



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**

Chrome hexavalent

Environnement et Changement climatique Canada

Date de publication : juin 2018

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) sont des points de référence pour la qualité de l'environnement. Elles sont basées uniquement sur les effets ou les risques toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. Elles ont trois fonctions. En premier lieu, elles peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques présentes actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Enfin, elles peuvent servir de mesures de la performance des activités de gestion des risques. Le recours aux RFQE est volontaire, à moins que celles-ci ne soient exigées en vertu d'un permis ou d'autres outils de réglementation. Par conséquent, ces RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne constituent pas des limites pour les effluents ni des valeurs « à ne jamais dépasser », mais elles peuvent être utilisées pour le calcul de telles limites. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE] (gouvernement du Canada (GC) 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés grâce au Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. Dans la présente fiche d'information, nous décrivons la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQEau) pour la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs du chrome hexavalent (tableau 1). Le calcul de la RFQEau qui suit est largement basé sur les données sur la toxicité aquatique évaluées et prises en compte par l'Union européenne (UE 2005) et l'Environmental Agency du Royaume-Uni (TAG 2007) pour le calcul de la concentration prévue sans effet (CPSE). Des recherches additionnelles de données ont également été faites afin d'incorporer des données publiées récemment, jusqu'en février 2016. Aucune RFQE n'a été élaborée pour les tissus biologiques et les sédiments pour le moment.

Étant donné que ce sont des points de référence pour la qualité du milieu ambiant et qu'elles sont fondées uniquement sur des données sur les effets toxicologiques, les RFQE sont similaires aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Lorsque les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les méthodes du CCME. Les RFQE sont élaborées lorsque le gouvernement fédéral a besoin d'une recommandation (p. ex., pour soutenir les activités fédérales en matière d'évaluation, de gestion ou de surveillance des risques), et que les recommandations du CCME pour une substance donnée n'ont pas encore été établies ou ne devraient pas être mises à jour dans un proche avenir.

Tableau 1. Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour le chrome hexavalent.

Vie aquatique	Recommandation (µg/L)
Eau douce	5

Identité de la substance

Le chrome (n° CAS 7440-47-3) est un métal présent naturellement dans l'environnement et ses sources atmosphériques naturelles comprennent les émissions volcaniques, les feux de forêt, les débris végétaux et les aérosols marins. Au Canada, on trouve d'importants gisements de minerai contenant du chrome au Québec, en Ontario, en Colombie-Britannique et à Terre-Neuve. Les gisements de chrome récemment découverts dans la région dite du « Cercle de feu », dans le nord

de l'Ontario, sont considérés comme les plus importants en Amérique du Nord, voire au monde (MiningWatch Canada 2012).

Dans l'environnement naturel, le chrome est habituellement présent à l'état d'oxydation divalent [Cr(II)], trivalent [Cr(III)] ou hexavalent [Cr(VI)], les formes Cr(III) et Cr(VI) étant les plus stables (Velma et coll. 2009, WRF 2012). Le Cr(III) se présente principalement sous forme de Cr^{3+} , de $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, de $\text{Cr}(\text{OH})^3$ et de $\text{Cr}(\text{OH})^4$, tandis que le Cr(VI) forme un certain nombre d'anions et d'oxyacides stables, y compris HCrO_4^- (hydrochromate), $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (dichromate) et CrO_4^{2-} (chromate). Le Cr(VI) est plus toxique que le Cr(III) en raison de son potentiel d'oxydation élevé, de sa solubilité élevée et de sa grande perméabilité au travers des membranes biologiques. Le Cr(VI) est la principale espèce présente dans les eaux de surface et les sols aérobies, tandis que le Cr(III) prédomine dans les environnements moyennement réducteurs, comme les sédiments et les milieux humides (Bailar et coll. 1973). Le Cr(VI) est une substance cancérigène et il possède des propriétés mutagènes et tératogènes (Velma et coll. 2009, ATSDR 2012). En se basant sur le rapport d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaires (GC 1994), le Cr(VI) a été inscrit sur la Liste des substances toxiques (Annexe 1) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (GC 1999).

Utilisations

Les minerais de chrome n'ont pas été exploités au Canada depuis le début des années 1900, bien que des gisements soient présents dans différentes régions à travers le Canada (Manitoba, Ontario, Québec et Terre-Neuve) (RNCan 1995, CAREX Canada 2011, MiningWatch 2012). Environ 74 000 t de composés contenant du chrome ont été importées au Canada en 1991 (ferro-alliages : 55 %; minerais de chromite et concentrés: 28 %; autres composés : 9 %) (Statistique Canada 1991). En 2010, les quantités importées ont consisté en 954 t de trioxyde de chrome (principalement de Turquie) et en 3814 t de dichromate de sodium provenant des États-Unis, et la quantité exportée a été de 116 t de trioxyde de chrome, principalement vers les États-Unis (CAREX Canada 2011). Les industries métallurgiques, des produits réfractaires et chimiques sont les principaux utilisateurs du chrome. Les utilisations métallurgiques du chrome comprennent la production d'aciers inoxydables, de fontes alliées, d'alliages non ferreux et de divers autres matériaux (ATSDR 2012). Dans le secteur chimique, le Cr(III) et le Cr(VI) sont tous deux utilisés dans des pigments. Une utilisation industrielle importante du Cr(VI) est la finition des métaux et comme agent anticorrosif dans l'eau pour les tours de refroidissement, pour le forage pétrolier et les centrales énergétiques. Le Cr(III) est utilisé pour le tannage du cuir. Le chrome est également utilisé dans des catalyseurs et pour diverses applications comme les textiles, les toners pour imprimantes, les bandes magnétiques et les compléments alimentaires (ATSDR 2012). Du Cr(III) et du Cr(VI) sont rejetées dans l'environnement au Canada suite à de nombreuses utilisations industrielles, ainsi que lors de la production et de la combustion de carburants fossiles et de la fonte et du raffinage de métaux communs non ferreux (GC 1994).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

La chimie environnementale du chrome est largement dépendante de la forme sous laquelle il pénètre dans l'environnement, de son potentiel redox, de sa transformation, de précipitation/dissolution et de son d'adsorption/désorption (TAG 2007). La plupart des métaux préoccupants sont des cations qui interagissent avec les zones chargées négativement des membranes biologiques. En raison de sa nature oxyanionique, le Cr(VI) interagit différemment de la plupart des métaux et sa toxicité est probablement moins influencée par la chimie de l'eau (TAG 2007). En général, les composés du Cr(VI) traversent les membranes biologiques beaucoup plus facilement que ceux du Cr(III) (GC 1994, ATSDR 2012). Une fois les membranes biologiques traversées, le Cr(VI) est rapidement réduit en Cr(III) (ATSDR 2012).

Les composés du Cr(VI) sont réduits à la forme trivalente en présence de matières organiques oxydables. Cependant, ils sont persistants dans les eaux naturelles à faible concentration de matières

réductrices (Velma et coll. 2009, ATSDR 2012). Le Cr(III) est moins soluble dans l'eau que le Cr(VI), ce qui limite sa biodisponibilité. Le Cr(VI) est très soluble dans les eaux alcalines (WRF 2012). Les composés du chrome ne se volatilisent pas depuis l'eau (ATSDR 2012). Le Cr(VI) est thermodynamiquement stable dans des conditions fortement oxydantes, alors que le Cr(III) prédomine dans des conditions réductrices (DSIS 2005). L'oxydation du Cr(III) en Cr(VI) est lente et n'est pas significative (ATSDR 2012). Bien que le Cr(VI) puisse persister dans l'eau pendant un certain temps, il est éventuellement réduit en Cr(III) par la matière organique ou d'autres agents réducteurs présents dans l'eau (EPA 1985).

Le chrome se retrouve rapidement dans les sédiments ($\log K_p = 5,28$ L/kg) (Crommentuijn et coll. 1997). L'adsorption du Cr(III) sur les sédiments et les solides en suspension augmente avec le pH, tandis que pour le Cr(VI) elle diminue (DSIS 2005). Les facteurs affectant la réduction microbienne du Cr(VI) en Cr(III) comprennent la concentration de la biomasse, la concentration initiale de Cr(VI), la température, le pH, la source du carbone, le potentiel redox et la présence d'oxyanions et de cations métalliques (TAG 2007). Les concentrations élevées de Cr(VI) sont toxiques pour la plupart des microbes, bien que plusieurs espèces bactériennes résistantes aient été identifiées (ATSDR 2012).

Les composés du chrome III se lient aux sols, et il est moins probable qu'ils migrent vers les eaux souterraines (Velma et coll. 2009). Dans la plupart des sols, le Cr(III) est la forme prédominante du chrome. Le devenir du chrome dans les sols dépend grandement de sa spéciation et est fonction du potentiel redox et du pH (DSIS 2005, ATSDR 2012). Les coefficients de partage sol-eau ($\log K_p$) obtenus sur le terrain et en laboratoire pour le chrome sont respectivement de 2,04 et 3,94 L/kg (Crommentuijn et coll. 1997). La réduction du Cr(VI) se produit plus rapidement dans les sols acides en présence de concentrations élevées de fer, de sulfure ou de substances organiques. Dans de telles conditions, la réduction du Cr(VI) en Cr(III) peut avoir lieu en quelques heures. Dans des conditions aérobies et à un pH plus élevé (~ 7-8 et plus), le Cr(VI) semble être plus stable à la réduction qu'à un pH plus faible dans des conditions anaérobies.

Les composés du chrome ont un potentiel de bioaccumulation dans le biote aquatique (Velma et coll. 2009). Des facteurs de bioconcentration (FBC) pour le Cr(VI) de l'ordre de ~ 1 L/kg (exposition de 22 à 30 jours) et de 2,8 L/kg (exposition de 180 jours) ont été rapportés pour la truite arc-en-ciel (Fromm et Stokes 1962, EPA 1980, Calamari et coll. 1982). Des FBC allant jusqu'à ~ 9100 L/kg chez les moules et ~ 500 L/kg chez des algues ont été déterminés pour le Cr(VI) (TAG 2007). Dans les tissus, le Cr(VI) peut être réduit en Cr(III) et l'accumulation résultante de Cr(III) peut donner lieu à une surestimation du FBC véritable du Cr(VI) (TAG 2007).

Concentrations mesurées

Les émissions atmosphériques ponctuelles de Cr(VI) au Canada ont diminué de façon progressive depuis 2005, passant d'environ ~ 3,3 t en 2005 à ~ 0,9 t en 2013 (ECCC 2017). Les réductions de ces émissions depuis 2006 ont été plus graduelles dans les secteurs déclarants, qui comprennent la placage/anodisation, la production, la transmission et la distribution d'électricité, le forgeage et l'emboutissage et les installations de production de peintures, de revêtements et d'adhésifs. Les données de surveillance de la qualité de l'eau recueillies entre 2003 et 2015 (ECCC données non publiées) ont permis de déterminer une gamme de concentrations du chrome dans les eaux de surface du Canada, à savoir : < 0,005 à 3,67 µg/L (moyenne de 0,08 à 0,33; médiane de 0,08 à 0,14 µg/L) dans les Grands Lacs; 0,07 à 0,78 µg/L (moyenne de 1,16; médiane de 0,78 µg/L) dans le fleuve Saint-Laurent; < 0,01 à 14,7 µg/L (moyenne de 0,16 à 0,32; médiane de 0,15 à 0,18 µg/L) au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve; 0,03 à 24,4 µg/L (moyenne de 1,92; médiane de 0,07 µg/L) au Manitoba; < 0,005 à 29,2 µg/L (moyenne de 0,61; médiane de 0,02 µg/L) en Saskatchewan; et 0,01 à 70,4 µg/L (moyenne de 0,85; médiane de 0,16 µg/L) en Alberta. Une analyse des données (non publiées) du programme RAMP (*Regional Aquatics Monitoring Program*) de l'Alberta, recueillies entre 1997 et 2015, a montré que dans les rivières et les tributaires de la région du cours inférieur de l'Athabasca, les concentrations minimale, maximale, moyenne et médiane de chrome étaient respectivement de < 0,03, 76,2, 1,4 et 0,6 µg/L.

Mode d'action

La réduction du Cr(VI) en Cr(III) à l'intérieur des cellules peut être un mécanisme important expliquant la toxicité des composés du chrome, tandis que la réduction du Cr(VI) en Cr(III) à l'extérieur des cellules est un mécanisme majeur de protection (ATSDR 2012). Thaker et coll. (1996) ont trouvé que la durée de l'exposition au Cr(VI) était plus importante que la dose pour ce qui est de l'inhibition de l'activité enzymatique et ils ont suggéré que cet ion métallique altère la perméabilité des membranes des cellules épithéliales de l'intestin et des autres couches de cellules, en modifiant l'activité des ATPases et conduisant ainsi à une perturbation du mécanisme de transport actif requis pour l'absorption des nutriments, des ions et des métabolites. L'exposition chronique au chrome inhibe l'activité d'enzymes comme la pyruvate-déshydrogénase (PDH), la succinate-déshydrogénase (SDH) et la lactate-déshydrogénase (LDH) dans les reins, le cerveau, le foie, les branchies, les intestins et/ou les muscles (Velma 2009). L'inhibition de l'activité de l'ATPase dans ces organes est importante pour comprendre les effets toxiques du métal, car ce type d'altération a un impact significatif sur les systèmes d'osmorégulation et de transport ionique le long de la membrane cellulaire. Le Cr(VI) supprime la réponse immunitaire *in vivo* plus efficacement que le Cr(III) (Velma 2009). Les interactions entre le chrome et l'ADN provoquent l'apoptose et la carcinogénèse, quand le chrome s'associe aux bases de l'ADN et au squelette de phosphodiester, et la liaison se produit par des liaisons covalentes coordonnées ou des interactions électrostatiques/ioniques (Shanker 2009).

Toxicité en milieu aquatique

L'écotoxicologie du Cr(VI) est associée à sa persistance dans l'environnement et à sa capacité d'induire une variété d'effets nocifs dans les systèmes biologiques (Velma et coll. 2009). Bien que la toxicité du Cr(VI) puisse être influencée par un certain nombre de facteurs, dont le pH, la dureté de l'eau, la salinité et la température (UE 2005), les études disponibles sur ses effets toxicologiques à long terme n'indiquent aucune dépendance claire de la toxicité du Cr(VI) aux propriétés de l'eau (TAG 2007). Dans son évaluation des risques, l'Union européenne (2005) n'a pu mettre en évidence de relations détaillées entre la toxicité du chrome et les facteurs environnementaux, et les autres sources consultées n'étaient pas non plus suffisantes pour permettre une normalisation de la toxicité du Cr(VI) en fonction de paramètres de qualité de l'eau comme sa dureté, son pH ou sa teneur en carbone organique dissous (TAG 2007). En se basant sur ces résultats, aucune équation n'a été établie pour tenir compte des facteurs modificateurs de la toxicité lors du calcul de la RFQEau pour le Cr(VI).

Les données sur la toxicité chronique dans l'eau douce ont été compilées à partir d'études critiques (UE 2005, TAG 2007) et de publications récentes (jusqu'en février 2016). Tout comme les données de l'TAG (2007), tous les résultats de toxicité sont exprimés en concentration de Cr(VI). Conformément au protocole du CCME pour les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (CCME 2007), des paramètres acceptables pour 24 espèces ont été retenus pour établir la RFQEau pour le Cr(VI) (tableau 2). Les valeurs de toxicité étaient comprises entre 5 et 3500 µg/L pour divers paramètres, aucun groupe n'étant particulièrement plus sensible à la toxicité du Cr(VI). Chez les poissons, la toxicité chronique allait de 10 µg/L pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) à 3500 µg/L pour le médaka (*Oryzias latipes*) et le guppy (*Poecilia reticulata*). Chez les invertébrés, les concentrations causant un effet chronique allaient de 5 µg/L chez le cladocère (*Daphnia magna*) à 1100 µg/L pour l'hydre brune (*Hydra oligactis*). Chez les espèces végétales, la lentille mineure (*Lemna minor*) était la plus sensible (CE₁₀ de 7 µg/L), tandis que l'algue bleuvert (*Microcystis aeruginosa*) était la plus tolérante (CSEO de 500 µg/L).

Tableau 2. Données de toxicité chronique en milieu aquatique (eau douce) prises en compte pour le calcul de la RFQEau pour le Cr(VI)

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)	Référence
Cladocère	●	CMAT sur 63 j	5	Gorbi et coll. (2002)

(<i>Daphnia magna</i>)		(survie)		
Lenticule mineure (<i>Lemna minor</i>)	▲	CE ₁₀ sur 7 j (croissance)	7	Naumann et coll. (2007)
Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	■	CSEO sur 8 mois (croissance)	10	Benoit (1976)
Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	●	CI ₂₅ sur 7 j (reproduction)	20	Baral et coll. (2006)
Algue verte (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	▲	CE ₁₀ sur 72 h (biomasse)	32	Kühn et Pattard (1990)
Algue verte (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	▲	CE ₁₀ sur 72 h (croissance)	33*	Christensen et Nyholm (1984); Nyholm (1991)
Hydre (<i>Hydra littoralis</i>)	●	CME0 sur 11 j (reproduction)	35	Corradi et coll. (1998)
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	CSEO sur 30 j (croissance)	50	Broderius et Smith (1979)
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)		CMAT sur 110 j (croissance)	51	Sauter et coll. (1976)
Cladocère (<i>Daphnia carinata</i>)	●	CMAT sur 14 j (reproduction)	71	Hickey (1989)
Algue verte (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	▲	CSEO sur 4 j (biomasse)	100	Meisch et Schmitt- Backman (1979)
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	■	CSEO sur 60 j (croissance)	105	Sauter et coll. (1976)
Algue verte (<i>Scenedesmus pannonicus</i>)	▲	CSEO sur 96 h (croissance)	110	Slooff et Canton (1983)
Escargot (<i>Lymnaea stagnalis</i>)	●	CSEO sur 40 j (reproduction)	110	Slooff et Canton (1983)
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	■	CSEO sur 30 j (croissance)	150	Sastry et Sunita (1983)
Copépode (<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>)	●	CE ₅₀ sur 9 j (développement)	268	Wong et Pak (2004)
Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	■	CSEO sur 60 j (croissance)	290	Sastry et Sunita (1983)
Algue verte (<i>Chlorella vulgaris</i>)	▲	CE ₅₀ sur 4 j (croissance)	332	Rodriguez et coll. (2011)
Algue bleu-vert (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	▲	CSEO sur 4 j (biomasse)	350	Slooff et Canton (1983)
Xénope (<i>Xenopus laevis</i>)	◆	CSEO sur 100 j (mortalité)	350	Slooff et Canton (1983)
Moustique (<i>Culex pipiens</i>)	●	CSEO sur 25 j (survie/croissance)	1 100	Slooff et Canton (1983)
Hydre brune (<i>Hydra oligactis</i>)	●	CSEO sur 21 j (croissance)	1 100	Slooff et Canton (1983)
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	■	CSEO sur 40 j (mortalité)	3 500	Slooff et Canton (1983)
Guppie (<i>Poecilia reticulata</i>)	■	CSEO sur 28 j (mortalité)	3 500	Slooff et Canton (1983)

Légende : ◆ = amphibiens; ■ = poissons; ● = invertébrés; ▲ = plantes.

* Moyenne géométrique.

Calcul de la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau

De préférence, les Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau (RFQEau) sont déterminées en suivant le protocole actuel du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME 2007). Bien qu'il existe une recommandation pour la qualité de l'eau douce établie par le CCME (1999) pour la protection de la vie aquatique pour le Cr(VI), elle a été établie en suivant l'ancien protocole de 1991 (CCME 1991). Dans le cas du Cr(VI), il existe maintenant suffisamment de données sur la toxicité chronique pour satisfaire aux exigences minimales sur les données pour une

recommandation du CCME de type A¹. Par conséquent, comme le CCME a actualisé son protocole en 2007 afin de tenir compte de la compréhension scientifique actuelle dans l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau, la RFQEau établie dans le présent document est conforme au principe directeur actuel du CCME et au protocole de 2007, et vise donc à protéger toutes les formes de vie aquatique en eau douce pour des périodes d'exposition indéfinies.

Chaque espèce pour laquelle il existait des données appropriées sur la toxicité (tableau 2) a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position dans la DSE a été déterminée (figure 1). Plusieurs fonctions de distribution cumulatives (normales, logistiques, valeurs extrêmes et loi de Gumbel) ont été utilisées pour ajuster les données en utilisant diverses méthodes de régression, et l'adéquation du modèle a été évaluée au moyen de techniques statistiques et graphiques. En se basant sur la qualité de l'adéquation, le modèle log-logistique était le meilleur. Le 5^e percentile de la courbe de la DSE est de 5 µg/L, avec des limites de confiance inférieure et supérieure de 4 et de 7 µg/L.

Le 5^e percentile de la DSE (5 µg/L) a été retenu comme RFQEau. Cette recommandation représente la concentration sous laquelle on pourrait s'attendre à ce que les effets nocifs sur la vie aquatique soient inexistantes ou peu probables. Outre cette recommandation, deux autres gammes de concentration sont fournies afin d'être utilisées pour la gestion des risques. À des concentrations situées au dessus de la RFQEau et jusqu'au 50^e percentile de la distribution de la sensibilité des espèces (> 5-110 µg/L), il existe une probabilité modérée d'avoir des effets nocifs sur la vie aquatique. Aux concentrations supérieures au 50^e percentile (> 110 µg/L) des effets nocifs sont plus probables. Les gestionnaires des risques peuvent trouver que ces gammes additionnelles de concentrations sont utiles pour définir les plans de gestion des risques à court ou à moyen terme. Les gammes de concentrations modérées à élevées peuvent aussi être utilisées pour fixer des objectifs provisoires pour une moindre protection lorsque les eaux sont déjà très dégradées ou que des considérations d'ordre socioéconomique peuvent rendre difficile le respect de la RFQEau.

¹ Le CCME (2007) propose deux approches pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau, dépendant de la disponibilité et de la qualité des données. L'approche préférée consiste à utiliser la distribution statistique de toutes les données acceptables pour calculer des recommandations de type A. La deuxième approche est basée sur une extrapolation à partir du paramètre de toxicité acceptable le plus bas pour calculer des recommandations de type B. Pour de plus amples détails sur les exigences minimales sur les données pour les recommandations du CCME, voir le document du CCME (2007).

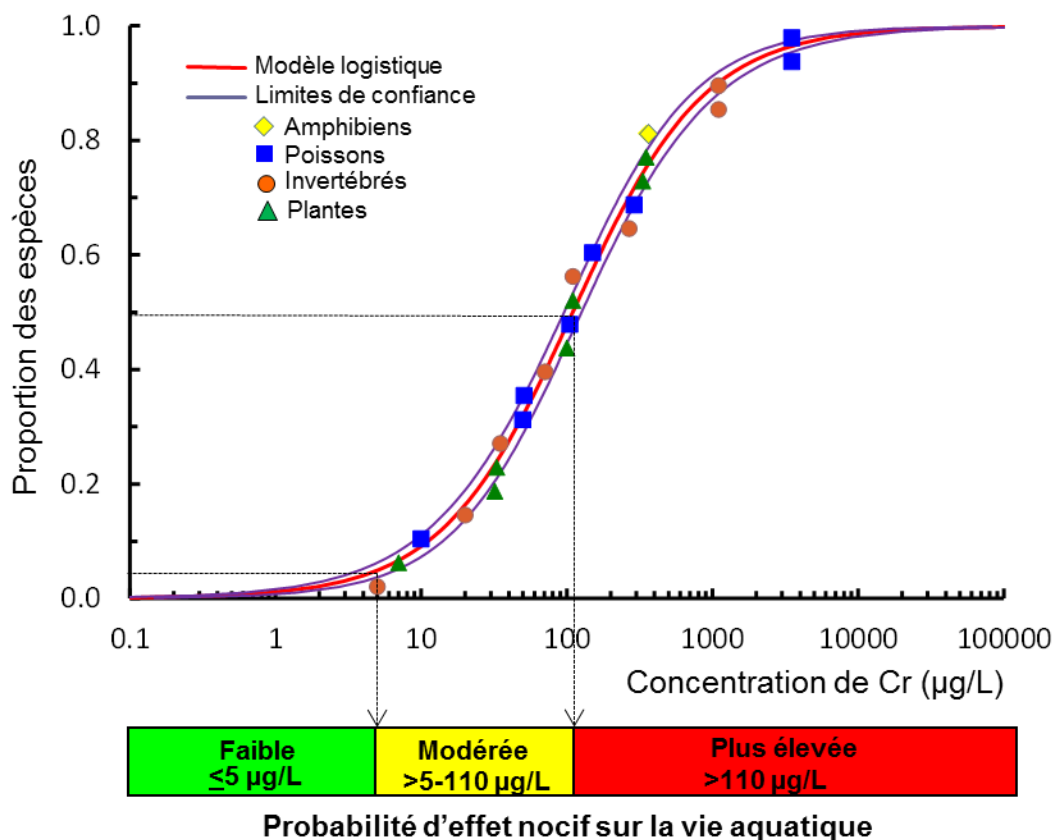


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du Cr(VI) et probabilité relative d'effets nocifs pour la vie aquatique en eau douce

Références

- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2012. *Toxicological profile for chromium*. Atlanta, (Georgie), ATSDR, US Department of Health and Human Services.
- Bailar, J.C., H.J. Emeleus, R. Nyholm et A.F. Trotman-Dickenson. 1973. *Comprehensive inorganic chemistry*. Pergamon Press, New York.
- Baral A., R. Engelken, W. Stephens, J. Farris et R. Hannigan. 2006. « Evaluation of Aquatic Toxicities of Chromium and Chromium-Containing Effluents in Reference to Chromium Electroplating Industries ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* vol. 50, p. 496–502.
- Baral A., R. Engelken, W. Stephens, J. Farris et R. Hannigan. 2006. « Evaluation of aquatic toxicities of chromium and chromium-containing effluents in reference to chromium electroplating industries ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* vol. 50, p. 496–502.
- Benoit D.A. 1976. « Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) ». *Water Research* vol. 10, p. 497–500.
- Broderius S.J. et L.L. Smith. 1979. « Lethal and sublethal effects of binary mixtures of cyanide and hexavalent chromium, zinc, or ammonia to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* vol. 36, p. 164–172.
- Calamari D., G.F. Gaggino et G. Pacchetti. 1982. « Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni and their mixtures in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich ». *Chemosphere* vol. 11, p. 59–70.
- [CAREX] CARcinogen EXposure Canada. 2011. *Chromium (hexavalent)*. en ligne : [http://www.carexcanada.ca/en/chromium_\(hexavalent\)/](http://www.carexcanada.ca/en/chromium_(hexavalent)/).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1991. *Annexe IX – Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique*. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement.
1987. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Chrome – Chrome hexavalent et chrome trivalent*.

- Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- Christensen E. R. et N. Nyholm. 1984. « Ecotoxicological assays with algae: Weibull dose-response curves ». *Environmental Science and Technology* vol. 18, p. 713–718.
- Corradi M.G., G. Gorbi, H.M. Abd-El-Monem, A. Torelli et M. Bassi. 1998. « Exudates from the wild type and a Cr-tolerant strain of *Scenedesmus acutus* influence differently Cr(VI) toxicity to algae ». *Chemosphere* vol. 37, p. 3019–3025.
- Crommentuijn T., M.D. Polder et E.J. van de Plassche. 1997. *Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account*. RIVM Report No. 601501001. Bilthoven (Pays-Bas), institut national de santé publique et de l'environnement (RIVM).
- [DSIS] Division of Specialized Information Services. 2005. *Toxicology Data Network (TOXNET®): Hazardous Substances Data Bank (HSDB®)* [en ligne]. US National Library of Medicine (NLM), Bethesda (Maryland).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2017. Inventaire national des rejets de polluants (INRPI) (<https://www.canada.ca/fr/services/environnement/pollution-gestion-dechets/inventaire-national-rejets-polluants.html>).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1980. *Ambient Water Quality Criteria Document Chromium – 1980*. USEPA 440/5-80-035. Washington (DC), Environmental Protection Agency (États-Unis).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1985. *Ambient Water Quality Criteria Document Chromium – 1984*. USEPA 440/5-84-029. Washington (DC), Environmental Protection Agency (États-Unis).
- Fromm P.O. et R.M. Stokes. 1962. « Assimilation and metabolism of chromium by trout ». *Journal of Water Pollution Control Federation* vol. 34, p. 1151.
- [GC] Gouvernement du Canada. 1994. *Le chrome et ses composés. Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation*. Documentation à l'appui. Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa. ISBN 0-662-99806-5.
- [GC] Gouvernement du 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. En ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31>.
- Gorbi G., M.G. Corradi, M. Invidia, L. Rivara et M. Bassi. 2002. « Is Cr(VI) toxicity to *Daphnia magna* modified by food availability or algal exudates? The hypothesis of a specific chromium/algae/exudates interaction ». *Water Research* vol. 36, p. 1917–1926.
- Krull I.S., K.W. Panaro et L.L. Gershman. 1983 « Trace analysis and speciation for Cr(VI) and Cr(III) via HPLC-direct current plasma emission spectroscopy (HPLC/DCP) ». *Journal of Chromatographic Science* vol. 21, p. 460–472.
- Kühn, R. and M. Pattard. 1990. Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. *Water Research* 24: 31–38.
- Hickey C.W. 1989. « Sensitivity of four New Zealand cladoceran species and *Daphnia magna* to aquatic toxicants ». *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research* vol. 23, p. 131–137.
- Meisch H.-U. et I. Schmitt-Beckmann. 1979. « Influence of tri and hexavalent chromium on two *Chlorella* strains ». *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie* vol. 94, p. 231–239.
- MiningWatch Canada. 2012. *Potential toxic effects of chromium, chromite mining and ferrochrome production: a literature review*. MiningWatch Canada, 250 City Centre, Ottawa. 55 p.
- Naumann B., M. Eberius et K.-J. Appenroth. 2007. « Growth rate based dose–response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St ». *Journal of Plant Physiology* vol. 164, p. 1656–1664.
- [RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program, en ligne : <http://www.ramp-alberta.org/RAMP.aspx>.
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 1995. « Le chrome », dans *l'Annuaire des minéraux du Canada*.
- Nyholm N. 1991. « Toxic effects on algal phosphate uptake ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 10, p. 581–584.
- Rodriguez E., C. Santos, E. Lucas et M.J. Pereira. 2011. « Evaluation of chromium (VI) toxicity to *Chlorella vulgaris* Beijerinck cultures ». *Fresenius Environ. Bull.* vol.20, p. 334–339.
- Sastry K.V. et K. Sunita. 1983. « Enzymological and biochemical changes produced by chronic chromium exposure in a teleost fish, *Channa punctatus* ». *Toxicology Letters* vol. 16, p. 9–15.
- Sauter S., K.S. Buxton, K.J. Macek et S.R. Petrocilli. 1976. *Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish*. EPA-600/3-76-105. Duluth (Minnesota), US Environmental Protection Agency.

- Shanker A. 2009. « Chromium: Mechanism of action in biological systems ». *SciTopics*. En ligne : http://www.scitopics.com/Chromium_Mechanism_of_action_in_biological_systems.html.
- Slooff W. et J.H. Canton. 1983. « Comparison of the susceptibility of 11 fresh-water species to eight chemical compounds. 2. (Semi) chronic toxicity tests ». *Aquatic Toxicology*, vol. 4, p. 271–282.
- Statistique Canada. 1991. *Importation par marchandise*. Ministère de l'Industrie, Sciences et Technologie Canada, Ottawa (Ontario), 496 p.
- Staves R.P. et R.M. Knaus. 1985. « Chromium removal from water by three species of duckweeds ». *Aquatic Botany* vol. 23, p. 261–273.
- [TAG] Technical Advisory Group du Royaume-Uni. 2007. *Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: chromium(VI) and chromium(III) (dissolved)*. Science Report no SC040038/SR5, UK Environment Agency, Bristol (Royaume-Uni).
- Thaker J., J. Chhaya, S. Nuzhat et R. Mittal. 1996. « Effects of chromium(VI) on some ion-dependent ATPases. in gills, kidney and intestine of a coastal teleost *Periophthalmus dipes* ». *Toxicology* vol. 112, p. 237–244.
- [UE] Union européenne. 2005. *European Union Risk Assessment Report: Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate*. Série : 3^e liste de priorités, vol. 53. Rapport final juin 2005. EUR 21508 EN. Bureau européen des produits chimiques, Institut de protection de la santé et des consommateurs. Luxembourg, Office des publications officielles des Communautés européennes.
- Velma V., S.S. Vutukuru et P. Tchounwou. 2009. « Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review ». *Rev. Environ. Health*. vol. 24, p. 129-145.
- Wong C.K. et A.P. Pak. 2004. « Acute and subchronic toxicity of the heavy metals copper, chromium, nickel, and zinc, individually and in mixture, to the freshwater copepod *Mesocyclops pehpeiensis* ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 73, p. 190–196.
- [WRF] Water Research Foundation. 2012. *State of the Science of Hexavalent Chromium in Drinking Water*. Denver (Colorado).

Liste des acronymes et des abréviations

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAREX	CARcinogen EXposure Canada (Surveillance de l'exposition aux agents cancérogènes)
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE	Concentration effective
CI	Concentration d'inhibition
CME0	Concentration minimale entraînant un effet observé
CMAT	Concentration maximale acceptable de toxiques
CPSE	Concentration prévue sans effet
CSEO	Concentration sans effet observé
DSE	Distribution de la sensibilité des espèces
DSIS	Division of Specialized Information Services (National Institutes of Health, États-Unis)
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
FBC	Facteur de bioconcentration : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme par rapport à la concentration du composé dans le milieu d'exposition (p. ex., sol ou eau)
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
PGPC	Plan de gestion des produits chimiques
RAMP	Regional Aquatics Monitoring Program (Alberta)
RFQE	Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement
RFQEau	Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau
RNCan	Ressources naturelles Canada
UE	Union européenne
TAG	Technical Advisory Group
WRF	Water Research Foundation