CCME

Canadian Council of Ministers of the Environment

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement

DOCUMENT SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT DE RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR LA QUALITÉ DES EAUX VISANT LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE

Acide perfluorooctanoïque (APFO)

PN 1667

ISBN 978-1-77202-108-0

© Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 2026

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES ABRÉVIATIONS iv

RÉSUMÉ v

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 IDENTITÉ DE LA SUBSTANCE 2

3.0 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES 3

4.0 SOURCES, ÉMISSIONS, PRODUCTION ET UTILISATIONS 4

5.0 CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES 5

5.1 Concentrations dans les eaux de surface **5**

5.1.1 *Lieux contaminés* 6

6.0 RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES EAUX CONCERNANT L'ACIDE PERFLUOROOCTANOÏQUE EXISTANT DANS D'AUTRES INSTANCES 7

7.0 DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT 8

8.0 BIOACCUMULATION 10

9.0 TOXICITÉ DE L'ACIDE PERFLUOROOCTANOÏQUE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES 11

9.1 Mode d'action 11

9.2 Toxicité pour les organismes d'eau douce 12

9.2.1 *Toxicité à court terme* 13

9.2.2 *Toxicité à long terme* 14

9.3 Toxicité chez les organismes d'eau salée **16**

10.0 CALCUL DE LA CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE À COURT TERME ET DE LA RECOMMANDATION CANADIENNE POUR LA QUALITÉ DES EAUX 17

10.1 Évaluation des données toxicologiques 17

10.2 Méthodes utilisées pour le calcul des recommandations 17

10.3 Calcul de la concentration de référence à court terme dans les eaux douces 18

10.4 Calcul d'une recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme pour l'eau douce 25

10.5 Évaluation de la protection de la recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme pour les eaux douces 30

10.6 Protection de la vie aquatique marine 31

11.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX UTILISATIONS DE LA CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE À COURT TERME ET DE LA RECOMMANDATION CANADIENNE POUR LA QUALITÉ DE L'EAU À LONG TERME 31

12.0 RÉSUMÉ DE LA RECOMMANDATION 32

RÉFÉRENCES 33

ANNEXE B : CONCENTRATIONS D'APFO DANS LES EAUX DE SURFACE 41

ANNEXE C : ENSEMBLE DE DONNÉES COMPLET SUR LA TOXICITÉ AQUATIQUE À COURT ET À LONG TERME 41

ANNEXE D : JUSTIFICATION DES ESPÈCES SUBSTITUTIVES 41

ANNEXE E : CODE R POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À COURT TERME 41

ANNEXE F : STATISTIQUES DE QUALITÉ DE L'AJUSTEMENT POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À COURT TERME 41

ANNEXE G : CODE R POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À LONG TERME 41

ANNEXE H : STATISTIQUES DE QUALITÉ DE L'AJUSTEMENT POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À LONG TERME 41

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Concentration repère à court terme et recommandation canadienne pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique concernant l'APFO (µg/L) vi

Tableau 2 – Liste des formes d'acide perfluorooctanoïque (APFO) et des principaux sels d'APFO 3

Tableau 3 – Résumé des critères en matière d'APFO pour la vie aquatique dans les eaux douces de surface au sein d'autres entités 8

Tableau 4 – Points de données sur la toxicité utilisés dans la distribution de la sensibilité des espèces à court terme pour déterminer la concentration repère de l'APFO dans les eaux douces 21

Tableau 5 – Points de données sur la toxicité utilisés dans la distribution de la sensibilité des espèces à long terme pour déterminer la recommandation canadienne pour la qualité des eaux de l'APFO dans les eaux douces 27

Tableau 6 – Concentration de référence à court terme et recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme concernant l'APFO (µg/L) visant la protection de la vie aquatique 32

LISTE DES FIGURES

Figure 1 – Structure chimique de l'isomère linéaire a) d'un acide perfluorooctanoïque (APFO) et b) de son sel d'ammonium (PFOA) 2
Figure 2 – Distribution de la sensibilité des espèces à court terme par inférence multimodèle concernant l'APFO dans les eaux douces 20
Figure 3 – Distribution de la sensibilité des espèces à long terme par inférence multimodèle concernant l'APFO dans les eaux douces 26

LISTE DES ABRÉVIATIONS

APFA	acide perfluoroalkylé
APFC	acide perfluorocarboxylique
APFO	acide perfluorooctanoïque
CE_x	concentration avec effet (concentration touchant X % des organismes à l'étude)
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CIA	critère d'information d'Akaike
CI_x	concentration inhibitrice
CL_x	concentration létale (pour X % des organismes à l'étude)
CMAT	concentration maximale acceptable de toxiques
CMEO	concentration minimale avec effet observé
CMC	concentration micellaire critique
CSEO	concentration sans effet observé
DSE	distribution de la sensibilité des espèces
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EM	embruns marins
FTOH	alcools fluorotélomères
HC_5	concentration dangereuse pour le cinquième centile des espèces
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
Kd	coefficient de partage sédiment-eau
K_{oe}	coefficient de partage octanol-eau
LCPE	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
MFPA	mousse à formation de pellicule aqueuse
NR CAS	numéro de registre du Chemical Abstracts Service
PFO	perfluorooctanoate
PFOA	perfluorooctanoate d'ammonium
pKa	constante de dissociation acide
RCQEa	recommandation canadienne pour la qualité des eaux
REP	rapport d'évaluation préalable
SPFA	substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées
SPFO	sulfonate de perfluorooctane
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

RÉSUMÉ

L'acide perfluorooctanoïque (APFO; numéro de registre du Chemical Abstracts Service [NR CAS] 335-67-1) est une substance anthropique formée d'une chaîne de huit carbones, dont sept sont perfluorés. Il fait partie de la catégorie des produits chimiques appelés les acides perfluorocarboxyliques (APFC), sous la catégorie plus vaste des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA). L'APFO et ses sels ont été utilisés dans des procédés industriels et des produits commerciaux et de consommation, notamment sous forme d'agents d'amorçage de polymérisation dans la production de polymères fluorés et de fluoroélastomères. Il est actuellement interdit de fabriquer de l'APFO au Canada et ce produit n'aurait pas été fabriqué au Canada dans le passé; toutefois, il est possible qu'il entre par l'importation d'articles fabriqués. Ses rejets dans l'environnement peuvent survenir directement par l'utilisation de produits contenant des SPFA dans le cadre des activités industrielles et de consommation, notamment par l'application de mousses anti-incendie, les effluents d'eaux usées et les lixiviats de lieux d'élimination, ou par le transport sur longue distance de l'APFO ou de ses précurseurs qui se transforment ensuite en APFO.

En 2012, le gouvernement du Canada a conclu dans son rapport d'évaluation préalable (REP) que l'APFO, ses sels et ses précurseurs répondent aux critères pour être déclarés toxiques pour l'environnement en vertu de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) (Environnement Canada et Santé Canada [EC et SC], 2012*a*). En outre, l'APFO et ses sels ont été considérés comme persistants et comme ayant le potentiel de s'accumuler et de se bioamplifier chez les mammifères terrestres et marins. La fabrication, l'utilisation, la vente, l'offre à la vente et l'importation d'APFO, de ses sels et de ses précurseurs, y compris les produits contenant ces substances, ont été interdites avec certaines exemptions (Environnement et Changement Climatique Canada et Santé Canada [ECCC et SC], 2016).

Sous forme ionisée, l'APFO est hautement hydrosoluble et faiblement volatile, et par conséquent devrait se répartir principalement dans l'environnement aquatique (EC et SC, 2012*a*). Une fois dans la colonne d'eau, l'APFO est considéré comme stable en raison de sa forte liaison carbone-fluor qui est résistante à la décomposition par hydrolyse, photolyse ou biodégradation. L'APFO peut être transporté sur de longues distances, particulièrement par les courants océaniques, et a été détecté dans l'Arctique canadien. Les concentrations d'APFO dans l'environnement ambiant sont généralement faibles; toutefois, un volume plus important d'activités anthropiques peut contribuer à une hausse des concentrations, et les niveaux sont plus élevés dans les régions ayant des sources ponctuelles de pollution connues.

Les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQEa) visant la protection de la vie aquatique sont des outils importants pour l'évaluation de la qualité de l'eau ambiante. Les recommandations à long terme sont calculées pour protéger toutes les formes de vie aquatique sur une période d'exposition indéfinie, y compris le stade de vie le plus sensible de l'espèce la plus sensible (Conseil Canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2007). La RCQEa concernant l'APFO représente le niveau d'APFO en dessous duquel il ne devrait y avoir aucun effet direct sur l'écosystème. Les concentrations environnementales d'APFO peuvent être

comparées à la RCQEa pour aider à déterminer si les concentrations ambiantes peuvent présenter un risque pour la vie aquatique. Les concentrations de référence à court terme sont des indicateurs d'effets graves sur l'écosystème aquatique et visent à renseigner sur les répercussions de situations graves, mais transitoires (CCME, 2007).

L'élaboration de la concentration de référence à court terme et de la RCQEa à long terme concernant l'APFO dans l'eau douce a été fondée sur le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* (CCME, 2007) du CCME. Le calcul tient compte des données de toxicité de l'acide (NR CAS 335-67-1), de sa base conjuguée, de l'APFO ramifié et des principales formes de sels de l'APFO. Les recommandations ne s'appliquent pas aux précurseurs de l'APFO, ni aux mélanges commerciaux contenant de l'APFO, car ces mélanges pourraient ne pas être caractérisés correctement et pourraient comprendre des produits ayant différentes teneurs en APFO. En outre, le protocole ne traite pas de l'exposition par la nourriture ou la bioaccumulation à des niveaux trophiques supérieurs. Une approche statistique (ou de type A) a été utilisée pour le calcul des recommandations dans lesquelles on a ajusté plusieurs modèles de régression à la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) de données toxicologiques acceptables. La recommandation est définie comme le point d'intersection entre le 5e centile de l'axe des y et la courbe de la moyenne pondérée ajustée de la DSE. La concentration de référence à court terme et la RCQEa à long terme dans l'eau douce sont présentées dans le tableau 1. Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux données du CCME pour les recommandations visant la protection de la vie aquatique marine.

Tableau 1 – Concentration de référence à court terme et RCQEa en vue de la protection de la vie aquatique concernant l'APFO (µg/L)

	Concentration de référence à court terme (µg/L)	RCQEa à long terme (µg/L)
Eau douce	57 000	93
Eau de mer	AR[a]	AR[a]

Remarques :
AR = aucune recommandation
Les valeurs recommandées ont été arrondies à deux chiffres significatifs.
Les valeurs recommandées s'appliquent à la forme ionique de l'APFO.
[a] Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux données du CCME pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une recommandation à long terme visant la protection de la vie aquatique marine (CCME, 2007).

1.0 INTRODUCTION

L'acide perfluorooctanoïque (APFO) est une substance anthropique faisant partie de la catégorie plus vaste des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA). Les SPFA forment un grand groupe de plus de 4 700 substances utilisées comme surfactants, lubrifiants et répulsifs dans des applications comme des mousses extinctrices, des cosmétiques, des emballages alimentaires et des tissus. De plus, l'APFO appartient à la catégorie des acides perfluoroalkylés (APFA) et au sous-groupe des acides perfluorocarboxyliques (APFC). Bien que l'APFO n'aurait jamais été fabriqué au Canada et qu'il soit actuellement interdit d'en fabriquer, cette substance peut entrer au pays par l'importation d'articles fabriqués. Ses rejets dans l'environnement peuvent survenir directement par l'utilisation de produits contenant des SPFA dans le cadre des activités industrielles et de consommation, notamment par l'application de mousses extinctrices, les effluents d'eaux usées et les lixiviats de lieux d'élimination, ou par le transport sur longue distance de l'APFO ou de ses précurseurs qui se transforment ensuite en APFO.

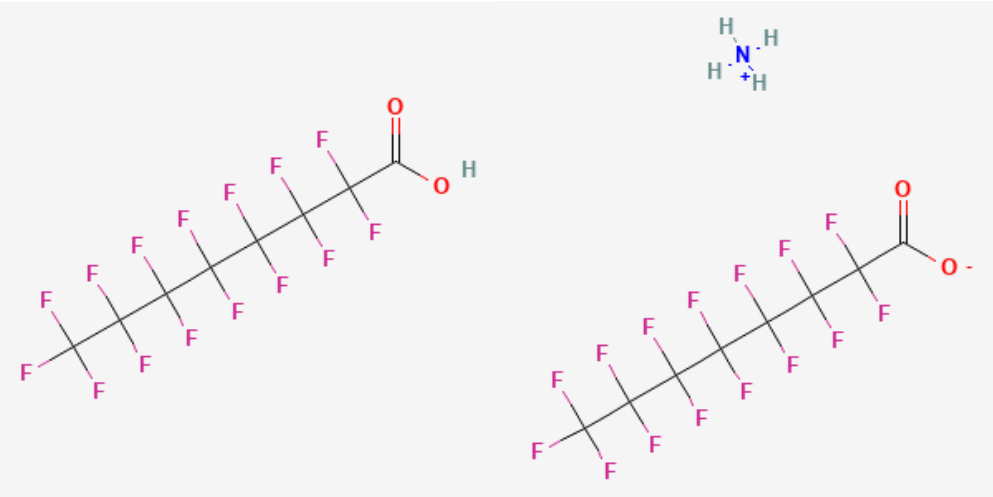
En 2012, le gouvernement du Canada a publié un rapport d'évaluation préalable (REP) qui concluait, selon l'information disponible, que l'APFO et ses sels et précurseurs pénètrent ou peuvent pénétrer l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou qui peuvent avoir des répercussions nuisibles à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique (EC et SC, 2012*a*). En outre, il a été conclu que l'APFO et ses sels répondaient aux critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Gouvernement du Canada, 2000) pris en application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) (EC et SC, 2012*a*). L'APFO n'a pas répondu aux critères relatifs à la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement*; toutefois, le poids de la preuve était suffisant pour conclure que l'APFO et ses sels se sont accumulés et bioamplifiés dans le foie, les reins et le sang de mammifères terrestres et marins (EC et SC, 2012*a*). À la suite des conclusions du REP, l'APFO a été ajouté à la Liste des substances toxiques à l'annexe 1 de la LCPE (EC et SC, 2013).

L'élaboration de la Recommandation canadienne pour la qualité des eaux (RCQEa) et de la concentration de référence à court terme implique la compilation et l'interprétation de données relatives à la toxicité aquatique. La RCQEa est un outil utile à l'évaluation de la qualité de l'eau ambiante. Les recommandations visant la protection de la vie aquatique à long terme sont calculées pour protéger toutes les formes de vie aquatique sur une période d'exposition indéfinie, y compris le stade de vie le plus sensible de l'espèce la plus sensible (CCME, 2007). En comparant les concentrations aqueuses d'APFO mesurées dans l'environnement avec la RCQEa, il est possible de déterminer le niveau d'APFO en dessous duquel il ne devrait y avoir aucun effet direct sur l'écosystème.

Le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* tient compte des propriétés uniques des contaminants, qui influencent leur biodisponibilité et toxicité, et il incorpore une méthode de distribution de la sensibilité des espèces (DSE), qui utilise toutes les données toxicologiques disponibles (dans la mesure où ces données répondent aux critères relatifs au contrôle de la qualité) dans le cadre d'une approche plus souple (CCME, 2007). Toutes les composantes personnalisées des documents scientifiques complémentaires ont été incluses (propriétés physiques et chimiques, production et utilisations, évolution dans l'environnement et comportement, concentrations environnementales et données toxicologiques).

2.0 IDENTITÉ DE LA SUBSTANCE

L'APFO a une chaîne d'une longueur de huit carbones, dont sept sont perfluorés et le huitième fait partie d'un groupe fonctionnel carboxylate. Il a une longue chaîne de perfluorocarbone, qui est à la fois hydrophobe et oléophobe, et une tête chargée qui est hydrophile, ce qui le rend utilisable comme surfactant (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2021). La structure chimique de l'APFO, ainsi que la structure du sel à usage commercial le plus courant, le sel d'ammonium (perfluorooctanoate d'ammonium [PFOA]), sont présentées à la figure 1. Le calcul de la RCQEa et de la concentration de référence à court terme concernant l'APFO tenait compte des données pour l'acide (NR CAS 335-67-1), sa base conjuguée (perfluorooctanoate, PFO), l'APFO ramifié et les principales formes de sels de l'APFO (tableau 2). Les recommandations pour l'APFO ne s'appliquent pas aux précurseurs de l'APFO; toutefois, les utilisateurs des recommandations doivent savoir que les précurseurs peuvent se décomposer en APFO et entraîner une accumulation d'APFO dans l'environnement. Dans le présent document, le terme APFO peut se reporter aux formes ramifiées ou linéaires de l'acide, à sa base conjuguée et à ses principales formes de sels. Dans les cas où il est important de faire la distinction entre deux espèces et lorsque des connaissances techniques sont accessibles, la forme concernée est clairement indiquée : l'APFO (forme neutre), la base conjuguée PFO (forme anionique) ou la forme de sel. Il convient de noter que l'APFO compte différents synonymes et noms commerciaux, qui sont résumés dans d'autres ouvrages (ATSDR, 2021; EC et SC, 2012).



a) APFO b) PFOA

Figure 1 – Structure chimique de l'isomère linéaire a) d'un acide perfluorooctanoïque (APFO) et b) de son sel d'ammonium (PFOA)

Source : National Center for Biotechnology Information (NCBI), 2022a; b.

Tableau 2 – Liste des formes d'APFO et des principaux sels d'APFO

Nom	NR CAS	Formule moléculaire
Acide libre APFO (acide octanoïque, pentadécafluorooctanoïque)	335-67-1	$C_8HF_{15}O_2$
Perfluorooctanoate (PFO, base conjuguée de l'acide libre)	45285-51-6	$C_8F_{15}O_2^-$
Acide perfluorooctanoïque ramifié	90480-55-0	$C_8HF_{15}O_2$
Principaux sels		
Sel d'ammonium d'APFO (PFOA, acide octanoïque, pentadécafluorooctanoïque, sel d'ammonium)	3825-26-1	$C_8F_{15}O_2^-NH_4^+$
Sel d'ammonium, APFO ramifié (acide octanoïque, pentadécafluorooctanoïque, ramifié, sel d'ammonium)	90480-56-1	Non spécifié[1]
Sel de sodium d'APFO	335-95-5	$C_8F_{15}O_2^-Na^+$
Sel de potassium d'APFO	2395-00-8	$C_8F_{15}O_2^-K^+$
Sel d'argent d'APFO	335-93-3	$C_8F_{15}O_2^-Ag^+$

Source : Adaptation du tableau de EC et SC (2012), tableau 2.
[1] CAS Chimie commune (2024).

3.0 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Différentes propriétés physiques et chimiques de l'APFO ont été compilées à l'annexe A. L'APFO est un tensioactif anionique ayant une extrémité lipophile et l'autre hydrophile (EC et SC, 2012*a*; Li et coll., 2021). Il tend à s'associer à des surfaces et à des interfaces et s'accumule à l'interface air-eau (Costanza et coll., 2019). Le coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) pour les substances perfluorées tensioactives n'est pas considéré comme un indicateur fiable du comportement de répartition (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme [NICNAS], 2015), ce sujet étant abordé plus en détail à la section 8.0.

L'hydrosolubilité est une propriété importante qui influence l'APFO et ses sels dans l'environnement. À 20 °C, l'acide libre et le sel d'ammonium sont dans un état solide. Lorsqu'il est dissous dans l'eau, l'acide libre se dissocie facilement en sa base conjuguée (PFO), et ce, dans une variété de conditions de pH (Interstate Technology and Regulatory Council [ITRC], 2022). Le PFO et ses sels sont hautement solubles dans l'eau. Dans des conditions d'acidité où l'APFO prédomine, l'hydrosolubilité est de l'ordre de 0,0007 g/L, alors qu'aux valeurs de pH neutre et alcalin, il est principalement présent sous forme de PFO, dont les valeurs de solubilité varient de 3,3 à 9,5 g/L (annexe A). Bien que les sels d'APFO s'associent à la surface de l'eau de l'interface air-eau, il a été noté qu'ils se dispersent en cas d'agitation et forment des micelles à des concentrations plus élevées (United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA], 2003*a*). La solubilité des surfactants est souvent fondée sur la concentration micellaire critique (CMC). On estime que la CMC pour l'APFO est de l'ordre de 3,6 à 3,7 g/L (Kissa, 1994; Prevedouros et coll., 2006). Les valeurs d'hydrosolubilité pour les sels d'APFO ont été rapportées à 12 g/L pour le sel de potassium d'APFO à une température de 25,6 °C et à 14 g/L pour le sel d'ammonium d'APFO à 2,5 °C (Shinoda et coll., 1972).

L'hydrosolubilité dépend de la constante de dissociation acide (pKa) de la forme acide (EC et SC, 2012*a*). Il y a eu des discussions sur la valeur de la pKa, car les valeurs rapportées varient (voir

l'annexe A). La valeur couramment rapportée et utilisée est d'environ 2,5 (EC et SC, 2012*a*; Kissa, 1994). Burns et coll. (2008) ont déterminé une valeur de 3,8 ± 0,1, qui indique que l'espèce neutre peut exister dans l'environnement; toutefois, il est peu probable qu'elle existe dans une mesure importante, sauf dans des conditions extrêmement acides. Goss (2008) a mentionné qu'il est attendu que la valeur de la pKa de l'APFO soit basse, permettant que plus de 99 % de l'APFO se présente sous forme de PFO dans la plupart des conditions environnementales. Cela permet de croire que sa répartition environnementale sera dominée par sa forme anionique (c.-à-d. PFO).

4.0 SOURCES, ÉMISSIONS, PRODUCTION ET UTILISATIONS

L'APFO est une substance anthropique n'ayant pas de sources naturelles connues (Kissa, 1994). L'ITRC (2023*a*) fournit une chronologie générale de l'émergence des SPFA et de la sensibilisation aux SPFA, y compris le début de leur fabrication et de leur production commerciale dans les années 1950. L'APFO n'aurait jamais été fabriqué au Canada, mais il a été importé. Environ 600 000 kg de SPFA ont été importés au Canada entre 1997 et 2000. De cette quantité, l'APFO, principalement importé sous forme de sel d'ammonium de PFOA, se chiffrait à moins de 1 000 kg. Ces volumes ne comprennent pas les quantités importées dans des articles fabriqués (Environnement Canada [EC], 2001). En outre, le REP a indiqué une importation de PFOA au Canada durant l'année civile 2004 se chiffrant de 100 à 100 000 kg (EC, 2005; EC et SC, 2012*a*).

L'APFO était surtout utilisé comme intermédiaire réactionnel, alors que le PFOA était utilisé comme agent d'amorçage de polymérisation dans la fabrication de polymères fluorés (EC et SC, 2012*b*; Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE], 2006; Prevedouros et coll., 2006; U.S. EPA, 2003*b*). Ces polymères fluorés ont été utilisés dans la fabrication de revêtements résistants à l'eau ou antiadhésifs pour les tissus et les tapis, les câbles et les tuyaux, de revêtements antiadhésifs pour les accessoires de cuisine, et de produits de soins personnels (U.S. EPA, 2003*b*), ainsi que dans la formulation de peintures et d'additifs pour pellicules photographiques, en tant qu'ingrédients dans les dispersions aqueuses de polymères fluorés (OCDE, 2006). Bien qu'il ne soit pas conçu pour demeurer dans les polymères fluorés, le PFOA peut être présent sous forme de contaminant préoccupant potentiel ou de produit de dégradation de ses précurseurs. En outre, le PFOA a aussi été utilisé comme composant dans les mousses extinctrices aqueuses (Prevedouros et coll., 2006).

La fabrication, l'importation, l'utilisation, la vente et l'offre à la vente d'APFO sont interdites en vertu du *Règlement sur certaines substances toxiques interdites* de 2012 (le *Règlement*), sous réserve de certaines exceptions. Parmi ces exceptions, notons la mousse à formation de pellicule aqueuse (MFPA) utilisée dans les activités de lutte contre les incendies, et l'importation, l'utilisation, la vente et l'offre à la vente de produits de fabrication contenant de l'APFO. Le *Règlement* précise que les produits qui sont des articles manufacturés sont « dotés d'une forme ou de caractéristiques matérielles précises pendant leur fabrication et ayant, pour leur utilisation finale, une ou plusieurs fonctions en dépendant en tout ou en partie » (Gouvernement du Canada, 2012). Le gouvernement du Canada a publié le 14 mai 2022 une proposition de règlement qui abrogerait et remplacerait le règlement actuel et qui restreindrait encore davantage les utilisations exemptées

d'APFO, ainsi que de sulfonate de perfluorooctane (SPFO), d'APFC à longue chaîne et de produits contenant ces substances, en retirant bon nombre d'exemptions restantes ou en leur imposant des limites de temps (Gouvernement du Canada, 2022).

Les principales sources actuelles d'exposition à l'APFO au Canada comprennent l'importation et l'utilisation d'articles fabriqués, comme mentionné ci-dessus. L'APFO peut s'introduire dans l'environnement par les effluents d'eaux usées et les lixiviats des lieux d'élimination où les articles sont acheminés. Il peut aussi être formé par la décomposition de composés précurseurs (ATSDR, 2021). Les MFPA contenant de l'APFO sont couramment utilisées dans les aéroports et les bases militaires pour éteindre les incendies causés par des combustibles et des liquides inflammables, où elles peuvent contaminer le sol et l'eau. En raison de son hydrosolubilité élevée, l'APFO peut migrer par les eaux souterraines, les eaux de surface et le lixiviat vers des sources d'eau hors site, s'éloignant des lieux contaminés. La composition des MFPA et leur teneur en APFO peuvent varier par produit, et les formulations et les types de SPFA contenus dans les mousses ont changé au fil du temps (ITRC, 2022). Les stocks existants de MFPA contenant de l'APFO ont pu continuer à avoir été utilisés pendant la transition vers l'utilisation d'autres SPFA dans ces produits, et peuvent représenter une source de contamination pour l'environnement. En outre, les mousses existantes qui ne contenaient pas d'APFO pourraient contenir des précurseurs fluorés qui pourraient se décomposer en APFO dans l'environnement (ITRC, 2022).

5.0 CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES

Comme il a été mentionné à la section 4.0, bien que l'APFO n'aurait jamais été fabriqué au Canada et qu'il soit actuellement interdit d'en fabriquer, cette substance peut entrer au pays par l'importation d'articles fabriqués et peut entrer dans l'environnement et les plans d'eau par les effluents d'eaux usées, les lixiviats de lieux d'élimination et l'application de mousses extinctrices. En outre, il a été montré que ce produit est persistant dans l'environnement et peut être transporté à un certain degré (voir la section 7.0) (ATSDR, 2021; EC et SC, 2012*a*). Ainsi, les eaux de surface dans des zones non polluées peuvent contenir de très faibles niveaux d'APFO, alors que les lieux d'activités anthropiques plus importants (c.-à-d. les sites urbains) peuvent contribuer à des concentrations élevées. Les eaux de surface à proximité des lieux contaminés et touchées par ceux-ci devraient avoir les concentrations en APFO les plus élevées.

5.1 Concentrations dans les eaux de surface

Les données des sites d'échantillonnage pour différents plans d'eau au Canada (tableaux B1 et B2), ainsi que pour les Grands Lacs en particulier (tableau B3), sont résumées à l'annexe B. Les niveaux d'APFO peuvent différer entre les eaux douces et les eaux de mer, les concentrations entre les deux étant plus élevées dans les eaux douces selon les données disponibles. Les concentrations dans les eaux douces variaient de <0,6 à 2,6 ng/L dans les lieux ruraux ou éloignés (échantillonnés entre 2010 et 2015) jusqu'à 14 ng/L dans un lieu urbain échantillonné en 2006, jusqu'à 6,4 ng/L dans d'autres lieux urbains échantillonnés en 2015, et jusqu'à 62,4 ng/L dans des lieux touchés par la

MFPA (échantillonnés en 2015) (tableaux B1 et B2, annexe B). Une étude de surveillance portant sur 38 rivières au Canada échantillonnées entre 2001 et 2008 a révélé que l'APFO et le SPFO étaient les acides alkylés perfluorés détectés dominants et que les valeurs d'APFO variaient de 0,044 à 9,9 ng/L, les concentrations les plus élevées provenant des zones les plus densément peuplées, généralement dans les sites en aval (Scott et coll., 2009). Une étude récente réalisée par Lalonde et Garron (2022) portant sur les SPFA dans les sites d'eaux douces au Canada entre 2013 et 2020 (y compris des sites de référence, urbains et d'aménagement mixte, ainsi que des sites associés à des usines d'épuration des eaux usées municipales) a révélé que les concentrations d'APFO maximales et médianes étaient de 24,4 et de 1,52 ng/L, respectivement. L'APFO était parmi les SPFA les plus fréquemment détectées et a affiché une tendance temporelle à la baisse au cours des années d'échantillonnage (Lalonde et Garron, 2022). En outre, une étude réalisée par la Saskatchewan Water Security Agency entre 2017 et 2019 a indiqué des niveaux d'APFO dans l'eau de surface des zones urbaines allant de 5,6 à 31,8 ng/L (Thirunavukkarasu et coll., 2019). Les tendances générales des données disponibles indiquent que les concentrations d'APFO sont plus basses dans les sites ruraux comparativement aux sites urbains, et plus basses dans l'Arctique comparativement aux emplacements urbains et maritimes (voir les données à l'annexe B).

Dans les Grands Lacs en particulier, les niveaux d'APFO ont généralement baissé entre 2006 et 2018 (Gewurtz et coll., 2019). Les données existantes indiquent que les concentrations d'APFO sont globalement inférieures dans les Grands Lacs en amont (Huron et Supérieur) que dans les lacs en aval (Érié et Ontario) (Gewurtz et coll., 2019; Remucal, 2019). Dans le lac Ontario, les comparaisons entre les concentrations dans les eaux de surface et les concentrations dans les précipitations montrent des sources additionnelles au dépôt humide (p. ex., effluents d'eaux usées). Toutefois, dans les lacs Huron et Supérieur, le dépôt humide semble être la source primaire malgré la présence possible d'apports anthropiques locaux (Gewurtz et coll., 2019). L'APFO est susceptible de persister dans les Grands Lacs, en particulier en raison de leur temps de résidence hydraulique relativement long, malgré toute diminution de l'apport (Gewurtz et coll., 2019; Remucal, 2019).

5.1.1 *Lieux contaminés*

Les niveaux d'APFO sont considérablement plus élevés dans les régions ayant des sources ponctuelles de pollution connues. Les sites d'eaux de surface en aval ou à proximité des zones où de la MFPA a été utilisée peuvent avoir des niveaux d'APFO très élevés comparativement aux sites de référence dans le nord et le sud du Canada (de Solla et coll., 2012; Stock et coll., 2007). En effet, les concentrations les plus élevées indiquées dans l'annexe B proviennent toutes de sites touchés par la MFPA. Bhavsar et coll. (2016) et Moody et coll. (2002) ont signalé les concentrations d'APFO les plus élevées connues jusqu'à maintenant dans les eaux douces canadiennes dans des sites à proximité immédiate de lieux de contamination historique causée par des activités de formation de lutte contre les incendies et le rejet accidentel de mousse extinctrice. Bhavsar et coll. (2016) ont indiqué une concentration de 4 700 ng/L (4,7 µg/L) d'APFO dans un bassin à l'aéroport international de Hamilton lors d'un échantillonnage réalisé en 2011 à proximité d'un établissement de formation en lutte contre les incendies. Moody et coll. (2002) ont montré des concentrations des eaux de surface atteignant 11 300 ng/L (11,3 µg/L) d'APFO dans le ruisseau Etobicoke

(échantillonné en 2000) à proximité d'un lieu de rejet accidentel de mousse extinctrice contenant des surfactants perfluorés à l'aéroport international Lester B. Pearson à Toronto, en Ontario.

Il convient de noter que la composition de MFPA a changé au fil du temps. Jusqu'au début des années 2000, on utilisait surtout des formulations de MFPA contenant du SPFO, après quoi la prévalence des formulations à base de fluorotélomère a augmenté (CONservation of Clean Air and Water in Europe [CONCAWE], 2016; ITRC, 2022). La MFPA à base de fluorotélomère existante (produite aux États-Unis des années 1970 jusqu'en 2016) ne contenait pas d'APFO, mais contenait des fluorotélomères qui pouvaient se décomposer en APFO. La MFPA à base de fluorotélomère moderne ne contient pas de précurseurs d'APFO pouvant se décomposer en APFO (ITRC, 2022). Par conséquent, la concentration d'APFO trouvée à un lieu contaminé à la MFPA dépend du type de MFPA utilisée.

L'exposition à l'APFO peut se faire par les eaux souterraines qui se déchargent dans des plans d'eau de surface à proximité. En plus d'autres SPFA, l'APFO a été détecté dans le lixiviat d'anciens lieux d'élimination fermés, qui peut contaminer les eaux souterraines et être rejeté (Propp et coll., 2021; Roy et coll., 2021). Par exemple, les niveaux élevés de SPFA trouvés dans les panaches d'eau souterraine touchés par les lixiviats des lieux d'élimination historiques ont été considérés comme une source de SPFA pour les plans d'eaux de surface récepteurs à proximité, entraînant une exposition des zones écologiques endobenthiques, épibenthiques et pélagiques des cours d'eau et des étangs (Roy et coll., 2021). Bien que les concentrations d'APFO ne soient pas parmi les plus dominantes, l'APFO continue de représenter une partie majeure des SPFA détectées, et une exposition par le lixiviat de lieux d'élimination devrait être considérée.

6.0 RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES EAUX CONCERNANT L'ACIDE PERFLUOROOCTANOÏQUE EXISTANT DANS D'AUTRES INSTANCES

Les SPFA représentent un domaine de recherche actif, et il est possible que différentes instances soient en train d'élaborer ou d'actualiser des recommandations concernant l'APFO à mesure que de nouvelles données émergent. Ainsi, l'information de la présente section est à jour en date de janvier 2024, mais il est recommandé d'examiner les recommandations de gouvernements individuels pour obtenir les valeurs les plus récentes. En outre, les gouvernements individuels ont différents objectifs de protection et différentes procédures de calcul, les valeurs peuvent donc ne pas être directement comparables avec les recommandations du CCME. L'ITRC tient à jour une synthèse des critères de qualité de l'eau et du sol en matière de SPFA aux États-Unis et dans le monde (disponible à : https://pfas-1.itrcweb.org/). Le tableau de l'ITRC est mis à jour périodiquement et peut être consulté pour connaître les normes et les lignes directrices disponibles pour diverses SPFA dans les eaux souterraines, l'eau potable, les eaux de surface, les effluents et le sol sur de multiples territoires (ITRC, 2023*b*). Les lignes directrices ou les critères relatifs à l'APFO dans les eaux douces de surface pour la protection des récepteurs écologiques disponibles au moment de la présente publication sont résumés dans le tableau 3.

Tableau 3 – Résumé des critères en matière d'APFO pour la vie aquatique dans les eaux douces de surface au sein d'autres instances

Entité	Critère en matière d'APFO pour la vie aquatique dans les eaux douces	Valeur (µg/L)	Référence
État du Michigan, États-Unis	Valeur chronique finale (VCF)	880	Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy (EGLE), 2022
	Critère de vie aquatique aigu (CVAA)	7 700	
	Valeur aiguë finale (VAF)	15 000	
United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA)	Ébauche de critère de concentration continue (CCC)	94	U.S. EPA, 2022[1]
	Ébauche de critère de concentration maximale (CMC)	49 000	
Australie et Nouvelle-Zélande	Évaluation des risques écologiques; recommandation pour la qualité des eaux élaborée par les autorités chargées de la réglementation de l'eau	220[2]	Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment (CRC CARE), 2018; Heads of EPAs Australia and New Zealand (HEPA), 2020

Remarque : Le tableau 3 présente les valeurs disponibles jusqu'en janvier 2024. Il convient de consulter chaque entité pour obtenir des informations à jour.

[1] Ébauche de *Freshwater Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for PFOA* publié pour examen public en avril 2022.

[2] En fonction de l'ébauche des valeurs indicatives techniques par défaut. Le niveau de protection des espèces de 95 % convient aux systèmes légèrement à modérément perturbés.

7.0 DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

L'APFO est hautement hydrosoluble sous sa forme anionique (section 3.0), qui est sa forme prévalente dans la plupart des conditions environnementales, et avec la faible volatilité de la forme anionique, il devrait se répartir principalement dans l'environnement aquatique (EC et SC, 2012*a*). Une fois l'APFO en phase aqueuse, la répartition dans les sédiments est possible; toutefois, ceux-ci ne seront probablement pas un puits majeur (Ahrens et coll., 2011; Masunaga et Odaka, 2005, tel que cité dans EC et SC, 2012*a*). La sorption de l'APFO aux sédiments augmenterait avec la hausse de la teneur en carbone organique, et, lorsque les sédiments ont une teneur en carbone organique négligeable, la densité du sédiment est un facteur important influençant la répartition (Ahrens et coll., 2011). La salinité influencerait aussi le coefficient de partage sédiment-eau (Kd) de l'APFO, la valeur du Kd augmentant à mesure que la salinité augmente (Xiao et coll., 2021). D'autres facteurs influencent l'adsorption de l'APFO à différents composés minéraux dans les eaux

souterraines et de surface, notamment les interactions électrostatiques entre l'APFO et les minéraux, qui peuvent elles-mêmes être influencées par le pH, la force ionique ainsi que les concentrations de Ca^{2+} (Ahrens et coll., 2009; Ferrey et coll., 2012; SNC-Lavalin Environnement, 2012; Wang et coll., 2012). L'APFO est considéré comme stable dans la colonne d'eau, car la forte liaison carbone-fluor lui permet de résister à la décomposition par hydrolyse, photolyse ou biodégradation. Selon les données sur le coefficient d'adsorption par le sol et les données de surveillance, l'APFO devrait être mobile dans le sol et pourrait lixivier dans les eaux souterraines (ATSDR, 2021), où il pourrait ensuite migrer vers d'autres sources d'eau.

La solubilité de l'APFO dépend de la constante de dissociation acide (pKa) de la forme acide. Puisque l'APFO devrait avoir une faible pKa, plus de 99 % du composé devrait se présenter dans sa forme anionique dans la majorité des conditions environnementales (Goss, 2008; Nielsen, 2012).

Le transport de l'APFO sur de longues distances a été expliqué par deux processus : d'abord, le transport par les courants océaniques, et, ensuite, les transformations oxydatives atmosphériques des précurseurs aériens de l'APFO, et son dépôt humide et sec subséquent (Muir et coll., 2019). Les estimations du transport océanique d'APFO (sous forme de PFO) vers l'Arctique varient de 2 à 23 tonnes par an (Armitage et coll., 2006; Prevedouros et coll., 2006), ce qui dépasse les estimations relatives au transport atmosphérique ou à la dégradation des précurseurs (Arcadis, 2015). Comme l'APFO devrait principalement exister dans sa forme anionique, qui a une faible tension de vapeur, une quantité d'APFO relativement faible devrait se répartir en phase gazeuse dans la plupart des conditions environnementales (Trapp et coll., 2010). Ainsi, le transport atmosphérique sur longue distance de l'APFO n'est pas considéré comme une voie importante.

L'APFO peut être formé par la décomposition de composés précurseurs, comme les alcools fluorotélomères (FTOH). L'APFO détecté dans des régions sans sources directes peut possiblement être expliqué par le transport sur longue distance de précurseurs volatiles qui sont ensuite oxydés dans l'atmosphère (Loewen et coll., 2005; Schenker et coll., 2008; Young et coll., 2007). Les études sur la dégradation atmosphérique des FTOH montrent qu'ils produisent des composés d'APFC, y compris de l'APFO (Ellis et coll., 2004; Wallington et coll., 2006; Young et coll., 2007). La dégradation des FTOH est probablement un contributeur important aux concentrations d'APFO dans les régions éloignées comme l'Arctique canadien.

L'APFO peut aussi être relâché et se déplacer dans la phase gazeuse sous forme d'aérosols ou de particules (p. ex., embruns marins [EM]) (Gewurtz et coll., 2019). Les résultats des études expérimentales et de modélisation montrent que le rejet d'APFO en phase gazeuse par les embruns des océans peut expliquer en partie les concentrations d'APFO observées dans des régions éloignées (Reth et coll., 2011; Webster et Ellis, 2010). Sha et coll. (2022) ont réalisé un échantillonnage aérien à deux sites côtiers norvégiens et ont constaté que les EM sont un contributeur majeur d'APFO dans l'atmosphère des zones côtières. Leurs constatations indiquent que le transport par EM peut aussi potentiellement toucher les environnements intérieurs. De manière semblable, les expériences de Johansson et coll. (2019) montrent que les EM pourraient être une source importante d'APFA trouvé dans l'atmosphère, et, dans certaines régions, également une source de ceux trouvés dans les milieux terrestres.

Les précipitations constituent un important mécanisme de retrait des APFA de l'atmosphère par la séquestration des particules et la sorption aux gouttelettes d'eau (Gewurtz et coll., 2019). Pendant des averses, l'APFO peut être transporté sur les gouttelettes d'eau de l'atmosphère vers des milieux terrestres et d'eaux de surface. Une évaluation simultanée des concentrations d'APFA dans les précipitations et les eaux de surface peut fournir de l'information sur l'évolution, le transport et l'importance relative du dépôt atmosphérique par rapport aux sources anthropiques locales touchant les concentrations des eaux de surface (Gewurtz et coll., 2019).

8.0 BIOACCUMULATION

Le CCME (2006) définit la bioconcentration comme le processus par lequel les contaminants sont directement absorbés par les organismes terrestres ou aquatiques du milieu. Cela se rapporte habituellement à la situation dans laquelle les concentrations résultantes dans l'organisme sont supérieures aux concentrations dans le milieu. La bioaccumulation est définie comme le processus par lequel les composés chimiques s'accumulent dans les organismes terrestres ou aquatiques directement à partir du milieu ainsi que par la consommation de nourriture contaminée à un taux plus rapide que l'élimination des composés par excrétion ou métabolisme (CCME, 2006). Finalement, la bioamplification est définie comme le processus de bioaccumulation par lequel les concentrations tissulaires de composés chimiques accumulés passent à un ou deux niveaux trophiques supérieurs, faisant systématiquement accroître les concentrations de résidus dans les tissus à mesure que les niveaux trophiques augmentent (CCME, 2006).

Le potentiel pour une substance de se bioaccumuler est souvent évalué au moyen du K_{oe} puisque les interactions hydrophobes et lipophiles entre un composé et un substrat sont les principaux mécanismes régissant la répartition. Toutefois, les APFC, comme l'APFO, ont des propriétés oléophobes, hydrophobes et hydrophiles sur différentes parties de la molécule et ont tendance à se regrouper à l'interface d'un système liquide-liquide plutôt qu'à établir un équilibre de répartition (Arcadis, 2015; EC et SC, 2012*a*). Par conséquent, le K_{oe} n'a pas été considéré comme un indicateur fiable du potentiel de bioaccumulation des substances perfluorées, même si certaines recherches énoncent que les APFC, y compris l'APFO, ne sont pas tensioactifs et que le K_{oe} prévoit la répartition des lipides et des protéines dans les organismes (Webster et Ellis, 2011).

Le gouvernement du Canada a conclu en 2012 que l'APFO et ses sels ne répondaient pas aux critères relatifs à la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*; toutefois, le poids de la preuve était suffisant pour conclure que l'APFO et ses sels s'accumulent et se bioamplifient dans les mammifères terrestres et marins (EC et SC, 2012*a*). Le REP a constaté que le potentiel d'accumulation de l'APFO dans les espèces aquatiques allait de faible à modéré à partir des données sur les organismes entiers; cependant, l'APFO peut être considéré comme s'accumulant et se bioamplifiant dans les mammifères terrestres et marins à partir des données sur des organes particuliers. Dans un organisme, l'APFO se lie principalement aux protéines dans le sang, et se trouve donc dans le sang et les tissus perfusés du biote, comme le foie et les reins, plutôt que dans les tissus lipidiques (EC et SC, 2012*a*). Le REP a indiqué que les critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement* sont fondés sur les données de bioaccumulation pour des espèces de poissons d'eau douce seulement et pour les substances qui se répartissent

principalement dans les lipides. Ainsi, les critères pourraient ne pas entièrement refléter le potentiel de bioaccumulation dans les mammifères marins et terrestres pour l'APFO, qui se répartit préférentiellement dans les protéines du foie, du sang et des reins (EC et SC, 2012*a*).

Des facteurs de bioaccumulation et des facteurs de bioconcentration issus d'une exposition aquatique ont été observés à moins de 5 000 pour les poissons et les invertébrés aquatiques, indiquant que l'APFO ne fait pas l'objet de bioaccumulation dans les organismes à branchies (Arcadis, 2015). En raison de l'hydrosolubilité élevée de l'APFO, les poissons et autres organismes aquatiques à branchies pourraient être capables d'excréter l'APFO par la perméabilité des branchies (EC et SC, 2012*a*). En revanche, les organismes respirant l'air, comme les oiseaux et les mammifères marins, ne sont pas dotés de cette voie d'élimination. De plus, l'APFO pourrait ne pas pouvoir s'échapper dans l'air à travers la membrane alvéolaire du poumon en raison de la tension de vapeur basse et de la charge négative de l'APFO (Arcadis, 2015). Par conséquent, l'accumulation d'APFO devrait être plus élevée chez les organismes respirant l'air que chez les poissons. Les estimations relatives à la demi-vie de l'APFO chez les poissons par rapport aux humains confirment cette hypothèse, car les demi-vies chez les poissons s'étendent de trois à neuf jours (Falk et coll., 2015; McMartin et coll., 2003*a*) tandis que les demi-vies chez les humains s'étendent de 3,8 à 4,37 ans (Kudo et Kawashima, 2003; Olsen et coll., 2007). Les facteurs de bioamplification sur le terrain pour les mammifères terrestres et marins allaient de 0,03 à 31, et les ours polaires, les surperprédateurs du réseau trophique de l'Arctique marin, étaient les plus contaminés par l'APFO par rapport aux autres animaux terrestres de l'Arctique (EC et HC, 2012*a*).

9.0 TOXICITÉ DE L'ACIDE PERFLUOROOCTANOÏQUE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

9.1 Mode d'action

Bien que le mécanisme d'action toxique des SPFA et de l'APFO chez les organismes aquatiques constitue un domaine de recherche en cours, l'information accessible a déjà été bien résumée (Ankley et coll., 2020; Lee et coll., 2020). En général, les effets néfastes des APFA sur les organismes aquatiques comprennent des perturbations du métabolisme, du système reproducteur, du système immunitaire et du système endocrinien, ainsi que la neurotoxicité et la toxicité développementale (Lee et coll., 2020). Les effets sont déclenchés par l'activation de différents récepteurs nucléaires ou par d'autres facteurs, comme le stress oxydatif ou l'interaction avec la membrane, qui à leur tour entraînent des changements sur le plan de la transcription, suivis de changements du métabolisme et des tissus (Lee et coll., 2020). Les effets néfastes des APFA peuvent être influencés par le sexe et le stade de développement de l'organisme aquatique (Lee et coll., 2020).

Les études des invertébrés montrent que les SPFA causent des signes de stress oxydatif ainsi que des effets sur les systèmes de défense antioxydants, notamment des modifications de la peroxydation des lipides, des dérivés réactifs de l'oxygène, et des activités et de l'expression des enzymes antioxydantes (Ankley et coll., 2020). Chez les invertébrés, l'exposition aux SPFA en

général a également été associée à des effets génotoxiques et comportementaux tandis que l'exposition au PFOA en particulier a été associée à des effets neurotoxiques (Ankley et coll., 2020).

Chez les poissons, les études ont de nouveau révélé que les SPFA causent du stress oxydatif, ainsi que l'apoptose. Bien que les mécanismes par lesquels les SPFA induisent un stress oxydatif ne soient pas bien compris à ce jour, certains déclencheurs potentiels comprennent l'augmentation de la β-oxydation des acides gras ainsi que la toxicité mitochondriale (Ankley et coll., 2020). L'exposition des poissons aux SPFA est aussi associée à des perturbations endocriniennes, qui peuvent influer sur la reproduction et le développement sexuel (Ankley et coll., 2020). Il a été montré que l'APFO est œstrogénique, se liant aux récepteurs d'œstrogène chez la truite arc-en-ciel (Benninghoff et coll., 2011). Il a aussi été montré que l'APFO active les récepteurs nucléaires en jeu dans le métabolisme des lipides chez les poissons (Ankley et coll., 2020).

9.2 Toxicité pour les organismes d'eau douce

La présente section offre un aperçu des valeurs de toxicité acceptables (données de qualité primaire ou secondaire) indiquées pour la toxicité à court terme et à long terme de l'APFO pour les organismes aquatiques d'eaux douces. Veuillez noter que la section traite seulement des données choisies pour être incluses dans la DSE aux fins du calcul de la recommandation (voir la section 10 pour en savoir plus sur les DSE et le calcul des recommandations). L'annexe C présente la liste complète des données sur la toxicité aquatique de l'APFO examinées et évaluées aux fins de leur inclusion dans le calcul de la recommandation (y compris les détails sur la dénomination chimique, l'organisme testé, les conditions expérimentales, les résultats et la justification de la classification des données en tant que données primaires, secondaires ou inacceptables quant à leur acceptabilité pour le calcul de la recommandation). Il convient de noter que les données toxicologiques pour les mélanges commerciaux contenant de l'APFO n'ont pas été incluses dans le calcul de la recommandation, car ces mélanges pourraient ne pas être caractérisés correctement et pourraient comprendre des produits ayant différentes teneurs en APFO. Il convient aussi de noter que toutes les études incluses dans la DSE découlaient de tests réalisés avec la forme ionisée de l'APFO, sauf indication contraire. Les indicateurs fondés sur des concentrations de sels d'APFO (y compris le sel d'ammonium et le sel de sodium) ont été normalisés à la forme ionisée de l'APFO avant leur inclusion dans la DSE afin de permettre la comparaison de la toxicité à partir d'une même base chimique.

La normalisation des indicateurs pour les sels d'APFO a été réalisée en multipliant la concentration (basée sur le sel) par le rapport entre la masse molaire de l'APFO et ses sels (annexe A) comme suit :

$$\frac{\mu g \text{ de sel d}'APFO}{L} \times \frac{mol}{g \text{ de sel d}'APFO} \times \frac{g \text{ d}'APFO}{mol}$$

Le rapport entre la masse molaire de l'APFO et son sel d'ammonium est de 0,96; celui de l'APFO et son sel de sodium de 0,95.

9.2.1 *Toxicité à court terme*

Les indicateurs inclus dans la DSE à court terme pour le calcul d'une concentration de référence à court terme concernant l'APFO sont présentés à la section 10.3 (tableau 4). Un résumé de la plage de sensibilité des points de données de la DSE à court terme pour les poissons, les invertébrés aquatiques et les amphibiens se trouve respectivement dans les sections 9.2.1.1, 9.2.1.2 et 9.2.1.3.

9.2.1.1 Poissons

Les valeurs de la concentration létale pour 50 % des organismes à l'étude (CL_{50}) à court terme pour six espèces de poissons ont été incluses dans la DSE aux fins du calcul de la concentration de référence à court terme. L'espèce de poisson la plus sensible était le poisson zèbre (*Danio rerio*), avec une CL_{50}-96 heures d'une valeur de 118 820 µg/L d'APFO (Zhao et coll., 2015). Bien qu'il ne soit pas une espèce résidente canadienne, *D. rerio* est considéré comme une espèce substitutive appropriée et est couramment utilisé dans les essais de toxicité en laboratoire (voir l'annexe D pour obtenir la justification des espèces substitutives incluses dans la DSE). L'espèce de poisson la moins sensible était la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), avec une CL_{50}-96 heures de 4 001 000 µg/L de PFOA (DuPont Co., 1999) normalisée à 3 842 946 µg/L d'APFO. En général, les espèces de poissons se situaient dans le milieu et vers le haut de la DSE, montrant qu'il ne s'agit pas du taxon le plus sensible.

9.2.1.2 Invertébrés aquatiques

Les valeurs du rapport de la concentration avec effet touchant 50 % des organismes à l'étude (CE_{50}) à court terme et de la CL_{50} à court terme ont été incluses dans la DSE pour 15 espèces d'invertébrés aquatiques. En général, les invertébrés aquatiques présentent la plus grande sensibilité à l'APFO, la majorité des indicateurs des invertébrés se situant dans la moitié inférieure de la DSE. L'espèce d'invertébré aquatique la plus sensible, qui est aussi l'espèce la plus sensible dans la DSE, était l'éphémère *Neocloeon triangulifer* avec une CL_{50}-96 heures d'une valeur de 13 451 µg/L d'APFO (Soucek et coll., 2023). La puce d'eau *Daphnia carinata* se situait au deuxième rang des invertébrés les plus sensibles ainsi qu'au deuxième rang des espèces les plus sensibles en général dans la DSE avec une CE_{50}-48 heures pour l'immobilité de 78 200 µg/L d'APFO (Logeshwaran et coll., 2021). Bien qu'elle ne soit pas une espèce résidente du Canada, la *D. carinata* est considérée comme une espèce substitutive fiable (annexe D). L'espèce d'invertébré aquatique la moins sensible était l'escargot (*Cipangopaludina cathayensis*), avec une CL_{50}-96 heures de 740 070 µg/L d'APFO (Yang et coll., 2014). Bien qu'il ne soit pas une espèce résidente du Canada, le *C. cathayensis* est considéré comme une espèce substitutive appropriée (annexe D).

9.2.1.3 Amphibiens

Les valeurs de CL_{50} à court terme ont été incluses dans la DSE pour 11 espèces d'amphibiens. Les points de données pour les amphibiens dans la DSE se situaient au bas, au milieu et dans le haut de

la courbe de distribution; toutefois, six des onze indicateurs des amphibiens dans la DSE étaient parmi les moins sensibles dans la courbe. L'espèce d'amphibien la plus sensible était le crapaud asiatique (*Bufo gargarizans*), avec une CL_{50}-96 heures de 114 740 µg/L d'APFO (Yang et coll., 2014). Bien qu'il ne soit pas une espèce résidente du Canada, le *B. gargarizans* est considéré comme une espèce substitutive appropriée (annexe D). Le paramètre d'effet pour le *B. gargarizans* se situait au quatrième rang des plus sensibles dans l'ensemble de la DSE. Les espèces d'amphibiens les moins sensibles étaient la grenouille verte (*Lithobates clamitans,* anciennement *Rana clamitans*) et la salamandre de Jefferson (*Ambystoma jeffersonianum*), toutes deux avec des valeurs de CL_{50}-96 heures de 1 070 000 µg/L d'APFO (Tornabene et coll., 2021). Il convient de noter que pour la rainette versicolore (*Hyla versicolor*), le paramètre d'effet du stade larvaire 26 a été inclus dans la DSE plutôt que le stade larvaire 40 qui est plus sensible (Tornabene et coll., 2021) et qui a été jugé inacceptable en raison d'une mortalité témoin élevée. Ainsi, l'indicateur du stade 26 était considéré comme plus fiable et a été inclus dans la DSE, bien qu'il soit possible que d'autres stades de vie de cette espèce soient plus sensibles.

9.2.2 *Toxicité à long terme*

Les indicateurs inclus dans la DSE à long terme pour le calcul d'une RCQEa concernant l'APFO sont présentés à la section 10.4 (tableau 5). Un résumé de la plage de sensibilité des points de données de la DSE à long terme pour les poissons, les invertébrés aquatiques, les amphibiens et les algues et les plantes aquatiques se trouve respectivement dans les sections 9.2.2.1, 9.2.2.2, 9.2.2.3 et 9.2.2.4. L'information concernant les indicateurs acceptables pour le calcul de la recommandation se trouve dans le protocole du CCME (CCME 2007).

9.2.2.1 Poissons

Les valeurs de toxicité à long terme acceptables concernant l'APFO pour les poissons comprenaient les indicateurs obtenus dans des tests d'une durée d'au moins 21 jours pour les poissons adultes, et d'au moins sept jours pour les premiers stades de vie (CCME, 2007). Des données étaient disponibles pour cinq espèces de poissons aux fins de leur inclusion dans la DSE à long terme.

L'indicateur le plus sensible chez les poissons a été révélé au moyen d'un test transgénérationnel avec le medaka (*Oryzias latipes*), dans le cadre duquel une concentration minimale avec effet observé (CMEO) pour la survie F1 de 100 µg/L d'APFO a été observée pour les expositions F0 et F1 à 100 µg/L d'APFO pendant 14 et 28 jours suivant l'éclosion, respectivement (Ji et coll., 2008). Cette CMEO a été associée à une mortalité F1 de plus de 40 %. Le protocole du CCME recommande que les indicateurs inclus dans une DSE à long terme pour effets sur la létalité aient un effet inférieur ou égal à 25 % (CCME, 2007). Une analyse statistique des données des effets de toxicité à partir de cette étude a été réalisée; toutefois, il n'a pas été possible de calculer un indicateur de régression fiable ayant peu ou n'ayant pas d'effets, ni de calculer le type de paramètre d'effet privilégié de concentration maximale acceptable de toxiques (CMAT), puisque la CMEO était le premier niveau de concentration testé après le contrôle. Si l'indicateur n'est pas inclus, la clause de protection du protocole sera activée, entraînant une recommandation correspondant à la valeur de la CMEO de 100 µg/L. Cependant, cette option n'a pas été sélectionnée, puisqu'environ

40 % de la mortalité dans la génération F1 est prévue à cette concentration. Il a donc été décidé d'inclure cette valeur de la CMEO dans la DSE, puisque cela entraîne une valeur de recommandation moins élevée et que ce choix est considéré comme défendable sur le plan scientifique, car le faible effet véritable non calculable (p. ex., $\leq CL_{25}$) se produirait à une concentration plus basse que la valeur de la CMEO. L'application d'un facteur de sécurité à la CMEO a aussi été prise en compte, mais n'a pas été réalisée à ce moment, pour différentes raisons. D'abord, bien que l'*O. latipes* soit considéré comme une espèce substitutive appropriée (annexe D) et soit couramment utilisé dans les essais de toxicité en laboratoire, il n'a pas été déterminé avec certitude si une sensibilité semblable à l'APFO serait observée chez les espèces résidentes du Canada. Ensuite, il y a un manque d'études intergénérationnelles sur les poissons pour soutenir les conclusions, entraînant une incertitude additionnelle.

Le poisson le moins sensible dans la DSE à long terme était le méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*), avec une concentration sans effet observé (CSEO) de 21 jours pour la croissance supérieure à 76 000 µg/L d'APFO (Bartlett et coll., 2021). Le protocole du CCME permet l'inclusion d'indicateurs issus des tests dans lesquels une plage de concentration insuffisante a été testée dans l'extrémité supérieure de la courbe, car cela n'entraînerait pas une recommandation insuffisamment protectrice (CCME, 2007). On a eu recours au jugement scientifique pour l'inclusion de cet indicateur (et de la CSEO non définie de la truite arc-en-ciel [*O. mykiss*]) dans la DSE à long terme, en se fondant sur le faible nombre d'indicateurs supérieurs dans l'ensemble de données ainsi que sur le nombre limité d'espèces de poissons pour lesquelles des données étaient disponibles.

9.2.2.2 Invertébrés aquatiques

Les indicateurs à long terme acceptables pour les invertébrés comprennent les paramètres d'effet non létaux d'au moins 96 heures pour les invertébrés à durée de vie moins longue, les paramètres d'effet non létaux d'au moins sept jours pour les invertébrés à durée de vie plus longue, et les paramètres létaux d'au moins 21 jours pour les invertébrés à durée de vie plus longue (CCME, 2007). Les paramètres létaux des invertébrés à durée de vie moins longue issus des tests ayant des durées d'exposition inférieures à 21 jours peuvent être pris en compte au cas par cas (CCME, 2007). Les indicateurs à long terme ont été inclus dans la DSE pour huit espèces d'invertébrés aquatiques. L'espèce d'invertébré aquatique la plus sensible, ainsi que l'espèce ayant l'indicateur le plus sensible en général dans la DSE à long terme, était la puce d'eau *D. carinata*, avec une CMAT-21 jours pour la reproduction de 31,6 µg/L d'APFO (Logeshwaran et coll., 2021). L'invertébré le moins sensible était le moucheron *Chironomus dilutus*, avec une CE_{10}-7 jours pour la croissance de 43 649 µg/L d'APFO (Kadlec et coll., 2024). La CSEO indéfinie supérieure ou égale à 3 085 µg/L d'APFO pour la survie, la croissance et l'émergence de l'éphémère *N. triangulifer* au cours d'une exposition de 14 jours (Soucek et coll., 2023) a été incluse dans la DSE à long terme. On a eu recours au jugement scientifique pour l'inclusion de ce paramètre non défini en se fondant sur la disponibilité limitée de données sur les insectes dans l'ensemble de données toxicologiques et considérant que le *N. triangulifer* est l'espèce la plus sensible dans la DSE à court terme.

9.2.2.3 Amphibiens

Des données acceptables pour une espèce d'amphibien étaient disponibles aux fins de son inclusion dans la DSE à long terme. Le crapaud asiatique (*B. gargarizans*) avait une CE_{10}-30 jours pour la longévité de 5 890 µg/L d'APFO (Yang et coll., 2014).

9.2.2.4 Algues et plantes aquatiques

En raison de la croissance et du renouvellement rapides des espèces d'algues et de plantes aquatiques utilisées dans les essais normalisés, la plupart des essais de toxicité sont considérés comme « à long terme » par rapport à la durée de vie des algues et des plantes. Tous les essais de toxicité pour la *Lemna sp.* suivant des protocoles d'essai normalisés sont généralement considérés comme des expositions à long terme. Tous les essais de toxicité ayant une durée supérieure à 24 heures sont considérés comme des expositions à long terme (CCME, 2007). Les données acceptables aux fins de leur inclusion dans la DSE à long terme étaient disponibles pour cinq espèces d'algues et trois espèces de plantes aquatiques. Les paramètres d'effet allaient d'une CE_{10}-10 jours pour la croissance de 2 900 µg/L de PFOA pour l'algue verte *Raphidocelis subcapita* (anciennement *Selenastrum capricornutum* et *Pseudokirchneriella subcapitata*) (Elnabarawy, 1981), normalisée à 2 785 µg/L d'APFO, jusqu'à une CE_{50}-96 heures pour la croissance de 269 630 µg/L d'APFO pour l'algue verte *Scenedesmus quadricauda* (Yang et coll., 2014).

9.3 Toxicité chez les organismes d'eau salée

Les données acceptables pour le calcul de la recommandation étaient limitées en ce qui concerne les organismes marins. Des données sur la toxicité à court terme étaient disponibles pour trois espèces d'invertébrés marins. L'espèce la plus sensible était la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*), avec une CL_{50} de 9 980 µg/L d'APFO (Hayman et coll., 2021). L'oursin violet (*Strongylocentrotus purpuratus*) avait une CE_{50} pour le développement de 19 000 µg/L d'APFO, et le mysis (*Americamysis bahia*) avait une CL_{50}-96 heures d'une valeur de 24 000 µg/L d'APFO (Hayman et coll., 2021). Aucune donnée sur la toxicité à court terme acceptable n'était disponible pour les poissons marins. En outre, il n'y avait aucune donnée sur la toxicité à long terme acceptable aux fins du calcul de la recommandation pour les organismes marins. Pour obtenir une liste complète des données sur la toxicité en eau salée de l'APFO considérées et évaluées, veuillez consulter l'annexe C. Les données limitées sur la toxicité à court terme disponibles indiquent que les espèces d'invertébrés marins peuvent être plus sensibles à l'APFO que les organismes d'eaux douces. Ainsi, il n'est pas approprié d'appliquer les recommandations pour l'APFO en eau douce aux milieux marins.

10.0 CALCUL DE LA CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE À COURT TERME ET DE LA RECOMMANDATION CANADIENNE POUR LA QUALITÉ DES EAUX

10.1 Évaluation des données toxicologiques

L'acceptabilité scientifique de toutes les données sur la toxicité aquatique de l'APFO a été évaluée avant d'en tenir compte ou de les utiliser dans le calcul de la concentration repère à court terme et de la RCQEa. Les données tirées des études de toxicité ont été classées comme primaires, secondaires ou inacceptables en ce qui concerne leur acceptabilité pour le calcul de la recommandation conformément aux critères décrits dans le protocole (CCME, 2007). Les données toxicologiques évaluées aux fins de leur prise en compte dans la concentration de référence à court terme et la RCQEa à long terme concernant l'APFO étaient à jour en février 2022.

10.2 Méthodes utilisées pour le calcul des recommandations

Le *Protocole d'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux* (CCME, 2007) comprend des valeurs de recommandations pour l'exposition à court terme et à long terme que les évaluateurs de risque et les gestionnaires de risque au Canada peuvent utiliser aux fins de la protection des espèces aquatiques. La recommandation pour l'exposition à long terme est calculée conformément au principe directeur de la RCQEa, qui est de protéger toutes les espèces et tous les stades de vie pendant une exposition indéfinie à la substance dans l'eau. La vie aquatique peut subir une exposition à long terme à une substance à la suite d'un rejet continu d'une source ponctuelle ou non ponctuelle, d'un rejet graduel des sols ou des sédiments, et d'une absorption graduelle causée par les eaux souterraines, ou le ruissellement et le transport sur longue distance. La valeur d'exposition à court terme est établie pour servir d'outil de gestion supplémentaire. Elle sert d'indicateur des effets graves sur l'écosystème aquatique et vise à renseigner sur les répercussions de situations graves, mais transitoires (CCME, 2007). Les concentrations de référence à court terme ne protègent qu'une fraction spécifique des individus et ne sont pas destinées à fournir une protection complète contre tous les effets négatifs pour toutes les formes de vie aquatique sur une période d'exposition indéfinie (CCME, 2007).

Bien que des ensembles de données distincts soient utilisés pour calculer les recommandations à court terme et à long terme, les deux sont calculées à l'aide d'une des trois approches. Les trois approches sont expliquées en détail par le CCME (2007), mais sont seulement présentées brièvement ici. En ordre de préférence, les approches sont, premièrement, l'approche statistique (approche de type A ou de DSE); deuxièmement, l'approche du paramètre d'effet le plus faible utilisant seulement des données primaires (type B1); et, troisièmement, l'approche du paramètre d'effet le plus faible utilisant des données primaires ou secondaires (type B2).

Une recommandation élaborée selon l'approche statistique correspond à une recommandation de type A. Une DSE capture la variation de la sensibilité toxicologique à un contaminant parmi un ensemble d'espèces. Une DSE est une fonction de distribution cumulative dont les concentrations d'effet représentent l'axe des x, et la probabilité cumulative, exprimée en pourcentage, représente l'axe des y (Posthuma et coll., 2002). Les paramètres létaux à court terme (p. ex., CL_{50}-24 heures)

comprennent l'ensemble de données pour les concentrations de référence à court terme, alors que les paramètres ayant peu ou n'ayant pas d'effets pendant une exposition à long terme (p. ex., CE_{10}-21 jours pour la croissance) constituent l'ensemble de données pour la recommandation à long terme. Dans chaque ensemble de données, la valeur de la concentration de référence ou de la recommandation équivaut à la concentration sur l'axe des x correspondant à une probabilité cumulative de 5 % sur l'axe des y. À l'inverse, l'approche avec le paramètre d'effet le plus bas (types B1 et B2) utilise, comme l'indique son nom, le paramètre d'effet le plus bas acceptable avec un facteur de sécurité pour estimer la recommandation.

Les données minimales requises pour l'application de chacune des trois méthodes figurent dans les tableaux 1 à 4 du protocole du CCME (CCME, 2007). S'il n'y a pas suffisamment de données pour calculer une recommandation à l'aide de l'approche statistique, la recommandation est élaborée au moyen de l'approche avec le paramètre d'effet le plus bas. On utilise une approche de type B1 ou de type B2 selon la quantité et la qualité des données. L'approche de type B1 utilise seulement les données primaires relatives à la toxicité acceptables pour calculer la recommandation, alors que l'approche de type B2 peut utiliser des données primaires ou secondaires (ou les deux) acceptables. Dans tous les cas, une recommandation doit être élaborée en utilisant la méthode ayant le rang le plus élevé que permettent les données.

Les sections 10.3 et 10.4 décrivent le calcul de la concentration de référence à court terme et de la RCQEa à long terme, respectivement, pour la protection de la vie aquatique des eaux de surface concernant l'APFO dans l'eau douce. Les exigences relatives aux données pour l'approche privilégiée, l'approche de type A (DSE), ont été satisfaites pour les expositions à court et à long terme d'APFO dans l'eau douce. Les exigences relatives aux données pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une RCQEa visant la protection de la vie aquatique marine n'ont pas été satisfaites pour l'une ou l'autre des approches.

10.3 Calcul de la concentration de référence à court terme dans les eaux douces

L'annexe C contient un ensemble de données complètes sur la toxicité de l'APFO, y compris de l'information de référence, la dénomination chimique, les détails sur les organismes testés, les conditions expérimentales, et la conception, les résultats et la classification de qualité des données. Des indicateurs pour 32 espèces ont été inclus dans la DSE à court terme pour les eaux douces (tableau 4). Lorsqu'il existait plusieurs indicateurs comparables pour la même espèce, le même effet, le même stade de vie, la même durée d'exposition et la même dénomination chimique, une moyenne géométrique a été calculée. Les indicateurs inclus dans le calcul de la concentration de référence à court terme comprenaient les valeurs de la CL_{50} ou d'un équivalent (p. ex., les valeurs de la CE_{50} pour l'immobilité). Les paramètres sans effet ou avec effets faibles ne sont pas inclus dans le calcul de la recommandation pour l'exposition à court terme (CCME, 2007).

Dans certains cas, il y avait plus d'une valeur de toxicité disponible pour une espèce particulière, mais la durée d'exposition, les stades de vie ou la dénomination chimique de la substance testée différaient, ce qui signifie qu'il n'était pas possible de faire la moyenne géométrique des valeurs. Dans de tels cas, le point de données le plus sensible (ou la valeur de la moyenne géométrique) était sélectionné aux fins de son inclusion dans la DSE à court terme. Les détails complets concernant la sélection des points de données à court terme se trouvent auprès du CCME (2007).

Le logiciel R (version R 4.3.1 et Rstudio) et l'application Web shinyssdtools (version ssdtools 1.0.2; version shinyssdtools 0.1.1) (Dalgarno, 2018; Thorley et Schwarz, 2018) ont servi à la création de différentes DSE à partir de l'ensemble de données. La trousse ssdtools avait été précédemment utilisée dans la conception de la RCQEa pour le manganèse (CCME, 2019). La trousse ajuste plusieurs fonctions de distribution cumulative (log-normal, log-normal_log-normal, log-logistique, log-Gumbel, gamma et Weibull) aux données en utilisant l'estimation de vraisemblance maximale comme méthode de régression, et en utilisant l'approche d'inférence multimodèle. La trousse utilise ensuite le critère d'information d'Akaike corrigé (CIAc) pour les échantillons de petite taille afin de pondérer chaque modèle, représentant à quel point chacun est bien ajusté aux données par rapport aux autres. Le meilleur modèle prédictif est celui avec le CIAc le plus bas, donc ayant la pondération la plus élevée. Les distributions qui étaient bien ajustées aux données avec des valeurs delta (c.-à-d. la différence CIAc) inférieures à 7 sont combinées selon leurs pondérations respectives. Des estimations de concentration dangereuse (HC)x avec un intervalle de confiance de 95 % ont été calculées au moyen du bootstrapping paramétrique (10 000 itérations). Le script R complet se trouve à l'annexe E. Veuillez consulter Fox et coll. (2021) et Thorley et Schwarz (2018) pour en savoir plus sur l'approche.

Plusieurs distributions étaient bien ajustées aux données (voir l'annexe F pour consulter les statistiques de qualité de l'ajustement). La distribution log-logistique montrait le meilleur ajustement aux données ayant le CIAc le plus bas et la pondération attribuée la plus élevée (annexe F). La concentration dangereuse pour le cinquième centile (HC_5) de chaque modèle est multipliée par la pondération de chaque modèle, puis toutes les valeurs sont additionnées pour obtenir la valeur de référence par inférence multimodèle finale. Les intervalles de confiance à 95 % sont calculés de la même manière.

La DSE à court terme pour les eaux douces est illustrée à la figure 2. La concentration de référence à court terme en eau douce est de **57 000 µg/L** d'APFO (arrondie à deux chiffres significatifs), avec des intervalles de confiance à 95 % compris entre 29 300 et 113 000 µg/L.

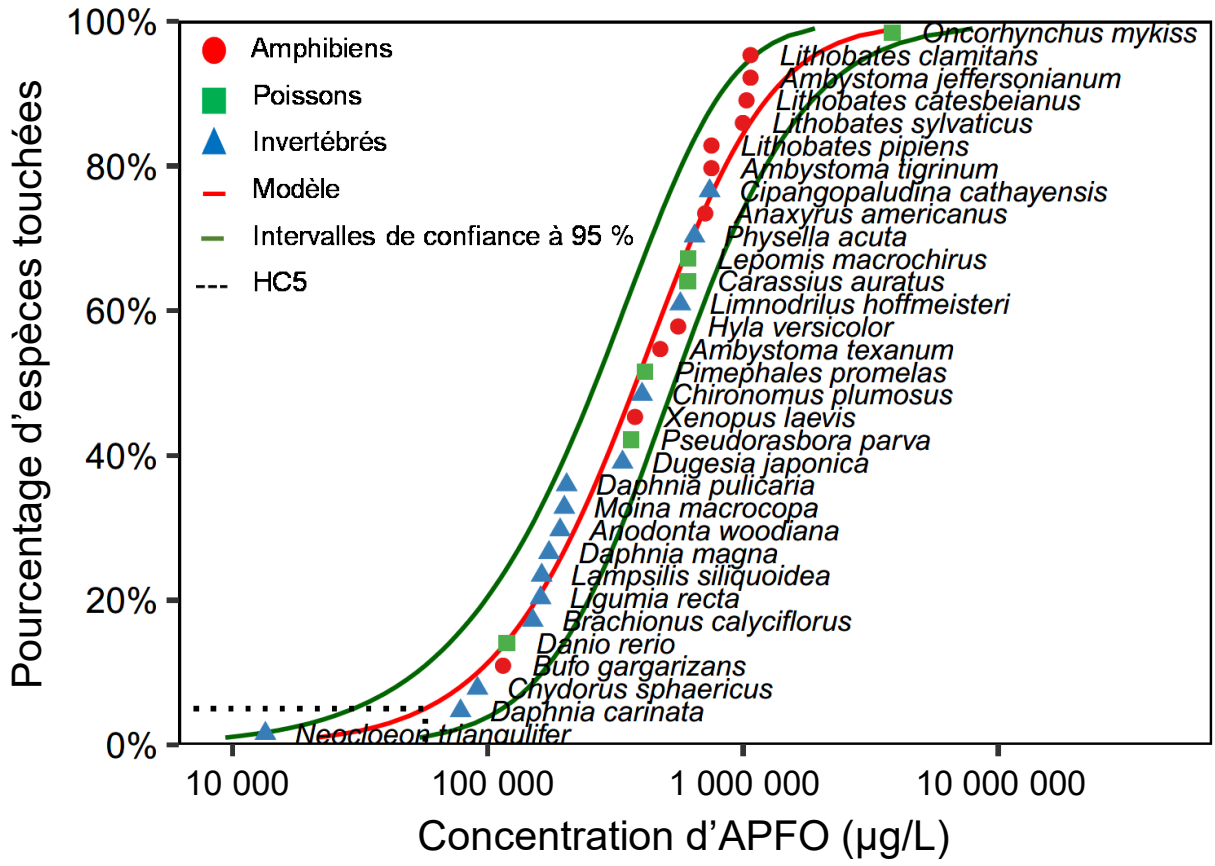


Figure 2 – Distribution de la sensibilité des espèces à court terme par inférence multimodèle concernant l'APFO dans les eaux douces

Remarque : La HC_5 est de 57 000 µg/L d'APFO.

Tableau 4 – Points de données sur la toxicité utilisés dans la DSE à court terme pour déterminer la concentration de référence de l'APFO dans les eaux douces

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
1	*Neocloeon triangulifer* (éphémère)	CL_{50}-96 h	<24 heures suivant l'éclosion	13 451	Primaire	Soucek et coll., 2023
2	*Daphnia carinata* (puce d'eau)	CE_{50}-48 h (immobilité)	Néonate	78 200	Secondaire	Logeshwaran et coll., 2021
3	*Chydorus sphaericus* (cladocère)	CE_{50}-48 h (immobilité)	Néonate	91 100	Secondaire	Le et Peijnenburg, 2013
4	*Bufo gargarizans* (crapaud asiatique)	CL_{50}-96 h	Larves	114 740	Primaire	Yang et coll., 2014
5	*Danio rerio* (poisson zèbre)	CL_{50}-96 h	3 mois	118 820	Secondaire	Zhao et coll., 2015
6	*Brachionus calyciflorus* (rotifère)	CL_{50}-24 h	Néonate	150 000	Secondaire	Zhang et coll., 2013
7	*Ligumia recta* (ligumie noire)	CE_{50}-24 h (survie [mouvement des pieds])	Glochidie	161 000	Secondaire	Hazelton et coll., 2012
8	*Lampsilis siliquoidea* (lampsile siliquoïde)	CE_{50}-48 h (survie [mouvement des pieds])	Glochidie	162 600	Secondaire	Hazelton et coll., 2012
9	*Daphnia magna* (puce d'eau)	CL_{50}-48 h	Néonate	173 762 (moyenne géométrique)	Primaire et secondaire	Boudreau, 2002; Lu et coll., 2016; Yang et coll., 2014; Yang et coll., 2019
10	*Anodonta woodiana* (anodonte chinois woodiana)	CL_{50}-48 h	1 an	192 083	Secondaire	Xia et coll., 2018
11	*Moina macrocopa* (cladocère)	CE_{50}-48 h (immobilité)	Non déclaré	199 510	Secondaire	Ji et coll., 2008
12	*Daphnia pulicaria* (puce d'eau)	CE_{50}-48 h (immobilité)	Néonate	203 722	Secondaire	Boudreau, 2002

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
13	*Dugesia japonica* (dugesiidae)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	337 200 (351 069 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[b] (moyenne géométrique)	Secondaire	Li, 2009 (recalculé dans U.S. EPA, 2022)
14	*Pseudorasbora parva* (pseudorasbora)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	365 020	Primaire	Yang et coll., 2014
15	*Xenopus laevis* (dactylèthre d'Afrique du Sud)	CL_{50}-96 h	Embryon	377 466	Secondaire	Kim et coll., 2013
16	*Chironomus plumosus* (moucheron)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	402 240	Primaire	Yang et coll., 2014
17	*Pimephales promelas* (tête-de-boule)	CL_{50}-96 h	Embryon, <24 h suivant l'éclosion	413 200	Secondaire	Corrales et coll., 2017
18	*Ambystoma texanum* (salamandre à nez court)	CL_{50}-96 h	Larves (stade 40)	474 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
19	*Hyla versicolor* (rainette versicolore)	CL_{50}-96 h	Larves (stade 26)	557 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
20	*Limnodrilus hoffmeisteri* (vers Huo Fu tubifex)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	568 200	Primaire	Yang et coll., 2014
21	*Carassius auratus* (cyprin)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	606 610	Primaire	Yang et coll., 2014
22	*Lepomis macrochirus* (crapet à oreilles bleues)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	608 955 (634 000 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[b]	Secondaire	Dupont Co., 1994

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
23	*Physella acuta* (anciennement *Physa acuta*) ((physe voyageuse))	CL_{50}-96 h	Non déclaré	645 454 (672 000 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[b]	Secondaire	Li, 2009
24	*Anaxyrus americanus* (crapaud d'Amérique)	CL_{50}-96 h	Larves	711 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
25	*Cipangopaludina cathayensis* (escargot)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	740 070	Primaire	Yang et coll., 2014
26	*Ambystoma tigrinum* (salamandre tigrée de l'Est)	CL_{50}-96 h	Larves	752 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
27	*Lithobates pipiens* (anciennement *Rana pipiens*) (grenouille léopard du Nord)	CL_{50}-96 h	Larves	752 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
28	*Lithobates sylvaticus* (anciennement *Rana sylvatica*) (grenouille des bois)	CL_{50}-96 h	Larves	999 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
29	*Lithobates catesbeianus* (anciennement *Rana catesbeiana*) (ouaouaron d'Amérique)	CL_{50}-96 h	Larves	1 031 620 (moyenne géométrique)	Secondaire	Flynn et coll., 2019; Tornabene et coll., 2021
30	*Ambystoma jeffersonianum* (salamandre de Jefferson)	CL_{50}-96 h	Larves	1 070 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
31	*Lithobates clamitans* (anciennement *Rana clamitans*) (grenouille verte)	CL_{50}-96 h	Larves	1 070 000	Secondaire	Tornabene et coll., 2021
32	*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)	CL_{50}-96 h	Non déclaré	3 842 946 (4 001 000 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[b]	Secondaire	Dupont Co., 1999

Remarques :

[a] Les concentrations avec effet sont pour la forme ionique de l'APFO, sauf indication contraire.

[b] L'étude originale a été réalisée avec du sel d'ammonium d'APFO (PFOA). La valeur entre parenthèses représente la CE_x du PFOA. Les paramètres d'effet pour les sels d'ammonium ont été uniformisés en µg/L d'APFO avant leur inclusion dans la DSE (voir la section 9.2 pour consulter des exemples de calcul).

10.4 Calcul d'une recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme pour l'eau douce

L'annexe C contient un ensemble de données complètes sur la toxicité de l'APFO, y compris de l'information de référence, la dénomination chimique, les détails sur les organismes testés, les conditions expérimentales, et la conception, les résultats et la classification de qualité des données. Des indicateurs pour 22 espèces ont été inclus dans la DSE à long terme pour les eaux douces (tableau 5). Lorsqu'il existait plusieurs indicateurs comparables pour la même espèce, le même effet, le même stade de vie, la même durée d'exposition et la même dénomination chimique, une moyenne géométrique a été calculée.

On privilégie le calcul de la DSE à long terme à partir des données sans effet pour les effets à long terme. Selon le protocole, s'il y a plus d'un type d'indicateurs à long terme (p. ex., une CE_{10} et une CSEO) pour une espèce et un effet donnés, l'indicateur privilégié est sélectionné pour son inclusion dans la DSE. Le classement privilégié des paramètres d'effet pour une DSE à long terme est le suivant (CCME 2007) :

1. CE_x/CI_x les plus appropriés représentant un seuil sans effet (avec CI_x représentant la concentration inhibitrice, c.-à-d. la concentration causant x % d'inhibition)
2. CE_{10}/CI_{10}
3. $CE_{11\text{-}25}/CI_{11\text{-}25}$
4. CMAT
5. CSEO
6. CMEO
7. $CE_{26\text{-}49}/CI_{26\text{-}49}$
8. CE_{50}/CI_{50} non létales

Les détails complets sur la sélection des indicateurs à long terme se trouvent dans CCME (2007).

La méthode de calcul de la DSE qui a été suivie pour la concentration de référence à court terme de la section 10.3 a été appliquée pour la recommandation à long terme et le code R se trouve dans l'annexe G. La distribution Weibull montrait le meilleur ajustement aux données à long terme ayant le CIAc le plus faible et la pondération attribuée la plus élevée, la distribution gamma montrant aussi une pondération de valeur élevée (annexe H).

La DSE à long terme pour les eaux douces est illustrée à la figure 3. La RCQEa à long terme pour les eaux douces est de **93 µg/L** d'APFO (arrondie à deux chiffres significatifs), avec des intervalles de confiance de 95 % de 15,4 à 755 µg/L.

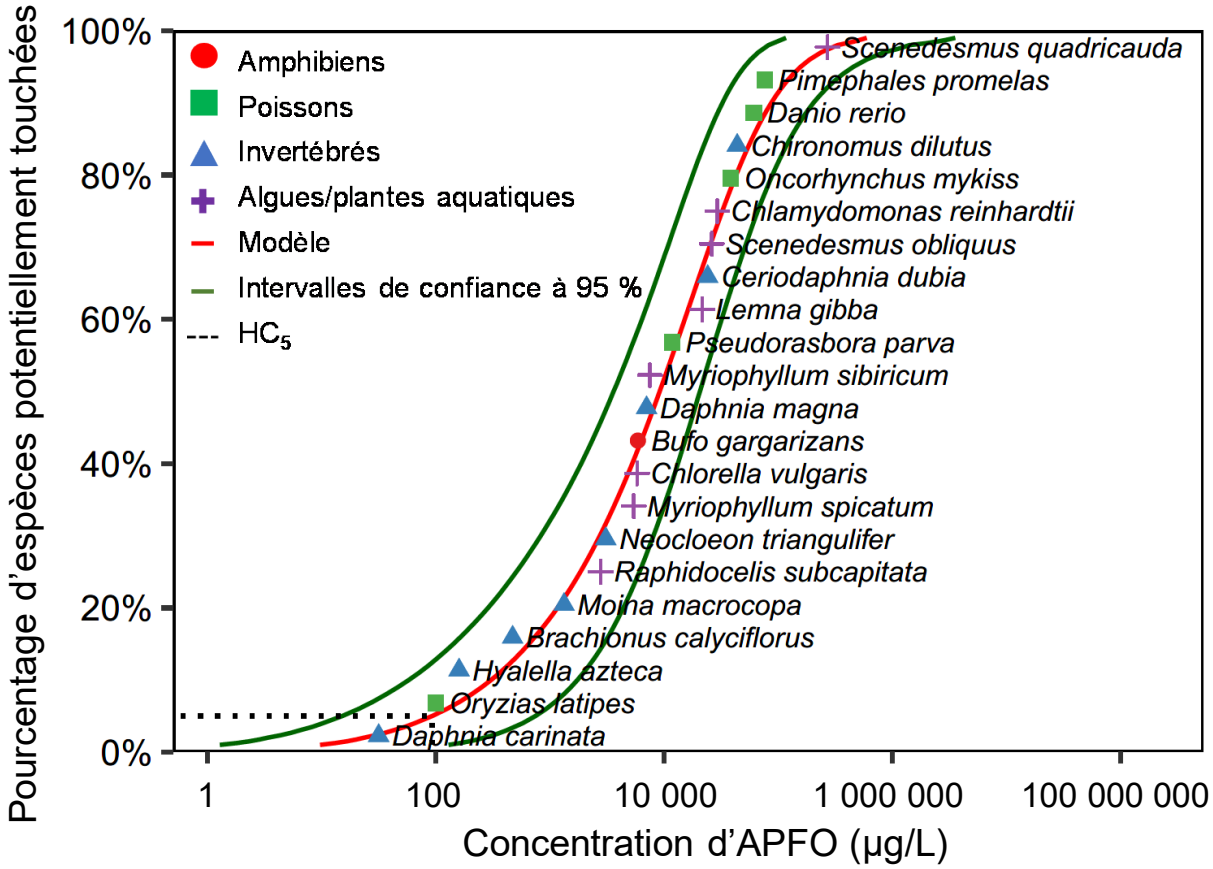


Figure 3 – Distribution de la SDE à long terme par inférence multimodèle concernant l'APFO dans les eaux douces

Remarque : La HC_5 est de 93 µg/L d'APFO.

Tableau 5 – Points de données sur la toxicité utilisés dans la DSE des espèces à long terme pour déterminer la RCQEa de l'APFO dans les eaux douces

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
1	*Daphnia carinata* (puce d'eau)	CMAT-21 jours (reproduction, descendance)	Néonate	31,6	Secondaire	Logeshwaran et coll., 2021
2	*Oryzias latipes* (medaka)	CMEO-28 jours suivant l'éclosion (survie en F1)[b]	F0 adulte; F1 œuf	100	Secondaire	Ji et coll., 2008
3	*Hyalella azteca* (amphipode)	CE_{10}-42 jours (croissance)	2 à 9 jours	160	Primaire	Bartlett et coll., 2021
4	*Brachionus calyciflorus* (rotifère)	CE_{10} du cycle de vie (taux intrinsèque d'accroissement naturel)	Néonate	471	Secondaire	Zhang et coll., 2013
5	*Moina macrocopa* (cladocère)	CE_{10}-7 jours (reproduction, nombre de jeunes par adulte)	Non déclaré	1 330	Secondaire	Ji et coll., 2008
6	*Raphidocelis subcapitata* (algue verte)	CE_{10}-10 jours (croissance, comptage des cellules)	Non déclaré	2 785 (2 900 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[c]	Secondaire	Elnabarawy, 1981
7	*Neocloeon triangulifer* (éphémère)	CSEO-14 jours (survie/croissance/émergence)	<24 heures suivant l'éclosion	≥3 085[d]	Secondaire	Soucek et coll., 2023
8	*Myriophyllum spicatum* (myriophylle en épi)	CE_{10}-21 jours (longueur de plante)	Pousses apicales	5 413 (5 700 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[e]	Secondaire	Hanson et coll., 2005
9	*Chlorella vulgaris* (algue verte)	CI_{10}-96 h (inhibition de la croissance)	Non déclaré	5 797	Secondaire	Boudreau, 2002
10	*Bufo gargarizans* (crapaud asiatique)	CE_{10}-30 jours (longévité)	Têtard	5 890	Primaire	Yang et coll., 2014

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
11	*Daphnia magna* (puce d'eau)	CE_{10}-21 jours (nombre total de frais)	<24 h	7 020	Primaire	Yang et coll., 2014
12	*Myriophyllum sibiricum* (myriophylle de Sibérie)	CE_{10}-21 jours (masse sèche)	Pousses apicales	7 502 (7 900 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[e]	Secondaire	Hanson et coll., 2005
13	*Pseudorasbora parva* (pseudorasbora)	CE_{10}-30 jours (longévité)	Non déclaré	11 780	Primaire	Yang et coll., 2014
14	*Lemna gibba* (lenticule)	CI_{10}-7 jours (inhibition de la croissance)	Non déclaré	21 532	Secondaire	Boudreau, 2002
15	*Ceriodaphnia dubia* (puce d'eau)	CE_{10}-7 jours (reproduction)	<8 h	24 062 (moyenne géométrique)	Primaire	Kadlec et coll., 2024
16	*Scenedesmus obliquus* (algue verte)	CI_{10}-96 h (inhibition de la croissance)	Phase de croissance exponentielle	26 100	Secondaire	Hu et coll., 2014
17	*Chlamydomonas reinhardtii* (algue verte)	CI_{10}-96 h (inhibition de la croissance)	Phase de croissance exponentielle	29 200	Secondaire	Hu et coll., 2014
18	*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)	CSEO-85 jours (mortalité, croissance)	Œufs fécondés	≥38 420[f] (≥40 000 fondé sur le sel d'ammonium d'APFO)[c]	Secondaire	Colombo et coll., 2008
19	*Chironomus dilutus* (moucheron)	CE_{10}-7 jours (croissance)	1er stade larvaire	43 649	Primaire	Kadlec et coll., 2024
20	*Danio rerio* (poisson zèbre)	CL_{10}-7 jours (mortalité)	Embryons	61 128	Secondaire	Stinckens et coll., 2018
21	*Pimephales promelas* (tête-de-boule)	CSEO-21 jours (croissance)	Œufs à larves	>76 000[g]	Secondaire	Bartlett et coll., 2021

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Stade du cycle de vie (âge)	Concentration avec effet (µg/L d'APFO)[a]	Classification des données	Référence
22	*Scenedesmus quadricauda* (algue verte)	CE_{50}-96 h (inhibition de la croissance)	Croissance logarithmique	269 630	Primaire	Yang et coll., 2014

Remarques :

[a] Les CE_x sont pour la forme ionique de l'APFO, sauf indication contraire.

[b] Étude transgénérationnelle; F0 (génération parentale) exposée à 100 µg/L pendant 14 jours, F1 (génération de descendants) exposée à 100 µg/L et mortalité évaluée à 28 jours suivant l'éclosion.

[c] L'étude originale a été réalisée avec du sel d'ammonium d'APFO (PFOA). La valeur entre parenthèses représente la CE_x du PFOA. Les paramètres d'effet pour les sels d'ammonium ont été uniformisés en µg/L d'APFO avant leur inclusion dans la DSE (voir la section 9.2 pour consulter des exemples de calcul).

[d] Valeur représentée graphiquement à 3 085 µg/L dans la DSE.

[e] L'étude originale a été réalisée avec du sel de sodium d'APFO. La valeur entre parenthèses représente la CE_x de la forme du sel de sodium. Les paramètres d'effet pour les sels de sodium ont été uniformisés en µg/L d'APFO avant leur inclusion dans la DSE (voir la section 9.2 pour consulter des exemples de calcul).

[f] Valeur représentée graphiquement à 38 420 µg/L dans la DSE.

[g] Valeur représentée graphiquement à 76 000 µg/L dans la DSE.

10.5 Évaluation de la protection de la recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme pour les eaux douces

Afin de déterminer si la recommandation à long terme concernant l'APFO offre une protection suffisante (ce qui signifie qu'elle répond au principe directeur du CCME), une évaluation de la protection a été réalisée à l'aide des résultats de toutes les études acceptables sur la toxicité aquatique à long terme (c.-à-d. toutes les données aiguës et chroniques acceptables de l'annexe C). Tout effet nocif observé à des concentrations inférieures à la recommandation à long terme concernant l'APFO a été examiné pour déterminer si la clause de protection était applicable (CCME, 2007). Le protocole du CCME (2007) comprend la section suivante concernant la clause de protection, qui s'applique seulement à la recommandation à long terme :

> On peut invoquer la clause de protection dans les circonstances suivantes : si un seul paramètre (ou, le cas échéant, une moyenne géométrique) acceptable et sans effet ou à faible effet (par exemple, CE_x pour la croissance, la reproduction, la survie ou le comportement) pour une espèce en péril (selon la définition du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC]) est inférieur à la recommandation proposée (c'est-à-dire au point d'intersection entre le 5e percentile et la courbe ajustée), c'est ce paramètre qui devient la concentration recommandée dans la recommandation. Si ce paramètre est à effet modéré ou grave pour une espèce en péril (c'est-à-dire une CE_x où « x » $\geq$ 50 % ou une variable avec létalité [CL_x]), on devra déterminer au cas par cas (par exemple, à l'aide d'un coefficient de sécurité approprié – Chapman et coll., 1998) la concentration recommandée dans la recommandation.
>
> Dans le même ordre d'idée, si un seul paramètre (ou, le cas échéant, une moyenne géométrique) acceptable et à effet létal (c'est-à-dire CL_x, où x $\geq$ 15 %) pour toute espèce est inférieur à la recommandation proposée (c'est-à-dire au point d'intersection entre le 5e percentile et la courbe ajustée), c'est ce paramètre qui devient la concentration recommandée dans la recommandation.
>
> De plus, il faudra être particulièrement prudent si plusieurs paramètres concernant un même taxon (par exemple, poissons, invertébrés ou plantes/algues) et/ou un nombre élevé d'études secondaires sont groupés autour du 5e percentile. Il faudra utiliser son meilleur jugement scientifique pour déterminer si c'est le cas (par exemple, on devra calculer la proportion de ces observations par rapport à l'ensemble des données) et déterminer la meilleure façon de résoudre le problème (CCME, 2007, p. 5 et 6).

Trois indicateurs étaient inférieurs à la RCQEa concernant l'APFO, y compris une CSEO-21 jours et une CMAT-21 jours pour la reproduction pour *D. carinata* et une CE_{10}-42 jours pour la reproduction pour *Hyalella azteca*. Parmi les indicateurs qui se sont retrouvés inférieurs à la recommandation, aucun n'était pour des espèces en péril ou des effets létaux équivalents ou supérieurs à un niveau de 15 %. Pour *D. carinata*, la CMAT-21 jours qui était inférieure à la recommandation a été incluse dans la DSE à long terme concernant l'APFO puisqu'il s'agissait de l'indicateur privilégié pour cette espèce. En outre, pour cette espèce, une CMEO-21 jours pour la reproduction, ainsi que deux valeurs de CE_{50} pour l'immobilité étaient disponibles et se trouvaient au-dessus de la recommandation. Pour *H. azteca*, 49 autres indicateurs chroniques et sous-chroniques acceptables étaient disponibles pour cette espèce qui se situaient au-dessus de la

recommandation. La CE_{10}-42 jours pour la reproduction pour *H. azteca* n'était pas incluse dans la DSE à long terme puisque la CE_{10}-42 jours pour la croissance pour *H. azteca* était privilégiée en raison de la variabilité du paramètre de reproduction et de la détermination du fait que le paramètre de croissance était plus faible (Bartlett et coll., 2021). Aucune donnée acceptable de l'ensemble de données à court terme n'était inférieure à la RCQEa à long terme. L'examen général des données indique que la RCQEa à long terme pour les eaux douces concernant l'APFO est protectrice et que la clause de protection n'est pas applicable.

10.6 Protection de la vie aquatique marine

Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux données du CCME pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une recommandation à long terme visant la protection de la vie aquatique marine. Les données sur la toxicité marine se trouvent dans l'annexe C. Il ne convient pas d'appliquer les recommandations concernant l'APFO dans l'eau douce à un environnement marin, car il pourrait y avoir une différence dans la toxicité entre les organismes d'eau douce et d'eau de mer selon les données limitées disponibles (annexe C; Hayman et coll., 2021). Cela peut être attribuable aux différences de sensibilité à l'APFO des espèces marines comparativement aux espèces d'eaux douces, ou à la plus grande biodisponibilité de l'APFO dans l'eau de mer plus salée comparativement à l'eau douce (Hayman et coll., 2021).

11.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX UTILISATIONS DE LA CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE À COURT TERME ET DE LA RECOMMANDATION CANADIENNE POUR LA QUALITÉ DE L'EAU À LONG TERME

La concentration repère à court terme et la RCQEa fournissent une orientation quant aux expositions à court terme et à long terme, respectivement. La valeur de l'exposition à court terme vise à protéger une fraction particulière d'individus contre les effets graves, comme la létalité, pendant une période d'exposition à court terme définie. Elle vise à fournir une orientation sur les effets d'événements graves, mais transitoires, comme des déversements ou l'utilisation ou l'élimination inappropriée de la substance en question. La concentration de référence à court terme n'est pas destinée à fournir une protection complète contre tous les effets négatifs pour toutes les formes de vie aquatique sur une période d'exposition indéfinie (CCME, 2007). Les recommandations à long terme visent à protéger indéfiniment les espèces et les stades de vie les plus sensibles. La vie aquatique peut être chroniquement exposée à une substance en raison d'un rejet graduel des sols ou des sédiments et d'une absorption graduelle causée par les eaux souterraines ou le ruissellement, les émissions des processus industriels et le transport sur longue distance. Il est possible que l'APFO présent aux sites contaminés migre par les eaux souterraines, les eaux de surface et la lixiviation vers des sources d'eau hors site, s'éloignant des lieux contaminés.

Avant d'utiliser la concentration de référence à court terme ou la RCQEa à long terme concernant l'APFO, il faut tenir compte du fait qu'elles sont toutes deux fondées sur de l'information scientifique existante. La concentration de référence à court terme et la RCQEa concernant l'APFO

sont deux des nombreux outils d'évaluation et d'interprétation des données de surveillance de l'APFO dans les eaux de surface. L'effet de l'APFO sur les organismes aquatiques peut varier d'un site à l'autre en raison des différences de composition taxinomique ou de caractéristiques physicochimiques entre les écosystèmes (CCME, 2007). Ainsi, le présent document peut servir de base pour le calcul de recommandations et d'objectifs propres à un lieu, au besoin. Pour en savoir plus sur la procédure de calcul de la recommandation pour la qualité des eaux propre à un lieu, reportez-vous au *Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux du Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau* (CCME, 2003). De plus, bien que ces recommandations ne s'appliquent pas aux précurseurs de l'APFO, il faut tenir compte du potentiel pour les précurseurs de se décomposer en APFO et d'entraîner une accumulation dans l'environnement. Une liste des précurseurs potentiels figure dans le REP du gouvernement du Canada (EC et SC, 2012*a*). En outre, la présence d'autres substances toxiques pourrait interagir de façon additive ou synergique avec l'APFO. Par exemple, d'autres SPFA sont souvent présents avec l'APFO, particulièrement avec les applications de MFPA. Finalement, le protocole du CCME (2007) ne traite pas de l'exposition par la consommation de nourriture ou la bioaccumulation à des niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, la vie aquatique qui est exposée à l'APFO principalement par la nourriture pourrait ne pas être adéquatement protégée par les RCQEa concernant l'APFO. Ces recommandations peuvent ne pas prévenir l'accumulation d'APFO dans la vie aquatique. Les utilisateurs doivent tenir compte de ces considérations pour mettre en œuvre ces recommandations sur leur site.

12.0 RÉSUMÉ DE LA RECOMMANDATION

La concentration de référence à court terme et la RCQEa à long terme concernant l'APFO sont résumées dans le tableau 6.

Tableau 6 – Concentration de référence à court terme et RCQEa à long terme concernant l'APFO (µg/L) visant la protection de la vie aquatique

	Concentration de référence à court terme (µg/L)	**RCQEa à long terme (µg/L)**
Eau douce	57 000	93
Eau de mer	AR[a]	AR[a]

Remarques :
Le calcul d'une concentration de référence à court terme et de la RCQEa à long terme concernant l'APFO a été fondé sur le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* du CCME (CCME, 2007).
AR = aucune recommandation
Les valeurs recommandées ont été arrondies à deux chiffres significatifs.
Les valeurs recommandées s'appliquent à la forme ionique de l'APFO.

[a] Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux données du CCME pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une recommandation à long terme visant la protection de la vie aquatique marine (CCME, 2007).

RÉFÉRENCES

Ahrens, L., Yamashita, N., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Horii, Y., Lam, P.K.S., et Ebinghaus, R. 2009. « Partitioning behaviour of per- and polyfluoroalkyl compounds between pore water and sediment in two sediment cores from Tokyo Bay, Japan ». *Environ. Sci. Technol*. **43** : 6969–6975.

Ahrens, L., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Lam, P.K.S., et Yamashita, N. 2011. « Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment ». *Chemosphere*. **85**(5) : 731–737.

Ankley, G.T., Cureton, P., Hoke, R.A., Houde, M., Kumar, A., Kurias, J., Lanno, R., McCarthy, C., Newsted, J., Salice, J.C., Sample, B.E., Sepúlveda, M.S., Steevens, J., et Valsecchi, S. 2020. « Assessing the ecological risks of per- and polyfluoroalkyl substances: Current state-of-the science and a proposed path forward ». *Environ. Toxicol. Chem*. **00**(00) : 1–42.

Armitage, J., Cousins, I.T., Buck, R.C., Prevedouros, K., Russell, M.H., MacLeod, M., et Korzeniowski, S.H. 2006. « Modelling global-scale fate and transport of perfluorooctanoate emitted from direct sources ». *Environ. Sci. Technol*. **40** : 6969–6975.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2021. *Toxicological Profile for Perfluoroalkyls.* U.S. Department of Health and Human Services. Mai. http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf.

Bartlett, A.J., De Silva, A.O., Schissler, D.M., Hedges, A.M., Brown, L.R., Shires, K., Miller, J., Sullivan, C., Spencer, C., et Parrott, J.L. 2021. « Lethal and sublethal toxicity of perfluorooctanoic acid (PFOA) in chronic tests with Hyalella azteca (amphipod) and early-life stage tests with Pimephales promelas (fathead minnow) ». *Ecotoxicol. Environ. Saf*. **207** : 111250. DOI : 10.1016/j.ecoenv.2020.111250.

Benninghoff, A.D., Bisson, W.H., Koch, D.C., Ehresman, D.J., Kolluri, S.K., et Williams, D.E. 2011. « Estrogen-like activity of perfluoroalkyl acids in vivo and interaction with human and rainbow trout estrogen receptors in vitro ». *Toxicol Sci*. **120** : 42–58.

Bhavsar, S.P., Fowler, C., Day, S., Petro, S., Gandhi, N., Gewurtz, S.B., Hao, C., Zhao, X., Drouillard, K.G., et Morse, D. 2016. « High levels, partitioning and fish consumption-based water guidelines of perfluoroalkyl acids downstream of a former firefighting training facility in Canada ». *Environ. Int*. **94** : 415–423.

Boudreau, T.M. 2002. *Toxicological evaluation of perfluorinated organic acids to selected freshwater primary and secondary trophic levels under laboratory and semi-natural field conditions.* Guelph (Ontario). Thèse de maîtrise. Université de Guelph, département de la biologie environnementale.

Boulanger, B., Vargo, J., Schnoor, J.L., et Hornbuckle, K.C. 2004. « Detection of perfluorooctane surfactants in Great Lakes water ». *Environ. Sci. Technol*. **38** : 4064–4070.

Burns, D.C, Ellis, D.A., Li, H., McMurdo, C.J., et Webster, E. 2008. « Experimental pKa determination for perfluorooctanoic acid (PFOA) and the potential impact of pKa concentration dependence on laboratory-measured partitioning phenomena and environmental modeling ». *Environ. Sci. Technol*. **42**(24) : 9283–9288.

CAS Chimie commune. 2024. « Octanoic acid, pentadecafluoro-, branched, ammonium salt ». https://commonchemistry.cas.org/detail?cas_rn=90480-56-1.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2003. *Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux du Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau*. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique. CCME, Winnipeg. https://ccme.ca/fr/res/recommandations-pour-la-qualit-des-eaux-au-canada-procdures-dtablissement-dobjectifs-numriques-de-qualit-de-leaufr.pdf.

CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine.* CCME, Winnipeg. https://ccme.ca/fr/res/protocol-delaboration-de-recommandations-pour-la-qualite-des-sols-en-fonction-de-lenvironnement-et-de-la-sante-humaine-fr.pdf.

CCME. 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique.* CCME, Winnipeg. https://ccme.ca/fr/res/protocole-delaboration-des-recommandations-pour-la-qualite-des-eaux-en-vue-de-proteger-la-vie-aquatique-2007-fr.pdf.

CCME. 2019. *Document scientifique pour le développement de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : manganèse*. CCME, Winnipeg. https://ccme.ca/fr/res/manganese-fr-recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-des-eaux-protection-de-la-vie-aquatique.pdf.

Colombo, I., de Wolf, W., Thompson, R.S., Farrar, D.G., Hoke, R.A., et L'Haridon, J. 2008. « Acute and chronic aquatic toxicity of ammonium perfluorooctanoate (APFO) to freshwater organisms ». *Ecotoxicol. Environ. Saf*. **71**(3) : 749–756. DOI : 10.1016/j.ecoenv.2008.04.002.

CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe). 2016. *Environmental fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS)*. Préparé pour Concawe Soil and Groundwater Taskforce. Bruxelles (Belgique). CONCAWE.

Corrales, J., Kristofco, L.A., Steele, W.B., Saari, G.N., Kostal, J., Williams, S., Mills, M., Gallagher, E., Kavanagh, T.J., Simcox, N., Shen, L.Q., Melnikov, F., Zimmerman, J.B., Voutchkova-Kostal, A.M., Anastas, P.T., et Brooks, B.W. 2017. « Toward the Design of Less Hazardous Chemicals: Exploring Comparative Oxidative Stress in Two Common Animal Models ». *Chem. Res. Toxicol*. **30**(4) : 893–904.

Costanza, J., Arshadi, M., Abriola, L.M., et Pennell, K.D. 2019. « Accumulation of PFOA and PFOS at the air-water interface ». *Environ. Sci. Technol. Lett*. **6** : 487–491.

CRC CARE (Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment). 2018. *Practitioner guide to risk-based assessment, remediation and management of PFAS site contamination, CRC CARE Technical Report no. 43*. CRC Newcastle (Australie). https://crccare.com/wp-content/uploads/2022/09/CRCCARETechreport43_PFASpractitionerguide_web.pdf. Dalgarno, S. 2018. « ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions ». Préparé par Poisson Consulting pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. https://bcgov-env.shinyapps.io/ssdtools/.

De Solla, S.R., De Silva, A.O., et Letcher, R.J. 2012. « Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton, Ontario, Canada ». *Environ. Int*. **39** : 19–26.

Dupont Co. 1994. *Unpublished Data, Haskell Laboratory Report No. 61-94. Summaries of Studies Conducted at DuPont Haskell Laboratory with Ammonium Perfluorooctanoate and Perfluorononanoate*. 2–54.

Dupont Co. 1999. *Unpublished Data, Haskell Laboratory Report No. Dupont-3381. Summaries of Studies Conducted at DuPont Haskell Laboratory with Ammonium Perfluorooctanoate and Perfluorononanoate*. 2–54.

EC (Environnement Canada). 2001. *Primary report on PFAs from section 71 survey*. Préparé par la Section de l'utilisation des produits, Division du contrôle des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Gatineau.

EC. 2005. *Report on PFCAs from Section 71 survey*. Préparé par Environnement Canada, Gatineau.

EC et SC (Environnement Canada et Santé Canada). 2012*a*. *Rapport d'évaluation préalable – Acide pentadécafluorooctanoïque, ses sels et ses précurseurs*. Août. www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=370AB133-1.

EC et SC. 2012*b*. *Approche de gestion des risques pour l'acide perfluorooctanoïque (APFO), ses sels et ses précurseurs et les acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne (C9-C20), leurs sels et leurs*

précurseurs. Août. https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/approchegestionrisquesacide-perfluorooctanoique-apfo-ses-selsses-precurseursles-acides-perfluorocarboxyliq.html.

EC et SC. 2013. « Décret d'inscription de substances toxiques à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) ». *Partie II de la Gazette du Canada*. **147**(23). https://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2013/2013-11-06/html/sor-dors188-fra.html.

ECCC et SC (Environnement et changement climatique Canada et Santé Canada). 2016. Modifications au Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012). *Partie II de la Gazette du Canada.* **150**(20) : 3533–3578.

ECHA (Agence européenne des produits chimiques). 2013. *Member State Committee Support Document for Identification of Pentadecafluorooctanoic Acid (PFOA) as a Substance of Very High Concern Because of its CMR and PBT Properties*. Juin. https://echa.europa.eu/documents/10162/8059e342-1092-410f-bd85-80118a5526f5.

EGLE (Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy). 2022. *Rule 57 Water Quality Values*. https://www.michigan.gov/egle/about/organization/water-resources/assessment-michigan-waters/rule-57-water-quality-values.

Ellis, D.A., Martin, J.W., De Silva, A.O., Mabury, S.A., Hurley, M.D., Sulbaek Andersen, M.P., et Wallington, T.J. 2004. « Degradation of fluorotelomer alcohols: A likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids ». *Environ. Sci. Technol*. **38** : 3316–3321.

Elnabarawy, M.T. 1981. *Multi-phase exposure/recovery algal assay test method*. Rapport nº 006. Présenté à l'Office of Pollution Prevention and Toxics, US Environmental Protection Agency, Washington DC (OPPT Administrative Record AR226-0506).

Falk, S., Failing, K., Georgii, S., Brunn, H., et Stahl, T. 2015. « Tissue-specific uptake and elimination of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in adult rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after dietary exposure ». *Chemosphere*. **129** : 150–6. DOI : 10.1016/j.chemosphere.2014.06.061.

Ferrey, M.L., Wilson, J.T., Adair, C., Su, C., Fine, D.D., Liu, X., et Washington, J.W. 2012. « Behaviour and fate of PFOA and PFOS in sandy aquifer sediment ». *Ground Water Monit. Remediat*. **32**(4) : 63–71.

Flynn, R.W., Chislock, M.F., Gannon, M.E., Bauer, S.J., Tornabene, B.J., Hoverman, J.T., et Sepúlveda, M.S. 2019. « Acute and chronic effects of perfluoroalkyl substance mixtures on larval American bullfrogs (*Rana catesbeiana*) ». *Chemosphere*. **236** : 124350.

Fox, D.R., van Dam, R.A., Fisher, R., Batley, G.E., Tillmanns, A.R., Thorley, J., Schwarz, C.J., Spry, D.J., et McTavish, K. 2021. « Recent developments in species sensitivity distribution modeling ». *Environ. Toxicol. Chem*. **40**(2) : 293–308. DOI : 10.1002/etc.4925.

Gewurtz, S.B., Bradley, L.E., Backus, S., Dove, A., McGoldrick, D., Hung, H., et Dryfhout-Clark, H. 2019. « Perfluoroalkyl acids in Great Lakes precipitation and surface water (2006-2018) indicate response to phase-outs, regulatory action, and variability in fate and transport processes ». *Environ. Sci. Technol*. **53**(15) : 8543–8552. DOI: 10.1021/acs.est.9b01337.

Goss, K.-U. 2008. « The pKa values of PFOA and other highly fluorinated carboxylic acids ». *Environ. Sci. Technol*. **42**(2) : 456–458.

Gouvernement du Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (L.C., 1999, ch. 33). https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/.

Gouvernement du Canada. 2000. *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, DORS/2000-107. C.P. 2000-348, 23 mars (*Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*). https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-107/page-1.html.

Gouvernement du Canada. 2012. *Règlement sur certaines substances toxiques interdites* (DORS/2012-285). https://pollution-dechets.canada.ca/registre-protection-environnementale/reglements/visualiser?Id=114.

Gouvernement du Canada. 2022. *Règlement sur certaines substances toxiques interdites*. *Partie I de la Gazette du Canada.* **156**(20). gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2022/2022-05-14/html/reg2-fra.html.

Hanson, M.L., Small, J., Sibley, P.K., Boudreau, T.M., Brain, R.A., Mabury, S.A., et Solomon, K.R. 2005. « Microcosm Evaluation of the Fate, Toxicity, and Risk to Aquatic Macrophytes from Perfluorooctanoic Acid (PFOA) ». Arch. Environ. Contam. Toxicol. **49** : 307–316.

Hare, E.F., Shafrin, E.G., et Zisman, W.A. 1954. « Properties of films adsorbed fluorinated acids ». J. Phys. Chem. **58**(3) : 236–239.

Hayman, N.T., Rosen, G., Colvin, M.A., Conder, J., et Arblaster, J.A. 2021. « Aquatic toxicity evaluations of PFOS and PFOA for five standard marine endpoints ». *Chemosphere*. **273** : 129699. DOI : 10.1016/j.chemosphere.2021.129699.

Hazelton, P.D., Cope, W.G., Pandolfo, T.J., Mosher, S., Strynar, M.J., Barnhart, M.C., et Bringolf, R.B. 2012. « Partial Life-Cycle and Acute Toxicity of Perfluoroalkyl Acids to Freshwater Mussels ». *Environ. Toxicol. Chem*. **31**(7) : 1611–1620.

HEPA (Heads of EPAs Australia and New Zealand). 2020. *PFAS National Environmental Management Plan. Version 2.0*. Janvier. National Chemicals Working Group of the heads of EPAs Australia and New Zealand. https://www.awe.gov.au/sites/default/files/documents/pfas-nemp-2.pdf.

Hu, C., Luo, Q., et Huang, Q. 2014. « Ecotoxicological effects of perfluorooctanoic acid on freshwater microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* and *Scenedesmus obliquus* ». *Environ. Toxicol. Chem*. **33**(5) : 1129–1134.

ITRC (Interstate Technology and Regulatory Council). 2022. *Per- and Polyfluoroalkyl substances Technical and Regulatory Guidance*. Washington (DC): Interstate Technology and Regulatory Council. Juin. https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2023/12/Full-PFAS-Guidance-12.11.2023.pdf.

ITRC. 2023*a*. « PFAS Chemistry and Naming Conventions, History and Use of PFAS, and Sources of PFAS Releases to the Environment ». Mise à jour en septembre 2023. https://pfas-1.itrcweb.org/2-pfas-chemistry-and-naming-conventions-history-and-use-of-pfas-and-sources-of-pfas-releases-to-the-environment-overview/.

ITRC. 2023*b*. « PFAS Water and Soil Regulatory and Guidance Values Table. ITRC PFAS Regulations, Guidance and Advisory Values ». Mise à jour en décembre 2023. https://pfas-1.itrcweb.org.

Ji, K., Kim, Y., Oh, S., Ahn, B., Jo, H., et Choi, K. 2008. « Toxicity of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid on freshwater macroinvertebrates (*Daphnia magna* and *Moina macrocopa*) and fish (*Oryzias latipes*) ». *Environ. Toxicol. Chem*. **27**(10) : 2159–2168. DOI : 10.1897/07-523.1.

Johansson, J.H., Salter, M.E., Acosta Navarro, J.C., Leck, C., Nilsson, E.D., et Cousins, I.T. 2019. « Global transport of perfluoroalkyl acids via sea spray aerosol ». *Environ. Sci. Process Impacts*. **21** : 635–649.

Kadlec, S.M., Backe, W.J., Erickson, R.J., Hockett, J.R., Howe, S.E., Mundy, I.D., Piasecki, E., Sluka, H., Votava, L.K., et Mount, D.R. 2024. « Sublethal toxicity of 17 per- and polyfluoroalkyl substances with diverse structures to *Ceriodaphnia dubia*, *Hyalella azteca*, and *Chironomus dilutus* ». *Environ. Toxicol*. **43**(2) : 359–373.

Kaiser, M.A., Larsen, B.S., Kao, C.-P., et Buck, R.C. 2005. « Vapor pressures of perfluorooctanoic, -nonanoic, -decanoic, -undecanoic, and -dodecanoic acids ». *J. Chem. Eng. Data.* **50**(6) : 1841–1843.

Kim, M., Son, J., Park, M.S., Ji, Y., Chae, S., Jun, C., Bae, J.S., Kwon, T.K., Choo, Y.S., Yoon, H., Yoon, D., Ryoo, J., Kim, S.H., Park, M.J., et Lee, H. S. 2013. « In vivo evaluation and comparison of developmental toxicity and teratogenicity of perfluoroalkyl compounds using *Xenopus embryos* ». *Chemosphere*. **93**(6) : 1153–1160.

Kissa, E. 1994. *Fluorinated Surfactants : Synthesis, Properties, Applications*. New York : Marcel Dekker, Inc.

Kudo, N., et Kawashima, Y. 2003. « Toxicity and toxicokinetics of perfluorooctanoic acid in humans and animals ». *J. Toxicol. Sci*. **28**(2) : 49–57.

Lalonde, B., et Garron, C. 2022. « Perfluoroalkyl substances (PFASs) in the Canadian freshwater environment ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. **82** : 581–591.

Le, T.T.Y., et Peijnenburg, W.J.G.M. 2013. « Modeling toxicity of mixtures of perfluorooctanoic acid and triazoles (triadimefon and paclobutrazol) to the benthic cladoceran *Chydorus sphaericus* ». *Environ. Sci. Technol*. **47**(12) : 6621–6629. DOI : 10.1021/es4001104.

Lee, J.W., Seong, P.K., Yu, S.D., et Kim, P. 2020. « Adverse effects of perfluoroalkyl acids on fish and other aquatic organisms: A review ». *Sci. Total Environ*. **707** : 135334.

Li, M.H., 2009. Toxicity of Perfluorooctane Sulfonate and Perfluorooctanoic Acid to Plants and Aquatic Invertebrates. Environ. Toxicol. **24**(1): 95-101.

Li, Y-F., Chien, W.-Y., Liu, Y.-J., Lee, Y.-C., Lo, S.-L., et Hu, C.-Y. 2021. Perfluorooctanoic acid (PFOA) removal by flotation with cationic surfactants. Chemosphere **266**: 128949.

Loewen, M., T. Halldorson, F. Wang et G. Tomy, 2005. Fluorotelomer carboxylic acids and PFOS in rainwater from an urban centre in Canada. Environmental Science & Technology, **39**: 2944-2951.

Logeshwaran, P., Sivaram, A.K., Surapaneni, A., Kannan, K., Naidu, R., et Megharaj, M. 2021. Exposure to perfluorooctanesulfonate (PFOS) but not perflurorooctanoic acid (PFOA) at ppb concentration induces chronic toxicity in *Daphnia carinata*. Sci. Total Environ. **769**: 144577. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144577.

Lu, G.H., Ma, B.N, Li, S. et Sun, L.S. 2016. Toxicological effects of perfluorooctanoic acid (PFOA) on *Daphnia magna*. Material Science and Environmental Engineering. 559-564.

Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., et Muir, D.C.G. 2003*a*. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ. Toxicol. Chem. **22**(1): 189–195.

Masunaga, S., et Odaka, R. 2005. Environmental behaviour and mass balance of perfluorinated surfactants in Tokyo Bay, Japan. Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 26th Annual Meeting in North America, November 13–17, Baltimore.

Moody, C.A., Martin, J.W., Kwan, W.C., Muir, D.C.G., et Mabury, S.A. 2002. Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. Environ. Sci. Technol. **36**: 545–551.

Muir, D., Bossi, R., Carlsson, P., Evans, M., De Silva, A., Halsall, C., Rauert, C., Herzke, D., Hung, H., Letcher, R., Rigét, F., et Roos, A. 2019. Levels and trends of poly- and perfluoroalkyl substances in the Arctic environment – An update. Emerg. Contam. **5**: 240–271. doi:10.1016/j.emcon.2019.06.002.

NCBI (National Center for Biotechnology Information). 2022*a*. PubChem Compound Summary for CID 9554, Perfluorooctanoic acid. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Perfluorooctanoic-acid.

NCBI. 2022*b*. PubChem Compound Summary for CID 2776282, Ammonium perfluorooctanoate. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2776282.

NICNAS (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme). 2015. Perfluorooctanoic acid (PFOA) and its direct precursors: Environment tier II assessment. April 24. Government of Australia.

Nielsen, C.J. 2012. *PFOA Isomers, Salts and Precursors. Klif project no. 3012013*. Oslo (Norvège). www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2944/ta2944.pdf.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 2006. « Results of the 2006 survey on production and use of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, their related substances and products/mixtures containing these substances ». ENV/JM/MONO (2006) 36. Paris : Organisation de coopération et de développement économiques. *Environment, Health and Safety Publications, Series on Risk Management No. 22.*

Olsen, G.W., Burris, J.M., Ehresman, D.J., Froehlich, J.W., Seacat, A.M., Butenhoff, J.L., et Zobel, L.R. 2007. « Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers ». *Environ. Health. Perspect*. **115**(9) : 1298–1305.

Posthuma, L., Suter, G.W., et Traas, T. 2002. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Lewis Publishers. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Species+sensitivity+distributions+in+ecotoxicology&author=Posthuma%2C+Leo.&publication_year=2002.

Prevedouros, K., Cousins, I.T., Buck, R.C., et Korzeniowski, S.H. 2006. « Sources, fate, and transport of perfluorocarboxylates ». *Environ. Sci. Technol*. **40** : 32–44.

Propp, V.R., De Silva, A.O., Spencer, C., Brown, S.J., Catingan, S.D., Smith, J.E., et Roy, J.W. 2021. « Organic contaminants of emerging concern in leachate of historic municipal landfills ». *Environ. Pollut*. **276** : 116474.

Remucal, C.K. 2019. « Spatial and temporal variability of perfluoroalkyl substances in the Laurentian Great Lakes ». *Environ. Sci : Processes Impacts.* **21**(11) : 1816–1834. DOI : 10.1039/C9EM00265K.

Reth, M., Berger, U., Broman, D., Cousins, I.T., Nilsson, E.D., et McLachlan, M.S. 2011. « Water-to-air transfer of perfluorinated carboxylates and sulfonates in a sea spray simulator ». *Environ. Chem*. **8** : 381–388.

Roy, J.W., Propp, V.R., Hua, T., De Silva, A.M., Spencer, C., Brown. S.J., et Smith, J.E. 2021. « Aquatic life exposure to PFAS in groundwater plumes from historic landfills reaching nearby surface waters ». Présentation par affiche au congrès *GeoNiagara*, 26 au 29 septembre 2021, Niagara Falls.

Schenker, U., Scheringer, M., MacLeod, M., Martin, J.W., Cousins, I.T., et Hungerbühler, K. 2008. « Contribution of volatile precursor substances to the flux of perfluorooctanoate to the Arctic ». *Environ. Sci. Technol*. **42** : 3710–3716.

Scott, B.F., Spencer, C., Lopez, E., et Muir, D.C.G. 2009. « Perfluorinated alkyl acid concentrations in Canadian rivers and creeks ». *Water Qual. Res. J. Can*. **44** : 263–277.

Sha, B., Johansson, J.H., Tunved, P., Bohlin-Nizzetto, P., Cousins, I.T., et Salter, M.E. 2022. « Sea spray aerosol (SSA) as a source of perfluoroalkyl acids (PFAAs) to the atmosphere: Field evidence from long-term monitoring ». *Environ. Sci. Technol*. **56** : 228–238.

Shinoda, K., Hato, M., et Hayashi, T. 1972. « Physiochemical properties of aqueous solutions of fluorinated surfactants ». *J. Phys. Chem*. **76**(6) : 909–914.

SNC-Lavalin Environnement. 2012. *Ecological Toxicity Criteria Derivation for Perfluorinated Compounds. Numéro de projet 12-318*. Préparé pour Services publics et Approvisionnement Canada. Décembre. Ottawa.

Soucek, D., Dorman, R.A., Pulster, E.L., Perrotta, B.G., Walters, D.M., et Steevens, J.A. 2023. « Perfluorooctanesulfonate adversely affects a mayfly (*Neocloeon triangulifer*) at environmentally realistic concentrations ». *Environ. Sci. Technol. Lett*. **10** : 254–259.

Stinckens, E., Vergauwen, L., Ankley, G.T., Blust, R., Darras, V.M., Villeneuve, D.L., Witters, H., Volz, D.C., et Knapen, D. 2018. « An AOP-based alternative testing strategy to predict the impact of thyroid hormone disruption on swim bladder inflation in zebrafish ». *Aquat. Toxicol*. Amsterdam (Pays-Bas). **200** : 1–12.

Stock, N.L., Furdui, V.I., Muir, D.C.G., et Mabury, S.A. 2007. « Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian arctic: Evidence of atmospheric transport and local contamination ». *Environ. Sci. Technol*. **41**(10) : 3529–3536. DOI : 10.1021/es062709x.

Thirunavukkarasu, O.S., Raina-Fulton, R., Phommavong, T., et Ferris, S.A. 2019. « PFOA, PFOS and ESOCs in Saskatchewan waters ». Document présenté à l'occasion de la *National Water and Wastewater (NWWC) Conference*, Banff, novembre.

Thorley, J., et Schwarz, C. 2018. « ssdtools: An R package to fit Species Sensitivity Distributions ». *J. Open Source Softw*. **3**(31) : 1082.

Tornabene, B.J., Chislock, M.F., Gannon, M.E., Sepúlveda, M.S., et Hoverman, J.T. 2021. « Relative acute toxicity of three per- and polyfluoroalkyl substances on nine species of larval amphibians ». *Integr. Environ. Assess. Manag*. **17**(4) : 684–690. DOI : 10.1002/ieam.4391.

Trapp, S., Franco, A., et Mackay, D. 2010. « Activity-based concept for transport and partitioning of ionizing organics ». *Environ. Sci. Technol*. **44** : 6123–6129.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2003*a*. *Preliminary Risk Assessment of the Developmental Toxicity Associated with Exposure to Perfluorooctanoic Acid and its Salts*. Office of Pollution Prevention and Toxics, Risk Assessment Division. Washington, D.C. Avril.

U.S. EPA. 2003*b*. « Perfluorooctanoic acid (PFOA), fluorinated telomers; request for comment, solicitation of interested parties for enforceable consent agreement development, and notice of public meeting ». Fed. Regist. **68** : 18626–18633. http://www.federalregister.gov/documents/2003/04/16/03-9418/perfluorooctanoic-acid-pfoa-fluorinated-telomers-request-for-comment-solicitation-of-interested.

U.S. EPA. 2022. *Draft Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for Perfluorooctanoic Acid (PFOA)*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division. Washington, D.C. Avril.

Wallington, T.J., Hurley, M.D., Xia, J., Wuebbles, D.J., Sillman, S., Ito, A., Penner, J.E., Ellis, D.A., Martin, J., Mabury, S.A., Nielsen, O.J., et Sulbaek Andersen, M.P. 2006. « Formation of C7F15COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8:2 fluorotelomer alcohol ». *Environ. Sci. Technol*. **40** : 924–930.

Wang, F., Liu, C., et Shih, K. 2012. « Adsorption Behavior of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoate (PFOA) on Boehmite ». *Chemosphere*. **89**(8) : 1009–1014.

Webster, E., et Ellis, D.A. 2010. « Potential role of sea spray generation in the atmospheric transport of perfluorocarboxylic acids ». *Environ. Toxicol. Chem*. **29**(8) : 1703–1708.

Webster, E.M., et Ellis, D.A. 2011. « Equilibrium modelling: pathway to understanding observed perfluorocarboxylic and perfluorosulfonic acid behaviour ». *Environ. Toxicol. Chem*. **30**(10) : 2229–36. DOI : 10.1002/etc.637.

Xia, X., Yu, R., Li, M., Liu, L., Zhang, K., Wang, Y., Li, B., Zhang, L., Song, G., Zheng, X., et Bai, X. 2018. « Molecular cloning and characterization of two genes encoding peroxiredoxins from freshwater bivalve *Anodonta woodiana*: Antioxidative effect and immune defense ». *Fish Shellfish Immunol*. **82** : 476–491.

Xiao, S.-K., Wu, Q., Pan, C.-G., Yin, C., Wang, Y.-H., et Yu, K.-F. 2021. « Distribution, partitioning behavior and potential source of legacy and alternative per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water and sediments from a subtropical Gulf, South China Sea ». Environ. Res. 201 : 111485.

Yang, H-B., Zhao, Y-Z., Gong, H-Q., Sun, W-H., Liu, S-S., Tan, H., et Chen, F. 2019. « Antioxidant defence system is responsible for the toxicological interactions of mixtures: A case study on PFOS and PFOA in *Daphnia magna* ». *Sci. Total Environ*. **667** :435–443.

Yang, S., Xu, F., Wu, F., Wang, S., et Zheng, B. 2014. « Development of PFOS and PFOA criteria for the protection of freshwater aquatic life in China ». *Sci. Total Environ*. **470–471** : 677–683.

Young, C.J., Furdui, V.I., Franklin, J., Koerner, R.M., Muir, D.C.G., et Mabury, S.A. 2007. « Perfluorinated acids in arctic snow: New evidence for atmospheric formation ». *Environmental Sci. Technol*. **41**(3455) : 3455–3461.

Zhang, L., Niu, J., Li, Y., Wang, Y., et Sun, D. 2013. « Evaluating the sub-lethal toxicity of PFOS and PFOA using rotifer *Brachionus calyciflorus* ». *Environ. Pollut*. **180** : 34–40.

Zhao, W.-C., Li, Q., Xiao, F., Song, G.-L., Lu, Y., Yang, H.-B., et Liao, C.-H. 2015. « The study of acute toxicity of perfluorooctanoic acid on zebra fish ». *Architectural, Energy and Information Engineering: Proceedings of the 2015 International Conference on Architectural, Energy and Information Engineering (AEIE 2015)*, Xiamen (Chine), 19 et 20 mai. CRC Press

ANNEXE A : PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE L'APFO

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE B : CONCENTRATIONS D'APFO DANS LES EAUX DE SURFACE

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE C : ENSEMBLE DE DONNÉES COMPLET SUR LA TOXICITÉ AQUATIQUE À COURT ET À LONG TERME

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE D : JUSTIFICATION DES ESPÈCES SUBSTITUTIVES

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE E : CODE R POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À COURT TERME

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE F : STATISTIQUES DE QUALITÉ DE L'AJUSTEMENT POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À COURT TERME

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE G : CODE R POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À LONG TERME

(Fichier Excel séparé)

ANNEXE H : STATISTIQUES DE QUALITÉ DE L'AJUSTEMENT POUR LA DISTRIBUTION DE LA SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À LONG TERME

(Fichier Excel séparé)