



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**

*Quinoléine*

**Environnement et Changement climatique Canada**

**Juillet 2020**

## Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) pour la protection des eaux, des sédiments et des tissus biologiques fournissent des seuils de qualité acceptable de l'environnement ambiant. De plus, les RFQE pour la protection des sols et des eaux souterraines sont destinées à l'évaluation, sur place, des contaminants dans les sols et les eaux souterraines, et sont développées en tant que valeurs d'atténuation pour la protection de la fonction environnementale de différentes utilisations des terres. Peu importe le milieu qu'elles représentent, les RFQE sont uniquement basées sur les effets toxicologiques ou les dangers de substances ou de groupes de substances spécifiques. Les RFQE ont trois fonctions : premièrement, elles peuvent contribuer à prévenir la pollution en fournissant des cibles pour une qualité acceptable de l'environnement; deuxièmement, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, des sols et des tissus biologiques); troisièmement, elles peuvent servir à la mesure de la performance des activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est facultative, sauf si elle est requise par un permis ou un autre outil de réglementation. Le développement des RFQE relève du ministre fédéral de l'Environnement et du Changement climatique en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (gouvernement du Canada (GC) 1999). L'intention est de développer des RFQE en tant que complément à l'évaluation/gestion des risques associés aux substances d'intérêt prioritaire identifiées dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Lorsque les données le permettent, des RFQE sont calculées en suivant les protocoles du CCME. Des RFQE sont développées quand il existe un besoin de recommandation au niveau fédéral (p. ex., pour soutenir la gestion des risques ou d'autres activités de surveillance au niveau fédéral) et que des recommandations du CCME pour la substance n'ont pas encore été élaborées ni ne devraient pas être mises à jour dans un avenir proche. Plus de renseignements sur les RFQE sont disponibles à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html>

Nous décrivons dans la présente fiche d'information la recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement (RFQE) pour la protection de la aquatique contre les effets nocifs de la quinoléine (tableau 1). Cette RFQE s'applique à l'environnement ambiant et ne constitue pas une valeur limite ou à ne jamais dépasser dans un effluent, mais elle peut être utilisée pour calculer des limites dans les effluents. Nous décrivons aussi dans ce document la recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement pour les eaux souterraines (RFQE<sub>ES</sub>) (tableau 1) et la recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement pour les sols (RFQE<sub>sol</sub>) pour les utilisations agricoles, résidentielles/récréatives, commerciales et industrielles des terres pour la quinoléine (tableau 2).

Les RFQE pour la quinoléine sont basées sur des données de toxicité identifiées jusqu'en août 2015. Aucune RFQE n'a été développée pour les tissus biologiques et les sédiments pour le moment.

Tableau 1 - Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les eaux douces et les eaux souterraines pour la quinoléine

Eaux douce (RFQE <sub>ED</sub> ) <sup>a</sup> (µg/L)	Eaux souterraines <sup>b</sup> (RFQE <sub>ES</sub> ) (µg/L)
150	150

<sup>a</sup> Déterminée pour la protection de la vie aquatique. Ne s'applique pas à la santé humaine.

<sup>b</sup> S'applique aux eaux souterraines dans des sols à texture grossière ou à texture fine.

Tableau 2 - Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les sols (RFQE<sub>sol</sub>) pour la quinoléine<sup>a</sup>

Voie d'exposition	Agricole (mg/kg)	Résidentielle ou récréative (mg/kg)	Commerciale (mg/kg)	Industrielle (mg/kg)
Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement pour les sols (RFQE <sub>sol</sub> ) finale proposée	1,6	1,6	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9
Contact avec le sol (RFQE <sub>CS</sub> ) <sup>b</sup>	1,6	1,6	9,9	9,9
Ingestion de sol : 1 <sup>er</sup> consommateur (RQS <sub>1C</sub> )	NC	NR <sup>c</sup>	NR	NR
Ingestion de sol : 2 <sup>e</sup> et 3 <sup>e</sup> consommateurs (RFQE <sub>S2C</sub> , RFQE <sub>S3C</sub> )	NR <sup>b</sup>	NR <sup>c</sup>	NR	NR
Agricole (eau d'abreuvement du bétail – RFQE <sub>EAB</sub> )	NC	NR	NR	NR
Recommandations pour la qualité des sols pour la protection de la vie en eau douce (RFQE <sub>ED</sub> ) <sup>d</sup>	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9	Sol grossier : 3,9 Sol fin : 2,9
Mécanismes de vérification : Cycle des éléments nutritifs et de l'énergie (RFQE <sub>SCNE</sub> )	NC	NC	NC	NC
Mécanismes de vérification : Migration hors site (RFQE <sub>SMHS</sub> ) <sup>e</sup> Mécanismes de vérification	NR	NR	23	23

NC = non calculé à cause du manque de données.

NR = non requis; voir CCME 2006.

CS = Contact avec le sol; 1C = Consommateur primaire; 2C = Consommateur secondaire; 3C = Consommateur tertiaire; OD = eaux douces; EAB = eau d'abreuvement du bétail; CNE = cycle des éléments nutritifs et de l'énergie; MHS = Migration hors site .

<sup>a</sup> Calculée pour la protection de la santé de l'environnement. Ne s'applique pas à la santé humaine.

<sup>b</sup> Les recommandations pour le contact avec le sol sont basées sur des sols à texture grossière et ne sont applicables que pour cette texture de sol. Si les recommandations concernant le contact avec le sol devaient être appliquées aux sols à texture fine, elles seraient considérées provisoires.

<sup>c</sup> Applicable uniquement aux substances bioamplificatrices. La quinoléine ne devrait être ni bioaccumulée ni bioamplifiée (GC 2011).

<sup>d</sup> Les RFQE<sub>ED</sub> sont la concentration dans le sol qui devrait protéger contre les impacts possibles de la quinoléine sur les systèmes aquatiques provenant du sol qui peut pénétrer dans les eaux souterraines et, ultérieurement, dans un plan d'eau de surface. Cette voie d'exposition peut être applicable dans toutes les catégories d'utilisation des terres quand un plan d'eau de surface abritant la vie aquatique est présent (c.-à-d., à moins de 10 kilomètres du lieu). Lorsque la distance au plan d'eau de surface le plus près est de plus de 10 kilomètres, l'application de la voie d'exposition devrait être évaluée au cas par cas en tenant compte des conditions propres au site.

<sup>e</sup> Les recommandations pour la qualité des sols pour les sites commerciaux et industriels tiennent compte des récepteurs exposés au sol sur le site. Cependant, l'érosion du sol par le vent et l'eau et les dépôts en résultant peuvent entraîner le transfert de sol contaminé d'un site à un autre. Par conséquent, la voie d'exposition pour les RFQESMHS tient compte du déplacement de sol d'un site commercial ou industriel vers un site adjacent, plus sensible (p. ex., propriété agricole). Étant donné les incertitudes entourant le modèle utilisé pour calculer la RFQESMHS, cette dernière est considérée être un mécanisme de vérification et le jugement d'un professionnel devrait être pris en compte pour déterminer si la recommandations pour la qualité des sols devrait être modifiée pour cette voie d'exposition (voir CCME 2006).

### Identité de la substance

La quinoléine (n° CAS 91-22-5, formule chimique C<sub>9</sub>H<sub>7</sub>N) appartient au groupe des composés hétérocycliques azotés, aussi appelés aza-arènes. Elle est naturellement associée au charbon et aux composés dérivés du charbon. Elle peut être produite comme polluant à l'état de trace lors de la combustion incomplète de substances azotées (p. ex., pétrole, charbon). Le gouvernement du Canada (GC 2011) a conclu que la quinoléine satisfait à deux des critères de l'article 64 de la LCPE, c'est-à-dire qu'elle pénètre dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique et que, sur le plan de la cancérogénicité, elle constitue ou peut constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine. De plus, il a été conclu que la quinoléine satisfait aux critères de persistance dans l'air et le sol, mais pas à ceux de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (GC 2000) en vertu de la LCPE (GC 2011).

### Utilisations

La quinoléine est naturellement présente dans le charbon (Clemo 1973). Le goudron de houille est produit à partir du charbon, comme sous-produit de la production du coke métallurgique au Canada, et est récupéré et raffiné pour être utilisé comme intermédiaire à des fins d'utilisation industrielle et comme ingrédient dans plusieurs produits commerciaux et produits de consommation (GC 2011). La quinoléine demeure présente dans le goudron de houille et ses produits de distillation produits de façon industrielle, huiles de goudron de houille et brai de goudron de houille. L'huile de goudron de houille est raffinée pour produire de la créosote, qui est utilisée pour la préservation du bois. Le brai de goudron de houille est utilisé pour la fusion de l'aluminium, la fabrication d'électrodes en graphite, dans des produits en carbone et des scellants de revêtement en asphalte (GC 2011). La quinoléine peut être présente à divers degrés dans des mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (EC 1999, McNeil 1981). Elle a également été identifiée comme composant dans des mélanges de parfums (RIFM 2003). Dans des publications destinées au grand public, elle est décrite comme étant utilisée comme solvant, intermédiaire chimique, inhibiteur de corrosion et pour la production de colorants et de produits pharmaceutiques, bien qu'il n'y ait aucune preuve de telles utilisations au Canada (Finley 1996, HSDB 2003).

En 2000, une ou plusieurs entreprises au Canada ont déclaré produire ou importer de la quinoléine en une quantité supérieure à 20 000 kg, sous forme de mélanges contenant de la quinoléine à une concentration inférieure à 1 %. Toutefois, il n'existe aucune donnée plus récente (EC 2001, GC 2011). Des rejets de quinoléine au Canada ont été déclarés en 2014 à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) par 11 installations, dont des producteurs de produits chimiques, une usine sidérurgique et des producteurs de ferro-alliages, des grossistes et distributeurs de produits chimiques et de produits analogues, un grossiste et distributeur de produits pétroliers, des mines et des usines de traitement de sables bitumineux et un producteur de produits du pétrole et du charbon (INRP 2014). Aucun rejet dans l'eau sur le site n'a été déclaré. Seuls des rejets dans l'atmosphère et des rejets sur le site et hors du site à des fins d'élimination ont été déclarés (INRP 2014). Les sources de rejet de quinoléine dans l'environnement incluent les installations de production de distillats de goudron de houille (créosote) et les usines d'imprégnation du bois, le bois imprégné de créosote utilisé dans les quais des ports, les structures de voies ferrées imprégnées de créosote utilisées dans des murs de soutien le long du littoral, les aciéries équipées de fours à coke, les fonderies d'aluminium et les usines de gazéification du charbon abandonnées (GC 2011).

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

La quinoléine peut pénétrer dans l'environnement sur des sites où du goudron de houille ou de la créosote pur ont fui dans le sub-sol et ont formé un bassin de liquide pur non aqueux dans le sol. Lorsqu'un bassin de goudron de houille

ou de crésote est présent dans le sub-sol, il est possible que la quinoléine se dissolve dans les eaux souterraines et qu'elle soit ultérieurement transportée vers les eaux de surface et les sédiments situés à l'interface des eaux souterraines et des eaux de surface (GC 2011).

Le point d'ébullition (237,7 °C), le point de fusion (- 15,0 °C) et la pression de vapeur (8 Pa à 25 °C) de la quinoléine suggèrent qu'elle serait semi-volatile dans les conditions atmosphériques (Mackay *et al.*, 1999, GC 2011). La valeur de  $pK_a$  (constante de dissociation acide) de 4,9 indique qu'à pH ambiant, presque toute la quinoléine sera présente dans sa forme non ionisée (Mackay *et al.* 1999, GC 2011).

La quinoléine n'est pas persistante dans les eaux de surface. Elle est éliminée par le processus de photo-oxydation dans l'eau. La demi-vie modélisée dans les eaux de surface est de 14 à 23 jours (Smith *et al.* 1978, Kochany et Maguire 1994, Mackay *et al.* 1999). D'après une modélisation de la fugacité, si de la quinoléine est rejetée dans les eaux de surface, elle demeurera en grande partie dans ce milieu jusqu'à ce qu'elle soit dégradée. De même, si cette substance est rejetée dans le sol, elle demeurera surtout dans le sol (GC 2011). La quinoléine est biodégradable dans le sol dans des conditions propices à la vie des microorganismes. Cependant, des preuves recueillies sur le terrain suggèrent qu'il est difficile pour les microorganismes vivant dans une couche profonde du sol ou dans les eaux souterraines de dégrader cette substance. La solubilité dans l'eau élevée de la quinoléine (6110 mg/L) (Mackay *et al.* 1999) et son affinité modérée pour le carbone organique particulaire ( $\log K_{CO}$  de 3,26) suggèrent que sa mobilité dans le sol serait modérée à élevée. Par conséquent, bien que la quinoléine soit dégradée facilement dans un sol aérobie, elle peut migrer facilement vers des régions anaérobies plus profondes, là où elle peut persister pendant de longues périodes (GC 2011). En général, ces milieux offrent de mauvaises conditions pour la biodégradation, comme de faibles concentrations d'oxygène, des températures basses et peu de sources de carbone (GC 2011). Une absence de dégradation significative de la quinoléine associée à la présence de goudron de houille dans les sols a été fréquemment observée (GC 2011).

La quinoléine devrait persister dans l'air l'hiver, avec une demi-vie de plus de 99 heures (Mackay *et al.* 1999). D'après une modélisation de la fugacité, si de la quinoléine est rejetée dans l'atmosphère, en raison de sa volatilité modérée, 82 % se retrouveront dans les sols et les eaux de surface, le reste demeurant dans l'atmosphère. Il est prédit que la quinoléine serait transportée sur de longues distances (> 1500 km) dans l'eau, mais pas dans l'atmosphère (GC 2011).

La quinoléine a un faible potentiel de bioaccumulation. Deux facteurs de bioconcentration (FBC) ont été déterminés pour la quinoléine dans les poissons, en poids humide. Bean *et al.* (1985) ont établi un FBC de 8 pour la quinoléine et ses métabolites (le FBC pour la quinoléine non métabolisée est donc inférieur à 8) et un FBC de 158 a été calculé par de Voogt *et al.* (1991). De plus, le  $\log K_{OE}$  pour la quinoléine est de 2,10 (Mackay *et al.* 1999). Le faible potentiel de bioaccumulation de la quinoléine indique que les RFQE pour le sol pour des utilisations agricoles et résidentielles/récréatives devraient seulement tenir compte de l'exposition des organismes de niveau trophique primaire, et non de celle des consommateurs secondaires ou tertiaires.

### Concentrations mesurées

La quinoléine n'est mesurée régulièrement dans aucun des milieux de l'environnement au Canada, et les données sur les concentrations ambiantes au Canada sont limitées. La quinoléine n'a pas été détectée dans les échantillons d'air prélevés dans une zone résidentielle à Ottawa (Ontario) en 2002 et 2003 (Zhu *et al.*, 2005). Dans les sédiments prélevés dans les rues de 12 villes du bassin canadien des Grands Lacs (Ontario) entre 1979 et 1983, la concentration moyenne de quinoléine était de 0,53 mg/kg (Marsalek et Schroeter 1988). Dans des sédiments prélevés en Ontario, notamment dans le port de Hamilton et la rivière Saint-Marie, deux sites industriels, la concentration de quinoléine allait respectivement de 0,008 à 0,063 mg/kg ps et de non détectée à 0,46 mg/kg ps (Onuska et Terry 1989, Kauss et Hamdy 1991). Dans les sédiments prélevés dans l'est du Canada, la quinoléine n'a pas été détectée dans les échantillons prélevés en 1986 au port de Sydney, en Nouvelle-Écosse (EC 1988), ni dans ceux de l'estuaire de la rivière Sainte-Croix et de la baie Passamaquoddy, au Nouveau-Brunswick (date de prélèvement non mentionnée) (Loring *et al.* 1998). La quinoléine n'a pas non plus été décelée dans des échantillons d'eaux de surface prélevés en 1986 dans la rivière à la Pluie, en Ontario (Merriman 1988). Pour ce qui est des sols, dans les échantillons prélevés dans huit champs agricoles du sud de l'Ontario en 1992, une concentration de quinoléine allant de non détectée à 0,06 mg/kg ps a été rapportée (Webber 1994). À deux autres endroits en Ontario, la quinoléine n'a pas été détectée dans le sol (Golder Associates Ltd 1987). Dans des échantillons de sol de référence provenant de 34 sites situés en Alberta, à Terre-Neuve

et en Colombie-Britannique où aucune contamination historique est connue, la concentration de quinoléine était non détectable ( $< 0,05$  mg/kg) dans tous les échantillons (Kelly-Hooper *et al.* 2014, correspondance de l'auteur).

### Mode d'action

Les renseignements sur le mode d'action de la quinoléine sont limités. Des données appuient dans une certaine mesure le fait que la quinoléine n'agit pas principalement par une toxicité de référence (narcose). Les preuves indiquent que la toxicité de la quinoléine peut être associée à sa transformation dans les organismes en une molécule mutagène causée par une activation métabolique (p. ex., Talcott *et al.* 1976, Eisentraeger *et al.* 2008, Neuwoehner *et al.* 2009). Des études en laboratoire attribuent une activité mutagène faible à modérée à la quinoléine chez des bactéries (Talcott *et al.* 1976). Le mode d'action proposé est la liaison d'un intermédiaire métabolique époxydique à des acides nucléiques produisant un adduit d'acide désoxyribonucléique (ADN) (GC 2011). Ce métabolite époxydique est possiblement produit aussi lors de la biotransformation de la quinoléine chez la truite arc-en-ciel (Bean *et al.* 1985).

### Toxicité pour les organismes aquatiques

Toutes les données pertinentes sur la toxicité pour les organismes aquatiques associée à la quinoléine ont fait l'objet d'un examen critique afin de déterminer si elles pouvaient être utilisées pour le calcul de recommandations pour la qualité de l'environnement. Les données relevées vont jusqu'à août 2015. Les données acceptables sur la toxicité à long terme de la quinoléine allaient de 160 à 63 000  $\mu\text{g/L}$ , les poissons et les invertébrés présentant la plus grande sensibilité et les algues la plus faible (tableau 3). Pour les poissons, les paramètres allaient d'une  $\text{CL}_{10}$  à 27 jours de 160  $\mu\text{g/L}$  pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Black *et al.* 1983) à une  $\text{CE}_{10}$  à 7 jours pour la biomasse de 12 800  $\mu\text{g/L}$  pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Maxxam Analytics 2015). Black *et al.* (1983) ont rapporté une  $\text{CL}_{50}$  de 7,5 mg/L pour l'achigan à grande bouche, comparativement à 11,0 mg/L pour la truite arc-en-ciel, mais n'ont pas fourni assez de données pour pouvoir calculer un paramètre acceptable. La sensibilité des invertébrés allaient d'une CSEO à 21 jours de 800  $\mu\text{g/L}$  pour la reproduction de *Daphnia magna* (Kuhn *et al.* 1989) à une  $\text{CL}_{10}$  à 17 à 22 jours de 22 000  $\mu\text{g/L}$  chez la physse *Physa gyrina* (Milleman et Ehrenberg 1982). Pour les algues, trois paramètres disponibles allaient de 38 000 à 63 000  $\mu\text{g/L}$ . Aucune donnée n'était disponible pour les amphibiens. La quinoléine ne devrait pas causer de toxicité photo-amplifiée (Bleeker *et al.* 1998, 2002).

### Toxicité pour les organismes vivant dans le sol

Toutes les données pertinentes sur la toxicité pour les organismes vivant dans le sol associée à la quinoléine ont fait l'objet d'un examen critique afin de déterminer si elles pouvaient être utilisées pour le calcul de recommandations pour la qualité de l'environnement. Des valeurs acceptables de toxicité pour les organismes vivant dans le sol due à une exposition directe au sol étaient disponibles pour six espèces de plantes et d'invertébrés, à savoir l'élyme lancéolé (*Elymus lanceolatus*), le trèfle des prés (*Trifolium pretense*), *Enchytraeus crypticus*, un nématode (*Caenorhabditis elegans*), le collembole (*Folsomia candida*) et le lombric (*Eisenia fetida*). Les paramètres à long terme allaient de 1,36 à 1948 mg/kg, les plantes présentant une sensibilité plus élevée que celle des invertébrés. À 1,36 mg/kg, une réduction de 10 % du poids sec des racines du trèfle des prés a été constatée suite à une exposition de 14 jours (Maxxam Analytics 2015), tandis qu'un effet de 50 % sur la reproduction d'*E. fetida* a été observé après une exposition de 28 jours à 1948 mg/kg (Kobeticova *et al.* 2008). Des concentrations létales médianes ( $\text{CL}_{50}$ ) à long terme étaient disponibles pour *F. candida* (81,1 à 537 mg/kg), *E. crypticus* (526,1 à 2093 mg/kg) et *E. fetida* (1993 mg/kg) (Kobeticova *et al.* 2008, Droge *et al.* 2006), mais elles n'ont pas été retenues pour l'ensemble des données, parce qu'elles représentent une létalité importante (50 % des organismes testés) à un niveau élevé, alors que d'autres paramètres plus intéressants étaient disponibles. Des paramètres à court terme incluaient une  $\text{CL}_{10}$  de 1122 mg/kg et une  $\text{CL}_{50}$  de 2500 mg/kg pour *C. elegans* (Sochova *et al.* 2007), mais ils n'ont pas été retenus pour le calcul de la RFQE, puisque ce sont des données à long terme qui sont requises.

### Calcul des recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

#### Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les eaux

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les eaux (RFQE<sub>eau</sub>) sont développées de préférence en suivant les protocoles<sup>1</sup> du CCME (2007). Le CCME a développé une recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux de 3,4 µg/L pour la quinoléine, basée sur le paramètre le plus faible auquel un facteur de sécurité a été appliqué et sur le protocole précédent du CCME (CCME 1999). ECCC a commandé des tests sur la toxicité aquatiques de la quinoléine (Maxxam Analytics 2015) afin de combler les lacunes dans les données et de satisfaire aux exigences minimales du CCME sur les données à long terme pour une recommandation de type A. La valeur révisée de cette RFQE<sub>eau</sub> tient compte des nouvelles données de toxicité et suit le plus récent protocole du CCME pour le calcul d'une recommandation (CCME 2007). La RFQE<sub>eau</sub> est une recommandation pour les écosystèmes aquatiques pour la protection de toute forme de vie aquatique pendant une période indéfinie d'exposition.

Une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) moyennée pour plusieurs modèles a été ajustée aux données de toxicité à long terme (figure 1 et tableau 3) en utilisant l'application Web ssdtools (version 0.0.3) (DeGarno 2018). Cette application permet d'ajuster les données de toxicité à plusieurs fonctions de distribution cumulatives (p. ex. log-normal, log-logistique, log-Gumbel, gamma, Weibull) et d'obtenir une DSE moyenne et une estimation de la CD<sub>5</sub> basée sur la qualité relative de l'ajustement obtenu pour chaque modèle. Plus de renseignements sur cette approche sont disponibles dans un document du CCME (2019). Dans le cas de la quinoléine, les données de toxicité sont le mieux ajustées grâce à une distribution gamma, suivie des distributions Weibull, log-normal, log-logistique et log-Gumbel. Le 5<sup>ème</sup> percentile de la DSE est de 150 µg/L (figure 1).

---

<sup>1</sup>Le CCME (2007) fournit deux approches pour le développement de recommandations pour la qualité des eaux, en fonction de la disponibilité et de la qualité de ces données. L'approche préférée consiste à utiliser la distribution statistique de toutes les données acceptables pour développer des recommandations de type A. La deuxième approche est basée sur l'extrapolation du paramètre de toxicité acceptable le plus faible pour développer des recommandations de type B. Pour de plus amples renseignements sur les exigences minimales en matière de données pour des recommandations du CCME, veuillez consulter le document du CCME de 2007.

Tableau 3. Paramètres de toxicité à long terme pour les organismes dulcicoles, utilisés pour l'élaboration des RFQE visant la quinoléine

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration dans l'eau (µg/L)	Référence
Truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	▲	CL <sub>10</sub> à 27 j <sup>a</sup>	160	Black <i>et al.</i> 1983
Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )	■	CSEO à 21 j (reproduction)	800	Kuhn <i>et al.</i> 1989
Amphipode ( <i>Hyalella azteca</i> )	■	CE <sub>20</sub> à 14 j (poids sec)	840	Maxxam Analytics 2015
Crapet arlequin ( <i>Lepomis macrochirus</i> )	▲	CL <sub>10</sub> à 21 j	1500	Maxxam Analytics 2015
Puce d'eau ( <i>Ceriodaphnia dubia</i> )	■	CE <sub>10</sub> à 6 j (reproduction)	8200	Maxxam Analytics 2015
Tête-de-boule ( <i>Pimephales promelas</i> )	▲	CE <sub>10</sub> à 7 j (biomasse)	12 800	Maxxam Analytics 2015
Physe ( <i>Physa gyrina</i> )	■	CL <sub>10</sub> à 17-22 j	22 000	Milleman et Ehrenberg 1982
Algue ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	●	CE <sub>10</sub> à 72 h (biomasse)	38 000	Kuhn et Pattard 1990
Algue ( <i>Desmodesmus subspicatus</i> )	●	CE <sub>50</sub> à 72 h (inhibition de la croissance)	60 900	Eisentraeger <i>et al.</i> 2008
Algue ( <i>Chlorella pyrenoidosa</i> )	●	CE <sub>10</sub> à 72 h (inhibition de la croissance)	63 000	Ramos <i>et al.</i> 1999

**Légende :** ▲ = Poisson; ■ = Invertébré; ● = Plante/algue

**Notes :** CL<sub>x</sub>/CE<sub>x</sub> = Concentration à laquelle il y a inhibition/effet sur un pourcentage X de la population;

CSEO = Concentration sans effet observé.

<sup>a</sup> L'exposition de 27 jours comprenait 23 jours de développement de l'embryon et 4 jours post-éclosion.



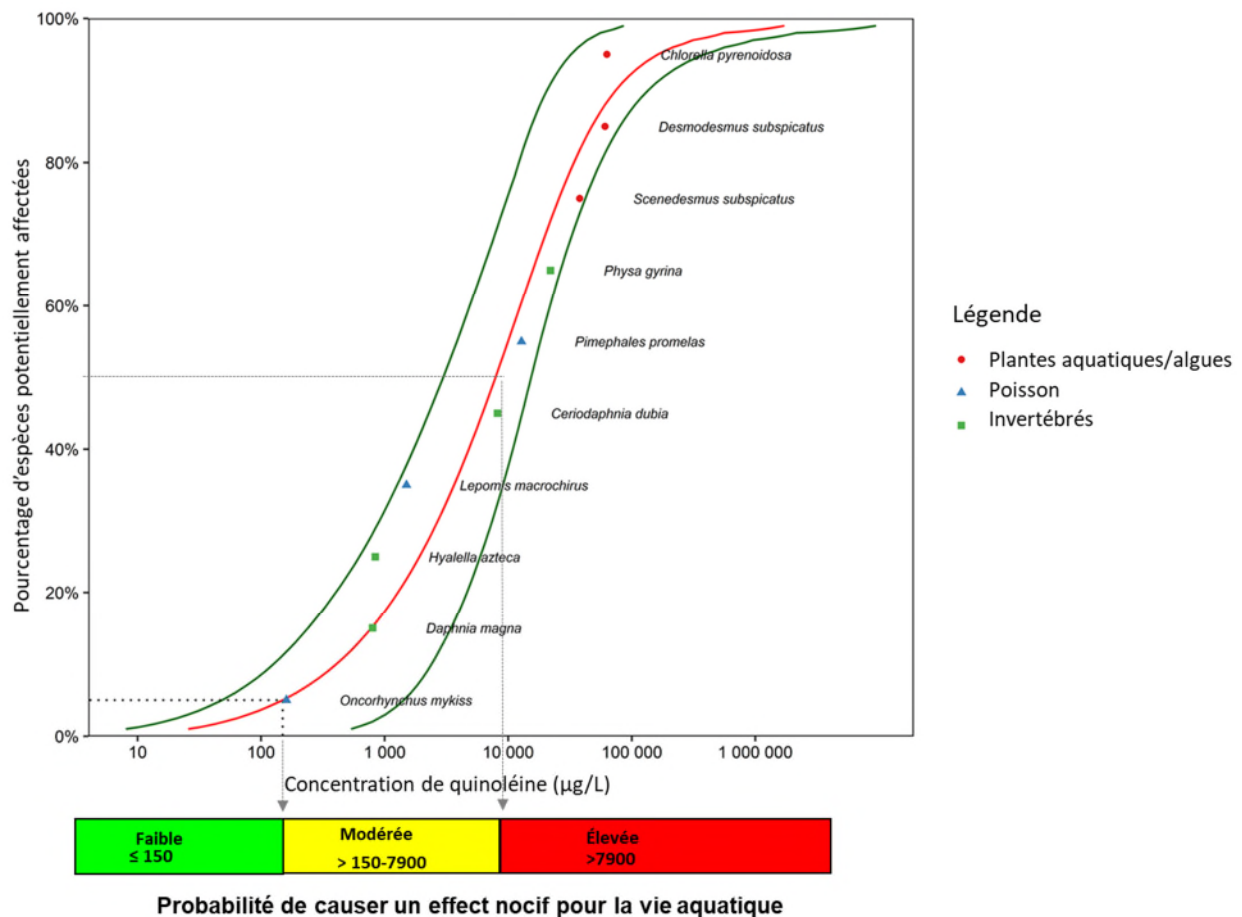


Figure 1 - Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique de la quinoléine et probabilité relative d'effets nocifs de la quinoléine sur des espèces d'eau douce.

Le 5<sup>ème</sup> percentile calculé à partir de la DSE (150 µg/L) est la RFQE<sub>eau</sub> pour la protection des organismes d'eau douce (figure 1). Cette recommandation représente la concentration à laquelle, ou inférieure à laquelle, la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique serait nulle ou faible. En plus de cette recommandation, deux autres gammes de concentrations sont fournies à des fins de gestion des risques. Aux concentrations > 5<sup>ème</sup> percentile et allant jusqu'au 50<sup>ème</sup> percentile de la DSE (c.-à-d. > 150 et allant jusqu'à 7900 µg/L), la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique est modérée. Aux concentrations supérieures au 50<sup>ème</sup> percentile (> 7900 µg/L), la probabilité d'effets nocifs est plus élevée. Les gestionnaires des risques peuvent trouver ces gammes de concentrations utiles pour définir des objectifs de gestion des risques à court terme ou provisoires pour un plan de gestion des risques en plusieurs étapes. Les gammes de concentrations modérées et supérieures peuvent également être utilisées pour établir des cibles provisoires moins protectrices pour les eaux dont la qualité est déjà fortement détériorée ou quand des considérations socio-économiques empêchent de se conformer à la RFQE<sub>eau</sub>.

### Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les eaux souterraines

Les méthodes utilisées pour calculer la Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement pour les eaux souterraines (RFQE<sub>ES</sub>) pour la protection des organismes d'eau douce dans des sites contaminés suivent les protocoles du CCME (2006, 2015). La RFQE<sub>ES</sub> présentement calculée protègent la vie aquatique dans les eaux de surface avoisinantes en cas de contact indirect avec des eaux souterraines contaminées qui se déplacent latéralement et se jettent dans un plan d'eau de surface en aval. Les recommandations pour la qualité des eaux souterraines pour la protection de la vie aquatique sont indépendantes de la classification de l'utilisation des terres. Cependant, des recommandations sont calculées séparément pour les sols à texture grossière et les sols à texture fine afin de refléter

les différences dans le transport dans les eaux souterraines entre les différents types de sols. Les recommandations fédérales pour la qualité des eaux souterraines pour la quinoléine sont calculées à l'aide des équations décrites dans des documents de la CCME (2006, 2015) et de paramètres par défaut du CCME (CCME 2006, 2015), ainsi que de plusieurs intrants chimiques spécifiques à la quinoléine. Un  $K_{CO}$  de 1819 a été retenu pour la quinoléine (GC 2011, Schuurmann *et al.* 2006). Une longue demi-vie de biodégradation de plus de 100 000 ans a été retenue comme hypothèse prudente, en raison du peu de données sur la biodégradation de la quinoléine. Pour les recommandations génériques, il est assumé que le plan d'eau de surface est situé à 10 m des eaux souterraines contaminées (CCME 2015). En établissant une recommandation pour la qualité des eaux de surface égale à la  $RFQE_{eau}$  et en utilisant les modèles et les paramètres par défaut du CCME (2006, 2015), tel que susmentionné, la  $RFQE_{ES}$  pour la quinoléine a été calculée à 130 µg/L pour les sols à texture grossière ou ceux à texture fine. La  $RFQE_{eau}$  et la  $RFQE_{ES}$  sont les mêmes pour les deux types de sol, en raison de l'hypothèse faite d'une demi-vie de biodégradation élevée en l'absence de données (c.-à-d. aucune biodégradation ne se produira à moins que les eaux souterraines s'approchent à moins de 10 m des eaux de surface, les recommandations pour la qualité des eaux souterraines dans les sols à texture grossière ou à texture fine sont donc égales à celle pour la qualité des eaux de surface).

### Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les sols

Les méthodes utilisées pour calculer les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les sols ( $RFQE_{sol}$ ) pour la quinoléine suivent celles du CCME (2006). Le CCME a établi un critère provisoire d'atténuation pour la quinoléine dans le sol de 0,1 mg/kg, uniquement pour les sols à usage agricole (CCME 1991). Les  $RFQE_{sol}$  présentées dans le présent document d'information tiennent compte des nouvelles données sur la toxicité et du plus récent protocole du CCME (CCME 2006). Les recommandations pour la qualité des sols sont calculées pour la protection de la fonction environnementale clé de quatre utilisations des terres : agricole, résidentielle/récréative, commerciale et industrielle. Une variété de voies d'exposition décrites dans un document du CCME (2006) ont été examinées en fonction des propriétés physicochimiques de la substance, telles que présentées dans le tableau 2. La voie d'exposition la plus sensible (la valeur la plus faible) est utilisée comme base pour la recommandation finale pour une utilisation donnée des terres. Étant donné ses propriétés physiques et chimiques, des  $RFQE_{sol}$  pour la quinoléine ont été calculées pour un contact direct avec le sol, la protection des consommateurs primaires lors de l'ingestion de sol et d'aliments, la protection de la vie aquatique en douce, la protection de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation, la protection des sites adjacents pouvant être contaminés par la migration hors site ou cycle des éléments nutritifs et de l'énergie. Pour certaines voies d'exposition, des données insuffisantes n'ont pas permis de calculer une recommandation, comme indiqué ci-dessous. Le présent document fournit des  $RFQE_{sol}$  pour la quinoléine pour la protection de l'environnement uniquement, et non pour la protection de la santé humaine.

### Contact avec le sol

Le calcul de recommandations pour la qualité de l'environnement pour le contact avec le sol ( $RFQE_{CS}$ ) repose sur des données toxicologiques pour des plantes vasculaires et des invertébrés du sol. ECCC a commandé des tests sur la toxicité de la quinoléine pour le sol auprès de Maxxam Analytics (Maxxam Analytics 2015) afin de combler les lacunes dans les données et de satisfaire aux exigences minimales du CCME sur les données. Les études en laboratoire ont permis d'obtenir des données sur la toxicité de la quinoléine à long terme pour deux espèces de plantes terrestres (le trèfle des prés et l'élyme lancéolé), et trois espèces d'invertébrés (l'enchytrée, le collembole et le lombric) (tableau 4). Un total de 34 paramètres acceptables « sans effet » (c.-à-d. CSEO et CE/CL/CI<sub>10</sub>) et « avec effet » (c.-à-d. CME0 et CE/CI<sub>50</sub>) ont été utilisés pour obtenir une distribution des données avec effet/sans effet en suivant l'approche du poids de la preuve du CCME (2006). Cette approche a été la méthode préférée pour laquelle les exigences sur les données ont été satisfaites (CCME 2006). Bien que les plantes et les invertébrés aient présenté différentes sensibilités à la quinoléine, il reste que les données sont insuffisantes pour les évaluer séparément et satisfaire quand même aux exigences du CCME sur les données. Par conséquent, les données ont été combinées, en suivant le protocole du CCME (2006). Le 25<sup>ème</sup> percentile de la distribution de la sensibilité des espèces estimée ( $DSEE_{25}$ ) était de 3,1 mg/kg de sol (figure 2). La valeur pour le contact avec le sol pour une utilisation agricole ou résidentielle/récréative est la concentration seuil entraînant un effet (CSE), qui correspond à au rapport  $DSEE_{25}/\text{facteur d'incertitude} = 3,1/2 = 1,6$  mg/kg. Un facteur d'incertitude de 2 a été appliqué parce qu'il n'y avait que trois études à long terme (l'exigence minimale) disponibles et que plus de 50 % des données provenaient d'études de toxicité réalisées dans des conditions de faible biodisponibilité. La valeur pour le contact avec le sol pour des utilisations commerciales ou industrielles des terres est la concentration entraînant un effet – faible, égale à la  $DSEE_{50}$  (50<sup>ème</sup> percentile de la  $DSEE$ ), soit 9,9 mg/kg (figure 2). Veuillez noter que les recommandations pour le contact avec

le sol sont basées sur les sols à texture grossière et applicables à ces sols. Si les recommandations pour le contact avec le sol sont appliquées aux sols à texture fine, elles ne seraient considérées que provisoires.

Tableau 4 - Paramètres de toxicité utilisés pour la distribution de la sensibilité des espèces estimée afin de calculer la valeur pour le avec le sol pour des utilisations agricoles, résidentielles/récréatives, commerciales ou industrielles pour la quinoléine

Espèce	Famille	Paramètre	Concentration avec effet (mg/kg sol sec)	Référence
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 14 j, poids sec des racines	1,36	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 21 j, poids sec des racines	1,52	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 21 j, longueur des racines	1,65	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CSEO à 14 j, longueur des pousses	1,65	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 21 j, poids sec des pousses	2,03	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 14 j, longueur des racines	2,35	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>10</sub> à 21 j, longueur des pousses	2,52	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CME0 à 14 j, longueur des pousses	3,1	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CSEO à 14 j, poids sec des pousses	3,1	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CI <sub>50</sub> à 14 j, poids sec des racines	4,7	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>50</sub> à 21 j, poids sec des racines	4,96	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CME0 à 14 j, longueur des racines	5,32	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CME0 à 14 j, poids sec des pousses	5,32	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>50</sub> à 21 j, poids sec des pousses	5,93	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CI <sub>50</sub> à 21 j, longueur des racines	7,55	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CSEO à 14 j, levée	9,67	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CE <sub>10</sub> à 21 j, levée	9,7	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CME0 à 21 j, longueur des pousses	10,1	Maxxam Analytics 2015
Trèfle des prés ( <i>Trifolium pratense</i> )	Plante	CE <sub>50</sub> à 14 j, levée	16,5	Maxxam Analytics 2015
Élyme lancéolé ( <i>Elymus lanceolatus</i> )	Plante	CE <sub>50</sub> à 21 j, levée	38	Maxxam Analytics 2015
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CE <sub>10</sub> à 28 j, reproduction	60,6	Droge <i>et al.</i> 2006
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CL <sub>10</sub> à 28 j, survie	69,9	Droge <i>et al.</i> 2006
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CE <sub>50</sub> à 28 j, reproduction	75	Droge <i>et al.</i> 2006

## Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Quinoléine

Espèce	Famille	Paramètre	Concentration avec effet (mg/kg sol sec)	Référence
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CE <sub>10</sub> à 28 j, reproduction	118	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CE <sub>10</sub> à 28 j, reproduction	181	Droge <i>et al.</i> 2006
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CE <sub>50</sub> à 28 j, reproduction	230	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CE <sub>10</sub> à 28 j, reproduction	253	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CE <sub>50</sub> à 28 j, reproduction	272	Droge <i>et al.</i> 2006
Collembole ( <i>Folsomia candida</i> )	Invertébré	CL <sub>10</sub> à 28 j, survie	385	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CL <sub>10</sub> à 28 j, survie	398,3	Droge <i>et al.</i> 2006
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CE <sub>50</sub> à 28 j, reproduction	990	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Lombric ( <i>Eisenia fetida</i> )	Invertébré	CE <sub>10</sub> à 28 j, reproduction	1641	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Enchytrée ( <i>Enchytraeus crypticus</i> )	Invertébré	CL <sub>10</sub> à 28 j, survie	1889	Kobeticova <i>et al.</i> 2008
Lombric ( <i>Eisenia fetida</i> )	Invertébré	CE <sub>50</sub> à 28 j, reproduction	1948	Kobeticova <i>et al.</i> 2008

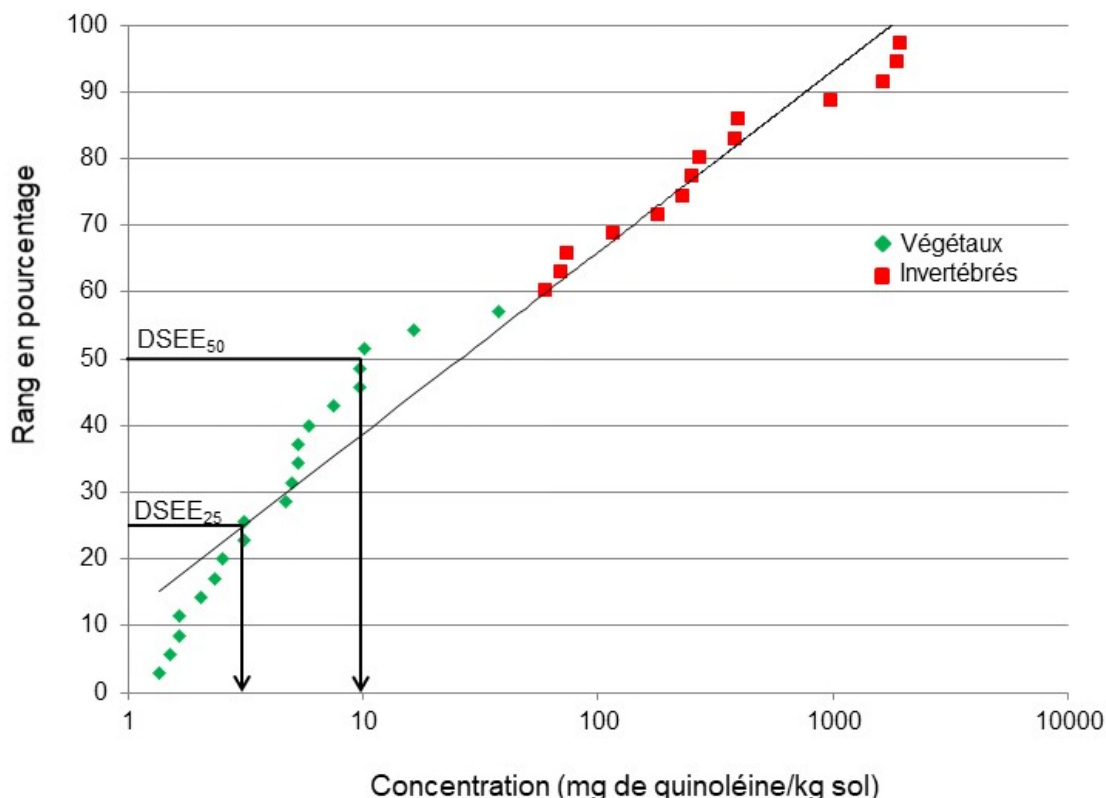


Figure 2 - Distribution de la sensibilité des espèces estimée (DSEE) (rang en pourcentage des données de concentration avec effet et sans effet) à la quinoléine pour les plantes et les invertébrés terrestres, indiquant la DSEE<sub>25</sub> et la DSEE<sub>50</sub>.

### Ingestion de sol et d'aliments

La quinoléine ne devrait pas être bioamplifiée (GC 2011), les RFQE<sub>sol</sub> pour les sols à utilisation agricole ne tiennent compte que de l'exposition des consommateurs primaires du réseau trophique. Les consommateurs secondaires et tertiaires ne sont pas pris en compte pour l'utilisation agricole des terres. L'exposition de récepteurs écologiques au contaminant due à l'ingestion de sol et d'aliments n'est pas prise en compte pour des utilisations résidentielles/récréatives, commerciales ou industrielles des terres.

Les exigences minimales du CCME sur les données pour le calcul d'une recommandation pour l'ingestion de sol ou d'aliments sont satisfaites par trois études, dont deux études réalisées sur des mammifères exposés par voie orale et une étude sur des oiseaux exposés par voie orale (CCME 2006). Une seule étude en laboratoire sur des rongeurs peut être utilisée pour satisfaire aux exigences sur les mammifères. Les seuls paramètres de toxicité par voie orale disponibles pour la quinoléine comprennent deux paramètres relatifs au rat, à savoir la DL<sub>50</sub> la plus faible par voie orale de 331 mg/kg pc (Marhold 1986, mentionné dans GC 2011) et la DMEO la plus faible, non néoplasique, par voie orale de 25 mg/kg pc par jour (Hirao *et al.* 1976, mentionné dans GC 2011). Les exigences sur les données pour cette voie d'exposition n'étant pas satisfaites, aucune recommandation pour la qualité des sols pour l'ingestion de sol ou d'aliments ne peut être calculée pour la quinoléine.

### Protection de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation

Les contaminants qui migrent vers les eaux souterraines peuvent affecter la qualité de l'eau dans les mares-réservoirs ou les puits d'eau utilisés pour l'abreuvement du bétail ou l'irrigation des cultures. Ces voies d'exposition ne s'appliquent qu'à l'utilisation agricole des terres. La détermination des recommandations pour la qualité des sols pour la protection de l'eau d'abreuvement du bétail (RFQE<sub>EAB</sub>) et de l'eau d'irrigation (RFQE<sub>EI</sub>) fait appel à l'application du même modèle utilisé pour les RFQE<sub>ES</sub>. Cependant, le transport au travers de la zone saturée n'est pas pris en compte.

Les recommandations sont calculées en utilisant dans le modèle une concentration admissible dans les eaux souterraines réceptrices égale à celle utilisée pour les recommandations pour la protection de l'eau d'abreuvement du bétail et de l'eau d'irrigation du CCME (1999). Si une recommandation pour l'eau d'abreuvement du bétail n'est pas disponible, une valeur seuil pour l'eau d'abreuvement du bétail peut être obtenue au moyen de l'équation suivante :

$$SEAB = DSJE \times pc / VIE$$

Où:

SEAB = valeur seuil calculée pour l'eau d'abreuvement du bétail

DSJE = dose seuil journalière avec effet pour le bétail (mg quinoléine/kg pc/jour)

pc = poids corporel du bétail (kg) = 550 kg pour les bovins (CCME 2000)

VIE = vitesse d'ingestion d'eau du bétail (L/jour) = 100 L/jour pour les bovins (CCME, 2000)

Aucune recommandation canadienne pour la qualité des eaux pour l'abreuvement du bétail n'est disponible pour la quinoléine. De plus, une SEAB pour le bétail ne peut pas être calculée, car il n'existe aucune donnée sur la DSJE. Par conséquent, l'information est insuffisante pour calculer une recommandation pour la qualité des sols pour la protection de l'eau d'abreuvement du bétail pour la quinoléine. Aucune recommandation pour la protection de l'eau d'irrigation pour la quinoléine n'étant disponible, le calcul d'une recommandation pour la qualité des sols pour la protection de l'eau d'irrigation n'est pas requis.

### Protection de la vie en eau douce

Les contaminants présents dans le sol peuvent migrer vers les eaux souterraines. S'il y a des plans d'eau de surface (ruisseaux, rivières, fleuves, lacs, etc.) à proximité, la vie aquatique dans ces plans d'eau de surface peut être affectée par les contaminants, plus particulièrement si un aquifère perméable reliant la contamination au plan d'eau de surface. La recommandation pour la qualité des sols pour la protection de la vie en eau douce, RFQE<sub>VED</sub> est calculée au moyen du modèle décrit dans les documents du CCME (2006, 2015), un modèle composé de quatre éléments :

- 1) la répartition des contaminants du sol vers l'eau interstitielle (facteur de dilution 1 ou FD1);
- 2) la migration des contaminants à travers la zone insaturée vers la surface des eaux souterraines. Pour le calcul de recommandations génériques, les contaminants sont assumés être en contact avec les eaux souterraines, donc cet élément n'a aucun effet (FD2);
- 3) la dilution et le mélange des contaminants dans l'aquifère d'eau souterraine (FD3);
- 4) le transport des contaminants à travers de la zone saturée jusqu'au récepteur (FD4).

La RFQE<sub>VED</sub> est calculée en entrant dans le modèle une concentration admissible dans les eaux souterraines réceptrices égale à la recommandation pour la protection de la vie eau douce. La RFQE<sub>VED</sub> peut être calculée en multipliant la concentration admissible dans les eaux souterraines réceptrices (ou la recommandation pour la protection de la vie en douce) par FD, avec  $FD = FD1 \times FD2 \times FD3 \times FD4$ . Pour le développement d'une recommandation générique, il est assumé que le plan d'eau est situé à 10 m du sol contaminé. Les intrants du modèle spécifiques de la chimie de la quinoléine comprenaient un  $K_{CO}$  de 1819 (GC 2011, Schuurmann *et al.* 2006), une constante de Henry de 0,169 Pa·m<sup>3</sup>/mol (GC 2011, Mackay *et al.* 1999), qui est convertir en une constante de de Henry sans dimension de 7,6 E-05, et une biodégradation établie à 100 000 ans, comme valeur prudente étant donné le peu de données sur la demi-vie de la quinoléine dans la zone insaturée et l'aquifère. L'équation pour le transport vers la zone saturée (FD4) est dépendante du temps, et le temps a été déterminé par itération en résolvant l'équation jusqu'à l'état d'équilibre, qui était de 1200 ans. En utilisant ces paramètres chimiques spécifiques ainsi que des paramètres par défaut du CCME (CCME 2006, 2015), nous avons calculé que la RFQE<sub>VED</sub> pour le sol permettant de prévenir une concentration de

quinoléine, ayant pu migrer dans le sol et les eaux souterraines, supérieure à la recommandation pour la qualité des eaux de surface était de 3,9 mg/kg pour le sol à texture grossière et de 2,9 mg/kg pour le sol à texture fine.

### **Cycle des éléments nutritifs et de l'énergie**

Les processus qui se produisent dans le sol, comme la décomposition, la respiration et le cycle des éléments nutritifs, sont des éléments importants de la fonction environnementale du sol. Ces processus peuvent être affectés par la présence de contaminants et, par conséquent, devraient être pris en compte pour le développement des recommandations pour la qualité des sols. La CCME (2006) a souligné les procédures pour déterminer la recommandation pour la qualité des sols pour la protection du cycle des éléments nutritifs et de l'énergie (RFQE<sub>SCENE</sub>). La RFQE<sub>SCENE</sub> est incorporée comme mécanisme de vérification. Aucune donnée pertinente n'étant disponible pour cette voie d'exposition, aucune recommandation pour la protection du cycle des éléments nutritifs et de l'énergie ne peut être calculée.

### **Protection contre la migration en dehors du site**

En calculant des RFQE pour les sols, la voie de contact avec le sol pour les sites commerciaux et industriels ne tient compte que du contact des récepteurs de l'environnement avec le sol du site. Cependant, l'érosion des sols par le vent et l'eau et les dépôts qui en résultent ont pour effet de transférer des sols contaminés d'un site vers un autre. Le CCME (2006) a décrit un modèle tenant compte de ce déplacement des sols d'un site commercial ou industriel pour protéger un site agricole adjacent, plus sensible. Étant donné la nature imprécise reconnue de ce modèle et l'incertitude associée aux paramètres d'entrée, cette voie d'exposition est considérée comme mécanisme de vérification.

Au moyen de l'équation universelle de perte du sol et de l'équation d'érosion éolienne, nous avons calculé la concentration dans un sol érodé d'un site commercial ou industriel qui entraînerait une augmentation de la concentration des contaminants dans le sol récepteur d'une propriété adjacente égale à la recommandation pour les terres agricoles pour une durée spécifiée. Cette concentration a été appliquée en tant que recommandation pour la qualité des sols pour la protection contre la migration hors site (RFQE<sub>SMH-E</sub>).

$$RFQE_{SMH-E} = (14,3 \times RFQE_{sagr}) - (13,3 \times CFC)$$

Avec:

RFQE<sub>sagr</sub> = recommandation pour la qualité des sols pour la protection des terres agricoles (en mg/kg) = 1,6 mg/kg

CFC = concentration de fond du contaminant dans le sol récepteur (en mg/kg)

Les concentrations de fond de quinoléine dans le sol de 34 sites sans contamination historique connue, en Alberta, à Terre-Neuve et en Colombie-Britannique, étaient inférieures à la limite de détection (< 0,05 mg/kg) (Kelly-Hooper *et al.* 2014, correspondance de l'auteur). Aucune autre information sur les concentrations de fond de quinoléine dans le sol n'était disponible. Par conséquent, en utilisant une valeur de zéro comme concentration de fond de quinoléine dans le sol, la RFQE<sub>SMH-E</sub> a été estimée comme suit :

$$RFQE_{SMH-E} = (14,3 \times 1,6) - (13,3 \times 0) = 22,88 \text{ mg/kg.}$$

Par conséquent, la RFQE<sub>SMH-E</sub> est de 23 mg quinoléine/kg sol.

### **Recommandations fédérales finales pour la qualité des sols**

La recommandation fédérale finale pour la qualité des sols est basée sur la valeur la plus basse produite pour chacune des quatre utilisations des terres : agricole, résidentielle/récréative, commerciale et industrielle. Les valeurs calculées pour la protection de la vie en eau douce sont les plus sensibles pour les utilisations agricoles et résidentielles/récréatives des terres. Les recommandations fédérales pour la qualité des sols finales sont donc de 1,6 mg/kg pour des utilisations agricoles et résidentielles/récréatives et, pour des utilisations industrielles ou commerciales, de 2,9 mg/kg pour des sols fins et de 3,9 mg/kg pour des sols grossiers.

### Références

- Bean R.M., Dauble D.D., Thomas B.L., Hanf R.W. Jr. et Chess E.K.; 1985; Uptake and biotransformation of quinoline by rainbow trout; *Aquat. Toxicol.*, 7, p. 221–239 [disponible en anglais seulement].
- Black J.A., Birge W.J., Westerman A.G. et Francis P.C.; 1983; Comparative aquatic toxicology of aromatic hydrocarbons; *Fundam. Appl. Toxicol.*, 3, p. 353–358 [disponible en anglais seulement].
- Bleeker E.A.J., van der Geest H.G., Kraak M.H.S., de Voogt P. et Admiraal W.; 1998; Comparative ecotoxicity of NPAHs to larvae of the midge *Chironomus riparius*; *Aquat. Toxicol.*, 41, p. 51-62 [disponible en anglais seulement].
- Bleeker E.A.J., Pieters B.J., Wiegman S., et Kraak M.H.S.; 2002; Comparative (photoenhanced) toxicity of homocyclic and heterocyclic PACs; *Polycyclic Aromat. Compd.*, 22, p. 601-610 [disponible en anglais seulement].
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1991; Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Rapport CCME EPC-CS34. CCME, Winnipeg, MB.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1999; Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. CCME, Winnipeg, MB.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2000; Canada-wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in soil: Scientific rationale- Supporting technical document; CCME, Winnipeg (tel que cité en référence dans le document du CCME de 2006) [disponible en anglais seulement].
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2006; Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB.
- [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. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB [disponible en anglais seulement].
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2015; Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux souterraines pour utilisation sur les sites contaminés. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB [disponible en anglais seulement].
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2019; Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: manganese; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB [disponible en anglais seulement].
- Clemo G.R.; 1973; Some aromatic basic constituents in coal soot; *Tetrahedron*, 29, p. 3987-3990 [disponible en anglais seulement].
- Dalgarno S.; 2018; ssdtools: A Shiny Web App to Analyse Species Sensitivity Distributions; prepare par Poisson Consulting pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; disponible en ligne à : <https://bcgov-env.shinyapps.io/ssdtools/> (viewed 2020-05-15)[disponible en anglais seulement].
- Droge T.J., Paumen M.L., Bleeker E.A.J., Kraak M.H.S. et van Gestel C.A.M.; 2006; Chronic toxicity of polycyclic aromatic compounds to the springtail *Folsomia candida* and the enchytraeid; *Enchytraeus crypticus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25(9), p. 2423-2431 [disponible en anglais seulement].
- Eisentraeger A., Brinkmann C., Hollert H., Sagner A., Tiehmann A. et Neuwoehner J.; 2008; Heterocyclic compounds: toxic effects using algae, daphnids, and the *Salmonella*/microsome test taking methodical quantitative aspects into account; *Environ. Toxicol. Chem.*, 27(7), p. 1590–1596 [disponible en anglais seulement].
- [EC] Environnement Canada; 1988; Coal tar waste sites; Toronto (ON) : ministère ontarien de l'Environnement, Direction générale de la gestion des déchets [disponible en anglais seulement].
- [EC] Environnement Canada; 1999; Strategic options for the management of CEPA-toxic substances from the wood preservation sector. Vol. I. Final report from the Issue Table, National Office of Pollution Prevention; 78 p. [disponible en anglais seulement].
- [EC] Environnement Canada; 2001; Données recueillies en vertu de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999, article 71 : Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances; Données préparées par : Environnement Canada, Programme des substances existantes.
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2001; Toxicological Review of Quinoline. Septembre 2001; EPA/635/R-01/005 [disponible en anglais seulement].
- Finley K.T. ; 1996 ; Quinolines and isoquinolines; dans Kroschwitz J.I., Howe-Grand M., éditeurs, Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Toxicology, 2ème édition, vol. 20. . New York (NY): John Wiley and Sons, p. 768–799 [disponible en anglais seulement].
- Futakuchi M., Hasegawa R., Yamamoto A., Cui L., Ogiso T., Ito N. et Shirai T.; 1996; Low susceptibility of the spontaneously hypertensive rat (SHR) to quinoline-induction of hepatic hemangioendothelial sarcomas; *Cancer Lett.*, 104, p. 37–41 [disponible en anglais seulement].
- Golder Associates Ltd; 1987; Testing of specific organic compounds in soils in background urban areas: Port Credit and Oakville/Burlington, Ontario; article de travail pour Shell Canada Ltd et Texaco Canada Ltd, rapport 861-1516/871-1123 [disponible en anglais seulement].
- [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, no. 3.



- [GC] Gouvernement du Canada; 2000; [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation](#); C.P. 2000-348, 29 mars 2000, DORS/2000-107.
- [GC] Gouvernement du Canada; 2011; [Rapport d'évaluation préalable. Quinoléine. Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 91-22-5](#); Environnement Canada, Santé Canada, novembre 2011 [consulté le 4 juin 2018].
- Hasegawa, R., Furukawa F., Toyoda K., Sato H., Imaida K. et Takahashi M.; 1989; Sequential analysis of quinoline-induced hepatic hemangioperithelioma development in rats; *Carcinogenesis*, 10, p. 711–716 [disponible en anglais seulement].
- Hirao, K., Shinohara Y., Tsuda H., Fukushima S., Takahashi M. et Ito N.; 1976; Carcinogenic activity of quinoline on rat liver; *Cancer Res.*, 36, p. 329–335 [disponible en anglais seulement].
- [HSDB] [Hazardous Substances Data Bank](#) [base de données Internet]; 1983; Quinoline; Bethesda (MD): National Library of Medicine (US) [révisé le 14 février 2003, cité en septembre 2009], disponible à : <https://www.nlm.nih.gov/databases/download/hsdb.html> (viewed 2020-05-15) [disponible en anglais seulement].
- [INRP] Inventaire national des rejets de polluants; 2014; Gatineau (QC) : Environnement Canada, année 2014 [consulté en mai 2016]; <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/pollution-gestion-dechets/inventaire-national-rejets-polluants.html>
- KaussP.B. et Hamdy Y.S.; 1991; Polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments and caged mussels of the St. Marys River, 1985; *Hydrobiologia*, 219, p. 37–62 [disponible en anglais seulement].
- Kelly-Hooper F., Farwell A.J., Pike G., Kennedy J., Wang Z., Grunsky E.C. et Dixon D.G.; 2014; Field survey of Canadian background soils: Implications for a new mathematical gas chromatography-flame ionization detection approach for resolving false detections of petroleum hydrocarbons in clean soils; *Environ. Chem.*, 33(8), p. 1754-1760. Documentation d'appui sur les concentrations de quinoléine fournie dans la correspondance de l'auteur en mai 2016 [disponible en anglais seulement].
- Kobeticová K., Bezchlebová J., Lána J., Sochová I., et Hofman J.; 2008; Toxicity of four nitrogen-heterocyclic polyaromatic hydrocarbons (NPAHs) to soil organisms; *Ecotox. Environ. Safety*, 71, p. 650-660 [disponible en anglais seulement].
- Kochany J., et Maguire R.J.; 1994; Photodegradation of quinoline in water; *Chemosphere*, 28, p. 1097–1110 [disponible en anglais seulement].
- Kühn R., Pattard M., Pernak K.-D. et A Winter ; 1989; Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia Magna* in the 21 day reproduction test; *Water Res.*, 23, p. 501-510 [disponible en anglais seulement].
- Kühn R. et Pattard M.; 1990; Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test; *Water Res.*, 24(1), p. 31-38 [disponible en anglais seulement].
- Loring D.H., Milligan T.G., Willis D.E. et Saunders K.S.; 1998; Metallic and organic contaminants in sediments of the St. Croix estuary and Passamaquoddy Bay; *Can. Tech. Rep. Fish Aquat.Sci.*, 2245, p. 1–44 [disponible en anglais seulement].
- Mackay D., Shiu W.-Y., et Ma K.-C.; 1999; Physical-chemical properties and environmental fate handbook [livre avec CD-ROM]; Chapman & Hall/CRCnetBase [disponible en anglais seulement].
- Marhold J.; 1986; *Prehled prumyslove toxikologie: organické látky*, vol. 2; Prague (Tchécoslovaquie): Avicenum, p. 848 [disponible en anglais seulement].
- Marsalek J. et Schroeter H.; 1988; Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes basin; *Water Pollut. Res. J. Can.*, 23(3), p. 360–378 [disponible en anglais seulement].
- Maxxam Analytics; 2015; Amended Final Report: Aquatic and Terrestrial Toxicity Testing of Quinoline Using OECD and Environnement Canada Methods; rapport commandé par Environnement Canada — Division des nouvelles priorités; préparé par Maxxam Analytics Ecotoxicology Group, Burnaby, C.-B., projet 2-11-14019, juin 2015, 519 p. [disponible en anglais seulement].
- McNeil D.; 1981; High-temperature coal tar; dans Elliott M.A., éditeur, *Chemistry of coal utilization*, 2nd suppl. vol., New York (NY): John Wiley and Sons, p. 1003–1083 [disponible en anglais seulement].
- Merriman J.C.; 1988; Distribution of organic contaminants in water and suspended solids of the Rainy River (Canada, USA); *Water Pollut. Res. J. Can.*, 23(4), p. 590–601 [disponible en anglais seulement].
- Millemann R.E. et Ehrenberg D.S.; 1982; Chronic toxicity of the azaarene quinoline, a synthetic fuel component, to the pond snail *Physa gyrina*; *Environ. Technol. Lett.*, 3, p. 193-198 [disponible en anglais seulement].
- Neuwoehner J., Reineke A.-K., Hollender J. et Eisentraeger A.; 2009; Ecotoxicity of quinoline and hydroxylated derivatives and their occurrence in groundwater of a tar-contaminated field site; *Ecotox. Environ. Safety*, 72, p. 819–827 [disponible en anglais seulement].
- Onuska F.I., et Terry K.A.; 1989; Identification and quantitative analysis of nitrogen-containing polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments; *J. High Resol. Chromatogr.*, 12, p. 362–367 [disponible en anglais seulement].
- Ramos E.U., Vaes W.H.J., Mayer P., et Hermens J.L.M.; 1999; Algal growth inhibition of *Chlorella pyrenoidosa* by polar narcotic pollutants: toxic cell concentrations and QSAR modeling; *Aquat. Toxicol.*, 46, p. 1-10 [disponible en anglais seulement].
- [RIFM] Research Institute for Fragrance Materials Inc.; 2003; Quinoline; dans *Monographs with cross reference list [CD ROM]*; Hackensack (NJ): Research Institute for Fragrance Materials Inc. [disponible en anglais seulement].
- Schuurmann G., Ebert R.-U, et Kuhne R.; 2006; Prediction of the sorption of organic compounds into soil organic matter from molecular structure; *Environ. Sci. Technol.*, 40, p. 7005-7011 [disponible en anglais seulement].
- Shinohara Y., Ogiso T., ananouchiM. Nakanishi H, K., Yoshimura T. et Ito N.; 1977; Effect of various factors on the induction of liver tumors in animals by quinolone; *Gann*, 68, p. 785–796 [disponible en anglais seulement].
- Smith J.H., Mabey W.R., Bohonos N., Holt B.R., Lee S.S, Chou T.-W., Bomberger D.C et Mill T.; 1978; Environmental pathways of selected chemicals in freshwater systems. Part II: Laboratory studies; Athens (GA): US Environmental

- Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory. 432 p., rapport EPA-600/7-78-074 [disponible en anglais seulement].
- Sochová I., Hofman J. et Holoubek I.; 2007; Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*; *Environ. Int.*, 33, p. 798-804 [disponible en anglais seulement].
- Talcott R., Hollstein M. et Wei E.; 1976; Mutagenicity of 8-hydroxyquinoline and related compounds in the *Salmonella typhimurium* bioassay; *Biochem. Pharmacol.*, 25, p. 1323-1328 [disponible en anglais seulement].
- Webber M.D.; 1994; Industrial organic compounds in selected Canadian municipal sludges and agricultural soils; rapport final pour la Land Resource Division, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Burlington (ON) : Environnement Canada, Centre de technologie des eaux usées, 100 p. [disponible en anglais seulement].
- Zhu J., Yang X., Newhook R. et Marro L.; 2005; Overview of retro-analyses of selected chemicals in thermal desorption samples from Ottawa air study; rapport interne de Santé Canada, Laboratoire des contaminants atmosphériques, Division de l'exposition et de la biosurveillance, Santé Canada [disponible en anglais seulement].

### Liste des abréviations

- ADN — acide désoxyribonucléique
- CAS — Chemical Abstract Service
- CCME — Conseil canadien des ministres de l'environnement
- CE<sub>x</sub> — concentration entraînant un effet chez x % des espèces testées
- CI<sub>x</sub> — concentration inhibitrice chez x % des espèces testées
- CL<sub>x</sub> — concentration létale chez x % des espèces testées
- CMEO — concentration minimale entraînant un effet observé
- CSE — concentration seuil entraînant un effet
- CSEO — concentration sans effet observé
- DL<sub>x</sub> — dose létale chez x % des espèces testées
- DMEO — dose minimale entraînant un effet observé
- DSE — distribution de la sensibilité des espèces
- DSEE<sub>x</sub> — distribution de la sensibilité des espèces estimée au *x*ème percentile de la distribution
- DSJE — dose seuil journalière avec effet
- FBC — facteur de bioconcentration : le rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme avec la concentration du composé dans le milieu d'exposition (p. ex., sol ou eau)
- FD — facteur de dilution
- HAP — hydrocarbures aromatiques polycycliques
- INRP — Inventaire national des rejets de polluants
- K<sub>CO</sub> — coefficient de partage carbone organique-eau
- K<sub>OE</sub> — coefficient de partage octanol-eau
- LCPE — *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
- pc — poids corporel
- PGPC — Plan de gestion des produits chimiques
- REP — rapport d'évaluation préalable
- RFQE<sub>eau</sub> — Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les eaux
- RFQE — Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
- RFQE<sub>VED</sub> — Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour la protection de la vie en eau douce
- RFQE<sub>sol</sub> — Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les sols
- SEAB — seuil pour l'eau d'abreuvement du bétail
- VIE — vitesse d'ingestion d'eau