)
- Tipping, E., C. Rey-Castro, S.E. Bryan et J. Hamilton-Taylor. 2002. « Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation ». *Geochim. Cosmochim. Acta*. 66: 3211-3224. (disponible en anglais seulement)
- [UKTAG] United Kingdom Technical Advisory Group. 2012. *Proposed Quality Standards for Iron in Freshwaters Based on Field Evidence* (pour consultation). 25 Greenside Place, Edinburgh, Scotland. (disponible en anglais seulement)
- Vuori, K. 1995. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Ann. Zool. Fennici* 32: 317-329. (disponible en anglais seulement)
- Winterbourne, M.J., W.F. McDowell et S.J. Eppley. 2000. « Aluminum and iron burdens of aquatic biota in New Zealand streams contaminated by acid mine drainage: effects of trophic level ». *Sci. Total. Environ.* 254: 45-54. (disponible en anglais seulement)

**Liste des acronymes et des abréviations**

AIC – critère d'information d'Akaike  
CAS – Chemical Abstracts Service  
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement  
CD<sub>5</sub> – concentration dangereuse au cinquième centile  
CE – concentration effective (concentration entraînant un effet)  
CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques  
COD – carbone organique dissous  
CSEO – concentration sans effet observé  
DSE – distribution de la sensibilité des espèces  
ECCC – Environnement et Changement climatique Canada  
EPM – estimation de probabilité maximale  
FDC – fonction de distribution cumulative  
FMT – facteur modifiant la toxicité  
GC – gouvernement du Canada  
LCI – limite de confiance inférieure  
*LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement*  
LCS – limite de confiance supérieure  
MOD – matière organique dissoute  
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques  
RAMP – Regional Aquatics Monitoring Program  
RCQE – Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux  
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement  
RLM – régression linéaire multiple  
RNCan – Ressources naturelles Canada