



Environment and  
Climate Change Canada

Environnement et  
Changement climatique Canada

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

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

***Fer***

**Environnement et Changement climatique Canada**

**Mai 2019**

## Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) servent de référence pour la qualité 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 et des tissus biologiques) et (3) mesures de rendement 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 de la ministre fédérale d'Environnement et Changement climatique Canada, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (GC, 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE en appui à l'évaluation et 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. 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 (tableau 1). Elles ont été établies en fonction des données sur la toxicité relevées jusqu'en août 2017. Pour le moment, aucune RFQE n'a été élaborée pour les tissus biologiques ou les sédiments.

Tableau 1. Recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant le fer total.

Vie aquatique	Recommandation (µg/L) <sup>a</sup>
Eau douce	604

<sup>a</sup> La présente RCQE vise les eaux ayant une concentration en 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 calculées avec l'équation suivante :  $RCQE = \exp(0,671[\ln(COD)] + 0,171[pH] + 5,586)$

## 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 minerais 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 minerais 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 composition 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), la présente RCQE vise le Fe(III).

## Utilisations

Au Canada, les principaux producteurs de minerai de fer sont à Terre-Neuve-et-Labrador et au Québec. La Colombie-Britannique contribue moins de 1 % à la production canadienne. Entre 2009 et 2012, la production a fluctué entre 32 et 39 millions de tonnes (Mt) annuellement, augmentant d'environ 11 % durant cette période (RNCAN, 2011, 2012). Le Canada a exporté 34,5 Mt et importé 6500 Mt de minerai de fer en 2012, soit respectivement une hausse de 1,6 % et une baisse de 8,8 % comparativement à 2011 (RNCAN, 2012).

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). Le fer, sous forme d'acier, est employé 20 fois plus souvent que tous les autres métaux combinés (RNCAN, 2012). Les nombreux types d'acier sont presque toujours constitués de fer et de petites quantités de carbone (< 1 %) ou d'autres métaux pour former différents alliages (p. ex. l'acier inoxydable). Le fer permet de construire des ponts, des édifices, des chemins de fer, des navires, des voitures et des lignes électriques (RNCAN, 2012). Il est également utilisé à l'échelle industrielle dans divers domaines, comme la purification et l'épuration des eaux, et entre notamment dans la fabrication de teintures à vêtements, d'encre pour plans, d'insecticides, d'additifs dans les aliments pour animaux, de matières pour la gravure, la photographie et les circuits imprimés et de pigments pour la peinture, la céramique, le caoutchouc, le plastique et le verre (BCMOE, 2008).

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 ( $\text{Fe}(\text{II})$ ) 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  $\text{Fe}(\text{II})$  ou le  $\text{Fe}(\text{III})$ . La forme réduite, le  $\text{Fe}(\text{II})$ , est présente dans les milieux peu oxydants (p. ex. eaux souterraines, eaux interstitielles sédimentaires, cours d'eau acides) et sa solubilité est relativement élevée. Dans les milieux aqueux oxydants, le  $\text{Fe}(\text{II})$  est rapidement oxydé en  $\text{Fe}(\text{III})$ , ce qui produit des oxydes et des hydroxydes peu solubles (Stumm et Morgan, 1996; Bury *et al.*, 2012). Les proportions relatives d'ions  $\text{Fe}(\text{III})$  quasi insolubles et d'ions  $\text{Fe}(\text{II})$  biodisponibles et bioactifs dans les eaux de surface dépend 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  $\text{Fe}(\text{II})$  a peu d'effets sur le biote comparativement aux précipités de  $\text{Fe}(\text{III})$  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  $\text{Fe}(\text{II})$  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  $\text{Fe}(\text{II})$  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  $\text{Fe}(\text{II})$  à une concentration de 100 mg/L est d'environ deux heures à 25 °C (Morgan et Lahav, 2007). Ainsi, dans des conditions oxydantes et de pH trouvées dans les eaux naturelles ( $6 < \text{pH} < 9$ ), le  $\text{Fe}(\text{II})$  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  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . 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 des 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  $\text{Fe}(\text{II})$ , 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  $\text{Fe}(\text{II})$  et le  $\text{Fe}(\text{III})$  se distinguent par leurs affinités de liaison aux acides humiques et fulviques (UKTAG, 2012). Le  $\text{Fe}(\text{III})$  se lie aux acides fulviques et humiques en eau douce et les complexes  $\text{Fe}(\text{III})$ -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 (Myllynen *et al.*, 1997; Winterbourn *et al.*, 2000; Linton *et al.*, 2007). Les données de surveillance d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et du Programme régional de surveillance du milieu aquatique (PRSMA) de l'Alberta concernant 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 respectivement entre 21 et 1888 µg/L et entre 5 et 6889 µg/L.

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

Emplacement	Années d'échantillonnage	Conc. moyenne (µg/L)	Conc. médiane (µg/L)	Conc. minimale (µg/L)	Conc. maximale (µg/L)
Lac Érié	2004-2014	185	32	0,5	2400
Lac Huron	2004-2014	35	565	<0,5	424
Lac Ontario	2005-2013	45	5	<0,5	2090
Lac Supérieur	2005-2013	21	6	<0,5	229
Voies interlacustres des Grands Lacs	2003-2014	364	56	<1,4	8470
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	1860
Manitoba	2003-2014	1888	6889	3,8	24 200
Saskatchewan	2003-2014	1005	506	<0,5	41 700
Région de l'Athabasca	1997-2015	1653	973	4	46 500
Alberta	2003-2015	1063	145	4,8	57 100
Territoires du Nord-Ouest	2003-2014	1870	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 causée par le 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 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 de vie des poissons. Le taux d'éclosion des têtes-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 conformément au protocole de 2007 du Conseil canadien des ministres de l'environnement (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), ce qui laisse à penser qu'il existe des espèces de fer non dissous qui sont biodisponibles pour les organismes d'essai. Une hypothèse sous-jacente lors de la sélection des données de toxicité était que les recommandations visant le fer dérivées dans le présent document permettraient également de protéger les organismes contre les effets physiques comme l'étouffement.

Des données acceptables sur la toxicité à long terme (tableau 3) étaient disponibles pour sept espèces (trois poissons, trois invertébrés et une plante) et l'ensemble de données satisfaisait aux exigences minimales relatives aux données du CCME (2007) pour produire les recommandations fondées sur la distribution de la sensibilité des espèces (c.-à-d. des recommandations de type A) visant le fer. Dans l'ensemble de données admissible, de nombreuses études à long terme portaient sur l'incidence qu'ont les variations de la concentration du carbone organique dissous (COD), du pH et de la dureté sur la biodisponibilité et, par conséquent, sur la toxicité. Une algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*), un invertébré (*Ceriodaphnia dubia*) et un poisson (*Pimephales promelas*) figuraient parmi les espèces à l'étude (CIMM, 2010a,b; 2011; 2012a,b,c; OSU, 2013). Les données de toxicité chronique pour ces espèces ont servi à évaluer les facteurs influant sur la toxicité (FIT) et à ajuster les RCQE visant le fer en fonction des propriétés chimiques de l'eau d'un site donné.

Une régression linéaire multiple (RLM) par étapes a permis d'évaluer le rôle du COD, du pH et de la dureté par rapport à la toxicité du fer, étant donné qu'il a été démontré qu'un ou plusieurs de ces paramètres ont une incidence considérable sur la biodisponibilité du fer (ECCC, 2018). Les résultats de l'analyse par RLM sont

présentés dans le tableau 3. En résumé, le COD était un paramètre important dans les modèles reposant sur la RLM pour *P. subcapitata*, *C. dubia* et *P. promelas*, tandis que le pH était déterminant pour *P. subcapitata* et *P. promelas*, mais pas pour *C. dubia*. La dureté avait une incidence considérable seulement dans le modèle pour *P. promelas*. Ces relations de RLM pour les espèces individuelles sont désignées comme modèles reposant sur la RLM dans la fiche d'information ci-dessous.

Tableau 3. Résultats sommaires des analyses de régression linéaire multiple.

Espèce	n	r <sup>2</sup>	Importance (p)			Coefficients des modèles			
			COD	pH	Dureté	COD	pH	Dureté	Ordonnée à l'origine
<i>P. subcapitata</i>	25	0,88	< 0,001	0,057	0,096	0,671	0,171	-	6,585
<i>C. dubia</i>	18	0,44	0,002	0,861	0,121	0,465	-	-	7,476
<i>P. promelas</i>	13	0,78	0,001	0,003	0,066	1,303	0,936	0,405	-0,888

Tableau 4. Données de toxicité normalisées fondées sur le modèle de régression linéaire multiple de *Pseudokirchneriella subcapitata* utilisées pour élaborer les RCQE visant le fer.

Espèce	Groupe	Paramètre toxicologique	Concentration (µg/L)	Source
Daphnie <i>Daphnia pulex</i>	invertébré	CMAT après 21 jrs (survie, croissance, reproduction)	946	Birge <i>et al.</i> (1985)
Daphnie <i>Ceriodaphnia dubia</i>	invertébré	CE10 après 7 jrs (reproduction) <sup>a</sup>	1090	CIMM (2010a,b)
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	poisson	CE10 après 7 jrs (biomasse) <sup>a</sup>	1067	OSU (2013)
Saumon Coho <i>Oncorhynchus kisutch</i>	poisson	CE10 après 60 jrs (survie)	1290	Smith et Sykora (1976)
Algue <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	plante	CE10 après 3 jrs (croissance) <sup>a</sup>	1640	CIMM (2011, 2012a,b,c)
Daphnie <i>Daphnia magna</i>	invertébré	CE16 après 21 jrs (reproduction)	2477	Biesinger et Christensen (1972)
Omble de fontaine <i>Salvelinus fontinalis</i>	poisson	CSEO après 90 jrs (survie, croissance)	5100	Smith et Sykora (1976)

<sup>a</sup> Moyenne géométrique pour l'espèce calculée à partir de nombreuses études

### Production de la recommandation fédérale pour la qualité des eaux

Les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) sont élaborées de préférence en suivant le protocole du CCME (2007). Dans le cas du Fe, on disposait de suffisamment de données acceptables sur sa toxicité chronique pour satisfaire aux exigences minimales relatives aux données que requiert une recommandation de type A du CCME<sup>1</sup>.

La première étape pour élaborer les RCQE visant le fer a été de normaliser les valeurs de toxicité aux propriétés chimiques de l'eau, à l'aide des modèles de RLM pour *P. subcapitata*, *C. dubia* et *P. promelas*

<sup>1</sup>Le CCME (2007) prévoit deux approches pour élaborer les recommandations pour la qualité des eaux, selon l'accessibilité et la qualité de l'information disponible. 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).

(ECCC, 2018). Comme mentionné précédemment, ces modèles avaient des FIT différents. Le modèle pour *P. subcapitata* était basé sur le COD et le pH, tandis que le modèle pour *C. dubia* était fondé uniquement sur le COD. Le modèle de *P. promelas* était basé sur le COD, le pH et la dureté. Les données de toxicité chronique pour les sept espèces ont été normalisées pour une eau présentant une concentration en COD de 0,5 mg/L, un pH de 7,5 et une dureté de 50 mg/L (sous forme de  $\text{CaCO}_3$ ), afin de pouvoir les adapter à chaque modèle de RLM. Pour chaque espèce, la toxicité moyenne spécifique a été calculée : il s'agit de la moyenne géométrique des valeurs de toxicité normalisées par la RLM. Selon les statistiques du modèle, la relation entre la  $\text{CE}_{10}$  observée et prévue pour *P. subcapitata* était le modèle le plus fort parmi les trois modèles de RLM produits (ECCC, 2018). Les données de toxicité normalisées du modèle de RLM pour *P. subcapitata* sont présentées dans le tableau 4. Dans cet ensemble de données, *Daphnia pulex* était l'espèce la plus sensible, avec une valeur de toxicité moyenne de 946  $\mu\text{g/L}$  pour l'espèce, tandis que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) était l'espèce la moins sensible avec une CSEO de 5100  $\mu\text{g/L}$  pour une exposition 90 jours.

Les distributions de la sensibilité des espèces (DSE) ont été ajustées aux ensembles de données normalisées (ECCC, 2018). Dans la DSE, les indicateurs de paramètres de toxicité normalisés (tableau 4) ont été classés selon la sensibilité, et leur position dans la DSE a été déterminée (figure 1). De nombreuses fonctions de distribution cumulative ont été ajustées par régression aux données, et le meilleur modèle a été sélectionné en fonction de la qualité de l'ajustement et à des fins de protection (ECCC, 2018). Le modèle logistique offrait les meilleurs résultats, et le 5<sup>e</sup> centile de la courbe de DSE était de 604  $\mu\text{g/L}$ .

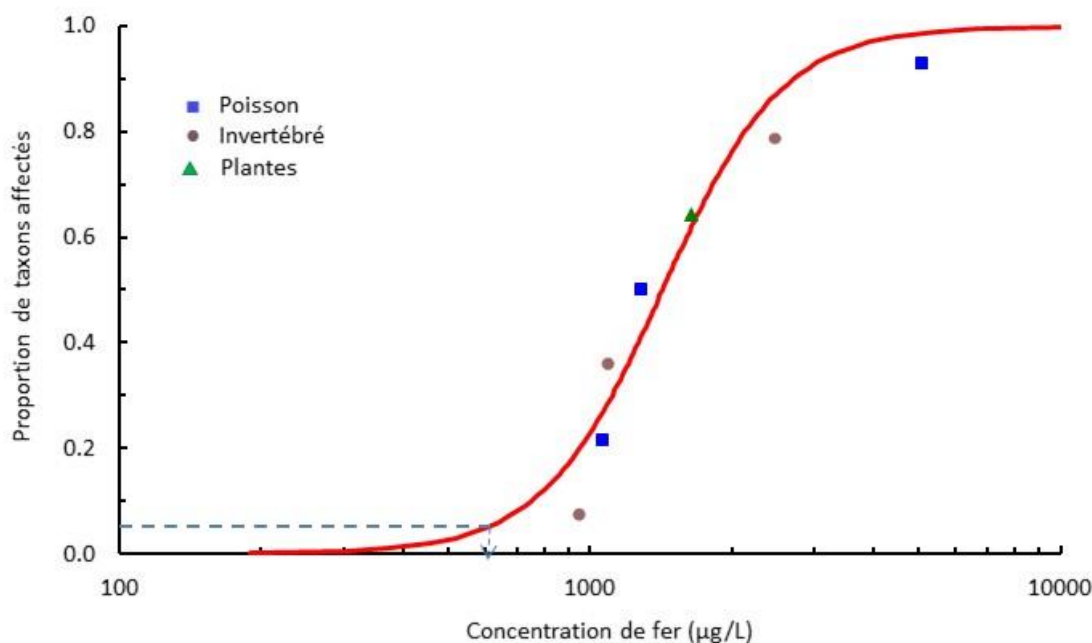


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du fer dans une eau, dont la concentration de COD de 0,5 mg/L et le pH de 7,5.

Comme le COD et le pH sont d'importants facteurs de toxicité, les RCQE sont exprimées sous forme d'une équation dans laquelle il faut préciser la concentration en COD et le pH de l'eau pour calculer la RCQE propre à un site. L'équation est basée sur les pentes des modèles de RLM pour le CED et le pH — respectivement 0,671 et 0,171 — et la valeur du 5<sup>e</sup> percentile de 604  $\mu\text{g/L}$  dérivée à partir de la DSE pour une concentration de COD de 0,5 mg/L et un pH de 7,5.

En se fondant sur le modèle de RLM et sur la DSE pour *P. subcapitata*, l'équation de dérivation de la RCQE visant le fer est :

$$\begin{aligned} \text{Ordonnée} &= \ln(5^{\text{e}} \text{ centile}) - [\text{courbe de COD} \times \ln(\text{COD})] - [\text{courbe du pH} \times \text{pH}] \\ \text{à l'origine (y)} &= \ln(604) - [0,671 \times \ln(0,5)] - [0,171 \times 7,5] \\ &= 5,586 \\ \text{RCQE } (\mu\text{g/L}) &= \exp(0,671[\ln(\text{COD})] + 0,171[\text{pH}] + 5,586) \end{aligned}$$

Le tableau 5 montre des exemples concrets de RCQE visant le fer pour des valeurs précises de concentration en COD et de pH.

Les utilisateurs entrent les paramètres de COD et de pH propres à un site pour calculer la RCQE adaptée aux propriétés chimiques particulières de l'eau de ce site. Comme l'influence du COD et du pH en tant que facteurs modifiant la toxicité du fer dans le modèle pour *P. subcapitata* a été établie pour des valeurs de COD et de pH comprises entre 0,3 et 9,9 mg/L et 6,1 et 8,1 respectivement, seules les valeurs de COD et de pH comprises dans ces intervalles peuvent entrer dans l'équation de recommandation, afin de garantir que l'équation est exacte et que la RCQE est protectrice. Les utilisateurs devraient être très prudents s'ils extrapolent les résultats au-delà des intervalles recommandés de COD et de pH, et communiquer avec l'autorité locale appropriée pour obtenir des conseils. Des exemples concrets de RCQE visant le fer pour des valeurs précises de concentration en COD et de pH sont illustrés dans le tableau 5.

Tableau 5. RCQE-PVA ( $\mu\text{g/L}$ ) pour contrer les effets nocifs du fer pour différents COD et pH.

COD (mg/L)	pH 6,5	pH 7,0	pH 7,5	pH 8
0,5	509	555	604	658
1,0	811	883	962	1048
3,0	1694	1845	2010	2189
5,0	2387	2600	2832	3084

Les paramètres de concentration en COD et de pH d'un site précis sont nécessaires pour calculer la RCQE particulière à ce site. Le pH est mesuré régulièrement lors d'activités de surveillance, mais la concentration en COD n'est peut-être pas aussi souvent déterminée. S'il n'existe pas de données relatives au COD propres à un site, on peut présumer d'une concentration en COD de 0,5 mg/L, ce qui constitue une valeur prudente pour la plupart des eaux naturelles. Il est conseillé de mesurer le COD et le pH des plans d'eau dont les concentrations en fer pourraient être préoccupantes. Il convient également de noter que les RCQE visant le fer ont été produites pour la concentration de Fe total.

## Références

- 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)
- 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)
- [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.



- [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]. 2010b. Iron (III) sulfate hydrate: *Ceriodaphnia dubia* survival and reproduction test at pH 6.3. Rapport provisoire. (disponible en anglais seulement)
- [CIMM]. 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)
- [CIMM]. 2012a. *Effect of the iron (III) sulfate hydrate, on the growth inhibition of Pseudokirchneriella subcapitata at pH 8.0 (carbonate buffered) and 6.3 (CO<sub>2</sub> buffered) in the presence of 0.3 mg/L of added DOC*. Rapport provisoire. (disponible en anglais seulement)
- [CIMM]. 2012b. *Effect of the iron (III) sulfate hydrate, in the growth of Pseudokirchneriella subcapitata at pHs 8.0 (without buffer) and 6.3 (buffered with CO<sub>2</sub>) with 0.3 mg/L of DOC*. Rapport industriel. (disponible en anglais seulement)
- [CIMM]. 2012c. *Results for Pseudokirchneriella subcapitata iron (III) growth inhibition test with hardness 252 mg/L as CaCO<sub>3</sub> and 0.3 mg/L of DOC at pH 8.0*. Rapport industriel. (disponible en anglais seulement)
- Crichton, R.R., S. Wilmet, R. Legsyer 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)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant le fer. Document de travail. Bureau national des recommandations et des normes*, Environnement Canada, Gatineau.
- Gaffney, J.W., K.N. White et S. Boulton. 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. Snart 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)
- [RNCa] Ressources naturelles Canada. 2011. *Minerais de fer – Aperçu et perspectives de 2011*. Secteur des minéraux et métaux, Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- [RNCa]. 2012. *Minerais de fer – Rapport annuel de 2012*. Secteur des minéraux et métaux, Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- 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)
- 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)
- Winterbourn, M.J., W.F. McDiffett 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 abréviations

- CAS – Chemical Abstracts Service
- CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
- CE – concentration efficace
- CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques
- COD – carbone organique dissous
- CSEO – concentration sans effet observé
- DSE – distribution de la sensibilité des espèces
- FIT – facteurs influant sur la toxicité
- LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)
- MOD – matière organique dissoute
- PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
- RCQE – Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux
- RCQE-PVA – Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique
- RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
- RLM – régression linéaire multiple
- RNCan – Ressources naturelles Canada