



Environment
Canada

Environnement
Canada

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

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

Alcanes chlorés

Environnement et Changement climatique Canada

Date de publication :

Mai 2016

Introduction

Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent des points de référence relatifs à la qualité de l'environnement. Ces RFQE sont établies uniquement en fonction des effets ou des risques toxicologiques des substances ou des groupes de substances précis. En effet, elles ont trois fonctions. En premier lieu, les RFQE 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 déterminer l'importance des concentrations des substances chimiques retrouvées actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Et en troisième lieu, elles peuvent servir de mesures de rendement des activités de gestion des risques. Le recours aux RFQE est volontaire, à moins que celles-ci ne soient prévues par un permis ou d'autres outils de réglementation. Par conséquent, ces RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne constituent pas des limites d'effluents ou des valeurs « à ne jamais dépasser », mais elles peuvent être utilisées dans le calcul de ces limites. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement et Changement climatique, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. La présente fiche d'information décrit les RFQE pour des eaux, des sédiments et de l'alimentation des mammifères sauvages afin de protéger la vie aquatique et des mammifères qui en consomment des effets nocifs des alcanes chlorés (AC) (tableau 1). La fiche d'information sur les alcanes chlorés a été largement élaborée en tenant compte de l'évaluation préalable menée dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du Canada (Gouvernement du Canada, 2008) avec les données et les renseignements mis à jour jusqu'à avril 2010.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les alcanes chlorés

| Homologue | Eau ($\mu\text{g/L}$) | Tissus de poissons ($\mu\text{g/g}$ de lipides) | Sédiments* (mg/kg en poids sec) | Régime alimentaire des mammifères et de la faune (mg/kg en poids humide de nourriture)** |
|-----------|-------------------------|--|---------------------------------|--|
| ACCC | 2,4 | 2,7 | 1,8 | 18 |
| ACCM | | 0,76 | 5,4 | 0,54 |
| ACCL | | – | 100 ^a | 18 ^b , 770 ^c |

ACCC = Alcanes chlorés à courte chaîne (C_{10-13})
 ACCM = Alcanes chlorés à chaîne moyenne (C_{14-17})
 ACCL = Alcanes chlorés à chaîne longue (C_{218})
 ps = poids sec; ph = poids humide
 *Valeurs normalisées selon un contenu en carbone organique de 1 %.
 **La Recommandation sur l'alimentation des mammifères sauvages vise la protection des mammifères qui consomment le biote aquatique. Elle est la concentration d'un TBBPA dans le biote aquatique, exprimé sur la base du poids corporel humide qui pourrait être consommé par la faune terrestre ou semi- aquatique.
^a C_{18-20} liquide; ^b $\text{C}_{>20}$ liquide; ^c $\text{C}_{>20}$ solide

Identité de la substance

Les alcanes chlorés (CA), aussi appelés paraffines chlorées, sont des hydrocarbures chlorés (n-alcanes) qui ont des chaînes de carbone de 10 à 38 atomes et dont la teneur en chlore en poids varie de 30 à 70 % (Gouvernement du Canada, 2008). Les alcanes chlorés dont les chaînes de carbone comprennent de 10 à 13 atomes sont des « alcanes chlorés à courte chaîne » (ACCC), ceux dont les chaînes comprennent de 14 à 17 atomes de carbone sont des « alcanes chlorés à chaîne moyenne » (ACCM) et ceux dont les chaînes comprennent au moins 18 atomes de carbone sont des « alcanes chlorés à chaîne longue » (ACCL). Les ACCL sont divisés en deux catégories en fonction de la longueur de leur chaîne : (i) les ACCL liquides C_{18-20} et $\text{C}_{>20}$ (appelés ACCL liquides) et (ii) les ACCL solides $\text{C}_{>20}$ (Gouvernement du Canada, 2008). La chloration de la matière de base de n-alcane donne lieu à des mélanges très complexes, en raison des nombreuses positions possibles de remplacement des atomes de chlore, et aussi les n-alcanes peuvent contenir des alcanes ramifiés et des substances aromatiques. Les méthodes analytiques normalisées ne permettent pas leur séparation ni leur identification (Gouvernement du Canada, 2008). Dans le cas des

ACCM, ces mélanges contiennent des alcanes de C₁₄₋₁₇ avec généralement quatre à neuf atomes de chlore (c.-à-d., environ 40 à 60 % de chlore en poids). Pour les ACCL, il y a une gamme plus grande de pourcentages de chlore possibles étant donné la plus grande gamme de longueurs des chaînes de carbone. Le contenu moyen en chlore des produits liquides est de 30 à 54 % et de 70 à 72 % pour les produits solides de C_{>20}. L'évaluation de risques (Gouvernement du Canada, 2008) a conclu que les alcanes chlorés renfermant jusqu'à 20 atomes de carbone pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique et satisfont donc aux critères de l'article 64 de la LCPE. Les alcanes chlorés ont été ajoutés à l'annexe 1 (Liste des substances toxiques) de la LCPE le 29 septembre 2011. En outre, ces alcanes chlorés répondent aux critères de persistance et de potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, et leur ajout a été recommandé à la Liste d'élimination virtuelle (Gouvernement du Canada, 2008).

Utilisations

Il n'y a pas de source naturelle connue des alcanes chlorés. La plupart des rejets d'alcanes chlorés dans l'environnement au Canada résultent surtout de la préparation et de la fabrication de produits renfermant des alcanes chlorés, comme les plastiques à base de polychlorure de vinyle (PCV) et ils sont utilisés dans les liquides métallurgiques (Gouvernement du Canada, 2008). Les sources possibles de rejets dans l'eau par les usines comprennent les déversements, le lavage des installations et le rinçage ou l'élimination des bidons. Les alcanes chlorés présents dans les liquides utilisés dans les procédés métallurgiques et de découpage des métaux, tels l'élimination des bidons, l'écoulement et la vidange de baignoires épuisés, peuvent aboutir dans l'environnement aquatique. Ces liquides rejoignent les égouts et peuvent se retrouver dans les effluents des usines de traitement des eaux d'égout.

L'utilisation annuelle totale des alcanes chlorés au Canada (production + importations – exportations) a été d'environ 3 000 tonnes en 2000 et 2001 (Gouvernement du Canada, 2008). Pioneer Chemicals Inc. (auparavant ICI Canada), à Cornwall, en Ontario, était le seul producteur canadien d'alcanes chlorés et il n'en produit plus à l'heure actuelle. L'usine a déjà produit des ACCM et des ACCL avec un contenu en chlore pouvant atteindre 56 % sous le nom commercial Cereclor (Camford Information Services, 2001). La capacité de production était de 5,0, 5,0, 8,5 et 8,5 kilotonnes en 1997, 1998, 1999 et 2000, respectivement; les importations correspondantes au Canada pendant ces années sont de 2,0, 2,0, 1,7 et 1,8 kilotonnes, respectivement. Les ACCM représentaient une grande majorité de l'utilisation des alcanes chlorés au Canada, suivi par des plus petites proportions d'ACCC et d'ACCL. Presque toutes les utilisations déclarées d'ACCC sont pour des applications de l'industrie métallurgique. Des utilisations mineures sont à titre d'agent ignifuge dans les plastiques et le caoutchouc. Les ACCM sont principalement utilisés dans les plastiques et en tant qu'additifs de lubrification. Elles sont quelques fois utilisées en tant qu'additif dans les matériaux de calfeutrage et d'étanchéité, dans le caoutchouc et les peintures, de même qu'à titre d'agent ignifuge dans les plastiques et le caoutchouc. Les ACCL sont principalement utilisés dans les additifs de lubrification, les liquides métallurgiques et les peintures. Ils sont quelques fois utilisés dans les plastiques à titre d'agent ignifuge, dans l'huile à moteur, dans l'adhésif pour tissu et dans les boues de forage (Gouvernement du Canada, 2008).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Les demi-vies dans l'atmosphère de plusieurs alcanes chlorés sont estimées à plus de deux jours (Gouvernement du Canada, 2008) et le partage de l'eau à l'air ou des sols humides à l'air dépend des conditions environnementales et des concentrations dominantes dans chaque compartiment (Drouillard *et al.*, 1998a). Les alcanes chlorés à courte chaîne ayant une teneur en chlore moins élevée subissent une biodégradation aérobie plus rapide que les alcanes chlorés à chaîne longue ayant des teneurs en chlore semblables (Omori *et al.*, 1987; Allpress et Gowland, 1999). La solubilité dans l'eau des alcanes chlorés C₁₀₋₁₂, varie, selon les estimations, de 400 à 960 µg/L (Drouillard *et al.*, 1998b). La solubilité des mélanges d'alcanes chlorés contenant 10 et 13 atomes de carbone (C₁₀ et C₁₃) est estimée entre 6,4 et 2 370 µg/L,

alors que les données empiriques laissent entendre que la solubilité dans l'eau des ACCC se situerait plutôt dans la portion inférieure de cette gamme (BUA, 1992). La solubilité dans l'eau des alcanes chlorés varie en fonction de la longueur de chaîne de carbone et le degré de chloration; augmentant avec l'augmentation du degré de chloration jusqu'à un maximum de cinq substitués de chlore (Gouvernement du Canada, 2008). Pour les ACCM (C₁₆; 52 % de chlore en poids), des valeurs de solubilité de 10 µg/L dans l'eau douce et de 4 µg/L dans l'eau de mer sont signalées (Campbell et McConnell, 1980). Aucune valeur de solubilité dans l'eau mesurée n'est disponible pour les ACCL de C₁₈₋₂₀, alors que les valeurs estimées varient de 0,017 à 6,1 µg/L (UK Environment, 2009). Les deux valeurs mesurées disponibles pour le C₂₅ avec 42 % et 43 % de chlore sont 3,0 et 6,6 µg/L, respectivement (UK Environment, 2009).

Les ACCC ayant une teneur en chlore de 50 à 60 % ont des valeurs prévues du log K_{oa} variant de 9 à 11 (Muir, 2010). Les valeurs pour les ACCM varient de 11 à 15 (Muir, 2010) et les valeurs pour les ACCL sont même plus élevées (Gouvernement du Canada, 2008). Les valeurs du K_{oa} de cette ampleur sous-entendent une répartition élevée dans la matière organique. Les valeurs prévues du log K_{co} pour les ACCC et les ACCM varient de 3,66 à 7,14 et de 4,53 à 6,75, respectivement, avec des valeurs attendues pour les ACCL qui seront probablement plus élevées. Ces valeurs élevées du K_{co} sous-entendent que lors de leur transport dans l'eau de rivière et les flux d'eaux usées, les ACCM et les ACCL seront principalement adsorbés sur des particules et que leurs taux d'élimination seront très élevés à partir de la phase aqueuse dans les environnements à forte teneur en carbone organique en particules, comme dans les usines de traitement des eaux usées (Gouvernement du Canada, 2008).

Des ACCC ont été décelés dans le biote de l'Arctique et dans les sédiments lacustres en l'absence de sources importantes d'ACCC dans cette région, ce qui indique que les ACCC sont transportés dans l'atmosphère sur de grandes distances. Des résidus d'ACCC et d'ACCM ont été décelés dans les sédiments lacustres qui s'accumulent au Canada depuis au moins 25 ans, ce qui laisse entendre que leur demi-vie dans les sédiments est supérieure à un an. La modélisation mathématique des ACCC a démontré qu'ils atteindraient les concentrations les plus élevées dans les sédiments et le sol (Muir *et al.*, 2001) et que le devenir des ACCC dans le sol est important pour comprendre le devenir de ces composés dans l'environnement. On ne dispose d'aucune donnée sur les ACCL dans les sédiments des lacs canadiens. Toutefois, il est à prévoir que les ACCL persistent dans les sédiments étant donné leurs propriétés physiques/chimiques semblables à celles des ACCM (Gouvernement du Canada, 2008).

Muir (2010) a comparé les données sur l'homologue des ACCC dans les sédiments par rapport aux poissons se nourrissant sur le fond (limande à queue jaune et chabot) dans la même région et a observé que les chloro-n-alcanes C₁₃ sont moins biodisponibles que les ACCC à chaîne plus courte. On a également observé une sous-représentation des chaînes moins chlorées (p. ex. C₁₀C₁₅, C₁₁C₁₅), fort probablement en raison de la biotransformation. Cette transformation pourrait avoir lieu dans les invertébrés vivant dans les sédiments et qui servent de proie aux poissons, ainsi que dans les poissons (Muir, 2010). Par ailleurs, Fisk *et al.* (1998) ont démontré que les chloro-n-alcanes C₁₂ et C₁₆ étaient biotransformés en sédiments aérobies et par les oligochètes, et que la sensibilité à la dégradation dans les sédiments diminue lorsque la teneur en chlore augmente.

Les facteurs de bioconcentration (FBC) des ACCC varient de façon très importante entre les différentes espèces de biote. Les données examinées par le gouvernement du Canada (1993a) ont permis d'identifier des valeurs relativement faibles du facteur de bioconcentration dans les algues d'eau douce et marines (< 1 à 7,6), alors que les valeurs du facteur de bioconcentration atteignaient 7 816 en poids humide dans la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et de 5 785 à 138 000 (poids humide) dans la moule commune (*Mytilus edulis*). Plus récemment, des ACCC ont été retrouvés dans tous les éléments de la chaîne alimentaire du lac Ontario. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) (L/kg lipide) pour le plancton étaient de 5 x 10⁴ alors que les facteurs de bioaccumulation pour les poissons variaient de 1 x 10⁵ pour le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) à 1 x 10⁷ pour le chabot (*Cottus cognatus*) (Houde *et al.*, 2008). Les ACCM et les ACCL ont un potentiel important de bioaccumulation dans les réseaux alimentaires aquatiques (Gouvernement du Canada, 2008). Houde *et al.* (2008) ont trouvé des ACCM dans tous les éléments de la chaîne alimentaire du lac Ontario, et les facteurs de bioaccumulation (L/kg lipide) pour les poissons variaient de 3,2 x 10⁶ pour la truite grise (*Salvelinus namaycush*) à 2,5 x 10⁷ pour le chabot visqueux

(*Cottus cognatus*). Les données de terrain pour les facteurs de bioaccumulation des ACCL liquides manquent et les données modélisées pour près de la moitié des congénères examinés de C_{18-20} avaient un facteur de bioaccumulation supérieur ou égal à 5 000, alors qu'aucun des congénères de $C_{>20}$ examinés n'avait un facteur de bioaccumulation supérieur ou égal à 5 000 (Gouvernement du Canada, 2008).

Concentrations ambiantes

Des ACCC ont été décelés dans les sédiments de l'Arctique canadien (1,6 à 257 ng/g en poids sec) des lacs nordiques éloignés (Tomy *et al.*, 1999; Stern et Evans, 2003); dans les effluents des usines de traitement des eaux usées (59 à 448 ng/L) du sud de l'Ontario (Muir *et al.*, 2001); dans les eaux de surface (0,041 à 0,606 ng/L), dans des régions portuaires du lac Ontario dans les sédiments (5,9 à 290 ng/g en poids sec) et dans les poissons (4,6 à 34 ng/g en poids humide) (Muir *et al.*, 2001, 2002; Houde *et al.*, 2008); dans les mammifères marins (95 à 785 ng/g en poids humide) de l'Arctique (110 à 770 ng/g en poids humide) et le fleuve Saint-Laurent (370 à 1 360 ng/g en poids humide) (Tomy *et al.*, 2000).

Metcalfe-Smith *et al.* (1995) ont déclaré des concentrations d'ACCM de 14 à 17 atomes de carbone (C_{14-17}) de 12,7 µg/L dans les effluents de l'usine de fabrication d'ACCM et d'ACCL du fleuve Saint-Laurent à Cornwall, Ontario. Dans les échantillons d'eau prélevés dans les différents sites du lac Ontario, les concentrations d'ACCM variaient de moins de 0,0001 à 0,0008 ng/L (Houde *et al.*, 2008). La concentration totale d'ACCM déclarée dans une carotte de sédiments du lac Saint-François en aval de Cornwall, Ontario variait de 0,75 à 1,2 µg/g en poids humide (Muir *et al.*, 2002). Aucune mesure des ACCM n'est disponible pour les sédiments du lac Ontario. Les concentrations d'ACCM dans les poissons du lac Ontario étaient les suivantes : 24 ng/g en poids humide pour la truite grise; 35 ng/g en poids humide pour le gaspareau; 108 ng/g en poids humide pour le chabot visqueux; 109 ng/g en poids humide pour l'éperlan (Houde *et al.*, 2008). Aucune donnée sur les concentrations dans l'environnement au Canada n'existe pour les ACCL.

Mode d'action

Le mécanisme de toxicité élevée des ACCC et des ACCM pour les organismes aquatiques qui est suggéré est une narcose fondée sur la perte de la réaction de sursaut et le noircissement de la peau chez différentes espèces de poissons (Fisk *et al.*, 1999; Cooley *et al.*, 2001). Le mécanisme de toxicité des ACCL devrait être semblable à celui des ACCM, ce qui laisse entendre qu'aucun des ACCL ne serait directement toxique pour un poisson qui serait exposé par voie hydrique à des concentrations égales ou inférieures à leur solubilité dans l'eau (UK Environment, 2009), bien qu'elles puissent être ingérées par l'intermédiaire de la nourriture. Cooley *et al.* (2001) ont laissé entendre que la toxicité était inversement liée à la longueur de la chaîne de carbone, du moins pour ce qui est des ACCC.

Tableau 2. Paramètres ultimes de toxicité pour les organismes aquatiques exposés aux alcanes chlorés utilisés dans le calcul de la RFQEx. Les paramètres les plus faibles pour chaque espèce choisie pour la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (figure 1) sont indiqués par un astérisque.

| Espèce | Groupe | Paramètre | Concentration (µg/L) | Référence |
|--|--------|--|----------------------|-------------------------------|
| ACCC | | | | |
| Moule (<i>Mytilus edulis</i>) | ● | CMAT après 84 jours (croissance) | 4,6* | Thompson et Shillabeer (1983) |
| Cladocère (<i>Daphnia magna</i>) | ● | CMAT après 21 jours (mortalité) | 6,7* | Thompson et Madeley (1983a) |
| Mysis effilées (<i>Mysidopsis bahia</i>) | ● | CSEO après 28 jours (croissance, développement, mortalité) | 7,3* | Thompson et Madeley (1983b) |

| Espèce | Groupe | Paramètre | Concentration (µg/L) | Référence |
|---|--------|---|----------------------|--------------------------------|
| ACCC | | | | |
| Medaka japonais (<i>Oryzias latipes</i>) | ■ | CMAT après 20 jours (développement) | 23* | Fisk <i>et al.</i> (1999) |
| Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | ■ | CME0 après 60 jours (croissance) | 40* | Madeley et Maddock (1983) |
| Algue (<i>Skeletonema costatum</i>) | ▲ | CE ₅₀ après 4 jours (croissance) | 42,3* | Thompson et Madeley (1983c) |
| ACCM | | | | |
| Cladocère (<i>Daphnia magna</i>) | ● | CMAT après 21 jours (mortalité) | 13,4 | Thompson <i>et al.</i> (1997a) |
| Algue (<i>Selenastrum capricornutum</i>) | ▲ | CSEO après 3 jours (croissance) | 49* | Thompson <i>et al.</i> (1997b) |
| Ablette (<i>Alburnus alburnus</i>) | ■ | CSEO après 14 jours (mortalité) | 125* | Bengtsson <i>et al.</i> (1979) |
| Moule (<i>Mytilus edulis</i>) | ● | CSEO après 60 jours (mortalité) | 220 | Madeley et Thompson (1983a) |
| Medaka japonais (<i>Oryzias latipes</i>) | ■ | CSEO après 20 jours (développement) | 1 600 | Fisk <i>et al.</i> (1999) |
| Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | ■ | CSEO après 60 jours (croissance, mortalité) | 4 500 | Madeley et Maddock (1983) |
| ACCL | | | | |
| Cladocère (<i>Daphnia magna</i>) | ● | CME0 après 21 jours (reproduction, mortalité) | 68 | Frank (1993) |
| Moule (<i>Mytilus edulis</i>) | ● | CSEO après 60 jours (mortalité) | 1 330 | Madeley et Thompson (1983b) |
| Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | ■ | CSEO après 60 jours (mortalité) | >4 000 | Madeley et Maddock (1983) |

Légende : ■ = Poissons; ● = Invertébrés; ▲ = Végétaux

Détermination des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Recommandation fédérale pour la qualité des eaux

Les données sur la toxicité qui ont été utilisées pour formuler la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux (RFQEx) pour les alcanes chlorés proviennent principalement des rapports finaux d'évaluation préalable (Gouvernement du Canada, 1993a, 2008). Les données ont été examinées pour déterminer leur qualité et leur exhaustivité. Ces données ont été évaluées davantage en examinant les publications originales et, toutes les données supplémentaires trouvées ont également été évaluées. Étant donné que les données pour chaque groupe d'alcanes chlorés étaient limitées (tableau 2), le paramètre ultime le plus faible acceptable pour chaque espèce a été choisi pour les ACCC, les ACCM ou les ACCL afin de formuler la RFQEx. Les paramètres ultimes acceptables varient d'effets nuls, ou faibles, à effets moyens. L'ensemble des données finales incluait des mesures de toxicité pour six espèces d'ACCC et deux espèces d'ACCM. Aucune donnée de toxicité n'a pu être sélectionnée pour les ACCL puisque les espèces pour lesquelles il y avait des données toxicologiques avaient déjà été utilisées pour les ACCC ou les ACCM (p. ex. *Daphnia magna*) ou il y avait des faiblesses au niveau des données en raison de la difficulté à préparer des concentrations dissoutes, notamment lors de la préparation de fractions solubles dans l'eau (Gouvernement du Canada, 1993a,b; UK Environment, 2009). Par exemple, l'exposition des moules (*Mytilus edulis*) et de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à des ACCL de C₁₈₋₂₆ (avec une teneur en chlore de 43 % et de 70 %) pendant 60 jours n'a causé aucune mortalité à des concentrations bien supérieures à la solubilité dans l'eau des composés (Madeley et Thompson, 1983a, b). Étant donné que la valeur de toxicité des ACCL pour *Daphnia magna* se trouve dans la gamme de toxicité des ACCC et des ACCM, la valeur recommandée

définie à l'aide des données de toxicité des ACCC et des ACCM s'appliquerait également aux ACCL.

Les données sur la toxicité aquatique présentées dans le tableau 2 montrent une tendance générale de la toxicité à la baisse avec une augmentation de la longueur de la chaîne d'alcanes chlorés. Les invertébrés semblent être les organismes les plus sensibles aux alcanes chlorés, suivis par les poissons et les plantes. Parmi les invertébrés, les espèces les plus sensibles sont la moule (*Mytilus edulis*), suivie par le cladocère (*Daphnia magna*) et la mysis effilée (*Mysidopsis bahia*). Parmi les poissons, le medaka japonais (*Oryzias latipes*) était l'espèce la plus sensible. Parmi les espèces de plantes et d'algues, *Skeletonema costatum* était plus sensible que *Selenastrum capricornutum*. Les données disponibles laissent entendre que les ACCC sont plus dangereux que les ACCM et les ACCL (tableau 2).

Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQEx) élaborées dans le présent document définissent des points de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger toutes les formes de vie aquatique durant des périodes d'exposition indéfinies. Ces RFQEx s'appliquent aux systèmes d'eau douce et d'eau marine puisque l'ensemble de données incluait autant des espèces d'eau douce que marines. Les données considérées comme acceptables pour l'élaboration des recommandations relatives aux alcanes chlorés tiennent compte de trois espèces de poissons, quatre espèces d'invertébrés et deux espèces de plantes. Bien que la persistance des alcanes chlorés dans le milieu aquatique puisse être limitée dans des conditions naturelles par des facteurs tels que la fixation de cette substance aux matières solides en suspension et leur volatilité dans l'eau, les organismes aquatiques sont potentiellement exposés à long terme. Les organismes aquatiques peuvent être exposés aux alcanes chlorés de manière chronique s'ils vivent dans des eaux qui sont soumises à des apports ou à des applications multiples.

Les RFQEx sont idéalement élaborées à l'aide des protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Dans le cas des alcanes chlorés, l'ensemble de données de toxicité combinées (mentionné précédemment) satisfait aux exigences du CCME (2007) en matière de données pour une recommandation de catégorie A¹. Chacune des espèces, pour lesquelles on avait accès à des données « ad hoc » sur la toxicité, a été classée selon le niveau de vulnérabilité; on a également déterminé la position centralisée de chacune dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Plusieurs fonctions de distribution cumulative (FDC) ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression; le choix du meilleur modèle s'est fondé sur l'examen de la validité de l'ajustement et le caractère réalisable du modèle. Le modèle logistique normal était le modèle le plus approprié de tous les modèles testés. Le 5^e centile de la courbe de distribution de la sensibilité des espèces correspond à 2,4 µg/L (figure 1), avec des limites de confiance supérieure et inférieure respectives de 1,1 et de 5,3 µg/L.

¹Les recommandations de Type A du CCME sont calculées à l'aide d'une approche de distribution de sensibilité des espèces (DSE) quand il y a des données suffisantes pour s'adapter de manière satisfaisante à une courbe de DSE. Pour plus de détails sur les exigences minimales de données pour les recommandations de type A voir CCME (2007).

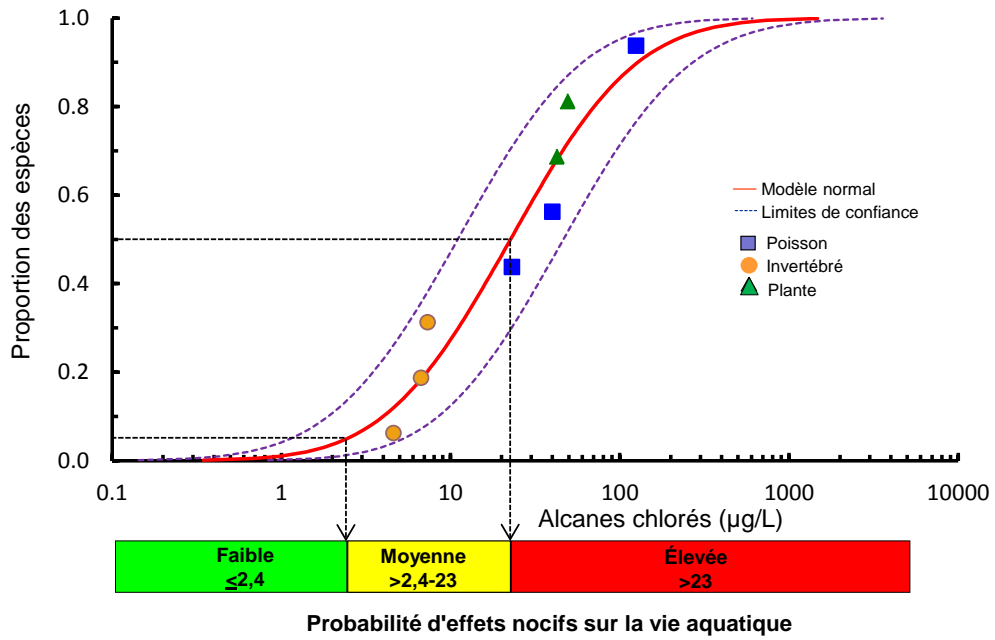


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à la toxicité des alcanes chlorés et les niveaux d'effet associés pour la vie aquatique

La RFQEx relative aux alcanes chlorés est de 2,4 µg/L. Cette RFQEx représente la concentration au-dessous de laquelle la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique est faible ou nulle. Outre cette recommandation, deux autres niveaux de concentration, qui doivent être utilisés dans le cadre de la gestion des risques, sont fournis. À des concentrations qui se situent entre le 5^e et le 50^e centile de la distribution de la sensibilité des espèces (de 2,4 à 23 µg/L), il existe une probabilité moyenne d'effets nocifs sur la vie aquatique. La probabilité que les concentrations supérieures au 50^e centile (> 23 µg/L) aient des effets nocifs est élevée. Il se peut que les gestionnaires des risques trouvent utiles ces niveaux de concentration additionnels pour définir des objectifs de gestion des risques à court terme ou provisoires, lors d'une planification de gestion des risques par étapes. On peut également se servir de niveaux de concentration moyens à élevés pour fixer des objectifs provisoires visant une moindre protection lorsque les eaux sont déjà fortement dégradées ou lorsque des considérations d'ordre socioéconomique rendent difficile le respect de la RFQEx.

Recommandations fédérales sur les tissus des poissons

Les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons (RFTP) constituent des points de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger les poissons des effets nocifs directs (tableau 1). Ces RFTP s'ajoutent à celles relatives à la qualité des eaux, étant donné qu'elles proposent d'autres critères pour déterminer les effets nocifs potentiels. Les RFTP s'appliquent autant aux espèces de poissons marins et d'eau douce et elles précisent la concentration d'alcanes chlorés trouvée dans les tissus de poissons entiers (poids humide) qui ne devrait pas avoir des effets nocifs sur les poissons. Ces RFTP pourraient ne pas être appropriées pour évaluer les répercussions des alcanes chlorés trouvés dans des biotes aquatiques non représentés (amphibiens, invertébrés ou plantes dans le cas présent).

Peu d'études ont établi une corrélation entre les concentrations tissulaires ayant des effets nocifs sur les poissons. Dans des œufs et des larves de medaka japonais exposés aux alcanes chlorés par l'intermédiaire de l'eau, la concentration minimale avec effet observé (CSEO) et la concentration minimale avec effet observé (CMEO) étaient de 100 et 1 000 µg/g corps entier, respectivement, pour un ACCC de C₁₀, valeurs que nous avons converties pour obtenir 345 et 3 448 µg/g lipide, respectivement, en supposant une teneur en lipides de 2,9 % dans le medaka (Elonen *et al.* 1998). Similairement, pour un ACCC de C₁₂, la concentration sans effet observé (CSEO) et la concentration minimale avec effet observé (CMEO) étaient de 245 et 2 138 µg/g lipide, respectivement, sur la base d'une mortalité causée par une narcose (Fisk *et al.*, 1999). Les effets sublétaux des mêmes alcanes chlorés utilisés par Fisk *et al.* (1999) ont été étudiés par Cooley *et al.* (2001) chez la truite arc-en-ciel exposée par régime alimentaire pendant 21 ou 85 jours. Les poissons exposés à une faible concentration unique pendant 85 jours ont été considérés comme des cas d'exposition sans effet. À des concentrations plus élevées, on n'a constaté aucun effet sur le poids ou l'indice hépatosomatique, mais les poissons ont présenté des signes typiques d'une narcose. Sur le plan histologique, des effets ont été relevés à une concentration géométrique moyenne d'ACCC de 1,35 µg/g poisson entier ou de 27,1 µg/g lipide, en supposant une valeur médiane de 5 % lipide (Arnot et Gobas, 2006). L'utilisation d'un facteur d'application de 10 donne une RFTP de 2,7 µg/g lipide.

Pour les paraffines chlorées à chaîne moyenne (PCCM), Fisk *et al.* (1999), en utilisant des expositions de nature hydrique, ont constaté que des concentrations de pointe de C₁₄ dans les œufs et les larves de medaka étaient de 110 et 84 µg/g en poids humide pour le corps entier, respectivement; valeurs qui ont été converties pour obtenir des concentrations « sans effet » de 3 800 et 2 900 µg/g lipide. Tel qu'il est mentionné précédemment, Cooley *et al.* (2001) ont noté des effets histologiques dans le foie de truites arc-en-ciel à des concentrations bien plus faibles comme 0,378 µg/g corps entier. La conversion de cette valeur en une base lipidique a donné une valeur critique de 7,6 µg/g lipide. La division par un facteur de sécurité de 10 donne une valeur recommandée de 0,76 µg/g lipide.

On ne disposait pas de suffisamment de données pour calculer les valeurs recommandées quant aux résidus dans les tissus de poissons pour le PCCL.

Le calcul des RFTP, en utilisant la méthode du partage à l'équilibre et en multipliant une concentration hydrique acceptable par un K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau) et par une fraction de la teneur en carbone organique dans les sédiments, a donné des valeurs de recommandation moins restrictives. Ainsi, cette approche n'a pas été utilisée.

Recommandations fédérales sur la qualité des sédiments

Les Recommandations fédérales sur la qualité des sédiments (RFQS) élaborées pour les alcanes chlorés (ACCC et ACCM) visent à protéger les animaux vivant dans les sédiments ainsi que les animaux pélagiques qui bioaccumulent les alcanes chlorés dans les sédiments (tableau 1). Les RFQS se rapportent à des périodes d'exposition indéfinies à des sédiments en eau douce ou en milieu marin, et elles correspondent à la concentration d'alcanes chlorés se trouvant dans la masse des sédiments (en poids sec), qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Elles peuvent ne pas convenir pour évaluer les effets des alcanes chlorés présents dans les sédiments chez les végétaux.

On ne dispose que données limitées sur la toxicité dans les sédiments pour les ACCM. Aucune donnée fiable sur la toxicité dans les sédiments n'existe pour les ACCC et les ACCL. Les données utilisées pour établir les concentrations estimées sans effet (CESE) dans les sédiments (appelées valeurs estimées sans effets observés – VESEO) dans le rapport d'évaluation préalable) sont utilisées dans le présent rapport (Gouvernement du Canada, 2008), mais elles ont été ajustées à un contenu en carbone organique de 1 % au lieu de 2 % pour les ACCC et ACCL, et de 5 % pour les ACCM dans le rapport d'évaluation préalable (figure 2). La méthode du partage à l'équilibre (Di Toro *et al.*, 1991) a été utilisée pour calculer une concentration minimale avec effet observé chronique 18 mg/kg en poids sec pour les ACCC (8,9 µg/L pour *Daphnia* – CMEQ après 21 jours multipliée par K_{co} et contenu en carbone organique de 1 % – voir Gouvernement du Canada, 2008) et de 1 020 mg/kg en poids sec pour des ACCL liquides de C₁₈₋₂₀ (même paramètre que pour *Daphnia*) dans les sédiments contenant 1 % de carbone organique. Les données acceptables pour la formulation d'une RFQS pour les ACCM se limitaient à trois espèces, *Hyaella azteca*, *Lumbriculus variegatus* et *Chironomus riparius*. *Hyaella azteca* était l'espèce la plus sensible avec une concentration minimale avec effet observé de 54 mg/kg en poids sec pour les sédiments contenant 1% de carbone organique.

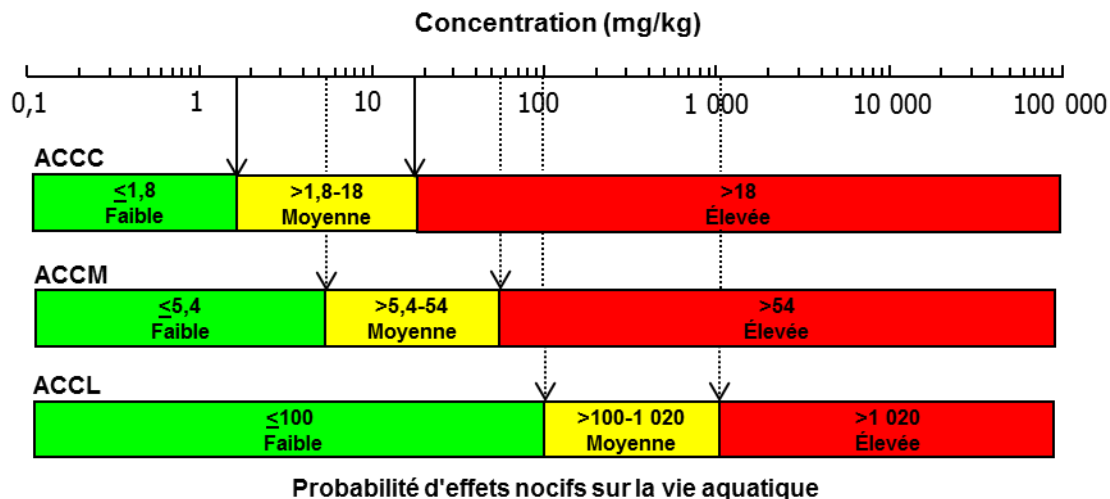


Figure 2. Probabilités relatives d'effets nocifs des alcanes chlorés sur les organismes benthiques dans les sédiments aquatiques (mg/kg en poids sec). Les RFQS et les CMEQ pour les ACCC, ACCM et ACCLs sont marquées par des flèches.

La RFQS pour les ACCC, à savoir la valeur chronique de 18 mg/kg en poids sec, a été divisée par un facteur d'application (FA) de 10 pour donner lieu à une valeur recommandée pour la qualité des sédiments de 1,8 mg/kg en poids sec de sédiments (figure 2). Un facteur d'application de 10 a été choisi en raison du manque de données.

La RFQS pour les ACCM a été obtenue en divisant la valeur de la concentration minimale avec effet observé de 54 mg/kg en poids sec par un facteur d'application de 10 pour obtenir une valeur recommandée de la qualité des sédiments de 5,4 mg/kg en poids humide de sédiments (figure 2). Un facteur d'application de 10 a été choisi en raison du manque de données.

La RFQS pour les ACCL (C_{18-20}) liquides a été dérivée de la concentration minimale avec effet observé chronique de 1 020 mg/kg en poids sec et un facteur d'application de 10 pour obtenir la valeur recommandée pour la qualité des sédiments de 100 mg/kg en poids sec de sédiments (figure 2). Tout comme pour les ACCC et les ACCM, un facteur d'application de 10 a été choisi en raison du manque de données. En raison du manque de données de toxicité, une concentration estimée sans effet n'a pas été obtenue pour les ACCL liquides de $C_{>20}$ (Gouvernement du Canada, 2008).

Les effets nocifs sur les organismes benthiques ne devraient pas se produire à des niveaux égaux ou inférieurs à la RFQS de 1,8, 5,4 et 100 mg/kg pour les ACCC, les ACCM et les ACCL (C_{18-20}), respectivement (figure 2).

Outre la RFQS, trois gammes de concentrations ont été identifiées pour représenter les niveaux faible, moyen et supérieur pour les risques accrus d'effets nocifs pour la vie aquatique afin d'aider la en matière de gestion des risques associés aux ACs (figure 2). À des concentrations égales ou inférieures à la RFQS, il est peu probable d'observer des effets nocifs sur la vie aquatique. À des concentrations supérieures aux RFQS et la CMEQ b (18, 54 et 1020 mg/kg pour les ACCC, les ACCM et les ACCL, respectivement), il existe un risque modéré d'effets nocifs sur la vie aquatique. Les concentrations supérieures aux CMEQ présentent un risque plus élevé de causer des effets nocifs pour la vie aquatique. Comme pour l'eau, les gestionnaires des risques peuvent trouver utiles ces niveaux de concentration additionnels lors de la planification de gestion des risques. De plus, les gammes de concentrations modérées à supérieures peuvent également servir à fixer

des objectifs provisoires visant une moindre protection pour les eaux qui sont déjà fortement dégradées ou lorsqu'il y a des considérations d'ordre socioéconomique qui empêchent la possibilité de respecter la RFQS.

Recommandations fédérales sur le régime alimentaire de la faune

Les Recommandations fédérales sur le régime alimentaire de la faune (RFRAF) ont pour objectif de protéger les consommateurs mammifères non humains de biote aquatique. Il s'agit de concentrations repères de substances toxiques dans le biote aquatique (corps entier, poids humide) consommées par la faune terrestre et semi-aquatique. Par ailleurs, ces RFRAF pourraient ne pas être appropriées pour extrapoler les répercussions des alcanes chlorés sur les autres consommateurs terrestres (p. ex. oiseaux ou reptiles).

Pour les alcanes chlorés, ces RFRAF sont toutes basées sur des études sur des rats qui ont été soumis à un régime alimentaire contaminé pendant 90 jours (voir le résumé de Serrone *et al.*, 1987). Le protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement (1998) pour les résidus dans les tissus a été suivi dans la mesure du possible, compte tenu du manque de données. Cette procédure utilise des doses journalières admissibles (DJA) ou calcule la valeur en tant que moyenne géométrique de la dose sans effet nocif observé ou de la concentration minimale avec effet nocif observé. Lorsque seule la concentration minimale avec effet nocif observé était disponible, la dose sans effet nocif observé a été utilisée (CCME, 1998). La dose journalière admissible est ensuite convertie en une concentration alimentaire en la divisant par le rapport apport alimentaire-poids corporel. Tandis que plusieurs valeurs propres à une espèce peuvent être calculées, la RFRAF est, en pratique, déterminée par l'apport alimentaire du vison. Les détails des calculs sont fournis au tableau 3. Il n'y a pas d'études sur les oiseaux qui puissent être utilisées pour calculer la valeur recommandée.

Tableau 3. Calculs des Recommandations fédérales sur le régime alimentaire de la faune pour des homologues d'alcanes chlorés

| Homologue | Paramètre | Concentration d'essai (mg/kg p.c. par jour) | AQT (mg/kg p.c. par jour) | Apport alimentaire du vison : p.c. | Facteur d'application | RFRAF (mg/kg régime en poids humide) |
|--------------------------------------|--|---|---------------------------|------------------------------------|-----------------------|--------------------------------------|
| ACCC | DMENO après 13 semaines ^a | 100 ^a | 42,2 | 0,24 | 10 | 18 |
| ACCM | DSENO/DMENO après 13 semaines ^b | 0,4/4,2 ^b | 1,3 | 0,24 | 10 | 0,54 |
| ACCL liquides de C ₁₈₋₂₀ | - | - | - | - | - | - |
| ACCL liquides de C _{>20} | DMENO de 13 semaines ^c | 100 ^c | 42,2 | 0,24 | 10 | 18 |
| ACCL solides de C _{>20} | DSENO/DMENO de 13 semaines ^d | 900/3 750 ^d | 1 837 | 0,24 | 10 | 770 |

ACCC = alcanes chlorés à courte chaîne (C₁₀₋₁₃); ACCM = alcanes chlorés à chaîne moyenne (C₁₄₋₁₇);
 ACCL = alcanes chlorés à chaîne longue (C_{≥18})
^aIRDC, 1984; ^bPoon *et al.* 1995; ^cSerrone *et al.* 1987, Bucher *et al.* 1987; ^dSerrone *et al.* 1987

Références

Allpress, J.D., Gowland, P.C. 1999. Biodegradation of chlorinated paraffins and long-chain chloroalkanes by *Rhodococcus* sp. S45-1. *Int. Biodeter. Biodegr.* 43:173-179.

- Arnot, J.A., Gobas, F.A.C.P. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14:257-297.
- Bengtsson, B., Svenberg, O., Lindén, E., Lunde, G., Baumann-Ofstad, E. 1979. Structure related uptake of chlorinated paraffins in bleak (*Alburnus alburnus*). *Ambio* 8:121-122.
- [BUA] Beratergremium für Umwelrelevante Alstoffe. 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, document no 93.
- Bucher, J.R., Alison, R.H., Montgomery, C.A., Huff, J., Haseman, J.H., Farnell, D., Thompson, R., Prejean, J.D. 1987. Comparative toxicity and carcinogenicity of two chlorinated paraffins in F344/N and B6C3F1 mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 9:454-468.
- Camford Information Services. 2001. CPI product profile: Chlorinated paraffins. Toronto (Ont.) 2 p.
- Campbell, I., McConnell, G. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 14(10):1209-1214.
- Canada. 1993a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Liste des substances d'intérêt prioritaire – document à l'appui. Paraffines chlorées. Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada.
- Canada. 1993b. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. Paraffines chlorées. Ottawa (Ont.) : Ministre des Approvisionnement et Services. (ISBN 0-662-98244-4; N° de catalogue En40-215/17F).
- 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. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/>
- Canada. 2008. Rapport de suivi d'une évaluation de substances de la LSIP1 pour laquelle les données étaient insuffisantes pour conclure si elles étaient « toxiques » pour l'environnement et la santé humaine : Paraffines chlorées. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=D7D84872-1>
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. *In: Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- [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. *In: Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, 1999. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Cooley, H.M., Fisk, A.T., Weins, S.C., Tomy, G.T., Evans, R.E., Muir, D.C.G. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C₁₀-, C₁₁-, C₁₂- and C₁₄- polychlorinated *n*-alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54:81-99.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A., Paquin, P.R. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1541-1583.
- Drouillard, K.G., Hiebert, T., Tran, P., Tomy, G.T., Muir, D.C.G., Friesen, K.J. 1998b. Estimating the aqueous solubilities of individual chlorinated *n*-alkanes (C₁₀-C₁₂) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:1261-1267.
- Drouillard, K.G., Tomy, G.T., Muir, D.C.G., Friesen, K.J. 1998a. Volatility of chlorinated *n*-alkanes (C₁₀-C₁₂): vapor pressures and Henry's law constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:1252-1260.
- Elonen, G.E., Spehar, R.L., Holcombe, G.W., Johnson, R.D., Fernandez, J.D., Erickson, R.J., Tietge, J.E., Cook, P.M. 1998. Comparative toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin to seven freshwater fish species during early life-stage development. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:472-483.
- Fisk, A.T., Cymbalisky, C.D., Tomy, G.T., Muir, D.C.G. 1998. Dietary accumulation and depuration of individual C₁₀-, C₁₁- and C₁₄- polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43:209-221.
- Fisk, A.T., Tomy, G.T., Muir, D.C.G. 1999. Toxicity of C₁₀-, C₁₁-, C₁₂- and C₁₄-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:2894-2902.
- Frank, U. 1993. Ökotoxizität von Chloroparaffinen. Institut für Wasser- Boden und Lufthygiene, 23 novembre. [cité dans U.K. Environment Agency, 2001].
- Houde, M., Muir, D.C.G., Tomy, G., Whittle, D.M., Teixeira, C., Moore, S. 2008. Bioaccumulation and trophic magnification of short- and medium-chain chlorinated paraffins in food webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 42:3893-3899.
- [IRDC] International Research and Development Corporation. 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length *n*-paraffins; ¹⁴C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 p. (Report No. 438-029/022).
- Madeley, J.R., Maddock, B.G. 1983. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Brixham, Devon (Angleterre) : Imperial Chemical Industries PLC.
- Madeley, J.R., Thompson, R.S. 1983a. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. Devon (Royaume-Uni) : Imperial Chemical Industries PLC. (Brixham Report No. BL/B/2289).
- Madeley, J.R., Thompson, R.S. 1983b. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. Devon (Royaume-Uni) : Imperial Chemical Industries PLC. (Brixham Report No. BL/B/2290).
- Metcalf-Smith, J.L., Maguire, R.J., Batchelor, S.P., Bennie, D.T. 1995. Occurrence of chlorinated paraffins in the St. Lawrence River near a manufacturing plant in Cornwall, ON. Burlington (Ont.) : Direction de la protection de l'écosystème aquatique, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.
- Muir, D. 2010. Environmental levels and fate. *In: de Boer, J. (éd.) Chlorinated Paraffins*. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 107-133.
- Muir, D., Braekevelt, E., Tomy, G., Whittle, M. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Rapport préliminaire présenté à la Direction des substances existantes d'Environnement Canada, Hull (Qc). 9 p.

- Muir, D.C.G., Bennie, D., Teixeira, C., Fisk, A.T., Tomy, G.T., Stern, G.A., Whittle, M. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: Lipnick, R., Jansson, B., Mackay, D., Petreas, M. (éd.) Persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals. Volume II. Washington (DC) : ACS Books. p. 184-202.
- Omori, T., Kimura, T., Kodama, T. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25:553-557.
- Poon, R., Lecavalier, P., Chan, P., Viau, C., Hakansson, H., Chu, I., Valli, V.E. 1995. Subchronic toxicity of a medium-chain chlorinated paraffin in the rat. *J. Appl. Toxicol.* 15:455-463.
- Serrone, D.M., Birtley, R.D.N., Weigand, W., Millischer, R. 1987. Summaries of toxicological data. Toxicology of chlorinated paraffins. *Food Chem. Toxicol.* 25:553-562.
- Stern, G.A., Evans, M. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Ottawa (Ont.) : Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. p. 100-113.
- Thompson, R.S., Madeley, J.R. 1983a. The Acute and Chronic Toxicity of a Chlorinated Paraffin to *Daphnia magna*. Devon (Angleterre) : Imperial Chemical Industries PLC. (Brixham Report No. BL/B/2358).
- Thompson, R.S., Madeley, J.R. 1983b. The Acute and Chronic Toxicity of a Chlorinated Paraffin to the Mysid Shrimp (*Mysidopsis bahia*). Devon (Angleterre) : Imperial Chemical Industries PLC. (Brixham Report No. BL/B/2373).
- Thompson, R.S., Madeley, J.R. 1983c. Toxicity of a Chlorinated Paraffin to the Marine Algae *Skeletonema costatum*. Devon (Angleterre) : Imperial Chemical Industries PLC. (Brixham Report No. BL/B/2328).
- Thompson, R.S., Shillabeer, N. 1983. Effect of a Chlorinated Paraffin on the Growth of Mussels (*Mytilus edulis*). Devon (Angleterre) : Imperial Chemical Industries PLC. Brixham Report No. BL/B/2331.
- Thompson, R.S., Smyth, D.V., Gillings, E. 1997b. Chlorinated paraffin (52% chlorinated, C14-17): Toxicity to the green alga *Selenastrum capricornutum*. Devon (Royaume-Uni) : Zeneca Ltd. (Zeneca Confidential Report BL5791/B).
- Thompson, R.S., Williams, N.J., Gillings, E. 1997a. Chlorinated paraffin (52% chlorinated, C14-17): Chronic toxicity to *Daphnia magna*. Devon (Royaume-Uni) : Zeneca Ltd. (Zeneca Confidential Report BL5875/B).
- Tomy, G.T., Muir, D.C.G., Stern, G.A., Westmore, J.B. 2000. Levels of C₁₀-C₁₃ polychloro-*n*-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34:1615-1619.
- Tomy, G.T., Stern, G.A., Lockhart, W.L., Muir, D.C.G. 1999. Occurrence of C₁₀-C₁₃ polychlorinated *n*-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33:2858-2863.
- UK Environment. 2009. Environmental risk assessment: long-chain chlorinated paraffins. Bristol (Royaume-Uni) : Environment Agency.

Liste des acronymes et des abréviations

- AC – Alcanes chlorés
- ACCC – Alcanes chlorés à courte chaîne (de 10 à 13 atomes de carbone)
- ACCL – Alcanes chlorés à chaîne longue (18 atomes de carbone ou plus)
- ACCM – Alcanes chlorés à chaîne moyenne (de 14 à 17 atomes de carbone)
- CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
- CE₅₀ – Concentration effective médiane
- CESE – Concentration estimée sans effet
- CMAT – Concentration maximale acceptable de toxiques
- CMEO – Concentration minimale avec effet observé
- CSEO – Concentration sans effet observé
- DJA – Dose journalière admissible
- DMENO – Dose minimale avec effet nocif observé
- DSE – Distribution de la sensibilité des espèces
- DSENO – Dose sans effet nocif observé
- FA – Facteur d'application
- FBA – Facteur de bioaccumulation
- FBA_m – Facteur de bioamplification
- FBC – Facteur de bioconcentration
- FDC – Fonction de distribution cumulative
- K_{CO} – Coefficient d'adsorption sur le carbone organique
- K_{OA} – Coefficient de partage octanol-air
- K_{OE} – Coefficient de partage octanol-eau
- LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement
- PCV – Polychlorure de vinyle
- PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
- RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
- RFQEx – Recommandations fédérales pour la qualité des eaux

RFQS – Recommandations fédérales sur la qualité des sédiments
RFRAF – Recommandations fédérales sur le régime alimentaire de la faune
RFTP – Recommandations fédérales sur les tissus des poissons
VCT – Valeur critique de toxicité
VESEO – Valeur estimée sans effets observés