

# **Rapport provisoire d'évaluation écologique préalable**

**Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs**

**Environnement Canada**

**Novembre 2010**

## Sommaire

En application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation écologique préalable des acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne (C9 à C20), de leurs sels et de leurs précurseurs qui ont été identifiés comme substances chimiques nouvellement préoccupantes. Les données empiriques ont démontré que certains APFC se bioaccumulent, qu'ils sont persistants, qu'ils sont susceptibles d'être transportés à grande distance (par l'intermédiaire des précurseurs), qu'ils sont très largement répandus et que leur concentration dans les tissus de la faune arctique décrit une tendance à la hausse. Le fait que certains précurseurs de ces acides à longue chaîne (C9 à C20) soient de structure apparentée à celle des quatre substances à base de télomères fluorés interdites par le ministre de l'Environnement en vertu de l'article 84 de la LCPE (1999) a contribué à la décision de procéder à la présente évaluation préalable des risques que représentent les APFC à longue chaîne (C9 à C20) pour l'environnement. De plus, 14 de ces précurseurs (énoncés à l'annexe 1) répondent aux critères de la catégorisation définis à l'article 73 de la *Loi*.

Cette évaluation écologique met l'accent sur les APFC dont la chaîne carbonée compte de 9 à 20 atomes de carbone inclusivement, ainsi que sur leurs sels et leurs précurseurs. Les précurseurs, à savoir des substances qui pourraient se transformer ou se décomposer en APFC à longue chaîne (C9 à C20), sont considérées d'après leur contribution à la présence totale de ces acides à longue chaîne (C9 à C20) dans l'environnement. Cette évaluation définit les précurseurs comme étant toute substance dont le groupement alkyle perfluoré de formule  $C_nF_{2n+1}$  (où  $8 \leq n \leq 20$ ) est directement lié à n'importe quel groupe fonctionnel autre que le fluor, le chlore ou le brome.

Les APFC à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs sont d'origine anthropique. En 2000 et 2004, les enquêtes menées auprès de l'industrie par Environnement Canada en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) ont révélé qu'aucun APFC à longue chaîne (C9 à C20) n'avait été fabriqué ou importé au Canada. Toutefois, les deux enquêtes ont signalé l'importation au Canada de plusieurs précurseurs de ces acides.

Les études de toxicité classiques considèrent les APFC à longue chaîne (C9 à C20) comme faiblement à modérément toxiques, avec des valeurs de toxicité aiguë situées entre 8,8 et 285 mg/L. Il existe deux études portant sur la toxicité de ces acides chez les espèces terrestres. Dans une de ces études, aucun effet nocif n'a été observé sur des poulets mâles auxquels on a administré un APFC en C10 jusqu'à 1,0 mg/kg de poids corporel. Dans une autre étude, l'exposition d'un nématode vivant dans le sol à un APFC en C9 a provoqué la létalité aiguë à 306 mg/L et des effets sur plusieurs générations (diminution de la fécondité) à 0,000464 mg/L.

Différentes études démontrent la capacité des APFC à longue chaîne (C9 à C20) à entraîner d'autres types d'effets. Par exemple, même si aucun lien de causalité directe n'a été démontré, des lésions hépatiques ont été observées chez des ours polaires sauvages exposés de façon cumulative à divers APFC à longue chaîne. Il a été démontré que les

APFC en C9 et en C10 affectent le mécanisme de résistance multixénobiotique dans les moules de mer à des concentrations situées entre 2,23 et 3,65 mg/L. Une alimentation contenant des concentrations de  $2,56 \times 10^{-5}$  à 2 mg/g de ces acides en C9 à C12 a provoqué la vitellogenèse chez la truite arc-en-ciel. Un APFC en C9 peut causer du stress oxydatif chez le Grand Cormoran. Les APFC en C9 à C11 ont activé le récepteur  $\alpha$  activé par les proliférateurs des peroxysomes (PPAR $\alpha$ ) dans le foie de phoques de Sibérie. Le PPAR $\alpha$  joue un rôle physiologique essentiel comme capteur de lipides et régulateur du métabolisme lipidique. Les APFC en C9 et en C10 sont également des sensibilisants chimiques chez la moule de mer *Mytilus californianus* et ils permettent à des substances toxiques qui seraient normalement éliminées de s'accumuler dans les tissus de cette moule. Quant aux APFC en C12 et en C14, ils ont augmenté le potentiel membranaire mitochondrial de l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*, ce qui indique des dommages à la fonction mitochondriale.

On ne dispose d'aucune donnée expérimentale sur la persistance des APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans les conditions environnementales naturelles. Toutefois, la liaison carbone-fluor est l'une des plus fortes existant dans la nature, ce qui rend la molécule très stable et résistante à la dégradation. La chaîne perfluorée offre une résistance exceptionnelle aux attaques chimiques et thermiques. Étant donné la force de la liaison carbone-fluor, on s'attend à ce que les APFC à longue chaîne (C9 à C20) soient persistants. En outre, divers d'entre eux ont été détectés dans des régions éloignées (p. ex. dans l'Arctique canadien). Bien que les mécanismes de transport ne soient pas bien compris, certains précurseurs peuvent atteindre des régions éloignées, où ils peuvent ensuite se transformer en APFC à longue chaîne (C9 à C20) par dégradation.

Un facteur de bioaccumulation ou un facteur de bioconcentration (FBC) supérieur à 5000 a été démontré pour les APFC en C11, en C12 et en C14. Ces acides ont un potentiel de bioconcentration dans les poissons (FBC > 5000) et un certain potentiel de bioamplification dans les poissons et les mammifères marins. Il reste toutefois un potentiel significatif de bioamplification et/ou d'amplification trophique chez les organismes à respiration aquatique et à respiration aérienne pour les autres APFC à longue chaîne (C9 à C20). On ne dispose d'aucun résultat d'expérience ni d'aucune prévision sur la bioaccumulation des APFC dont la chaîne compte plus de 14 atomes de carbone. Il est possible néanmoins que les APFC en C15 et plus se bioaccumulent ou se bioamplifient chez les espèces marines ou terrestres selon leur conformation chimique. En outre, des APFC en C15 ont été décelés dans des poissons, des invertébrés et des ours polaires.

Des APFC en C9 à C15 ont été décelés dans le foie de phoques, de renards, de poissons, d'ours polaires, de requins du Groenland, de narvals, de bélugas et d'oiseaux, dans l'Arctique canadien comme dans la région des Grands Lacs. Les concentrations variaient depuis des niveaux inférieurs au seuil de détection jusqu'à 180 ng/g en poids humide de foie, et les concentrations les plus grandes se trouvaient chez les ours polaires, suivis des requins du Groenland, des narvals et des bélugas. Partout à travers le monde, des APFC en C9 à C15 ont été signalés chez les phoques annelés, les otaries à fourrure, les phoques communs, divers dauphins (à flancs blancs, à gros nez, à nez blanc, de la Plata, à bosse),

les marsouins aptères, les Goélands bourgmestres, les grands cachalots, les castors, les tigres de Sibérie, les rats sauvages et plusieurs espèces d'oiseaux (l'Aigrette garzette, le Petit Gravelot, les paradoxornis et le Bihoreau gris). Les concentrations variaient depuis des niveaux inférieurs au seuil de détection jusqu'à 480 ng/g en poids humide, et les concentrations les plus élevées se trouvaient chez le dauphin à nez blanc.

De 1980 à 2000, les concentrations d'APFC en C10 et en C11 dans le foie des phoques annelés du Groenland ont augmenté de 3,3 et de 6,8 % par an, respectivement. De 1992 à 2005, les concentrations moyennes d'APFC en C9 et en C10 dans le foie des phoques de Sibérie étaient de 1,2 à 1,7 fois plus élevées. Entre 1972 et 2002, le temps moyen de doublement des concentrations dans le foie des ours polaires de l'arctique se situait entre 5,8 et 9,1 ans pour les APFC en C9 à C11. De 1993 à 2004, les concentrations dans les échantillons de foie de phoque annelé ont augmenté, avec un temps de doublement de 4 à 10 ans pour les APFC en C9 à C12. Dans des échantillons de foie de Fulmar boréal, les concentrations de ces acides en C9 à C15 ont augmenté de 1987 à 1993 et sont restées stables entre 1993 et 2003. Quant aux concentrations d'APFC en C9 à C15 mesurées dans des échantillons de foie de Guillemot de Brünnich, elles ont connu une hausse de 1975 à 2004. Les concentrations des APFC en C9 à C13 ont augmenté de façon significative dans les œufs entiers de Goélands argentés prélevés en Norvège de 1983 à 1993. En ce qui concerne les bélugas mâles du Nunavut, on a enregistré une augmentation annuelle des APFC en C9 à C12 dans le foie de 1,8 ng/g en poids humide de 1980 à 2010.

Les APFC à longue chaîne (C9 à C20) sont persistants dans l'environnement et peuvent subir une bioaccumulation et une bioamplification chez les mammifères terrestres et marins. Compte tenu de ces propriétés intrinsèques, associées aux concentrations environnementales qui peuvent se rapprocher des doses avec effet (y compris pour l'induction de la vitellogénine), aux tendances temporelles croissantes pour plusieurs espèces arctiques (p. ex. l'ours polaire, les phoques et les oiseaux arctiques), à leur large distribution géographique dans le biote probablement due au transport atmosphérique ou océanique à grande distance de précurseurs volatils et/ou des acides eux-mêmes, et au fait que d'autres composés perfluorés et leurs précurseurs d'APFC à longue chaîne pourraient contribuer à l'impact cumulatif ou synergique global de ces acides à longue chaîne (C9 à C20) dans le biote, il est proposé de conclure que les APFC à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs pénètrent dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement sur ou sur la diversité biologique.

Il est proposé de conclure que les acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne (C9 à C20) ainsi que leurs sels et leurs précurseurs satisfont à au moins un des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Par ailleurs, la présence des APFC à longue chaîne (C9 à C20) et de leurs sels est le résultat de l'activité humaine. De plus, ces acides et leurs sels répondent aux critères de la persistance prévus dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Bien qu'il

soit scientifiquement prouvé que de tels acides à longue chaîne (C9 à C20) et leurs sels peuvent s'accumuler et se bioamplifier chez les mammifères terrestres et marins, seuls les APFC en C11, en C12 et en C14 et leurs sels répondent aux critères de la bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des mesures de contrôle possibles définies à l'étape de la gestion des risques.

## Introduction

En application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999) ou *Loi*] (Canada, 1999), le ministre de l'Environnement a effectué une évaluation écologique préalable des acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne (C9 à C20), de leurs sels et de leurs précurseurs. Ils ont été reconnus comme des substances préoccupantes à l'issue du processus de déclaration de substances nouvelles d'Environnement Canada et par l'entremise du Plan d'action pour l'évaluation et la gestion des acides perfluorocarboxyliques et de leurs précurseurs ([http://www.ec.gc.ca/substances/nsb/fra/cp\\_telomer\\_f.shtml](http://www.ec.gc.ca/substances/nsb/fra/cp_telomer_f.shtml)). En 2004, Santé Canada et Environnement Canada ont évalué quatre substances à base de télomères fluorés dans le cadre des dispositions de la LCPE (1999) (Canada, 1999) concernant les substances nouvelles. On soupçonnait ces substances d'être « toxiques », car elles contenaient des précurseurs directs des APFC et on les jugeait capables de se décomposer en ces acides. Des règlements ont été proposés pour maintenir les interdictions liées à ces nouvelles sources d'APFC. Les modifications proposées relativement au *Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2005)* ont été publiées dans la Partie I de la *Gazette du Canada* le 17 juin 2006.

La présente évaluation écologique est axée sur les APFC dont la chaîne carbonée compte de 9 à 20 atomes de carbone inclusivement, ainsi que sur leurs sels et leurs précurseurs. Les précurseurs ont été pris en compte selon leur contribution à la présence totale de ces acides à longue chaîne (C9 à C20) dans l'environnement. Les précurseurs, soit les substances portant les n<sup>os</sup> CAS (numéros de registre du Chemical Abstract Service) 65530-63-4, 65530-71-4, 65530-72-5, 65530-74-7, 68391-08-2, 68412-68-0, 115592-3-1, 65530-61-2, 70969-47-0, 65530-66-7, 65605-58-5, 65605-70-1, 65636-35-3, 68239-43-0 et 110053-43-5, répondaient aux critères environnementaux de la catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. L'évaluation des risques que présentent toutes ces substances pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé élaborés par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances de la Liste intérieure des substances.

Les données revêtant de l'importance pour l'évaluation préalable des APFC à longue chaîne (C9 à C20) sont tirées de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées jusqu'en novembre 2009. En outre, des enquêtes sur les composés perfluoroalkyliques et fluoroalkyliques ont été menées auprès de l'industrie pour les années 2000 et 2004 au moyen d'un avis publié dans la *Gazette du Canada*, conformément à l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 1999). Ces enquêtes ont permis de recueillir des données sur la fabrication, l'importation et les utilisations des composés perfluoroalkyliques et fluoroalkyliques au Canada. Des études toxicologiques soumises par l'industrie en application de l'article 70 de la *Loi* ont également été prises en compte.

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) (Canada, 1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la *Loi*. La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions fondées sur de multiples éléments de preuve, tels que la persistance, la bioaccumulation, la toxicité, les tendances temporelles et la présence répandue dans le biote. Cette évaluation préalable ne présente pas un examen exhaustif de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des ensembles de faits essentiels qui appuient les conclusions.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes d'Environnement Canada. Cette évaluation écologique a fait l'objet d'une consultation et d'une étude consignée par les pairs. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Environnement Canada assume la responsabilité du contenu final et des résultats de l'ébauche d'évaluation préalable.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

## Identité de la substance

Le présent rapport évalue les APFC à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs. Ces APFC ont été regroupés et évalués en raison des préoccupations croissantes suscitées par leur potentiel de bioaccumulation ainsi que de leurs concentrations dans l'environnement et dans les organismes autres que les humains. L'acide perfluorooctanoïque (APFO ou C8) fait l'objet d'une évaluation distincte.

Par « perfluorés », on entend les substances chimiques fluorées dans lesquelles les atomes d'hydrogène directement liés aux atomes de carbone sont tous remplacés par des atomes de fluor. Les APFC et leurs sels constituent une série homologue de substances ayant la formule moléculaire suivante :  $C_nF_{2n+1}CO_2H$  (où  $8 \leq n \leq 20$ ).

Les APFC à longue chaîne (C9 à C20) ne figurent pas sur la Liste intérieure des substances et n'ont pas été soumis aux dispositions relatives à la catégorisation de la LCPE (1999) (Canada, 1999). Certains des 90 précurseurs désignés figurent toutefois sur cette liste et étaient visés par la catégorisation. La présente évaluation prend en compte tout précurseur des APFC à longue chaîne qui pourrait se transformer ou se décomposer en APFC en C9 à C20 étant donné ses utilisations semblables et ses similitudes sur le plan des propriétés physiques et chimiques et des caractéristiques structurelles. Aux fins de la présente évaluation, les précurseurs sont définis comme étant toute substance dont le groupement alkyle perfluoré de formule  $C_nF_{2n+1}$  (où  $8 \leq n \leq 20$ ) est directement lié à n'importe quel groupe fonctionnel autre que le fluor, le chlore ou le brome. On n'a pas tenu compte, dans l'évaluation, des possibles effets cumulatifs des APFC à longue chaîne (C9 à C20), de leurs précurseurs et de leurs sels, mais on reconnaît que les précurseurs et les sels de ces acides à longue chaîne pourraient contribuer à la présence totale des APFC en C9 à C20 dans l'environnement. L'expression, C#, sert à définir la longueur de la chaîne d'atomes de carbone de l'acide perfluorocarboxylique en question; ainsi, C9 représente un APFC à neuf atomes de carbone.

Environnement Canada considère quelque 90 composés perfluoroalkylés (ou composés d'alkyles perfluorés) comme des APFC à longue chaîne (C9 à C20), des sels ou des précurseurs de ces derniers (annexe II : Identification des précurseurs d'APFC à longue chaîne). La catégorie des APFC à longue chaîne (C9 à C20) a été définie d'après le jugement de spécialistes, la structure chimique et l'estimation de la biodégradation à l'aide du modèle CATABOL (Mekenyan *et al.*, 2002). Ainsi, les structures ont été analysées pour déterminer la possibilité que les substances en question se décomposent en APFC à longue chaîne. Le modèle CATABOL, qui a été étalonné à partir des résultats d'essais de biodégradation du MITI (Ministry of International Trade and Industry, Japon), prévoit la biodégradation sur une période de 28 jours. On sait que, vu le caractère très limité des données sur la dégradation des composés perfluorés formant l'ensemble d'étalonnage, certains des produits de dégradation prévus par CATABOL pourraient constituer des résultats peu fiables ou non pertinents dans les conditions naturelles. Il est à noter que le processus de dégradation sera plus long selon la chimie des composés perfluorés, mais il est difficile d'estimer dans quelle mesure, surtout pour les substances de poids moléculaire élevé comme les oligomères et les polymères. La liste à l'annexe I

donne des exemples de substances appartenant au groupe des APFC à longue chaîne, mais elle n'est pas exhaustive.

Une enquête menée auprès de l'industrie par Environnement Canada en 2000, en application de l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 1999), a permis de recenser au total 256 composés perfluoroalkylés faisant l'objet d'un commerce au Canada pour les années civiles 1997, 1998, 1999 et 2000 (Environnement Canada, 2001). Dans le cadre de cette enquête, nul n'a déclaré fabriquer ou importer des APFC à longue chaîne (C9 à C20) au Canada. Par contre, sur les quelque 90 précurseurs désignés, plusieurs étaient importés au pays. L'enquête menée auprès de l'industrie sur les substances perfluoroalkylées et fluoroalkylées en 2005 (Environnement Canada, 2005) a elle aussi indiqué qu'aucun APFC à longue chaîne n'avait été fabriqué ou importé au Canada en 2004. Toutefois, l'importation au pays d'un certain nombre de précurseurs de ces acides à longue chaîne a été déclarée.

L'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE) a rédigé le document intitulé *Preliminary Lists of PFOS, PFAS, PFOA and Related Compounds that may Degrade to PFCA* (OCDE, 2007) pour appuyer ses activités de gestion des risques associés aux composés perfluorés; ce document combine les renseignements de divers pays membres, dont le Canada. L'OCDE a dressé une liste préliminaire d'environ 850 substances perfluorées connues dont la plupart peuvent se décomposer en APFC. Les fluoropolymères comme le polytétrafluoroéthylène (PTFE) sont considérés comme stables et ne sont donc pas classés parmi les précurseurs d'APFC sur la liste de l'OCDE. Certains APFC sont utilisés comme agents technologiques dans la fabrication de fluoropolymères, et de très faibles concentrations d'APFC pourraient être présentes dans les produits finis; toutefois, les APFC ne sont pas incorporés à la structure polymérique. Les précurseurs d'APFC à longue chaîne visés par la présente évaluation font aussi partie de la liste de l'OCDE.

**Tableau 1. Identité des substances – acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne en C9 à C20**

Nom dans le Chemical Abstracts Index	Acronyme	Formule moléculaire	Formule développée	Numéro de registre du Chemical Abstracts Service	Synonymes
Acide perfluorononane-1-oique (APFC en C9)	APFN	C <sub>9</sub> H F <sub>17</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_7-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	375-95-1 (LES)	C 1800; acide heptadécafluorononanoïque; acide perfluorononanoïque; acide perfluorononane-1-oique; acide perfluoropélagonique
Acide nonadécafluorodécanoïque (APFC en C10)	APFD	C <sub>10</sub> H F <sub>19</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_8-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	335-76-2 (LES)	Acide nonadécafluoro- <i>n</i> -décanoïque; acide perfluoro- <i>n</i> -décanoïque; acide perfluorocaprique; acide perfluorodécanoïque

Nom dans le Chemical Abstracts Index	Acronyme	Formule moléculaire	Formule développée	Numéro de registre du Chemical Abstracts Service	Synonymes
Acide hénéicosafluoroundécanoïque (APFC en C11)	APFUnD	C <sub>11</sub> H F <sub>21</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_9-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	2058-94-8 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluoroundécanoïque; acide perfluoroundécylrique
Acide tricosafuorododécanoïque (APFC en C12)	APFTrD	C <sub>12</sub> H F <sub>23</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{10}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	307-55-1 (LES <sup>1</sup> )	Acide perfluorododécanoïque; acide perfluorolaurique
Acide pentacosafuorotridécanoïque (APFC en C13)	APFTrD	C <sub>13</sub> H F <sub>25</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{11}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	72629-94-8 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluorotridécanoïque
Acide heptacosatétradécanoïque (APFC en C14)	APFTD	C <sub>14</sub> H F <sub>27</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{12}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	376-06-7 (LES)	Acide perfluoromyristique; acide perfluorotétradécanoïque
Acide nonacosafuoropentadécanoïque (APFC en C15)	APFPeD	C <sub>15</sub> H F <sub>29</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{13}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	141074-63-7 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluoropentadécanoïque
Acide perfluoropalmitique (APFC en C16)	APFHxD	C <sub>16</sub> HF <sub>31</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{14}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	67905-19-5 (LES)	Acide hentriacontafluorohexadécanoïque; acide perfluorohexadécanoïque; acide hexadécanoïque
Acide perfluoroheptadécanoïque (APFC en C17)	APFHpD	C <sub>17</sub> HF <sub>33</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{15}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	57475-95-3 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	—
Acide perfluorostéarique (APFC en C18)	APFOD	C <sub>18</sub> HF <sub>35</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{16}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	16517-11-6 (LES)	Acide pentatriacontafluorooctadécanoïque; acide perfluorooctadécanoïque; acide octadécanoïque
Acide perfluorononadécanoïque (APFC en C19)	APFND	C <sub>19</sub> HF <sub>37</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{17}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	133921-38-7 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	—
Acide nonatriacontafluoroéicosanoïque (APFC en C20)		C <sub>20</sub> HF <sub>39</sub> O <sub>2</sub>	$\begin{array}{c} \text{F} \\   \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{18}-\text{CO}_2\text{H} \\   \\ \text{F} \end{array}$	68310-12-3 (LES)	Acide perfluoroéicosanoïque

LES = Liste extérieure des substances  
LIS = Liste intérieure des substances

## Propriétés physiques et chimiques

L'information sur les propriétés physiques des APFC à longue chaîne (C9 à C20) est limitée. On trouve au tableau 2 les données physiques et chimiques disponibles pour les APFC à longue chaîne en C9 à C15. L'hypothèse selon laquelle la conformation de la liaison carbone-carbone changerait avec l'allongement de la chaîne a été avancée : les chaînes plus longues deviendraient hélicoïdales (Wang et Ober, 1999), ce qui donnerait des molécules à section transversale plus petite, dans lesquelles la chaîne pourrait se replier sur elle-même ou n'être pas complètement linéaire. Le cas échéant, les propriétés physiques et chimiques des acides à plus longue chaîne seraient ainsi différentes de celles des APFC linéaires (c'est-à-dire < C8).

**Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques disponibles des APFC en C9 à C15**

Propriété	Valeur	Type	Référence
<b>APFC en C9</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	464,08	–	-
Point de fusion (°C)	77	Expérimental	Fontell et Lindman, 1983
	71		Blancou <i>et al.</i> , 1976
	71 à 72		Herbst <i>et al.</i> , 1985
	65 (CCl <sub>4</sub> )		Beneficemalouet <i>et al.</i> , 1991
	59,3 à 61,1		Kunieda et Shinoda, 1976
	69 à 71		Ishikawa <i>et al.</i> , 1983
Point d'ébullition (°C)	203,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	1,3 à 99,97 kPa (99,6 à 203 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	0,10	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Solubilité dans l'eau	< 0,2 en pourcentage pondéral à 60 °C	Expérimental	Fontell et Lindman, 1983 <sup>1</sup>
	1,3 g/L (concentration micellaire critique)	Expérimental	Kunieda et Shinoda, 1976 <sup>1</sup>
pK <sub>a</sub> (sans dimension)	< 0,8	Calculé	Goss, 2008
Log K <sub>co</sub> (sans dimension)	2,3 à 2,48	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
<b>APFC en C10</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	514,08	–	-
Point de fusion (°C)	87,4 à 88,2 (CCl <sub>4</sub> )	Expérimental	Bernett et Zisman, 1959
	87,4 à 88,2 (toluène)		Bernett et Zisman, 1959

Propriété	Valeur	Type	Référence
	83,5 à 85,5 (CCl <sub>4</sub> , éthanol)		Mukerjee et Handa, 1981
	76,5 (CCl <sub>4</sub> )		Ikawa <i>et al.</i> , 1988
	87,4 à 88,2		Hare <i>et al.</i> , 1954
Point d'ébullition (°C)	218	Expérimental	Kauck et Diesslin, 1951
	219,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	203,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	218	Expérimental	Sigma Aldrich, 2004
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	3,1 à 99,97 kPa (129,6 à 218,9 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	-0,64	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
	0,10	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Solubilité dans l'eau (mg/L)	5,14	Expérimental	Kauck et Diesslin, 1951
	0,40 (concentration micellaire critique)		Bernett et Zisman, 1959 <sup>1</sup>
	0,46 (concentration micellaire critique à 30 °C)		Klevens et Raison, 1954 <sup>1</sup>
pKa (sans dimension)	2,57512	Calculé	Moroi <i>et al.</i> , 2001
Log K <sub>co</sub> (sans dimension)	2,65 à 2,87	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
<b>APFC en C11</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	564,1	–	-
Point de fusion (°C)	112 à 114	Expérimental	Huang <i>et al.</i> , 1987
	97,9 à 100,3		Kunieda et Shinoda, 1976
Point d'ébullition (°C)	238,4 à 101,325 kPa	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	0,6 à 99,97 kPa (112 à 237,7 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	-0,98	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Log K <sub>co</sub> (sans dimension)	3,19 à 3,41	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
<b>APFC en C12</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	614,1	–	-
Point de fusion (°C)	112,6 à 114,7 (CCl <sub>4</sub> , toluène)	Expérimental	Bernett et Zisman, 1959
	112,6 à 114,7		Hare <i>et al.</i> , 1954
	112 à 114		Huang <i>et al.</i> , 1987
Point d'ébullition (°C)	Non disponible		
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	0,9 à 99,96 kPa (127,6 à 247,7 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005

Propriété	Valeur	Type	Référence
<b>APFC en C13</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	664,0989	–	-
Point de fusion (°C)	117,5 à 122	Expérimental	Kunieda et Shinoda, 1976
<b>APFC en C14</b>			
Masse moléculaire (g/mol)	714,12	–	-
Point de fusion (°C)	130,4 (hexane)	Expérimental	Lehmler <i>et al.</i> , 2001
	130		Kunieda et Shinoda, 1976
<b>APFC en C15</b>			
Poids moléculaire (g/mol)	764,1129		-

<sup>1</sup> Il est à noter que ces valeurs de solubilité sont valables pour une phase aqueuse contenant un mélange de l'acide protoné et de l'anion perfluorocarboxylate, à un pH « autogène ». Si le pH est réduit par ajout, par exemple, d'un acide inorganique, la proportion d'acide protoné augmentera, et la solubilité globale diminuera.

Abréviations :  $K_{oc}$ , coefficient de partage carbone organique-sédiments;  $pK_a$ , constante de dissociation acide.

## Sources

On ne connaît aucune source naturelle d'APFC à longue chaîne (C9 à C20), de leurs sels ou de leurs précurseurs (Kissa, 1994). Leur présence dans l'environnement est attribuable uniquement à l'activité humaine. Une enquête menée auprès de l'industrie par Environnement Canada en 2000, en application de l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 1999), a permis de recenser 256 composés perfluoroalkylés faisant l'objet d'un commerce au Canada pour les années civiles 1997, 1998, 1999 et 2000 (Environnement Canada, 2001). La fabrication d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) ou leur importation au Canada n'a pas été déclarée. Une autre enquête menée auprès de l'industrie par Environnement Canada sur les substances perfluoroalkylées et fluoroalkylées en 2004 a elle aussi indiqué qu'aucun APFC en C9 à C20 n'avait été fabriqué ou importé au Canada (Environnement Canada, 2005). Dans le cadre des deux enquêtes, l'importation au Canada de précurseurs d'APFC à longue chaîne a toutefois été déclarée.

## Utilisations

L'APFC en C9 est employé dans la production de fluoropolymères, principalement le poly(fluorure de vinylidène) (Prevedouros *et al.*, 2006). D'après les renseignements dont on dispose, les APFC à longue chaîne (C9 à C20) sont rarement utilisés de manière intentionnelle dans les produits. Il existe, dans le commerce, des précurseurs couramment utilisés tels que les fluorotélomères; il s'agit de substances dérivées d'alcools fluorotélomériques (FTOH) ou d'autres substances à base de fluorotélomères dont la dégradation peut produire des APFC à longue chaîne. Les fluorotélomères forment un sous-groupe de substances perfluorées produites par un processus appelé télomérisation et peuvent mettre en jeu des molécules à chaînes fluorocarbonées de diverses longueurs. Les FTOH ne sont pas entièrement fluorés puisqu'une chaîne hydrocarbure à deux

carbones est liée à la chaîne perfluorocarbonée. Des époxydes, des oléfines ou des alcools fluorotélomériques sont employés comme unités élémentaires dans la production de substances à base de fluorotélomères. Ces substances rendent les substrats résistants aux huiles, aux graisses, à l'eau et aux taches. Certaines substances fluorotélomériques peuvent aussi être utilisées comme monomères afin de produire des fluorotélomères polymériques possédant les mêmes caractéristiques.

## Rejets dans l'environnement

### *Rejets directs*

On ne dispose d'aucune donnée sur les rejets directs d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans l'environnement, au Canada.

### *Rejets indirects*

On dispose de certaines données empiriques sur la dégradation des polymères à base de fluorotélomères en APFC à longue chaîne (C9 à C20). Les alcools fluorotélomériques (FTOH) qui possèdent un nombre « X » d'atomes de carbone produisent des intermédiaires tels que les acides carboxyliques fluorotélomériques insaturés (X:2 ACFTI) où X est égal au nombre d'atomes de carbone et d'acides carboxyliques fluorotélomériques (X:2 ACFT) qui peuvent à leur tour se décomposer en APFC à longue chaîne (C9 à C20). Les FTOH eux-mêmes peuvent donner de tels APFC par biodégradation ou métabolisation, comme le montrent les études suivantes : Hagen *et al.*, 1981; Lange, 2002; Dinglasan *et al.*, 2004; Kudo *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005a et 2005b; Fasano *et al.*, 2006 et 2008; Liu *et al.*, 2007; Nabb *et al.*, 2007. En outre, Kudo *et al.* (2005), Martin *et al.* (2005) et Liu *et al.* (2007) fournissent d'autres éléments indiquant que des ACFT et des ACFTI sont formés comme intermédiaires lors de la biodégradation ou la métabolisation des FTOH.

On a constaté que les FTOH étaient une source potentielle d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) lorsqu'on a trouvé des métabolites de ces alcools dans le biote (Smithwick *et al.*, 2006; Butt *et al.*, 2008; Powley *et al.*, 2008; Furdui *et al.*, 2007). On s'attend à ce que la métabolisation des FTOH donne des intermédiaires comme les ACFT et les ACFTI (Dinglasan *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005a et 2005b). Houde *et al.* (2005) ont signalé la présence d'ACFTI 8:2 et 10:2 dans le plasma de dauphins à gros nez de la région du golfe du Mexique, le long de la côte est de l'Atlantique. Aucun ACFT n'a cependant été détecté. Une étude sur les tendances temporelles effectuée par Butt *et al.* (2008) a également révélé la présence d'ACFTI dans tous les échantillons de foie de phoque annelé provenant de l'Arctique canadien. Furdui *et al.* (2007) ont indiqué la présence d'ACFTI 8:2 et d'ACFTI 10:2 dans 52 % et 40 %, respectivement, de tous les échantillons de touladis prélevés dans les Grands Lacs. La présence d'ACFT et d'ACFTI dans la faune est également signalée dans un certain nombre d'études comme celles de Taniyasu *et al.*, 2005; Verreault *et al.*, 2005; Powley *et al.*, 2008; Smithwick *et al.*, 2006; Butt *et al.*, 2007a, 2007b et 2008; et Furdui *et al.*, 2007. Dinglasan et Mabury (2005) ont montré que des FTOH 8:2, des ACFT 8:2 et des ACFTI 8:2 sont formés par la dégradation d'un monomère de méthacrylate télomérique 8:2 utilisé dans la fabrication des polymères. Bien que le taux de dégradation n'ait pas été établi, l'inoculat destiné au

traitement aérobie des eaux usées a pu décomposer de manière significative le monomère au cours de l'essai sur environ 73 jours.

L'abondance relative des APFC linéaires par rapport à celle des APFC ramifiés peut donner une idée de leur source possible. Par exemple, DeSilva et Mabury (2004) ont déterminé qu'au moins 99 % des APFC contenus dans les échantillons de foie d'ours blancs provenant du sud-ouest de la baie d'Hudson et de l'est du Groenland étaient des isomères linéaires. Les APFC linéaires sont indicateurs d'une dégradation principalement à partir de FTOH linéaires et révèlent que les APFC résultent de la télomérisation plutôt que de la fluoration électrochimique (procédé qui générerait environ 20 % d'isomères ramifiés). Les profils de répartition des APFC détectés dans les échantillons de tissus selon que leurs chaînes comptent un nombre pair ou impair de carbones confirment que les FTOH sont une source d'APFC. On peut s'attendre à ce que la dégradation d'un FTOH donné forme, par oxydation atmosphérique, un nombre équivalent d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair voisin de carbones. Il a été établi que les FTOH donnent, en se décomposant, des concentrations relativement égales d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (Ellis *et al.*, 2004b); par conséquent, l'exposition à chacun de ces deux types d'APFC devrait être équivalente chez les organismes des niveaux trophiques inférieurs. On s'attend à ce que les APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones soient présents en concentrations légèrement plus élevées dans le biote des niveaux trophiques supérieurs (Martin *et al.*, 2004a). Ce profil a été observé dans les échantillons prélevés chez des ours blancs par Kannan *et al.* (2005) et Smithwick *et al.* (2005b). Lorsque les quantités d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones et celles d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones sont corrélées, cela tend à indiquer une source unique et uniforme (Smithwick *et al.*, 2005b; van de Vijver *et al.*, 2005) et à refléter la fabrication des alcools fluorotélomériques. Les FTOH semblent disponibles pour les organismes dans l'environnement et ils sont métabolisés, *in vivo*, en intermédiaires (d'autres précurseurs d'APFC) qui pourraient mener finalement à la formation d'APFC à longue chaîne. Furdui *et al.* (2008) ont observé une diminution des isomères ramifiés d'APFC en C11 et C13 chez les touladis du lac Ontario entre 1993 et 2004 et ils ont noté une augmentation des isomères linéaires dans les échantillons plus récents (jusqu'à l'année 2004), ce qui laisse penser que les sources actuelles d'APFC dans ce lac proviennent du processus de télomérisation.

Les concentrations résiduelles de FTOH dans les polymères ont été mesurées dans le cadre d'une étude effectuée par Dinglasan-Panlilio et Mabury (2006), celle-ci ayant consisté à analyser plusieurs produits contenant des polymères fluorés ou des composés fluorés apparentés. On a détecté des FTOH (4:2 à 12:2) en concentrations de 0,11 à 3,8 %, en poids sec, dans les produits. Le solvant d'extraction utilisé était l'acétate d'éthyle (2 aliquotes de 5 mL subséquentement combinées), sa concentration n'étant pas précisée. Même s'il était impossible de distinguer les FTOH constituant des résidus<sup>1</sup> des

---

<sup>1</sup> Par « résidu », on entend de l'APFO, un APFC à longue chaîne ou un précurseur qui n'est pas ajouté volontairement comme ingrédient dans la formulation d'un produit. Les résidus englobent les impuretés, les monomères n'ayant pas réagi ainsi que les autres réactifs n'ayant pas réagi.

FTOH faisant partie de la formulation des produits, la présence de ces alcools indique que les polymères à base de fluorotélomères pourraient en être une source dans l'environnement.

Les concentrations d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) mesurées en milieu aquatique dans les zones urbaines canadiennes semblent indiquer l'existence de sources directes, par exemple des usines de traitement des eaux usées (UTEE) (Boulanger *et al.*, 2005a; Simcik et Dorweiler, 2005; Crozier *et al.*, 2005). Des APFC en C9 à C12 ont été détectés dans les boues d'UTEE dans le cadre d'un certain nombre d'études (Boulanger *et al.*, 2005b; Higgins *et al.*, 2005; Sinclair et Kannan, 2006; Crozier *et al.*, 2005). Higgins *et al.* (2005) ont révélé la présence de concentrations plus fortes d'APFC à chaîne comptant un nombre pair de carbones (C8 à C12) dans les boues stabilisées par voie aérobie provenant d'une UTEE et dans les sédiments prélevés dans la région de la baie de San Francisco comparativement à d'autres sources. Sinclair et Kannan (2006) ont fait ressortir un profil caractérisé par des APFC comptant un nombre pair de carbones plus abondants que ceux en comptant un nombre impair dans les effluents d'UTEE provenant d'usines de l'État de New York.

Les UTEE qui procédaient à un simple traitement primaire n'engendraient pas de rejets d'APFC à longue chaîne (C9 à C20). Cependant, dans les UTEE avec traitement secondaire, on a enregistré une présence accrue d'APFC en C9 à C20 (Sinclair et Kannan, 2006), ce qui laisse supposer une dégradation biologique ou chimique rapide des précurseurs lors du traitement secondaire. Les précurseurs, tels que les produits de décomposition des ACFT et des FTOH, ont été mesurés dans les échantillons d'influent et d'eaux issues du traitement primaire, mais pas dans les eaux ayant subi un traitement secondaire (Sinclair et Kannan, 2006). Comme on ne trouve des ACFT que dans les échantillons d'eaux issues du traitement primaire, on conclut que la conversion des FTOH en APFC à longue chaîne (C9 à C20) est incomplète, tandis que l'absence d'ACFT et la présence d'APFC en C9 à C11 dans les échantillons d'eaux ayant subi un traitement secondaire laissent supposer une conversion complète. Crozier *et al.* (2005) ont mesuré des concentrations d'APFC en C9 et en C10 (concentrations de 3 à 6 ng/L) dans les effluents et les biosolides (concentrations de 0,4 à 5,2 ng/g) issus d'usines de traitement des eaux usées en Ontario. On n'a pas détecté d'APFC en C11 et C12 (limite de détection : 2 ng/L). Crozier *et al.* (2005) ont également remarqué qu'aucun APFC en C10 n'a été relevé dans les influents d'une UTEE, mais qu'on en a relevé dans les effluents à une concentration de 4 ng/L, ce qui indique que les APFC en C10 se sont formés au cours du processus de l'UTEE. Au contraire, des APFC en C9 ont été relevés à une concentration de 4 ng/L dans les influents et les effluents de l'UTEE, ce qui indique qu'il n'y a pas eu d'élimination du composé.

De Silva *et al.* (2009) ont laissé entendre que la biodégradation et/ou la métabolisation des acides polyfluorophosphoriques (diesters ou diPAP) tels que les diPAP 10:2 peuvent créer des APFC en C10. Des diPAP ont été mesurés à des concentrations de 100 ng/g dans les boues d'UTEE.

Guo *et al.* (2009) ont détecté des APFC en C9 à C12 dans des maisons américaines types contenant des planchers en tapis, des tapis prétraités et des liquides d'entretien des tapis offerts dans le commerce. Les cires à parquet et les produits d'étanchéité de la pierre, des carreaux et du bois, qui contiennent des produits fluorotélomères, constituent des sources potentielles d'APFC en C9 à C12 dans les maisons où l'on trouve ces matériaux. Les autres sources potentielles comprennent les textiles de maison, les rembourrages et les vêtements traités ainsi que les liquides et les mousses d'entretien des tapis et des tissus (Guo *et al.*, 2009). Plusieurs études dans le cadre desquelles on échantillonnait l'air intérieur dans des domiciles ont mis en évidence le rejet de précurseurs d'APFC à partir de produits ménagers. On a analysé les FTOH (6:2, 8:2 et 10:2) et les APFC (C9 à C12) dans des échantillons archivés de poussière prélevés entre 2000 et 2001 dans des domiciles en Ohio et en Caroline du Nord, aux États-Unis (Strynar et Lindstrom, 2005). Les concentrations moyennes se situaient entre 0,5 et 0,804 µg/g de poussière dans le cas des APFC en C9 à C12. Les concentrations moyennes de FTOH 6:2, 8:2 et 10:2 variaient entre 0,4 et 1,0 µg/g de poussière. Les valeurs moyennes étaient comparables pour les échantillons des deux provenances, ce qui laisse supposer l'existence de sources similaires comme les tapis ou les textiles traités. Shoeib *et al.* (2005) ont signalé la présence de FTOH 6:2, 8:2 et 10:2 dans la poussière intérieure prélevée dans les aspirateurs de domiciles choisis au hasard à Ottawa, les concentrations moyennes étant respectivement de 0,035, 0,055 et 0,035 µg/g de poussière. En raison de difficultés techniques, on n'a pas recueilli d'échantillons d'air en vue de l'analyse des FTOH. Des FTOH ont également été détectés dans les vêtements de protection contre les intempéries (Berger et Herzke, 2006) ainsi que sous forme d'émissions provenant de poêles à frêle antiadhésives (Sinclair *et al.*, 2007). Des APFC comme tels (et, dans certains cas, des ACFT et des ACFTI) pourraient également être libérés par les produits de consommation, entre autres les vêtements de protection contre les intempéries, les batteries de cuisine, les agents de protection des tissus dans le commerce, ainsi que les matières entrant en contact avec les aliments (Begley *et al.*, 2005; Boulanger *et al.*, 2005b; Mawn *et al.*, 2005; Washburn *et al.*, 2005; Bradley *et al.*, 2007; Sinclair *et al.*, 2007).

### **Devenir dans l'environnement**

La modélisation environnementale des APFC à longue chaîne (C9 à C20) est impossible à l'aide des modèles généralement reconnus, car ceux-ci ne peuvent être appliqués à des agents tensioactifs ionisables. La valeur du  $K_{oe}$  (coefficient de partage octanol-eau) est un paramètre problématique dans le cas des agents tensioactifs, car ceux-ci tendent à s'accumuler à l'interface d'un système liquide-liquide, ce qui rend toute mesure directe impossible.

On s'attend à ce que les APFC à longue chaîne (C9 à C20) et leurs sels se répartissent principalement dans les milieux aqueux en raison de leur hydrosolubilité élevée et de leur faible volatilité. La présence d'un groupement fonctionnel acide détermine en grande partie la nature et les caractéristiques des APFC en C9 à C20. Le groupement fonctionnel acide est hydrophile et complètement dissocié en phase aqueuse (Ellis *et al.*, 2004a). Les substances possédant un groupement perfluoroalkyle sont susceptibles d'avoir des propriétés tensioactives si certaines parties de la molécule sont oléophobes, hydrophobes ou hydrophiles, alors que les chaînes d'hydrocarbures non substituées sont oléophiles et hydrophobes (Key *et al.*, 1997). En outre, la présence d'un groupement fonctionnel sur la chaîne perfluorée (p. ex. un groupement chargé comme l'anion carboxylate) peut rendre une partie de la molécule hydrophile. Cependant, à mesure que la longueur de cette chaîne s'accroît, l'hydrophobicité de la molécule d'APFC va probablement augmenter et sa solubilité dans l'eau diminuer (Ellis *et al.*, 2004a).

### **Persistance et potentiel de bioaccumulation**

Les données ci-dessous ont été prises en compte pour déterminer si les APFC à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs satisfont aux critères de la persistance et de la bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Les critères de la persistance correspondent à une demi-vie égale ou supérieure à 2 jours dans l'air, à 182 jours dans l'eau et le sol ou à 365 jours dans les sédiments, ou encore à des éléments confirmant le transport à grande distance vers des régions éloignées. Quant aux critères de la bioaccumulation, ils correspondent à un facteur de bioaccumulation ou un facteur de bioconcentration (FBA ou FBC) dont la valeur est égale ou supérieure à 5 000, ou à un  $\log K_{oc}$  dont la valeur est égale ou supérieure à 5,0.

#### *Persistance*

Une faible quantité de C9 a été produite dans un système au peroxyde d'hydrogène photoinduit, ce qui montre la dégradation rapide de solutions 10 et 100 µg/M de FTOH 8:2 (quelques minutes à quelques heures) par l'intermédiaire de la formation d'aldéhydes fluorotélomériques (ALFT) 8:2, d'ACFT 8:2 et d'ACFTI 8:2 (Gauthier et Mabury, 2005). Cependant, il s'agit là d'une réaction de photolyse en phase aqueuse qui n'est peut-être pas une source importante d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans l'environnement étant donné la faible solubilité dans l'eau et la constante de la loi d'Henry élevée des FTOH.

Hori *et al.* (2005a) ont signalé la décomposition de l'APFC en C9 lorsque la concentration de cet acide était de 1,51 mg/L. Hori *et al.* (2005b) ont également étudié la dégradation de l'APFC en C9, C10 et en C11 en présence de l'ion persulfate ( $S_2O_8^{2-}$ ) dans un système biphasique eau/CO<sub>2</sub> liquide. L'APFC en C9 était également décomposé en ions fluorure et en dioxyde de carbone lorsqu'il était placé dans une solution contenant du  $S_2O_8^{2-}$  chauffée à 80 °C pendant 6 heures (Hori *et al.*, 2008). Cependant, les conditions mises en place dans ces études n'existent pas dans l'environnement.

Hurley et al. (2004) ont montré que le temps de séjour avant dégradation des APFC à chaîne courte (C3 à C5) dans la phase gazeuse de l'atmosphère, en conditions de smog artificiel, était de l'ordre de 130 jours en raison des réactions avec les radicaux OH; le temps de séjour avant dépôt par voie sèche ou humide (par l'intermédiaire des particules) est quant à lui de l'ordre de 10 jours. On n'a observé aucune photolyse directe des acides en phase gazeuse. En outre, Hurley *et al.* (2004) ont affirmé qu'il est peu probable que ces valeurs changent de manière significative avec l'allongement de la chaîne carbonée de l'acide. On ne croit pas que le mécanisme de dégradation commençant par la réaction  $C_nF_{2n+1}COOH + OH \rightarrow H_2O + C_nF_{2n+1}COO$  (suivie par  $C_nF_{2n+1}COO \rightarrow C_nF_{2n+1} + CO_2$ , etc.) soit particulièrement efficace, puisque le temps de séjour associé à ce processus (130 jours) est considérablement supérieur au temps de séjour estimé dans le cas du retrait des APFC de l'atmosphère par dépôt sec ou humide (~10 jours). Autrement dit, même si des APFC sont formés dans l'atmosphère à partir de FTOH, ils n'y demeureront pas suffisamment longtemps pour y être dégradés.

La présence d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans l'Arctique canadien (Martin *et al.*, 2004a) est révélatrice du transport à grande distance, soit d'APFC à longue chaîne (par exemple, par les courants océaniques) (Wania, 2007; Prevedouros *et al.*, 2006), soit de précurseurs volatils d'APFC à longue chaîne comme des FTOH (par exemple, par le transport atmosphérique), soit des deux (Wallington *et al.*, 2006; Stock *et al.*, 2007). Au printemps 2005 et 2006, des APFC en C9 à C11 ont été mesurés sur les calottes glaciaires polaires de trois régions de l'Extrême-Arctique (la calotte glaciaire Melville, dans les Territoires du Nord-Ouest et les calottes glaciaire Agassiz et Devon, au Nunavut) (Young *et al.*, 2007). Les concentrations d'APFC en C9 se situaient entre 0,005 à 0,246 ng/L, celles d'APFC en C10 allaient de valeurs inférieures à la limite de détection à 0,022 ng/L et celles d'APFC en C11 variaient de valeurs inférieures à la limite de détection à 0,027 ng/L. Entre 1996 et 2005, les concentrations d'APFC en C9 et C10 ont augmenté (Young *et al.* 2007). Les flux ont été calculés à l'aide de la concentration corrigée en fonction de la densité, multipliée par l'accumulation annuelle. Les flux calculés pour chaque calotte glaciaire ont été multipliés par la surface de la région visée de l'Arctique, donnant le flux d'APFC en C9, C10 et C11 vers la région au nord de 65 °N. Ces flux sont des estimations et pourraient ne pas être représentatifs des dépôts réels dans cette région, étant donné les variations importantes des taux de précipitation qui y sont enregistrées. En 2005, le flux des APFC en C9 se situait entre 73 et 860 kg/an; celui des APFC en C10 entre 16 et 84 kg/an et celui des APFC en C11 entre 26 et 62 kg/an (Young *et al.* 2007).

Une hypothèse avancée pour expliquer la présence d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans le biote de régions éloignées est qu'un précurseur (par exemple, des FTOH) serait émis dans l'atmosphère, et que sa dégradation biotique et abiotique finirait par donner des APFC à longue chaîne. Ellis *et al.* (2004a) ont montré que le temps de séjour des FTOH à chaîne courte dans l'atmosphère, tel qu'il a été déterminé d'après leur réaction avec les radicaux hydroxy, est d'environ 20 jours. Shoeib *et al.* (2006) ont recueilli des échantillons d'air pendant une traversée de l'Atlantique Nord et de l'archipel canadien effectuée en juillet 2005 pour étudier les concentrations de FTOH. Les plus fortes concentrations mesurées étaient celles des FTOH 8:2 (5,8 à 26 pg/m<sup>3</sup>), suivies par celles des FTOH 10:2 (1,9 à 17 pg/m<sup>3</sup>), puis des FTOH 6:2 (valeur inférieure à la limite de

détection jusqu'à une concentration de  $6,0 \text{ pg}^3$ ). Les propriétés tensioactives des APFC ont été étudiées afin de déterminer leur incidence sur la possible formation d'aérosols perfluorés au-dessus du milieu marin (Waterland *et al.*, 2005); elles pourraient d'ailleurs laisser supposer un mécanisme pour le transport à grande distance par les courants océaniques jusque dans les régions éloignées. Toutefois, les résultats des travaux de recherche actuels semblent indiquer que la présence d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) en régions éloignées proviendrait de la dégradation de précurseurs fluoroalylés volatils comme les FTOH. Young *et al.* (2007) ont émis l'hypothèse que la présence d'APFC en C9, C10 et C11 sur les calottes glaciaires de l'Extrême-Arctique canadien désigne l'oxydation de précurseurs volatils dans l'atmosphère comme la source. Les calottes glaciaires de l'Extrême-Arctique sont contaminées par des sources atmosphériques, et leur surveillance peut permettre de dégager les tendances temporelles à long terme des concentrations atmosphériques. Le rapport des concentrations de ces APFC aux concentrations de sodium était variable, ce qui signifie que les concentrations d'APFC sur la calotte glaciaire ne dépendent pas de la chimie marine. On a caractérisé les flux atmosphériques à partir des concentrations d'APFC sur les calottes glaciaires, en tenant compte de la superficie de chacune de ces dernières. En 2005, les flux d'APFC aux latitudes supérieures à  $65^\circ \text{ N}$  ont été estimés à des valeurs situées entre 73 et 860 kg/an pour les APFC en C9, entre 16 et 84 kg/an pour les APFC en C10, et entre 26 et 62 kg/an pour les APFC en C11.

La liaison carbone-fluor, l'une des plus fortes qui existent dans la nature ( $\sim 110 \text{ kcal/mol}$ ), rend la structure d'une molécule extrêmement stable et généralement résistante à la dégradation. Le fluor est l'élément le plus électronégatif du tableau périodique, ce qui procure un fort potentiel d'ionisation et une faible polarisabilité, des interactions intermoléculaires et intramoléculaires faibles, ainsi qu'une tension superficielle extrêmement faible. Il est également raisonnable de penser que la photolyse directe de la chaîne fluorocarbonée sera très lente : la stabilité à ce degré d'énergie devrait être conservée pendant plus d'un siècle (Environnement Canada et Santé Canada, 2006). Les APFC ont en général des propriétés tensioactives en raison de la combinaison des caractéristiques d'oléophobicit , d'hydrophobicité et d'hydrophilicité de différentes parties d'une molécule donnée. La nature des APFC, par exemple leur forte tendance à s'ioniser, devrait les rendre particulièrement abondants dans la phase aqueuse; à l'inverse, on ne s'attend pas à ce qu'ils se logent en grandes quantités dans l'atmosphère (Ellis *et al.*, 2004a). Il est peu probable que ces acides se décomposent dans quelque milieu que ce soit, y compris dans l'eau et les sédiments, dans les conditions environnementales naturelles.

#### *Bioaccumulation*

Des critères réglementaires (FBC et FBA) définissant si une substance donnée doit ou non être considérée comme bioaccumulable ont été établis en application de la LCPE (1999). Les critères sont fondés sur l'expérience accumulée au fil du temps en ce qui concerne les substances organiques neutres non métabolisées. Ces critères, fixés d'après les critères de la persistance et de la bioaccumulation définis dans la Politique de gestion des substances toxiques du gouvernement fédéral élaborée au milieu des années 1990 et publiée officiellement en 1995 (Canada, 1995), visent à identifier les substances

lipophiles susceptibles de se bioaccumuler essentiellement dans les systèmes aquatiques. Ainsi, les substances qui répondent aux critères définis, c'est-à-dire un FBA ou un FBC supérieur à 5 000 ou un  $\log K_{oc}$  supérieur ou égal à 5, sont fortement susceptibles de se bioaccumuler dans un organisme donné et de se bioamplifier à l'intérieur du réseau trophique. Il faut toutefois préciser que les FBA, les FBC et le  $\log K_{oc}$  ne sont que quelques-uns des éléments formant le poids de la preuve qui détermine le potentiel de bioaccumulation d'une substance donnée. En outre, une substance peut être jugée suffisamment bioaccumulable pour susciter des préoccupations même si les critères réglementaires ne sont pas atteints.

Parmi les autres mesures de la bioaccumulation qui décrivent de manière directe le potentiel des substances chimiques à se bioamplifier figurent les facteurs de bioamplification (FBM) et les facteurs d'amplification trophique (FAT), qui sont parfois appelés facteurs de bioamplification dans le réseau trophique. Le FBM correspond au rapport de la concentration d'une substance chimique chez un prédateur sur sa concentration chez la source de nourriture ou la proie de ce dernier. On peut considérer comme préoccupant un FBM supérieur à 1, puisqu'une telle valeur donne à penser qu'il y a bioamplification. Le FBM mesuré pour un aliment donné en laboratoire est parfois appelé « FBA alimentaire ». L'une des incertitudes notables qui sont associées à la mesure des FBM provient de la difficulté à établir l'état trophique réel d'un prédateur et de sa proie, étant donné que la plupart des organismes sont omnivores (Gray, 2002). On peut voir le FAT comme le rapport moyen de la concentration d'une substance chez les prédateurs et de sa concentration chez les proies dans l'ensemble ou une partie d'un réseau trophique. Comme dans le cas du FBM, un FAT supérieur à 1 peut susciter des préoccupations, car il indique l'existence d'un phénomène de bioamplification dans le réseau trophique. Les FBM et les FAT sont mesurés le plus souvent sur le terrain, bien qu'il soit aussi possible d'utiliser des études en laboratoire sur l'alimentation pour estimer les FBM (ou « FBA alimentaires »). En général, les concentrations de produits chimiques sont normalisées pour une matrice lipidique avant la détermination des FBM et des FAT; cependant, une telle normalisation pourrait ne pas convenir dans le cas des substances perfluorées, puisqu'elles semblent se lier de préférence avec les protéines dans le foie, les reins et le plasma plutôt qu'avec les lipides (Houde *et al.*, 2006b; Martin *et al.*, 2003a). Il n'existe aucune méthode de normalisation applicable aux substances s'associant aux protéines ou au plasma, ce qui introduit une source d'incertitude dans l'évaluation des FBM et les FAT des APFC.

Les APFC possèdent des portions oléophobes, des portions hydrophobes et des portions hydrophiles, et ils combinent donc toutes ces propriétés. En outre, le groupement carboxylate lié à la chaîne perfluorée rend la molécule polaire. Compte tenu de ces propriétés, l'hypothèse habituelle selon laquelle les interactions hydrophobes et lipophiles entre le composé et le substrat constituent les principaux mécanismes régissant le comportement de partage pourrait ne pas s'appliquer dans le cas des APFC à longue chaîne (C9 à C20). On considère que ces derniers sont « difficiles à modéliser » (c'est-à-dire que la plupart des modèles sont fondés sur le  $K_{oc}$ , qui n'est pas utilisable dans le cas des substances perfluorées puisque leur comportement est déterminé par leur affinité avec les protéines) en ce qui concerne la bioaccumulation, et les mesures courantes de la

bioaccumulation devraient être appliquées avec prudence lorsqu'il est question de ces substances. Aucune mesure de  $K_{oe}$  n'a été recensée pour quelque APFC à longue chaîne (C9 à C20) que ce soit, et il est peu probable que l'estimation du potentiel de bioaccumulation à partir de cette propriété chimique soit utile, car ces substances peuvent demeurer dans l'interphase entre les phases organique et aqueuse au lieu de se séparer entre ces deux phases (Houde *et al.*, 2006b).

Certains ont avancé l'idée qu'il faudrait faire une hypothèse complémentaire à la méthode fondée sur les FBC, les FBA et les  $K_{oe}$ , à savoir que la bioaccumulation est gouvernée par les mêmes mécanismes pour tous les produits chimiques tant chez les animaux à respiration aquatique (par exemple, les poissons et les invertébrés aquatiques) que chez les animaux à respiration aérienne (par exemple, les mammifères terrestres, les oiseaux et les mammifères marins), ce qui donnerait un potentiel de bioaccumulation similaire, pour une substance donnée, dans ces deux catégories d'organismes (Kelly *et al.*, 2004; Mackay et Fraser, 2000). Comme l'ont décrit Kelly *et al.* (2004), les composés organiques peuvent être regroupés en fonction de leur polarité (telle qu'elle est indiquée par le  $\log K_{oe}$  qui diminue à mesure que la polarité s'accroît, en raison de changements quant à la solubilité dans l'eau), et de leur volatilité (telle qu'indiquée par le  $\log$  du coefficient de partage octanol-air [ $K_{oa}$ ] qui diminue à mesure que la volatilité augmente). De manière générale, les composés non polaires et non volatils (NPNV) comme les polychlorobiphényles (PCB) ont des taux de passage dans l'air et dans l'eau faibles, ce qui donne un potentiel de bioaccumulation aussi élevé chez les organismes à respiration aquatique que chez ceux à respiration aérienne. La solubilité dans l'eau des composés polaires non volatils (PNV) sera plus élevée que celle des composés NPNV en raison de la polarité et, dans le cas des APFC, de leur potentiel d'ionisation. Pour les organismes à respiration aquatique, cela pourrait entraîner une accélération de l'expulsion des composés PNV dans la phase aqueuse et une diminution du potentiel de bioaccumulation. Cependant, comme le potentiel de bioaccumulation chez les organismes à respiration aérienne est déterminé principalement par la volatilité, et non par la polarité, le caractère non volatil des composés PNV comme les APFC rend leur expulsion dans l'air relativement lente, et induit un potentiel de bioaccumulation plus élevé chez ces organismes (Stevenson, 2006).

Même si l'hypothèse générale veut que les propriétés chimiques et le comportement de partage soient les principaux processus régissant l'absorption et l'élimination, dans bien des cas, la transformation métabolique d'une substance chimique permet son élimination rapide et abaisse son potentiel de bioaccumulation (Kelly *et al.*, 2004). Cependant, aucune étude n'a été faite sur la transformation métabolique et l'élimination des APFC chez les organismes à respiration aérienne.

L'évaluation de la bioaccumulation des APFC à longue chaîne (C9 à C20) est également compliquée par le fait que les FBC, les FBA, les FBM et les FAT sont souvent établis d'après les concentrations dans des organes distincts, et non d'après la charge dans l'organisme entier. Du point de vue toxicologique, les FBC, FBA, FBM et FAT relatifs à des organes individuels, comme le foie, peuvent être davantage pertinents lorsqu'il s'agit de prévoir le potentiel d'effets toxiques directs sur un organe en particulier (par exemple,

toxicité pour le foie). Conder *et al.* (2008) sont d'avis que, comme la bioaccumulation est exprimée en fonction de la masse du corps entier, les concentrations d'acides perfluorés dans des tissus comme le foie ne permettent pas d'évaluer le potentiel de bioaccumulation de ces substances. Comme les tissus hépatiques et le sang ne représentent qu'une faible proportion de la masse corporelle, et vu l'ampleur des différences de concentrations entre ces compartiments et les autres tissus, il a été estimé que la concentration d'acides perfluorés dans le corps entier était 10 fois plus faible que les concentrations d'acides perfluorés dans le plasma chez les dauphins, les narvals et les bélugas et 2 à 10 fois plus faible que les concentrations d'acides perfluorés dans le sang et le foie des truites (Conder *et al.*, 2008).

Toutefois, des mesures de la bioaccumulation (FBC, FBA, FBM) peuvent servir d'indicateurs de la toxicité directe pour les organismes dans lesquels des APFC à longue chaîne (C9 à C20) se sont accumulés, ou de la toxicité indirecte pour les organismes qui se nourrissent de proies contaminées par ces APFC (toxicité attribuable au transfert le long de la chaîne alimentaire). En ce qui concerne la possibilité de toxicité directe, la charge corporelle critique est la concentration minimale d'une substance, dans l'organisme, qui provoque un effet néfaste. D'un point de vue physiologique, c'est la concentration d'une substance au site de l'action toxique dans l'organisme qui détermine si une réponse est observée, peu importe la concentration extérieure. Dans le cas des APFC à longue chaîne (C9 à C20), on considère souvent que le site d'action est le foie. Quant au potentiel de toxicité pour les organismes consommateurs, il est déterminé d'après la concentration dans le corps entier de la proie puisque celle-ci est habituellement consommée dans sa totalité par le prédateur, y compris les tissus, fluides et organes individuels comme le foie et le sang. Étant donné la répartition des substances perfluorées dans le foie et dans le sang, la plupart des mesures de terrain concernant ces produits portaient sur ceux-ci en particulier, surtout dans le cas des organismes occupant les niveaux trophiques supérieurs (par exemple, l'ours blanc), quand l'analyse du corps entier était impossible en raison de contraintes liées à l'échantillonnage ou au traitement en laboratoire. Lorsqu'il est possible de mesurer les FBA dans le corps entier, pour les espèces de plus petite taille occupant les niveaux trophiques inférieurs, les FBA estimés globalement pour les substances perfluorées pourraient être sous-estimés en raison de cette position trophique. Par conséquent, d'un point de vue toxicologique, les FBC, FBA et FBM établis d'après les concentrations dans des organes individuels, comme le foie, pourraient être plus pertinents pour prévoir le potentiel d'effets toxiques directs sur un organe en particulier (par exemple, la toxicité pour le foie). Les FBC et, en particulier, les FBM fondés sur les concentrations dans les organismes entiers pourraient constituer une mesure utile de la possibilité globale de transfert le long de la chaîne alimentaire. Conder *et al.* (2008) ont émis l'hypothèse que les valeurs de FBM traduisent adéquatement le potentiel de bioaccumulation dans le biote des niveaux trophiques supérieurs, l'extrapolation de données sur les FBC et les FBA concernant les poissons et les invertébrés étant difficile en raison des différences d'ordre biologique entre les niveaux trophiques supérieurs et inférieurs.

#### *Études sur la bioaccumulation, la bioconcentration et la bioamplification*

La bioaccumulation d'APFC en C9 à C12 dans des échantillons de sédiments enrichis en laboratoire ou provenant de sites contaminés a été évaluée à l'aide de l'oligochète d'eau

douce *Lumbriculus variegatus*, organisme limivore pouvant être un point d'entrée des contaminants liés aux sédiments dans les réseaux trophiques (Higgins *et al.*, 2007). Des essais à renouvellement périodique ont été menés sur 56 jours. Il est à noter que les concentrations sédimentaires, dans les systèmes enrichis en laboratoire, ont connu une légère baisse au fil du temps, tandis que les concentrations sédimentaires de presque tous les APFC à longue chaîne sont demeurées pour ainsi dire constantes dans les sédiments de sites contaminés. Les facteurs d'accumulation dans les sédiments ont pris les valeurs suivantes (en poids humide) : 0,64 à 1,60 (C9), 0,59 à 1,02 (C10), 0,42 à 0,62 (C11) et 0,42 à 0,55 (C12). Les auteurs ont émis l'hypothèse que les APFC à longue chaîne n'auraient peut-être pas atteint l'équilibre.

Martin *et al.*, (2003a et 2003b) ont basé leurs études sur des truites arc-en-ciel juvéniles (*Oncorhynchus mykiss*), l'exposition par voie alimentaire et l'exposition en milieu aqueux en écoulement continu dans le cas APFC en C9 à C14. Les FBC dans la truite arc-en-ciel augmentent avec la longueur de la chaîne perfluoroalkylée : ils prennent des valeurs entre 450 L/kg (APFC en C10) à 23 000 L/kg (APFC en C14) pour le corps entier (Martin *et al.*, 2003b). Aucune donnée expérimentale n'existe sur l'APFC en C9 puisque cette substance a été utilisée comme étalon interne dans le cadre de ces études. Dans l'étude sur l'exposition de truites arc-en-ciel juvéniles par voie alimentaire, Martin *et al.*, (2003a et 2003b) expriment également leurs résultats en termes de « FBA alimentaire ». Cependant, après examen de l'équation sur l'accumulation et étant donné que l'exposition se faisait par voie alimentaire plutôt que par l'eau, on peut conclure que les mesures étaient en réalité des FBM. Les FBM mesurés en laboratoire pour la truite arc-en-ciel ont révélé une tendance à la hausse évidente tendant vers 1 pour les APFC en C14. Les auteurs ont avancé que, si l'on n'observait pas de bioamplification (c'est-à-dire que les FBM n'étaient pas supérieurs à 1), c'était probablement en raison de la petite taille des poissons étudiés : l'expulsion des produits chimiques dans l'eau serait ainsi plus rapide, relativement à la taille de l'organisme, que dans le cas des espèces (ou des classes d'espèces) de taille plus grande, ce qui réduirait les FBM.

Martin *et al.* (2004b) ont également mené une étude de terrain sur la bioamplification des APFC en C9 à C14 au sein du réseau trophique pélagique du lac Ontario, et ils ont déterminé les FBM chez les touladis (*Salvelinus namaycush*) se nourrissant de diverses proies (gaspareau – *Alosa pseudoharengus*; éperlan – *Osmerus mordax*; chabot visqueux – *Cottus cognatus*), ainsi que les FAT globaux pour le réseau trophique pélagique. Les FBM touladi/gaspareau dépassaient 1 pour tous les APFC à longue chaîne mesurés dans le cadre de l'étude (C9 à C14); les FBM touladi/éperlan se situaient entre 0,6 (C9) et 2,2 (C14); enfin, les FBM touladi/chabot allaient de 0,1 (C9) à 0,4 (C13). Les auteurs indiquent que 90 % des proies des touladis sont des gaspareaux, ce qui laisse supposer que les résultats concernant le rapport touladi/gaspareau donnent les meilleures estimations des FBM. Comme les autres espèces-proies représentaient une proportion beaucoup plus faible de l'alimentation du touladi (7 % d'éperlans et 2 % de chabots), les FBM chez le touladi et ces proies sont probablement moins fiables. Les auteurs ont notamment souligné que la faible proportion de chabots dans le régime alimentaire du touladi et le fait que le chabot appartienne au réseau trophique benthique plutôt qu'au réseau pélagique pourraient expliquer les FBM peu élevés enregistrés pour la

combinaison touladi/chabot. Pour tenir compte des différences dans la composition du régime alimentaire, les auteurs ont calculé les FBM touladi/proie en pondérant la concentration dans chaque espèce-proie selon la proportion de chacune d'entre elles dans le régime alimentaire. Les FBM obtenus étaient supérieurs à 1 pour tous les APFC en C9 à C14, ce qui indique une bioamplification chez le touladi consommant des proies dans le lac Ontario.

Les FAT mesurés dans le réseau trophique pélagique du lac Ontario par Martin *et al.* (2004b) semblent indiquer une amplification trophique de certains APFC à longue chaîne dans l'ensemble de ce réseau. Les concentrations d'APFC en C10, en C11 et en C13 augmentaient de manière significative au sein du réseau trophique pélagique, phénomène traduit par des FAT supérieurs à 1 pour les APFC en C10, C11 et C13. L'amplification trophique la plus importante a été enregistrée pour les APFC en C11 (4,7); elle décroissait par rapport à cette valeur pour les APFC à chaîne plus courte comme plus longue. Les FAT de 1 établis pour les APFC en C9, en C12 et en C14 indiquent soit l'absence de bioamplification, soit la trop grande variabilité des résultats pour permettre de déceler une tendance statistiquement significative quant aux concentrations en fonction de la position trophique au sein de ce réseau.

Par ailleurs, Gulkowska *et al.* (2005) ont analysé des échantillons sanguins d'oiseaux et de poissons ainsi que des échantillons d'eau provenant du golfe de Gdansk, afin d'y détecter l'éventuelle présence d'APFC en C9. Soixante-cinq échantillons sanguins ont été prélevés au cours de l'hiver 2002-2003 chez des sujets appartenant à cinq espèces de sauvagine : le Petit Pingouin (*Alca torda*), le Plongeon catmarin (*Gavia stellata*), la Macreuse noire (*Melanitta nigra*), l'Harelda kakawi (*Clangula hyemalis*) et l'Eider à duvet (*Somateria mollissima*), et 18 échantillons sanguins ont été prélevés chez la morue (*Gadus morhua*). La concentration moyenne d'APFC en C9 dans les échantillons sanguins provenant d'oiseaux allait de 0,3 ng/mL, chez le Petit Pingouin, à 1,1 ng/mL, chez le Plongeon catmarin. Cette concentration dans les échantillons de sang de morue était de 1,2 ng/mL. Les auteurs ont indiqué un « FBC » sang:eau d'environ 3 000 pour les APFC en C9 chez la morue; cependant, comme il s'agit d'une mesure de terrain, et que les sujets étaient donc exposés par l'eau et par leur alimentation, les FBC cités sont analogues à des FBA. Les FBM oiseau/morue se situaient entre 0,25 et 0,92, mais les auteurs ont souligné que toutes les espèces d'oiseaux échantillonnées étaient migratoires, et qu'on ne sait pas exactement quelle part de leur régime alimentaire la morue représente. Il n'est pas non plus certain que les FBM sanguins sont comparables aux FBM dans le corps entier.

Haukås *et al.* (2007) ont déterminé les FBM des APFC en C9 dans un réseau trophique du front des glaces de la mer de Barents (est de Svalbard), lequel est composé d'amphipodes vivant sous la glace (*Gammarus wilkitzkii*), de morues polaires (*Boreogadus saida*), de Guillemots à miroir (*Cepphus grylle*) et de Goélands bourgmestres (*Larus hyperboreus*). Les FBM n'ont pas été calculés pour les amphipodes, car les APFC en C9 n'y étaient pas quantifiables. Le FBM a toutefois été calculé pour le rapport Guillemot à miroir/morue polaire; il s'élevait à 8,76. Le FBM du rapport Goéland

bourgmestre/morue polaire s'élevait quant à lui à 11,6. Enfin, celui du rapport Goéland bourgmestre/Guillemot à miroir s'élevait à 9,34.

Tomy *et al.* (2009c) ont calculé les FAT des APFC en C9 à C11 au sein d'un réseau trophique marin dans l'ouest de l'Arctique canadien (île Hendrickson et île Holman). Le réseau comprend les espèces suivantes : le béluga de la mer de Beaufort (*Delphinapterus leucas*), le phoque annelé (*Phoca hispida*), la morue polaire (*Boreogadus saida*), le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), le cisco arctique (*Coregonus autumnalis*), un amphipode pélagique (*Themisto libellula*) et un copépode arctique (*Calanus hyperboreus*). Les FAT variaient entre 0,1 (C10, morue polaire/*Themisto libellula*) et 353 (C11, béluga/hareng du Pacifique).

Quant à Houde *et al.* (2006a), ils ont effectué des études de terrain sur le réseau trophique auquel appartiennent les dauphins à gros nez à Charleston (Caroline du Sud) et dans la baie de Sarasota (Floride). Les APFC en C9 à C12 ont été mesurés dans l'eau de mer, les sédiments marins, le zooplancton (baie de Sarasota seulement; espèces non précisées) et diverses espèces de poissons : tambour brésilien (*Micropogonias undulates*), orphie (*Lagodon rhomboids*), tambour ocellé (*Sciaenops ocellatus*), tambour croca (*Leiostomus xanthurus*), acoupa pintade (*Cynoscion nebulosus*), mullet cabot (*Mugil cephalus*) et dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*). Il est à noter que, dans cette étude, les échantillons n'ont pas tous été prélevés la même année et que les espèces de proies et de prédateurs peuvent avoir été échantillonnées pendant des saisons ou des années différentes, ce qui peut avoir une incidence sur les FBM et FAT indiqués. Les poissons ont été capturés entre 2002 et 2004, tandis que les échantillons de zooplancton ont été recueillis en 2004. Le plasma, la peau et les dents de dauphin ont été prélevés aux deux endroits à l'été 2004. En 2002 et 2003, on a également utilisé le corps de dauphins morts depuis peu. Les échantillons provenant de dauphins comprenaient du plasma recueilli dans le cadre d'une étude de capture avec remise à l'eau ainsi que de nombreux échantillons du corps entier de dauphins morts ou échoués depuis peu, ce qui a facilité l'étude de l'amplification trophique tant dans le plasma que dans le corps entier des dauphins. Des FBM ont été exprimés en termes de concentrations dans le corps entier seulement. À Charleston, les FBM dans les poissons marins (truite de mer/orphie) se situaient entre 0,1 (C12) et 3,7 (C10); aucune tendance évidente n'a été dégagée en fonction de la longueur de la chaîne des APFC. Les FBM dans les dauphins ont été indiqués pour les échantillons de corps entier et une vaste gamme d'espèces-proies de poissons. Les FBM des APFC en C9, en C10 et en C11 étaient supérieurs à 1 pour toutes les combinaisons dauphin/proie. En ce qui concerne les APFC en C12, les FBM dauphin/proie allaient de 0,1 à 1,8. Pour les sujets de la baie de Sarasota, les FBM ont été signalés seulement pour les APFC en C12, et ils se situaient entre 0,2 et 156 pour la combinaison poisson/proie (diverses espèces); dans le cas dauphin/mulet cabot, le FBM des APFC en C12 était de 0,1. Les FAT dans le réseau trophique du dauphin ont été seulement indiqués pour le site de Charleston. Les FAT des APFC en C9 à C11 étaient tous supérieurs à 1, tant d'après les échantillons de corps entier que d'après ceux de plasma, alors que les FAT des APFC en C12 ne dépassaient pas 1 pour les deux sortes d'échantillon. Comme les FBM dans le dauphin dépassaient l'unité pour les APFC en C9 à C11, il semblerait que ces APFC sont bioamplifiés des poissons aux dauphins dans ce

réseau trophique. En ce qui concerne les APFC en C12, vu la diversité des FBM, il est difficile de tirer des conclusions au sujet de la bioamplification sans connaître les préférences des dauphins à gros nez en matière d'alimentation. Les résultats liés à la bioamplification de poisson à poisson sont équivoques; cependant, on peut s'attendre à ce que la bioamplification soit moins importante chez les poissons que chez les dauphins puisque les APFC seraient éliminés plus rapidement dans l'eau que dans l'air. Les FAT intègrent les données concernant l'ensemble du réseau trophique. Même si on prévoit une bioamplification moindre chez les poissons, les FAT étaient supérieurs à 1 pour les APFC en C9 à C11 dans le réseau trophique du dauphin, ce qui indique qu'une amplification trophique se produit.

van den Heuvel-Greve *et al.* (2009) ont déterminé les FBM des APFC en C11 dans le réseau trophique du phoque commun (*Phoca vitulina*) situé à Westerschelde, un estuaire du sud-est des Pays-Bas. Les FBM se situaient entre 1,9 (hareng/zooplancton) à 53 (phoque commun/hareng) avec un FAT de 1,3.

Katz *et al.* (2009) ont montré que les APFC en C9 à C12 se bioaccumulaient dans la chaîne alimentaire terrestre regroupant la végétation (plantes et lichens), le caribou des toundras (*Rangifer tarandus groenlandicus*) et le loup (*Canis lupus*), dans le nord du Yukon, au Canada. Le lichen reflète l'apport atmosphérique direct des APFC à longue chaîne comme il n'a pas de racines et reçoit ses éléments nutritifs de l'atmosphère. Le lichen constitue une grande partie du régime alimentaire du caribou. Le caribou est la principale proie du loup qui se trouve à l'extrémité de la chaîne alimentaire de l'écosystème. Les APFC en C9 prédominaient dans le foie du loup (6,8 ng/g en poids humide), suivis par les APFC en C10 (3,1 ng/g en poids humide) et les APFC en C11 (3,4 ng/g en poids humide). Des APFC en C12 et C13 ont également été mesurés à des concentrations moyennes inférieures à 0,6 ng/g en poids humide. Les FBA et les FBM n'ont pas été calculés. Cependant, les résultats des analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote dans la végétation et dans les muscles du caribou et du loup ont indiqué que le caribou se nourrissait principalement de lichen et le loup, principalement de caribou.

Powley *et al.* (2008) ont déterminé les FBA des APFC en C10 à C12 dans un réseau trophique de l'ouest de l'Arctique canadien (île Banks à la limite est de la mer de Beaufort, dans les Territoires du Nord-Ouest) comprenant trois différentes espèces de zooplancton (*Calanus hyperboreus*, *Themisto libellula* et *Chaetognatha*), la morue polaire (*Boreogadus saida*), le phoque annelé (*Phoca hispida*) et le phoque barbu (*Erignathus barbatus*). La plus forte concentration d'APFC en C11 s'élevait à 10,8 ng/g. Les FBA se situaient entre 0,3 et 3,1.

De nombreuses études (Martin *et al.*, 2004a; Kannan *et al.*, 2005; Smithwick *et al.*, 2005a) ont également révélé la présence de concentrations d'APFC en C9 (108 à 230 ng/kg en poids humide), en C10 (35 à 76 ng/kg en poids humide), en C11 (56 à 78 ng/kg en poids humide), en C12 (4,7 à 8,2 ng/kg en poids humide), en C13 (7,5 à 14 ng/kg en poids humide) et en C14 (< 0,5 à 1,1 ng/kg en poids humide) dans le foie d'ours blancs des régions arctiques et subarctiques du Canada. Butt *et al.* (2008) ont

calculé les FBM hépatiques des APFC en C9 à C15 du rapport phoque annelé/ours blanc à l'échelle régionale, et ce, en regroupant 11 populations de phoques annelés aux populations d'ours blancs correspondantes situées au même endroit. Les moyennes géométriques des FBM allaient de 2,2 (APFC en C13) à 56 (APFC en C9).

Aucune étude n'a été menée sur la bioaccumulation des APFC dont la chaîne compte plus de 14 atomes de carbone. Cependant, il se peut que les APFC à longue chaîne en C15 et plus se bioaccumulent ou se bioamplifient chez les espèces marines ou terrestres. L'hypothèse selon laquelle la conformation de la liaison carbone-carbone changerait avec l'allongement de la chaîne a été avancée : les chaînes plus longues deviendraient hélicoïdales (Wang et Ober 1999), ce qui donnerait des molécules à section transversale plus petite, capables de s'accumuler dans les organismes. Des APFC en C14 et en C15 ont été détectés chez des poissons, des invertébrés, des dauphins et des ours blancs (Martin *et al.*, 2004b; Smithwick *et al.*, 2005a, 2005b et 2006; Houde *et al.*, 2005). À partir des résultats de recherche sur la bioaccumulation des acides perfluorés, Conder *et al.* (2008) ont fait ressortir les cinq grands principes suivants : 1) la bioconcentration et la bioaccumulation des acides perfluorés sont directement liées à la longueur de la chaîne carbonée de chaque composé fluoré; 2) les acides perfluorosulfoniques sont plus bioaccumulables que leurs APFC homologues en termes de longueur de la chaîne fluorocarbonée; 3) les APFC comptant sept carbones fluorés ou moins (le perfluorooctanoate [PFO] et les APFC à chaîne plus courte) ne sont pas considérés comme bioaccumulable d'après les critères réglementaires fixés à l'échelle internationale, lesquels vont de 1 000 à 5 000 L/kg; 4) les APFC comptant sept atomes de carbone ou moins ont un faible potentiel de bioamplification dans les réseaux trophiques; 5) d'autres travaux de recherche s'imposent afin de caractériser complètement le potentiel de bioaccumulation des APFC à plus longue chaîne fluorocarbonée (> 7 carbones fluorés), car ceux-ci pourraient avoir un comportement de partage semblable ou plus accentué que celui du perfluorooctanesulfonate (PFOS).

**Tableau 3. Sommaire des données sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne (C9 à C20)**

(Les valeurs en italique et en gras indiquent un dépassement des critères définissant la persistance et la bioaccumulation, et les cases ombragées indiquent que le FBM ou le FAT est supérieur à 1.)

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
<b>APFC en C9</b>					
<i>L. variegatus</i>	Labo/terrain	Californie, en aval d'une UTEE	FABS en poids humide	0,64 à 1,60	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBC	39 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBM <sup>1</sup>	0,089	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	5,3	Martin <i>et al.</i> ,

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
					2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,6	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Truite de mer/orphie (entière)	Terrain	Charleston, SC	FBM	1,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/orphie (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	3,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	1,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	24	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	4,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/truite de mer (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 <sup>2</sup>	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	4,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Morue (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBA <sup>5</sup>	3 000	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Macreuse noire/morue (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBM	0,83	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Eider à duvet (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBM	0,33	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Plongeon catmarin (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBM	0,92	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Petit pingouin (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBM	0,25	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Harelde kakawi (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, en Pologne	FBM	0,50	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Guillemot à miroir/morue	Terrain	Front des glaces	FBM	8,76	Haukås <i>et al.</i> ,

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
polaire		de la mer de Barents			2007
Goéland bourgmestre/morue polaire	Terrain	Front des glaces de la mer de Barents	FBM	11,6	Haukås <i>et al.</i> , 2007
Goéland bourgmestre/morue polaire	Terrain	Front des glaces de la mer de Barents	FBM	9,34	Haukås <i>et al.</i> , 2007
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	56	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	12,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	5,8	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	2,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,7	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
<b>APFC en C10</b>					
<i>L. variegatus</i>	Labo/terrain	Californie, en aval d'une UTEE	FABS en poids humide	0,59 à 1,02	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBC	450 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (sang)	Labo	n.d.	FBC	2 700 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Labo	n.d.	FBC	1 100 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBM <sup>1</sup>	0,23	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/concentration dans l'eau de chaque Grand Lac (entier)	Terrain	Tous les Grands Lacs	FBA	3,9	Furdui <i>et al.</i> , 2007
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	4,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1	Martin <i>et al.</i> , 2004b

<b>Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)</b>	<b>Type d'étude</b>	<b>Lieu</b>	<b>Critère d'effet</b>	<b>Résultat</b>	<b>Référence</b>
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Zooplancton/morue polaire	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,5	Powley <i>et al.</i> , 2008
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	1,4	Powley <i>et al.</i> , 2008
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Truite de mer/orphie (entière)	Terrain	Charleston, SC	FBM	3,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/orphie (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	8,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/truite de mer (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	3,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	3,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	22	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	2,3	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	2,5	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	55	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	87	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	44	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,4	Tomy <i>et al.</i> , 2009c

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
		canadien	trophique)		
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,1	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
<b>APFC en C11</b>					
<i>L. variegatus</i>	Labo/terrain	Californie, en aval d'une UTEE	FABS en poids humide	0,42 à 0,62	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBC	2 700 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
<b>Truite arc-en-ciel juvénile (sang)</b>	<b>Labo</b>	<b>n.d.</b>	<b>FBC</b>	<b>11 000 L/kg</b>	<b>Martin <i>et al.</i>, 2003b</b>
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Labo	n.d.	FBC	4 900 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBM <sup>1</sup>	0,28	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	6,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	3,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	3,1	Powley <i>et al.</i> , 2008
Truite de mer/orphie (entière)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	1,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/orphie (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	3,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	3,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/truite de mer (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	4,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	3	Houde <i>et al.</i> , 2006a

<b>Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)</b>	<b>Type d'étude</b>	<b>Lieu</b>	<b>Critère d'effet</b>	<b>Résultat</b>	<b>Référence</b>
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	2,3	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	11	Butt <i>et al.</i> , 2008
Hareng/zooplancton	Terrain	Westerschelde (Escaut occidental), aux Pays-Bas	FBM	1,9	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Bar commun/hareng	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	3,2	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/hareng	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	53	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/bar commun	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	17	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Flet/scrobiculaire	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	10	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Flet/arénicole	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	25	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/flet	Terrain	Westerschelde, aux Pays-Bas	FBM	9	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	6,6	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	229	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique du Canada	FBM (ajusté au niveau trophique)	353	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	181	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
<b>APFC en C12</b>					
<i>L. variegatus</i>	Labo/terrain	Californie, en aval d'une UTEE	FABS en poids humide	0,42 à 0,55	Higgins <i>et al.</i> , 2007

<b>Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)</b>	<b>Type d'étude</b>	<b>Lieu</b>	<b>Critère d'effet</b>	<b>Résultat</b>	<b>Référence</b>
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)</i>	Labo	n.d.	FBC	18 000 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (sang)</i>	Labo	n.d.	FBC	40 000 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (foie)</i>	Labo	n.d.	FBC	18 000 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBM <sup>1</sup>	0,43	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,9	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,6	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Truite de mer/orphie (entière)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/orphie (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	1,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/truite de mer (entier)	Terrain	Charleston, SC	FBM	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Mulet cabot/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	89	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Goret mule/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Malachigan/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	156	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Orphie/zooplancton (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Truite de mer/zooplancton (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	35	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Truite de mer/mulet cabot (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	0,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Truite de mer/goret mule (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	14	Houde <i>et al.</i> , 2006a

<b>Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)</b>	<b>Type d'étude</b>	<b>Lieu</b>	<b>Critère d'effet</b>	<b>Résultat</b>	<b>Référence</b>
Truite de mer/malachigan (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	0,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Truite de mer/orphie (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	14	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, FL	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 <sup>2</sup>	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	0,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) <sup>4</sup>	Terrain	Charleston, SC	FAT	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Zooplancton/morue polaire	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,3	Powley <i>et al.</i> , 2008
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,8	Powley <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	2,8	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,1	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	3,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	7,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	4,0	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
<b>APFC en C13</b>					
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	3,1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,4	Martin <i>et al.</i> ,

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
					2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,5	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	2,5	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	3,8	Butt <i>et al.</i> , 2008
<b>APFC en C14</b>					
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)</i>	<i>Labo</i>	<i>n.d.</i>	<i>FBC</i>	<i>23 000 L/kg</i>	<i>Martin et al., 2003b</i>
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (sang)</i>	<i>Labo</i>	<i>n.d.</i>	<i>FBC</i>	<i>30 000 L/kg</i>	<i>Martin et al., 2003b</i>
<i>Truite arc-en-ciel juvénile (foie)</i>	<i>Labo</i>	<i>n.d.</i>	<i>FBC</i>	<i>30 000 L/kg</i>	<i>Martin et al., 2003b</i>
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Labo	n.d.	FBM <sup>1</sup>	1	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	> 2,6	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	> 2,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	5,5	Butt <i>et al.</i> , 2008
Réseau trophique pélagique <sup>3</sup>	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 <sup>2</sup>	Martin <i>et al.</i> , 2004b

Abréviations : FABS : facteur d'accumulation biote-sédiments; FAT : facteur d'accumulation trophique; FBA : facteur de bioaccumulation; FBC : facteur de bioconcentration; FBM : facteurs de bioamplification; n.d. : non disponible; UTEE : usine de traitement des eaux usées.

<sup>1</sup>Martin *et al.* expriment leurs résultats en termes de « FBA »; cependant, après examen de l'équation sur l'accumulation et étant donné que l'exposition se faisait par voie alimentaire plutôt que par l'eau, on peut conclure que les mesures étaient en réalité des « FBA alimentaires » (c'est-à-dire le rapport de la concentration dans le poisson sur la concentration dans la nourriture), analogues à des FBM.

<sup>2</sup>La pente de la droite décrivant la concentration d'APFC en fonction de la concentration de  $\delta^{15}\text{N}$  ne diffère pas significativement de 1.

<sup>3</sup>Parmi les organismes figuraient des mysidacés, des gaspareaux, des éperlans et des touladis.

<sup>4</sup>Parmi les organismes figuraient le mulot cabot, l'orphie, le tambour ocellé, le tambour brésilien, le tambour croca, l'acoupa pintade et le dauphin à gros nez.

<sup>5</sup>Les auteurs qualifient cette valeur de FBC. Cependant, comme il a été établi sur le terrain que la morue serait exposée par l'eau *et* par voie alimentaire, le FBC est analogue à un FBA.

## Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

### Évaluation de l'exposition de l'environnement

#### Atmosphère

Loewen *et al.* (2008) ont étudié les concentrations de FTOH dans l'air et dans l'eau de lac dans un transect altitudinal de l'Ouest canadien. Les échantillons d'eau ont été prélevés au lac Cedar (petit lac situé près de Golden, en Colombie-Britannique), au lac Bow dans le parc national Banff (Banff, en Alberta) et à un autre petit lac sans nom du même parc. De plus, des échantillonneurs d'air passifs ont été installés en différents points d'un transect altitudinal (800 à 2 740 m au-dessus du niveau de la mer) de Golden, en Colombie-Britannique, au parc national Banff. Les auteurs ont noté que la quantité de FTOH 8:2 et 10:2 ( $< 2,0$  ng/échantillonneur) augmentait avec l'altitude et que les concentrations d'APFC en C10 dans l'eau de lac étaient inférieures à  $0,2$  ng/L.

Stock *et al.* (2007) ont recueilli des échantillons de la phase particulaire/gazeuse sur l'île Cornwallis, au Nunavut, où les valeurs moyennes des concentrations totales de FTOH étaient comprises entre  $2,8$  (FTOH 10:2) et  $14$   $\text{pg}/\text{m}^3$  (FTOH 8:2). Les concentrations moyennes d'ACFTI 8:2 et 10:2 se situaient entre  $0,06$  et  $0,07$   $\text{pg}/\text{m}^3$ . Quant aux concentrations moyennes d'APCF en C9 et C10, elles s'élevaient à  $0,4$   $\text{pg}/\text{m}^3$ , alors que celles des APCF en C11, C13 et C14 se situaient entre  $0,02$  et  $0,06$   $\text{pg}/\text{m}^3$ . Shoeib *et al.* (2006) ont recueilli 20 échantillons d'air à grand débit pendant une traversée de l'Atlantique Nord et de l'archipel canadien en juillet 2005 (Gothenburg, en Suède à Barrow, en Alaska en passant par l'Atlantique Nord et l'archipel canadien). Les concentrations les plus élevées (sommées des concentrations en phases gazeuse et particulaire) de FTOH ont été mesurées pour le FTOH 8:2 ( $5,8$  à  $26$   $\text{pg}/\text{m}^3$ ), suivi par le FTOH 10:2 ( $1,9$  à  $17$   $\text{pg}/\text{m}^3$ ), puis le FTOH 6:2 (sous le seuil de détection à  $6,0$   $\text{pg}/\text{m}^3$ ). À des fins de comparaison, Shoeib *et al.* (2006) ont également recueilli des échantillons d'air en milieu semi-urbain à Toronto en mars 2006 où la concentration moyenne de FTOH 8:2 était de  $41$   $\text{pg}/\text{m}^3$ . Des études menées à Toronto ont révélé des concentrations de FTOH 4:2, 6:2, 8:2 et 10:2 allant de valeurs non détectables (ND) à  $650$   $\text{pg}/\text{m}^3$  sur une période de 2 ans, les FTOH 8:2 étant prédominants pendant la première moitié de cette période, et les FTOH 10:2, la seconde (Stock *et al.*, 2005). Dreyer *et al.* (2009) ont effectué un échantillonnage d'air à grand débit au-dessus de l'océan Atlantique, de l'océan Austral et de la mer Baltique. Des APFC en C9, C10, C11, C12 et C13 ont été détectés dans la fraction particulaire ( $< 1$   $\text{pg}/\text{m}^3$ ). Les FTOH 6:2 et 8:2 étaient les formes dominantes dans la fraction de la phase gazeuse. Les concentrations de FTOH 8:2 variaient entre  $1,8$  et  $130$   $\text{pg}/\text{m}^3$ . La somme de tous les FTOH (4:2, 6:2, 8:2, 10:2 et 12:2) allait de  $0,3$  à  $47$   $\text{pg}/\text{m}^3$ .

Comme on l'a mentionné précédemment, les FTOH peuvent se décomposer pour donner des APFC à longue chaîne (C9 à C20); par conséquent, les concentrations de FTOH dans l'atmosphère peuvent être une source d'accroissement des concentrations d'APFC à longue chaîne dans l'environnement, y compris dans l'Arctique canadien. La dégradation des FTOH dans l'atmosphère devrait produire des quantités relativement égales d'APFC

dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (Ellis *et al.*, 2004b), tandis que la biodégradation aérobie des FTOH tend à générer surtout des APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (Dinglasan *et al.*, 2004).

#### *Eau*

De 1998 à 1999, Scott *et al.* (2006b) ont mesuré les concentrations d'APFC dans les précipitations touchant des régions isolées du Canada : île Saturna (Colombie-Britannique), Algoma (Ontario) et Kejimikujik (Nouvelle-Écosse). Ils ont enregistré des concentrations d'APFC en C9 de moins de 0,1 à 7,6 ng/L, la plus forte ayant été mesurée à Algoma, soit 7,6 ng/L. En milieu urbain (Egbert et Toronto Nord, en Ontario), les concentrations d'APFC en C9 se situaient entre 0,4 et 9,7 ng/L. Par ailleurs, des APFC en C9 à C12 n'ont été détectées que dans les zones urbaines, et ce, en concentrations de moins de 0,07 à 5,2 ng/L. Les auteurs ont également détecté des ACFT ainsi que des ACFTI 8:2 et 10:2 à deux sites urbains au Canada (Egbert et Toronto Nord), et ce, en concentrations de moins de 0,07 à 8,6 ng/L. Loewen *et al.* (2005) ont aussi détecté des ACFT et des ACFTI en C10 et en C12 dans des échantillons d'eau de pluie recueillis à Winnipeg (Manitoba).

Simcik et Dorweiler (2005) ont mesuré les concentrations d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans des régions isolées (Tettegouche et Nipisiquit) le long de la rive nord du lac Supérieur et dans le parc national Voyageurs, à la frontière canado-américaine (lacs Loiten et Little Trout). Ces quatre lacs isolés ne sont accessibles qu'à pied (aucune route carrossable) et aucune arrivée d'eau (débit entrant) en surface. Seul de l'APFC en C9 a été détecté en concentration supérieure à 1,0 ng/L (à Nipisiquit). Scott *et al.* (2003 et 2006a) ont détecté des APFC en C9 dans les Grands Lacs (lacs Ontario, Érié, Supérieur et Huron) à des concentrations allant de moins de 0,5 à 0,11 ng/L. En outre, Simcik et Dorweiler (2005) ont étudié trois lacs urbains interreliés à Minneapolis, au Minnesota (lac des Isles, lac Calhoun et lac Harriet), ainsi que la rivière Minnesota, un affluent important du fleuve Mississippi. De l'APFC en C9 a été décelé dans le lac Calhoun (< 1,0 ng/L) et dans la rivière Minnesota (< 10 ng/L). Le lac Calhoun renfermait également de l'APFC en C10 (< 1,0 ng/L).

En 2003, Stock *et al.* (2007) ont mesuré les concentrations d'APFC en C9, C10, C11 et C12 dans des échantillons d'eau de trois lacs éloignés de l'Arctique (les lacs Resolute, Char et Amituk) sur l'île Cornwallis, au Nunavut. Les concentrations moyennes d'APFC en C9 et C10 se situaient respectivement entre 0,3 et 4,1 ng/L et entre 1,1 et 19 ng/L. Les concentrations moyennes d'APFC en C11 se situaient quant à elles entre 0,3 et 4,9 ng/L, et celles d'APFC en C12 étaient comprises entre 0,2 et 0,8 ng/L. Enfin, les concentrations en ACFTI 8:2 et 10:2 ont été mesurées dans les trois lacs; elles se situaient entre 1,1 et 6,4 ng/L.

Ahrens *et al.* (2009) ont analysé des échantillons d'eau de surface prélevés en 2007 dans l'océan Atlantique le long du gradient longitudinal entre Las Palmas (Espagne) et St. John's (Canada) et le long du gradient latitudinal entre la baie de Biscay et l'océan Atlantique Sud. Aucun APFC à longue chaîne (C9 à C20) n'a été détecté dans la phase

particulière ni dans les deux échantillons d'eaux des grands fonds prélevés à 200 m et à 3 800 m. On a mesuré des concentrations d'APFC en C9 de moins de 0,0051 à 0,107 ng/L; aucune concentration d'AFPC en C12 n'a en général été relevée au-delà de 0,0014 ng/L. Del Vento *et al.* (2009) ont mesuré jusqu'à 0,13 ng/L d'APFC en C9 dans l'eau de mer de la partie est de la mer de Beaufort, près de l'île Banks. Ils ont également mesuré des concentrations d'APFC en C9 à C11 se situant entre 0,035 et 1,3 ng/L dans la neige du golfe Amundsen. En outre, on a détecté des concentrations d'APFC en C9 de l'ordre des ng/L dans de l'eau de mer en Asie; les valeurs étaient trois fois plus élevées dans les régions côtières qu'au large, et leur variabilité était plus grande (So *et al.*, 2004; Yamashita *et al.*, 2004 et 2005).

### Sédiments

Stock *et al.* (2007) ont mesuré des concentrations d'APFC en C9, C10, C11 et C12 dans des échantillons de carotte de sédiments provenant de trois lacs isolés en Arctique (les lacs Resolute, Char et Amituk) sur l'île Cornwallis, au Nunavut, en 2003. Les concentrations d'AFPC diminuaient avec la profondeur et l'âge des sédiments. On a relevé des APFC en C9 à C12 dans le lac Amituk. Des concentrations d'APFC en C9 à C11 se situant entre 0,6 et 3,3 ng/g ont été relevées dans le lac Char. Dans le lac Resolute, on a mesuré des concentrations d'APFC en C9 allant jusqu'à 3,2 ng/g alors que les concentrations d'APFC en C10, C11 et C12 se trouvaient à la limite de détection de 0,5 ng/g. Des ACFTI 10:2 ont été mesurés dans les lacs Char et Amituk à des concentrations se situant entre 0,5 et 2 ng/g.

### Biote

On a signalé des concentrations d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) chez plusieurs animaux d'eau douce et animaux marins en Amérique du Nord et au Groenland, entre autres l'ours blanc (De Silva et Mabury, 2004; Kannan *et al.*, 2005; Smithwick *et al.*, 2005a, 2005b et 2006; Dietz *et al.*, 2008), le phoque annelé (Bossi *et al.*, 2005; Butt *et al.*, 2008), le dauphin à gros nez (Houde *et al.*, 2005), les animaux d'un réseau trophique du lac Ontario (Martin *et al.*, 2004b), le touladi (Furdui *et al.*, 2007 et 2008), le Fulmar boréal et le Guillemot de Brünnich (Butt *et al.*, 2007a).

Martin *et al.* (2004b) ont mesuré les concentrations d'acides en C9 à C15 dans des échantillons d'homogénat entier de divers poissons du lac Ontario; celles-ci allaient de moins de 0,5 ng/g en poids humide (limite de détection : 0,5 ng/g) à 39 µg/kg en poids humide (chabot; C11). Après le déversement accidentel d'une mousse extinctrice aqueuse dans le ruisseau Etobicoke, en Ontario, Moody *et al.* (2002) ont constaté la présence d'APFC en C10, C11 et C13 dans le foie de ménés à nageoires rouges (*Notropis cornutus*). Il est à noter que les concentrations dans le biote n'étaient probablement pas toutes attribuables au déversement. Les concentrations allaient de 8,8 à 390 ng/g en poids humide, la valeur la plus élevée étant associée à l'APFC en C10.

Martin *et al.* (2004a) ont établi la présence d'APFC en C9 à C15 dans le foie d'une gamme d'espèces comprenant phoques, renards, poissons, ours blanc et oiseaux, recueillies entre 1993 et 2002 dans l'Arctique canadien. Chez toutes les espèces, les concentrations dans le foie se situaient entre des quantités non détectables et 180 ng/g en

poids humide de foie (limite de détection = 0,5 ng/g). Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées chez les ours blancs (*Ursus maritimus*; concentration maximale de 180 ng/g en poids humide; C9), et elles décroissaient à mesure que la longueur de la chaîne augmentait. Stern (2009) a mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C11 dans le foie de la lotte du fleuve Mackenzie à Fort Good Hope, dans les Territoires du Nord-Ouest. Trente-sept lottes ont été analysées; on a relevé des concentrations moyennes en poids humide se situant entre 0,89 et 7,97 ng/g pour les APFC en C9, des concentrations entre 1,2 et 36,85 ng/g pour les APFC en C10 et entre 7,0 et 2,25 ng/g pour les APFC en C11. Butt *et al.* (2007a) ont noté que les APFC en C11 à C15 prédominaient chez les oiseaux de l'Arctique, même si le principal APFC était souvent, chez la plupart des espèces sauvages (par exemple, le phoque annelé), un APFC en C8 à C11. Powley *et al.* (2008) ont détecté des APFC en C9 à C12 dans divers organismes de l'île Banks (à la limite est de la mer de Beaufort, dans les Territoires du Nord-Ouest). Les concentrations dans le zooplancton (*Calanus hyperboreus*, *Themisto libellula* et *Chaetognatha*) allaient de quantités non détectables à 1,1 ng/g en poids humide. Chez la morue polaire (*Boreogadus saida*), les concentrations se situaient entre des quantités non détectables et 0,6 ng/g en poids humide. Chez le phoque annelé (*Phoca hispida*), les concentrations dans la graisse variaient de quantités non détectables à 0,2 ng/g en poids humide; dans le sang, elles étaient de 1,0 à 2,5 ng/g et, dans le foie, de 1,0 à 6,9 ng/g en poids humide. Aucune concentration n'a été détectée dans la graisse, le sang ou le foie de phoques barbus (*Erignathus barbatus*). Il convient de noter que l'effectif de l'échantillon était petit (1 à 5). En 2007, Tomy *et al.* (2009b) ont mesuré des concentrations d'APFC en C8 à C12 dans le foie de divers animaux occupant les niveaux trophiques supérieurs d'un réseau trophique marin de l'Est de l'Arctique, dans la baie Cumberland, au Nunavut. Les concentrations hépatiques en poids humide se situaient entre 38,07 et 47,6 ng/g chez le béluga, entre 11,71 et 50,78 ng/g chez le narval, entre 2,93 et 12,78 ng/g chez le phoque du Groenland, entre 2,18 et 23,4 ng/g chez le phoque annelé et entre 17,76 et 110,79 ng/g chez le requin du Groenland. En général, les concentrations d'APFC en C11 prédominaient, sauf chez le requin du Groenland où les concentrations d'APFC en C12 prédominaient.

Houde *et al.* (2006c) ont évalué les concentrations d'APFC en C9 à C12 et en C14 dans le plasma, le lait et l'urine de dauphins à gros nez vivant dans la baie de Sarasota (Floride, États-Unis) et aux alentours. Depuis 35 ans, la population de dauphins résidant à l'année dans la baie (approximativement 160 animaux) fait l'objet d'une surveillance à long terme. Houde *et al.* (2006c) ont étudié le lien entre les concentrations d'APFC et des paramètres biologiques connus (âge, sexe, antécédents de reproduction et paramètres morphométriques). Le principal APFC détecté était l'acide en C11. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C9 se situaient entre 11,7 et 24,5 ng/g en poids humide; dans le lait, la concentration s'établissait à 2,2 ng/g en poids humide et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C10 se situaient entre 15,8 et 35,7 ng/g en poids humide; dans le lait, la concentration se chiffrait à 2,4 ng/g et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C11 se situaient entre 31,4 et 64,7 ng/g en poids humide; dans le lait, la concentration se chiffrait à 3 ng/g en poids humide et, dans l'urine, elle s'établissait à 0,06 ng/g. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C12 se situaient

entre 2,7 et 8,2 ng/g en poids humide; dans le lait, la concentration se chiffrait à 2,9 ng/g et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C14 se situaient entre 1,1 et 3,4 ng/g en poids humide; le lait et l'urine n'ont fait l'objet d'aucune analyse. On n'a décelé aucune différence significative entre les dauphins vivant à l'extrémité nord de la baie de Sarasota Bay et les individus fréquentant sa partie sud. La baie de Sarasota est un milieu semi-fermé bordé d'une zone urbaine fortement résidentielle, ce qui pourrait expliquer les concentrations relativement élevées mesurées chez les dauphins résidents. L'analyse des tendances temporelles a montré que les concentrations plasmatiques de composés perfluorés n'étaient pas significativement plus élevées chez les dauphins capturés à l'été 2003 et à l'hiver 2004 par rapport à celles enregistrées pour les autres saisons d'échantillonnage. Les résultats ont révélé des corrélations négatives marquées entre les concentrations d'APFC en C9 à C12 et l'âge des dauphins. Aucune relation significative n'a été établie en fonction du sexe. On a constaté que les concentrations diminuaient avec l'âge chez les mâles comme chez les femelles.

Dans le monde entier, un certain nombre d'études signalent la présence d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) dans le biote, notamment les marsouins (van der Vijver *et al.*, 2004 et 2007), les phoques communs (van der Vijver *et al.*, 2005) et les Goélands bourgmestres (Verreault *et al.*, 2005). van de Vijver *et al.* (2007) ont recueilli des échantillons de foie chez le marsouin commun (*Phocena phocena relicta*) le long de la côte ukrainienne de la mer Noire. Les concentrations se situaient entre 1,4 et 19 ng/g en poids humide, les APFC en C10 ayant la plus forte concentration. van de Vijver *et al.* (2003) ont également démontré la présence d'APFC en C9 à C11 dans le foie de plusieurs mammifères de la côte de la mer du Nord, notamment dans le foie d'un grand cachalot, d'un dauphin à flancs blancs et de dauphins à nez blanc. Les concentrations se situaient entre des quantités non détectables à 480 ng/g en poids humide pour les quatre espèces (limite de détection : 30 à 90 ng/g). Les concentrations étaient plus élevées chez le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*). Leonel *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C12 chez le dauphin de la Plata (*Pontoporia blainvillei*) dans le sud du Brésil. Les concentrations dans le foie se situaient entre moins de 0,1 à 0,46 ng/g en poids humide, les APFC en C11 ayant la plus forte concentration. Leonel *et al.* (2008) ont aussi mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C12 chez l'otarie à fourrure des îles Kerguelen (*Arctocephalus tropicalis*) également dans le sud du Brésil. Les concentrations dans le foie se situaient entre moins de 0,1 à 0,74 ng/g en poids humide, les APFC en C11 ayant également la plus forte concentration. Les concentrations d'APFC en C9 à C12 ont en outre été mesurées dans le foie de la sotalie de Chine (*Sousa chinensis*) et du marsouin de l'Inde (*Neophocaena phocaenoides*) à Hong Kong (Yeung *et al.*, 2009c). Les concentrations relevées chez la sotalie de Chine se situaient entre 0,243 et 120 ng/g en poids humide; celles chez le marsouin de l'Inde, entre 0,522 et 34,3 ng/g en poids humide.

Tseng *et al.* (2006) ont trouvé des APFC en C10 dans les huîtres (*Crassostrea gigas*), le tilapia (*Oreochromis sp.*) et le bar du Japon (*Lateolabrax japonicus*) à Taiwan. Les concentrations de cet acide relevées dans les huîtres se situaient entre 140 et 320 ng/g en poids humide. Les concentrations hépatiques et musculaires étaient respectivement de

390 et de 250 ng/g en poids humide chez le tilapia. Quant à celles relevées dans le bar du Japon, elles étaient de 480 ng/g en poids humide.

Des concentrations d'APFC en C9 à C12 comprises entre 5,7 et 675 ng/g en poids humide ont été mesurées dans les jaunes d'œufs de trois espèces d'oiseau – l'Aigrette garzette (*Egretta garzetta*), le Pluvier petit-gravelot (*Charadrius dubius*) et le Paradoxornis de Webb (*Paradoxornis webbianus*) – qui ont été recueillis autour du lac Shihwa, en Corée (Yoo *et al.*, 2008). La plus forte concentration a été relevée chez le Pluvier petit-gravelot, soit une concentration d'APFC en C11 de 675 ng/g en poids humide. On n'a pas décelé d'APFC en C9 dans le foie des Fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) le long de la côte de Svalbard et de Bjørnøya dans la mer de Barents (Arctique norvégien) (Knudsen *et al.*, 2007). Holmstrom et Berger (2008) ont toutefois mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C16 chez le Guillemot marmette (*Uria aalge*). Les concentrations d'APFC en C16 étaient inférieures à la limite de détection. Quant aux concentrations d'APFC en C9 à C15, elles se situaient néanmoins entre 0,17 et 32 ng/g en poids humide. Wang *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C12 dans les œufs d'oiseaux aquatiques, dans le sud de la Chine. Les concentrations d'APFC en C9 à C12 en poids humide relevées dans les échantillons d'œufs de Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) se situaient entre 0,072 et 41,3 ng/g en poids humide, celles relevées chez les Grandes Aigrettes (*Ardea alba*) étaient comprises entre 0,225 et 5,79 ng/g en poids humide et celles relevées chez les Aigrettes garzettes (*Egretta garzetta*) variaient de 0,77 à 39,4 ng/g en poids humide.

Des concentrations d'APFC en C9 à C12 ont également été mesurées dans le foie de castors en Pologne, elles se situaient entre moins de 0,04 et 4,46 ng/g en poids humide, la plus forte concentration ayant été enregistrée pour l'APFC en C9 (Taniyasu *et al.*, 2005). Des rats sauvages mâles (*Rattus norvegicus*) ont été capturés dans huit sites au Japon (dans une UTEU, un port, deux zones industrielles, un marché de fruits de mer, un marché, deux sites d'enfouissement et un port de fruits de mer) (Yeung *et al.*, 2009b). Des échantillons de sang entier ont été analysés pour y déceler la présence d'APFC en C9 à C12, les concentrations moyennes mesurées se situant entre 0,792 et 7,3 ng/mL. Li *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations d'APFC en C9 à C10 dans le sérum du tigre de Sibérie (*Panthera tigris altaica*) vivant dans le Nord-Est de la Chine, dans l'extrême Est de la Russie et en Corée du Nord. L'APFC en C9 pour lequel on a relevé des concentrations entre 0,13 et 0,89 ng/mL représentait l'un des composés perfluorés les plus prédominants dans le sérum des tigres de Sibérie. Les concentrations moyennes d'APFC en C10 se situaient entre 0,1 et 0,15 ng/mL. Des différences selon le sexe ont été relevées en ce qui concerne l'accumulation des APFC en C9 et C10; on a en effet enregistré des concentrations un peu plus élevées chez les femelles que chez les mâles.

#### *Tendances temporelles et spatiales*

Une étude temporelle sur 22 ans (1980 à 2002) a été menée sur les sédiments en suspension dans la décharge de la rivière Niagara où les concentrations d'APFC augmentaient en général au fil du temps (Luciaciu *et al.*, 2004). Myers *et al.* (2009) ont examiné la distribution spatiale et les tendances temporelles des composés perfluorés dans les sédiments et les eaux de surface des Grands Lacs. Ils ont découvert que, selon la

distribution spatiale des APFC (en C7 à C12), les activités urbaines et industrielles avaient une incidence sur les concentrations mesurées dans les sédiments et les eaux des Grands Lacs. Pour ce qui est des eaux de surface du lac Ontario, les échantillons prélevés dans les affluents contenaient des concentrations d'APFC en C7 à C12 plus élevées que les échantillons prélevés à proximité des rives et dans le lac ouvert; toutefois, en ce qui concerne les sédiments, les plus fortes concentrations ont été enregistrées dans les échantillons prélevés dans le lac ouvert. Myers *et al.* (2009) ont également remarqué que les concentrations d'APFC en C7 à C12 relevées dans les sédiments du lac Ontario sont en augmentation. Ils ont cependant constaté une hausse et une stabilisation des concentrations dans les sédiments du lac Supérieur, ce qui peut refléter le transport atmosphérique des APFC en C7 à C12.

Furdui *et al.* (2007) ont déterminé les tendances spatiales des APFC à longue chaîne chez les touladis (*Salvelinus namaycush*, groupe âgé de 4 ans) prélevés dans les Grands Lacs en 2001. On a relevé des concentrations d'APFC en C9 à C15 se situant entre 0,37 et 4,9 ng/g en poids humide. Les plus fortes concentrations ont été relevées dans le lac Érié, puis dans le lac Huron, le lac Ontario, le lac Michigan et le lac Supérieur. Aucune corrélation significative n'a été dégagée entre les concentrations et le poids des poissons. On a caractérisé les tendances temporelles concernant les APFC à longue chaîne chez les touladis échantillonnés entre 1979 et 2004 dans le lac Ontario (Furdui *et al.*, 2008). Les concentrations en APFC étaient de manière générale peu élevées (quantités non détectables à 3 ng/g), les plus fortes concentrations ayant été enregistrées pour les APFC en C11, C12 et C13. La plupart des concentrations d'APFC enregistrées en 1988 ou en 1993, ou les deux, étaient en général plus fortes qu'en 1979, après quoi on constatait une stabilisation ou une baisse des concentrations. L'analyse par régression linéaire des APFC sur une base individuelle n'a pas donné de résultat assez significatif pour conclure à un déclin, au cours des dernières années, après les sommets de 1988 ou 1993.

Une étude des tendances temporelles des concentrations relevées dans le foie des Fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) et des Guillemots de Brünnich (*Uria lomvia*) dans l'Arctique canadien a révélé des hausses substantielles des APFC au fil du temps pour les deux espèces (Butt *et al.*, 2007a). Les concentrations moyennes géométriques d' $\Sigma$ APFC enregistrées chez les Guillemots de Brünnich et les Fulmars boréaux s'élevaient respectivement à 23,9 ng/g et à 12,4 ng/g. Les APFC en C13 étaient prédominants, suivis par les APFC en C11 et en C14. Les concentrations d'APFC enregistrées chez les Guillemots de Brünnich ont augmenté entre 1975 et 2004, le temps de doublement allant de 2,3 ans pour les APFC en C15 à 9,9 ans pour les APFC en C12. En ce qui concerne les Fulmars boréaux, le temps de doublement allait de 2,5 ans pour les APFC en C15 à 11,7 ans pour les APFC en C12. Dans le cas des Fulmars boréaux, la plupart des APFC ont toutefois atteint des concentrations maximales en 1993 ou des concentrations statistiquement similaires en 1987, 1993 et 2003. Ces résultats peuvent découler des différents régimes migratoires des espèces d'oiseaux (Butt *et al.*, 2007a). Gebbink *et al.* (2009a) ont déterminé la distribution spatiale, les tendances et les sources des APFC en C9 à C15 dans 16 colonies d'espèces de goéland recueillies de l'est (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve) à l'ouest du Canada (Alberta, Colombie-Britannique), en passant par le centre (Québec, Ontario, Manitoba). Les quatre espèces sont : le

Goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), le Goéland de Californie (*Larus californicus*), le Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) et le Goéland argenté (*Larus argentatus*). Les auteurs ont remarqué que les  $\Sigma$ APFC étaient plus importants dans les œufs de Goéland argenté recueillis dans les colonies du sud de l'Ontario et dans l'ouest du Québec, qui étaient proches des sources urbaines. Les APFC en C11 et C13 étaient en général prédominants dans la plupart des colonies même si des différences ont été observées entre ces dernières. Dans l'ensemble, on juge que la distribution spatiale canadienne des APFC relevés dans les œufs de goéland est essentiellement influencée par l'emplacement et la proximité de sources locales et non par l'alimentation. Gebbink *et al.* (2009b) ont recueilli des œufs de goéland argenté (*Larus argentatus*) dans 15 colonies situées sur des sites canadiens et quelques sites américains des Grands Lacs laurentiens. On a relevé des APFC en C9 à C15 parmi lesquels les APFC en C11 et C13 prédominaient. Les APFC en C9 étaient le plus abondants dans les colonies du lac Supérieur et du lac Michigan et les APFC en C11 étaient le plus abondants dans les colonies du lac Érié et du lac Ontario. Les plus fortes concentrations d' $\Sigma$ APFC (113 ng/g en poids humide) ont été relevées dans les colonies lac Huron, puis dans les colonies du lac Érié et du lac Ontario. On n'a relevé aucun FTOH 8:2 et 10:2 dans les œufs de Goéland argenté.

Verreault *et al.* (2007) ont caractérisé les tendances temporelles relatives aux œufs entiers de Goélands argentés (*Larus argentatus*) dans deux colonies géographiquement isolées (Hornøya et Røst) dans le nord de la Norvège. Ces colonies faisaient partie de l'aire de répartition sud et nord des Goélands argentés se reproduisant au nord de la Norvège. L'APFC à longue chaîne dominant dans les œufs de Goéland argenté était l'APFC en C11 (4,2 ng/g en poids humide, Hornøya), suivi par l'APFC en C13 (2,8 ng/g en poids humide, Røst). Les APFC en C9 à C13 relevés dans les deux colonies ont significativement augmenté entre 1983 et 1993 et ont continué d'augmenter (APFC en C9, C10 et C11) ou se sont stabilisés (APFC en C12 et C13) après 1993. Les tendances spatiales entre les deux colonies étaient semblables, sauf pour l'APFC en C9 qui était plus élevé dans la colonie de Røst. Les proportions d'APFC en C14 et C15 étaient plus importantes dans les œufs recueillis dans la colonie de Røst en 1993 que dans ceux recueillis dans la colonie de Hornøya et durant les autres années d'échantillonnage. Verreault *et al.* (2007) laissent entendre que les sources locales ou éloignées directes et indirectes d'APFC à longue chaîne ont probablement changé dans le nord de la Norvège au cours des deux dernières décennies. Sinon, il y a pu se produire des changements liés aux préférences alimentaires des Goélands argentés adultes du nord de la Norvège; ces goélands ont une gamme de nourriture annuelle limitée et sont principalement piscivores même s'ils peuvent également se nourrir de crustacés, d'oisillons marins, d'œufs et d'autres sources d'alimentation terrestres (déchets produits par les humains). Lofstrand *et al.* (2008) ont déterminé les tendances spatiales relatives aux œufs de guillemot (*Uria aalge*) recueillis en Islande, en Suède, dans les îles Féroé et en Norvège (Sklinna et Hjelmsøya). On n'a relevé des APFC en C9 qu'en Suède, leur concentration s'élevant à 48 ng/g en poids humide. On a aussi relevé des APFC en C10 en Islande et en Norvège uniquement, et leurs concentrations se situaient entre 38 et 42 ng/g en poids humide. Les APFC en C11 semblaient prédominer avec des concentrations se situant entre 9 et 140 ng/g en poids humide, suivis par les APFC en C12 avec des concentrations atteignant

81 ng/g en poids humide. Les concentrations d' $\Sigma$ APFC étaient les plus fortes en Suède (150 ng/g en poids humide), puis en Islande (96 ng/g en poids humide) et dans les îles Féroé (76 ng/g en poids humide). Löfstrand *et al.* (2008) laissent entendre que les profils spatiaux diffèrent probablement en raison des différences liées aux habitudes d'alimentation des guillemots dans l'Atlantique et en raison du fait que les œufs provenant de la Suède ont été recueillis dans des emplacements plus proches des zones industrielles et des zones fortement peuplées.

Les concentrations d'APFC mesurées dans le foie de phoques annelés de l'est et de l'ouest du Groenland entre 1980 et 2000 ont connu une hausse de 3,3 et de 6,8 % par année dans le cas de l'APFC en C10 et de l'APFC en C11, respectivement (Bossi *et al.*, 2005). Butt *et al.* (2007b) ont examiné les tendances temporelles relatives aux échantillons de foie prélevés au sein de deux populations de phoques annelés (*Phoca hispida*) de l'Arctique canadien, soit l'une à Arviat (1992, 1998 et 2005) et l'autre à la baie Resolute (1972, 1993, 2000 et 2005). Les concentrations d'APFC en C9 à C15 ont augmenté entre 1992 et 1998, mais les points d'échantillonnage ultérieurs (1998, 2003 et 2005) étaient semblables du point de vue statistique. Les concentrations ont augmenté de 117 % pour les APFC en C14 et de 310 % pour les APFC en C9. Ni dans une population ni dans l'autre, on n'a noté de différence significative en fonction du sexe pour les APFC analysés. Dans l'ensemble, les concentrations d'APFC ont augmenté entre 1993 et 2005; toutefois, les hausses enregistrées ces dernières années n'étaient pas significatives du point de vue statistique. Le temps de doublement se situait entre 10,00 (APFC en C9) et 19,4 (APFC en C12). Butt *et al.* (2008) ont détecté des APFC à longue chaîne dans les échantillons de foie provenant de 11 populations de phoques annelés échantillonnées dans l'Arctique canadien de 2002 à 2005. Les concentrations d'APFC en C9 à C11 se situaient entre 1 et 10 ng/g en poids humide, tandis que celles des APFC en C12 à C15 étaient inférieures à 1 ng/g en poids humide. En outre, des ACFTI 8:2 et 10:2 ont été détectés chez toutes les populations. Cependant, les concentrations étaient inférieures au seuil de détection. Des concentrations quantifiables ont été mesurées chez deux populations de phoques annelés, soit 4 à 6 ng/g en poids humide. Certaines tendances spatiales statistiquement significatives ont été observées entre les diverses populations; toutefois, on a conclu que les variations étaient en grande partie attribuables au fait que les concentrations étaient élevées dans deux populations, et plus faibles dans une autre (Butt *et al.*, 2008).

On a étudié les tendances temporelles chez le phoque annelé du Baïkal (*Pusa sibirica*) du lac Baïkal, dans l'est de la Sibérie, en Russie (Ishibashi *et al.* 2008b). Les APFC en C9 à C12 ont été mesurés dans le foie et le sérum de ce phoque. Le phoque annelé du Baïkal est une espèce endémique et un prédateur de niveau trophique élevé dans le réseau trophique du lac Baïkal. Dans le foie de phoques annelés du Baïkal (mâles et femelles), la concentration d'APFC en C9 à C12 se situait entre moins de 0,56 et 72 ng/g en poids humide. Dans le sérum de mâles et femelles de cette espèce, la concentration d'APFC en C9 à C12 se situait entre moins de 0,33 et 4 ng/g en poids humide (Ishibashi *et al.*, 2008b). Les concentrations moyennes d'APFC en C9 et C10 relevées dans le foie des phoques en 2005 étaient 1,2 et à 1,7 fois supérieures à celles relevées chez les phoques en 1992. Les concentrations d'APFC en C10 étaient nettement plus importantes en 2005

qu'en 1992. En ce qui concerne les APFC en C9, bien que la tendance ait été à la hausse entre 1992 à 2005, aucune différence significative n'a été observée.

Les études menées par De Silva et Mabury (2004) ainsi que Smithwick *et al.* (2005a) ont révélé des concentrations hépatiques d'APFC à longue chaîne en général plus élevées chez les ours blancs de l'est (Groenland), certains éléments indiquant que les concentrations d'APFC en C9 et en C10 étaient quant à elles plus fortes dans l'ouest. L'examen de la circulation troposphérique indique que les régions du centre-est recevraient plus d'air de l'est de l'Amérique du Nord, et que celles de l'est (Groenland) recevraient de l'air de l'Amérique du Nord et de l'Europe (De Silva et Mabury, 2004). Il se pourrait que l'existence de sources particulièrement importantes d'APFC en C9 et en C10 en Asie explique le fait que les concentrations en ces congénères soient plus élevées chez les ours blancs de l'ouest de l'Arctique (Smithwick *et al.*, 2005a). Une tendance d'ouest en est similaire a été constatée en ce qui concerne les concentrations d'APFC dans les échantillons de foie de phoques annelés, même si les concentrations les plus fortes ont été enregistrées dans le sud de la baie d'Hudson (Butt *et al.*, 2008). Sur la période de 1984 à 2006, Dietz *et al.* (2008) ont examiné un sous-échantillon de 128 ours blancs subadultes (âgés de 3 à 5 ans) d'Ittiqortoormiit (Scoresby Sound) dans le centre du Groenland. L'analyse par régression linéaire des concentrations médianes soumises à une transformation logarithmique a révélé des augmentations annuelles pour les APFC en C9 (6,1 %), en C10 (4,3 %), en C11 (5,9 %), en C12 (52 %) et en C13 (8,5 %). Entre 1972 et 2002, le temps de doublement moyen des concentrations dans le foie des ours blancs des régions de l'Arctique nord-américain se situait entre 5,8 ans dans l'est et 9,1 ans dans l'ouest pour les APFC en C9, C10 et C11 (Smithwick *et al.*, 2006).

Tomy *et al.* (2009a) ont mesuré les tendances temporelles des concentrations d' $\Sigma$ APFC (C8 à C12) chez les bélugas mâles de Pangnirtung, au Nunavut; ils ont observé une hausse annuelle de 1,8 ng/g en poids humide (+/- 0,5) entre les concentrations hépatiques relevées de 1980 à 2010. Les concentrations d' $\Sigma$ APFC (C8 à C12) mesurées à Pangnirtung se situaient en effet entre 2,4 et 171,05 ng/g en poids humide. On a toutefois observé chez les bélugas mâles de l'île Hendrickson une diminution de 7,41 ng/g en poids humide (+/- 0,71) entre les concentrations hépatiques relevées de 1980 à 2009 (Tomy *et al.*, 2009a), les concentrations se situant entre 4,87 et 313,10 ng/g en poids humide.

## Évaluation des effets sur l'environnement

### *Organismes aquatiques*

Boudreau *et al.* (2002) ont étudié la toxicité de l'APFC en C10 pour le macrophyte aquatique *Lemna gibba* et ont établi la concentration inhibitrice à 5 % (CI<sub>50</sub>) à 99 mg/L, d'après la croissance. Les valeurs CI<sub>50</sub> (d'après la croissance) des APFC en C10 chez les algues d'eau douce *Selenastrum capricornutum* et *Chlorella vulgaris* étaient respectivement de 218 mg/L et de 198 mg/L, ce qui indique une petite différence de sensibilité entre les deux espèces (Boudreau *et al.*, 2002). La toxicité aiguë et chronique de l'APFC en C10 pour les deux espèces de daphnies, *Daphnia magna* et *Daphnia pulex*, a été étudiée. La concentration létale médiane (CL<sub>50</sub>; dose aiguë), d'après la mortalité, et la concentration efficace médiane (CE<sub>50</sub>; dose chronique), d'après

l'immobilisation, étaient respectivement de 259 et de 130 mg/L pour le *Daphnia magna*, et de 285 et de 150 mg/L, respectivement, pour le *Daphnia pulicaria* (Boudreau *et al.*, 2002). Ces valeurs montrent qu'il y a peu de différence de sensibilité entre les deux espèces. Hoke *et al.* (2009) ont déterminé les valeurs de toxicité aiguë pour les APFC en C10 : une CL<sub>50</sub> de 32 mg/L après 96 heures pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*); une CE<sub>50</sub> de moins de 100 mg/L après 48 heures pour la daphnie (*Daphnia magna*) et une CE<sub>50</sub> de 10,6 mg/L après 72 heures pour l'algue verte (*Pseudokirchneriella subcapitata*).

Les études sur la toxicité chronique de l'APFC en C9 menées sur deux espèces de daphnies ont révélé que le *Daphnia pulicaria* était plus sensible que le *Daphnia magna* (Boudreau *et al.*, 2002). Les valeurs de CL<sub>50</sub> sur 21 jours étaient respectivement de 8,8 mg/L et de 39 mg/L, d'après la mortalité observée. Les études de toxicité chronique ont également révélé que, chez l'espèce *Daphnia magna*, le nombre de descendants était un critère d'effet traduisant une plus grande sensibilité que le délai moyen avant la production de la première génération. La concentration sans effet observé sur 21 jours ainsi que la concentration minimale avec effet observé (toutes deux établies d'après le nombre de descendants produits) étaient respectivement de 13 et de 25 mg/L pour le *Daphnia magna*, et de 6 et 13 mg/L, respectivement, pour le *Daphnia pulicaria*.

#### *Organismes terrestres*

La CE<sub>50</sub> de l'APFC en C9 sur 48 heures se chiffrait à 0,66 mM (306,29 mg/L), d'après la létalité aiguë, pour le nématode vivant dans le sol *Caenorhabditis elegans*; l'exposition s'est faite par contact de surface dans un milieu de croissance propice aux nématodes, composé à 1,7 % d'agar (Tominaga *et al.*, 2004). On a constaté des effets sur plusieurs générations chez les nématodes exposés à de faibles concentrations d'APFC en C9, c'est-à-dire à peine environ 1 nM (0,000464 mg/L); on a alors enregistré un déclin de 70 % de la fécondité à la quatrième génération (Tominaga *et al.*, 2004). Aucune relation génération-réponse ou concentration-réponse n'a été observée, quoique les résultats laissent supposer que l'acide en C9 pourrait avoir des effets à long terme sur plusieurs générations, et ce, à des concentrations d'exposition relativement faibles.

Yeung *et al.* (2009a) ont exposé des poulets (*Gallus gallus*) mâles d'une journée à des APFC en C10 à des concentrations de 0,1 mg/kg p.c. et de 1,0 mg/kg p.c. trois fois par semaine, et ce, pendant trois semaines. On n'a observé aucun effet néfaste sur le poids corporel, les indices relatifs aux organes, les paramètres cliniques sanguins ou l'histopathologie des organes aux concentrations de 0,1 ou 1,0 mg/kg p.c. d'APFC en C10. Cependant, la demi-vie des APFC en C10 était respectivement de 11 et 16 jours aux concentrations de 0,1 et 1,0 mg/kg p.c., ce qui indique les propriétés de bioaccumulation des APFC en C10 chez les poulets.

#### *Autres effets*

Stevenson *et al.* (2006) ont étudié la toxicité des APFC en C9 et en C10 du point de vue du mécanisme de résistance multixénobiotique chez la moule de mer *Mytilus californianus*. Ce mécanisme joue le rôle de première ligne de défense contre de vastes classes de xénobiotiques; il expulse les produits chimiques modérément hydrophobes de

la cellule par l'intermédiaire de protéines de transport transmembranaires dépendant de l'adénosine triphosphate. Le transporteur le plus étudié est la P-glycoprotéine qui, chez les humains, est active dans les reins, les glandes surrénales, le foie, la barrière hémato-testiculaire et la barrière hémato-encéphalique. Ce mécanisme de défense est fragile, et certains xénobiotiques peuvent le compromettre. L'accroissement de sensibilité, appelé chimiosensibilisation, vient de la capacité de la P-glycoprotéine à reconnaître différents substrats xénobiotiques et à s'y lier, ce qui entraîne une saturation de la capacité de liaison. Même les substances non toxiques peuvent être des chimiosensibilisants et avoir des effets néfastes sur les organismes en permettant à des substances toxiques normalement exclues de s'accumuler dans les cellules. Stevenson *et al.* (2006a) ont constaté que les APFC en C9 et en C10 possédaient des  $CI_{50}$  moyennes (d'après l'inhibition de la P-glycoprotéine) de 4 8  $\mu\text{M}$  (2,23 mg/L) et 7,1  $\mu\text{M}$  (3,65 mg/L), respectivement; ces substances inhibaient donc de manière significative la P-glycoprotéine chez le *Mytilus californianus*. Ce résultat indique que les APFC en C9 et en C10 sont des chimiosensibilisants pour cette espèce. L'APFC en C9 inhibe la P-glycoprotéine par un mécanisme indirect, et le phénomène est réversible. De plus, cette substance induit l'expression du transporteur de la P-glycoprotéine après une exposition de deux heures – une réaction au stress pouvant entraîner des coûts métaboliques pour l'organisme.

Liu *et al.* (2008) ont étudié les effets des APFC en C12 et en C14 sur les systèmes membranaires de l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*. Les APFC en C12 et C14 inhibaient le taux de croissance de l'algue de façon proportionnelle à la concentration (c.-à-d. que l'inhibition augmentait avec l'augmentation de la concentration d'exposition). Les valeurs de  $CI_{10}$ ,  $CI_{50}$  et  $CI_{90}$  relatives à la densité cellulaire calculées étaient de 90  $\mu\text{M}$  (46,27 mg/L), 183  $\mu\text{M}$  (94,08 mg/L) et 367  $\mu\text{M}$  (188,67 mg/L) pour les APFC en C10 et de 41  $\mu\text{M}$  (29,28 mg/L), 134  $\mu\text{M}$  (95,69 mg/L) et 292  $\mu\text{M}$  (208,52 mg/L) pour les APFC en C14. En ce qui concerne les APFC en C10, on a observé un accroissement du potentiel de la membrane à des concentrations se situant entre 30 et 100  $\mu\text{M}$  (15,42 à 51,40 mg/L). En ce qui concerne les APFC en C14, on a observé un accroissement du potentiel de la membrane entre 50 et 100  $\mu\text{M}$  (35,70 à 71,41 mg/L). L'accroissement du potentiel de la membrane mitochondriale indique une perturbation de la fonction mitochondriale; la mitochondrie est un organe multitâche participant au métabolisme oxydatif ainsi qu'à l'apoptose en intégrant des signaux de mort. De plus, les APFC en C12 et C14 ont entraîné une hausse de la perméabilité des membranes cellulaires à des concentrations de 20 à 100  $\mu\text{M}$  (12,28 à 61,41 mg/L) pour les APFC en C12 et à des concentrations de 50 à 100  $\mu\text{M}$  (35,70 à 71,41 mg/L) pour les APFC en C14. Les effets sur la perméabilité des membranes cellulaires pourraient contribuer à médiation des effets néfastes d'autres contaminants. Liu *et al.* (2008) ont effectué des mesures de cytométrie en flux pour caractériser les effets des APFC en C12 et en C14 sur les systèmes membranaires de l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*. Les valeurs de  $CI_{50}$  (densité cellulaire) pour les acides en C12 et en C14 étaient de 183  $\mu\text{M}$  (112,38 mg/L) et de 134  $\mu\text{M}$  (95,69 mg/L), respectivement. Liu *et al.* (2008) ont noté que la perturbation de la production d'énergie par interruption de la fonction mitochondriale pourrait expliquer l'inhibition de la division cellulaire causée par les acides en C12 et en C14, qui s'est traduite par une diminution du taux de croissance (c.-à-d. la densité cellulaire).

Benninghoff *et al.* (2007) ont établi que les APFC en C9 à C12 provoquaient une induction significative de la vitellogénine, qui est un biomarqueur de l'exposition à des œstrogènes, chez la truite arc-en-ciel. Ces substances ont montré une faible affinité avec les récepteurs œstrogéniques hépatiques de la truite arc-en-ciel. Chez les truites juvéniles, l'APFC en C10 entraînait une hausse de la vitellogénine *in vivo* en fonction de la dose, et faisait augmenter de manière significative les concentrations plasmatiques de vitellogénine jusqu'à des valeurs modérément faibles (0,0256 à 2 000 µg/g d'aliments). Les auteurs ont noté que les récepteurs œstrogéniques hépatiques avaient une plus grande affinité avec un nombre supérieur de xœstrogènes chez la truite arc-en-ciel comparativement aux récepteurs œstrogéniques de mammifères, dont les humains.

Nakayama *et al.* (2008) ont étudié le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*), un oiseau piscivore à l'extrémité de la chaîne alimentaire dans l'écosystème du lac Biwa, au Japon. Les concentrations en acide C9 ont été mesurées dans le foie de grands cormorans (mâles et femelles), et mises en relation avec l'expression génique. Les concentrations de l'APFC en C9 allaient, chez les femelles, de moins de 0,005 à 0,0088 µg/g en poids humide et, chez les mâles, de moins de 0,005 à 0,043 µg/g en poids humide. On n'a relevé aucune différence significative selon le sexe. L'analyse de l'expression génique a révélé des corrélations positives nettes entre la concentration en C9 et la glutathione-peroxydase 1 (enzyme du système antioxydant) ainsi que la ribonucléoprotéine nucléaire hétérogène U (maturation de l'ARN). L'induction des enzymes antioxydantes pourrait constituer une réponse adaptative au stress oxydatif causé par l'APFC en C9.

Ishibashi *et al.* (2008a) ont montré que les APFC en C9 à C11 stimulaient le récepteur  $\alpha$  activé par les proliférateurs des peroxyosomes (PPAR $\alpha$ ) dans le foie des phoques annelés du Baïkal (*Pusa sibirica*) à des concentrations minimales avec effet observé de 125 µM (58,00 mg/L) pour les APFC en C9, de 125 µM (64,26 mg/L) pour les APFC en C10 et de 62,5 µM (35,25 mg/L) pour les APFC en C11. Le PPAR $\alpha$  joue un rôle physiologique essentiel en tant que détecteur de lipides et régulateur du métabolisme lipidique. Les niveaux d'expression d'ARNm du PPAR $\alpha$  ont démontré un lien positif avec les APFC en C9 et l'expression de la protéine hépatique CYP4A a été reliée aux concentrations hépatiques d'APFC en C9 et en C10, ce qui indique une modulation de la voie de signalisation PPAR $\alpha$ -CYP4A chez les phoques sauvages annelés du Baïkal.

L'effet possible de l'exposition aux composés perfluorés a été étudié d'après les lésions hépatiques observées chez les ours blancs de l'est du Groenland (Sonne *et al.*, 2007). Parmi les paramètres examinés dans cette étude figuraient l'infiltration des cellules mononucléaires, les granulomes lipophagiques, la stéatose, l'hyperplasie des cellules de Ito et du canal cholédoque ainsi que la fibrose portale. La population était composée de 28 femelles et de 29 mâles, échantillonnés par des chasseurs de la région entre 1999 et 2002. Les échantillons hépatiques ont été analysés afin de déterminer s'ils contenaient plusieurs composés perfluorés, notamment des APFC en C9, C10, C11, C12 et C13. Chez 65 % des ours blancs, la somme des concentrations des composés perfluoroalkylés (c.-à-d. des composés d'alkyles perfluorés;  $\sum$ APF) était supérieure à 1 000 ng/g en poids humide. Chez les femelles, la  $\sum$ APF variait entre 256 et 2 770 ng/g en poids humide,

tandis que chez les mâles, elle allait de 114 à 3 052 ng/g en poids humide. Comme les concentrations de tous les APF analysés ont été additionnées, il a été impossible de dériver une corrélation directe de cause à effet pour un composé perfluoré en particulier, par exemple les APFC à longue chaîne. En outre, les ours blancs de l'est du Groenland sont également contaminés par d'autres substances comme des organochlorés (PCB, DDT) et du mercure, ce qui peut constituer autant de facteurs confusionnels synergiques dans l'apparition des lésions. Les auteurs ont conclu que l'analyse statistique ne permettait pas d'établir avec certitude si l'exposition chronique aux composés perfluorés était associée au développement de lésions hépatiques chez les ours blancs; par contre, ces lésions étaient similaires à celles qui étaient causées par des composés perfluorés en conditions de laboratoire (Sonne *et al.*, 2007).

### Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions fondées sur de multiples éléments de preuve, tels que la persistance, l'exposition, les tendances, le risque écologique, la toxicité intrinsèque, la bioaccumulation et la présence répandue dans l'environnement.

Dans les études de toxicité traditionnelles, les APFC à longue chaîne (C9 à C10) présentaient une toxicité faible à modérée, les valeurs de toxicité aiguë se situant entre 8,8 et 285 mg/L. Deux études ont été menées en ce qui concerne la toxicité des APFC à longue chaîne (C9 à C20) chez les espèces terrestres. Dans l'une de ces études, aucun effet néfaste n'a été observé jusqu'à 1,0 mg/kg de poids corporel des poulets mâles ayant reçu une dose d'APFC en C10. Dans l'autre étude, on a constaté une létalité aiguë chez les nématodes vivant dans le sol exposés à une concentration de 306 mg/L d'APFC en C9 ainsi que des effets sur plusieurs générations (baisse de la fécondité) lorsqu'ils étaient exposés à une concentration de 0,000464 mg/L.

Les APF, notamment les APFC à longue chaîne (C9 à C20), peuvent provoquer une toxicité hépatique (c.-à-d. des lésions du foie) chez les ours blancs à des concentrations de 114 à 3 052 ng/g en poids humide d'APF, ainsi que l'activation du PPAR $\alpha$  dans le foie des phoques annelés du Baïkal à des concentrations de 35,25 à 64,26 mg/L d'APFC en C9 à C11. Les APFC à longue chaîne (C9 à C20) peuvent également avoir une incidence sur le système endocrinien, notamment sur la synthèse du jaune chez la truite arc-en-ciel à des concentrations en APFC en C10 de 0,0256 à 2 000  $\mu$ g/g d'aliments. Les APFC en C9 à C10 sont également des chimiosensibilisants pour la moule de mer, *Mytilus californianus*, car ils permettent à des substances toxiques normalement exclues de s'accumuler chez la moule de mer. Les APFC en C12 et en C14 augmentent le potentiel de la membrane mitochondriale chez l'algue d'eau douce, *Scenedesmus obliquus*, ce qui indique une perturbation de la fonction mitochondriale.

Au Canada, on a mesuré des concentrations d'APFC à longue chaîne (C9 à C20) se situant entre moins de 0,5 ng/L et 19 ng/L dans le milieu aquatique. Dans les sédiments de l'Arctique canadien, on a aussi mesuré des concentrations d'APFC en C9 à C12 se

situant entre 0,5 et 3,3 ng/g. En outre, on a mesuré des APFC en C9 à C15 dans le foie de divers animaux (phoques, renards, poissons, ours blancs, narvals, bélugas et oiseaux) de l'Arctique canadien ou de la région des Grands Lacs. Les concentrations se situaient entre des niveaux inférieurs à la limite de détection et 180 ng/g de foie en poids humide; les concentrations les plus élevées ont été enregistrées chez l'ours blanc, puis chez le requin du Groenland, le narval et le béluga. Dans le monde entier, des APFC en C9 à C15 ont été relevés chez le phoque annelé, commun et à fourrure, chez la sotalie de Chine et le dauphin à flancs blancs, à gros nez, à nez blanc et de la Plata, chez le marsouin de l'Inde, le grand cachalot, le castor, le tigre de Sibérie, le rat sauvage et chez plusieurs espèces d'oiseau (le Goéland bourgmestre, l'Aigrette garzette, le Pluvier petit-gravelot, le Paradoxornis et le Bihoreau gris). Les concentrations allaient de niveaux inférieurs à la limite de détection à 480 ng/g en poids humide, les concentrations les plus élevées ayant été enregistrées chez le dauphin à nez blanc.

Pour les APFC en C11 ( $2\ 700 < \text{FBC} < 11\ 000$ ), C12 ( $18\ 000 < \text{FBC} < 40\ 000$ ) et C14 ( $23\ 000 < \text{FBC} < 30\ 000$ ), il existe un fort potentiel de bioconcentration chez les poissons et un potentiel de bioamplification chez les poissons et les mammifères marins. En ce qui concerne les autres APFC à longue chaîne, on a constaté une bioamplification et une amplification trophique dans l'environnement. Il n'existe aucune donnée expérimentale ou estimée sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne comptant plus de 14 atomes de carbone. Les APFC à longue chaîne pourraient toutefois, d'après leur conformation chimique, être bioaccumulés ou bioamplifiés chez les espèces marines ou terrestres. De plus, des APFC en C14 et en C15 ont été détectés chez des poissons, des invertébrés et des ours blancs.

On a démontré que les APFC à longue chaîne (C9 à C20) ont tendance à augmenter chez les ours blancs, les phoques annelés et les oiseaux. De 1980 à 2000, les concentrations d'APFC en C10 et C11 mesurées dans le foie de phoques annelés du Groenland ont connu une hausse respective de 3,3 et de 6,8 % par an. Entre 1992 et 2005, les concentrations moyennes d'APFC en C9 et en C10 mesurées dans le foie des phoques annelés du Baïkal étaient 1,2 à 1,7 fois plus importantes. De 1972 à 2002, le temps moyen de doublement des concentrations dans le foie des ours blancs de l'Arctique se situait entre 5,8 et 9,1 ans pour les APFC en C9 à C11. Entre 1993 et 2004, les concentrations dans les échantillons de foie de phoque annelé ont augmenté, le temps de doublement des APFC en C9 à C12 allant de 4 à 10 ans. Les concentrations d'APFC en C9 à C15 relevées dans les échantillons de foie de Fulmar boréal se sont accrues entre 1987 et 1993, puis sont restées stables de 1993 à 2003. En ce qui concerne les concentrations d'APFC en C9 à C15 relevées dans les échantillons de foie du Guillemot de Brünnich, elles ont augmenté entre 1975 à 2004. De 1983 à 1993, les concentrations d'APFC en C9 à C13 relevées dans les œufs entiers de Goélands argentés en Norvège ont augmenté de manière significative. Chez les bélugas mâles du Nunavut, on a observé une hausse temporelle des APFC en C9 à C12 de 1,8 ng/g en poids humide de foie entre 1980 et 2010.

### **Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement**

Il existe certaines lacunes et incertitudes concernant entre autres les propriétés physiques et chimiques, les données expérimentales sur la persistance et les données sur la toxicité. Le corps des données sur les APFC à longue chaîne (C9 à C20) et leurs précurseurs est néanmoins substantiel. Par exemple, alors que les mécanismes de transport de ces APFC et de leurs précurseurs vers l'Arctique ne sont pas clairs, ces composés semblent avoir une certaine mobilité, étant donné qu'on a mesuré des APFC en C9 à C15 et leurs précurseurs dans le biote dans tout l'Arctique canadien, loin des sources connues.

Par ailleurs, les voies environnementales contribuant au transfert des APFC à longue chaîne (C9 à C20) au biote ne sont pas bien comprises en raison du peu de données de surveillance qui existent sur les concentrations de leurs divers précurseurs dans l'air, l'eau, les effluents et les sédiments au Canada. De plus, bien que les mécanismes de toxicité des APFC à longue chaîne soient peu connus, on a signalé toute une gamme d'effets toxicologiques chez diverses espèces, notamment l'induction de la vitellogénine et la toxicité hépatique. En outre, selon des études menées par van Leeuwen *et al.* (2006) révélant une variabilité des résultats obtenus par divers laboratoires, il se peut que les résultats des analyses effectuées par ces laboratoires ne soient pas directement comparables.

Enfin, on ne dispose actuellement que de données limitées sur la toxicologie des précurseurs des APFC à longue chaîne, la contribution relative de ces précurseurs provenant de différentes sources (p. ex. l'importance des précurseurs issus de la dégradation des substances fluorotélomériques) et la possibilité d'effets combinés ou synergiques avec d'autres composés perfluorés.

## Conclusion

La démarche suivie dans le cadre de la présente évaluation écologique préalable visait à examiner les divers renseignements pertinents disponibles afin de tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence. Les éléments démontrant qu'une substance est fortement persistante et bioaccumulable, conjuguées avec des preuves de rejets potentiels associés aux activités commerciales (notamment de précurseurs), constituent une forte indication du fait que cette substance peut pénétrer dans l'environnement dans des conditions de nature à avoir, à long terme, des effets nocifs sur l'environnement. Les substances persistantes demeurent longtemps dans l'environnement après y avoir été rejetées, ce qui accroît l'ampleur et la durée possibles de l'exposition. Les substances (ou leurs précurseurs) dont la demi-vie dans les milieux mobiles tels que l'air et l'eau est longue et qui se répartissent en proportions appréciables dans ces milieux peuvent causer une contamination étendue. Par ailleurs, le rejet de faibles quantités de substances bioaccumulables (ou des précurseurs associés) peut donner lieu à des concentrations élevées de ces substances dans les organismes exposés. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes sont particulièrement préoccupantes en raison de la bioamplification possible dans les réseaux trophiques, ce qui peut entraîner une exposition interne très élevée, en particulier chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs.

La présence d'APFC à longue chaîne (C9 à C20), de leurs sels et de leurs précurseurs résulte de l'activité humaine. Les APFC à longue chaîne et leurs sels sont persistants. Ils ont été détectés dans des régions éloignées ou isolées, qu'ils ont probablement atteintes par l'intermédiaire du transport atmosphérique ou océanique à grande distance de précurseurs volatils, des acides eux-mêmes ou bien des deux. Les APFC à longue chaîne et leurs précurseurs ont aussi été détectés dans le biote au Canada, notamment dans l'Arctique canadien. Il a été établi que leurs concentrations augmentent au fil du temps chez les espèces de l'Arctique canadien, telles que les ours blancs, les phoques annelés, les Fulmars boréaux et les Guillemots de Brünnich. Des données empiriques montrent que ces APFC en C9 à C20 sont bioaccumulables et peuvent être bioamplifiés chez les poissons, certains oiseaux piscivores et les mammifères.

Selon les renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, les APFC à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs pénétreraient, ou pourraient pénétrer, dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Bien que des données scientifiques indiquent que les APFC à longue chaîne (C9 à C20) et leurs sels présentent un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification chez les mammifères terrestres et marins, seuls les APFC en C11, C12 et C14 et leurs sels répondent aux critères numériques de la bioaccumulation, tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. De plus, les APFC à longue chaîne et leurs sels répondraient aux critères de la persistance prévus dans le *Règlement*. Il est donc proposé de conclure que

les APFC à longue chaîne (C9 à C20), leurs sels et leurs précurseurs répondent à au moins un des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

## Références

- Ahrens, L., Barber, J.L., Xie, Z., Ebinghaus, R. 2009. Longitudinal and latitudinal distribution of perfluoroalkyl compounds in the surface water of the Atlantic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 43(9) :3122-3127. Publication en ligne en mars 2009.
- Arp, H.P.H., Niederer, C., Goss, K.-U. 2006. Predicting the partitioning behaviour of various fluorinated compounds. *Environ. Sci. Technol.* 40(23):7298-7304.
- Begley, T.H., White, K., Honigfort, P., Twaroski, M.L., Neches, R., Walker, R.A. 2005. Perfluorochemicals: Potential sources of and migration from food packaging. *Food Add Contam* 22(10):1023-1031.
- Benificemalouet, S., Blancou, H., Itier, J., Commeyras, A. 1991. An improved synthesis of perfluorocarboxylic acids. *Synthesis (Stuttg)*:647-648.
- Benninghoff, A.D., Field, J.A., Williams, D.E. 2007. In vitro and in vivo assessment of the estrogen activity of perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other structurally diverse perfluorinated chemicals. 46<sup>th</sup> Annual Meeting of the Society of Toxicology. Charlotte (NC), 25-29 mars.
- Berger, U., Herzke, D., 2006. Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAs) extracted from textile samples. *Organohal. Compd* 68:2023-2026.
- Bernett, M.K., Zisman, W.A. 1959. Wetting of low-energy solids by aqueous solutions of highly fluorinated acids and salts. *J. Phys. Chem.* 63:1911-1916.
- Blancou, H., Moreau, P., Commeyras, A. 1976. Preparation of perfluoroalkane carboxylic and sulfonic-acid derivatives by the action of metallic couples on perfluoroalkyl iodides in dimethyl sulfoxide. *J. Chem. Soc. Chem. Commun.*:885-886.
- Bossi, R., Riget, F.F., Dietz, R. 2005. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environ. Sci. Technol.* 39:7416-7422.
- Boudreau, T.M., Sibley, P., Mabury, S.A., Muir, D.C.G., Solomon, K. 2002. Toxicity of Perfluoroalkyl Carboxylic Acids of Different Chain Length to Selected Freshwater Organisms. In: Department of Environmental Biology, Master's Thesis; Guelph (Ont.) : Guelph University. p. 134.
- Boulanger, B., Peck, A.M., Schnoor, J.L., Hornbuckle, K.C. 2005a. Mass budget of perfluorooctane surfactants in Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 39:74-79.
- Boulanger, B., Vargo, J.D., Schnoor, J.L., Hornbuckle, K.C. 2005b. Evaluation of perfluorooctane surfactants in a wastewater treatment system in a commercial surface protection product. *Environ. Sci. Technol.* 39:5524-5530.
- Bradley, E.L., Read, W.A., Castle, L., 2007. Investigation into the migration potential of coating materials from cookware products. *Food Add Contam* 24(3):326-335.
- Butt, C.M., Stock, N.L., Mabury, S.A., Muir, D.C.G., Braune, B.M. 2007a. Prevalence of long-chain perfluorinated carboxylates in seabirds from the Canadian Arctic between 1975 and 2004. *Environ. Sci. Technol.* 41:3521-3528.
- Butt, C.M., Muir, D.C.G., Stirling, I., Kwan, M., Mabury, S.A. 2007b. Rapid response of Arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production. *Environ. Sci. Technol.* 41(1):42-49.

- Butt, C.M., Mabury, S.A., Kwan, M., Wang, X., Muir, D.C.G. 2008. Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(3):542-553.
- Canada. 1995. Politique de gestion des substances toxiques. Ottawa (Ont.) : sa Majesté la Reine aux droits du Canada (Environnement Canada). [réimpression en 2004]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=2EE9E1E8-1DC4-4886-93B1-D67A085FBAA3>
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33. Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- Conder, J.M., Hoke, R.A., de Wolf, W., Russell, M.H., Buck, R.C. 2008. Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 42:995-1003.
- Crozier, P., Furdul, V., Lucaciu, C., Stock, N., Mabury, S.A., Reiner, E. 2005. Detection of perfluoro-alkyl compounds (PFCs) in sewage treatment plant (STP) effluents and biosolids by liquid chromatography - tandem mass spectrometry. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Del Vento, S., Codling, G., Ahrens, L., Ebinghuas, R., Jones, K.C., Halsall, C.J. 2009. Perfluoroalkyl compounds in the Arctic marine system: air, snow, water and sea-ice. Présentation d'affiche lors de la SETAC North America, novembre 2009, Nouvelle-Orléans (LA).
- De Silva, A.O., Mabury, S.A. 2004. Isolating isomers of perfluorocarboxylates in polar bears (*Ursus maritimus*) from two geographical locations. *Environ. Sci. Technol.* 38:6538-6545.
- De Silva, A., Spencer, C., Scott, B., Sekela, M., Gledhill, M., Rondeau, B., Backus, S., Muir, D. 2009. Perfluoroalkyl phosphonic acids and polyfluoroalkyls phosphoric acids in Canadian rivers. Présentation d'affiche lors de la SETAC North America, novembre 2009, Nouvelle-Orléans (LA).
- Dietz, R., Bossi, R., Riget, F.F., Sonne, S., Born, E.W. 2008. Increasing perfluoroalkyl contaminants in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*): a new toxic threat to the Arctic bears. *Environ. Sci. Technol.* 42(7):2701-2707.
- Dinglasan, M.J.A., Mabury, S.A. 2005. Evidence of 8:2 OHFT production from the biodegradation of 8:2 telomer methacrylate under aerobic conditions. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Dinglasan, M.J.A., Ye, Y., Edwards, E.A., Mabury, S.A. 2004. Fluorotelomer alcohol biodegradation yields poly- and perfluorinated acids. *Environ. Sci. Technol.* 38:2857-2864.
- Dinglasan-Panlilio, M.J.A., Mabury, S.A. 2006. Significant residual fluorinated alcohols present in various fluorinated materials. *Environ. Sci. Technol.* 40(5):1447-1453.
- Dreyer, A., Weinberg, I., Temme, C., Ebinghaus, R. 2009. Polyfluorinated compounds in the atmosphere of the Atlantic and Southern Oceans: evidence for a global distribution. *Environ. Sci. Technol.* 43(17):6507-6514
- Ellis, D.A., Mabury, S.A., Martin, J.W., Stock, N.L. 2004a. Environmental Review of Other (non-C8) Perfluorocarboxylic Acids (PFCAs). Document préparé en vertu d'un contrat pour la Division des substances existantes d'Environnement Canada, Gatineau (Qc). 68 p.

- Ellis, D.A., Martin, J.W., De Silva, A.O., Mabury, S.A., Hurley, M.D., Sulbaek Andersen, M.P., Wallington, T.J. 2004b. Degradation of fluorotelomer alcohols: A likely source of perfluorinated carboxylic acids. *Environ. Sci. Technol.* 38:3316-3321.
- 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. Gatineau (Qc).
- Environnement Canada. 2005. Report on PFCAs results of notice issued under Section 71 CEPA for 2004 calendar year.
- Environnement Canada et Santé Canada. 2006. Substances nouvelles : mises à jour aux rapports d'évaluation des impacts sur l'environnement et la santé humaine – DSN n<sup>os</sup> 12763, 12798, 12863, 13211 et 13395.
- Fasano, W.J., Carpenter, S.C., Gannon, S.A., Snow, T.A., Stadler, J.C., Kennedy, G.L., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Hinderliter, P.M., Kemper, R.A., 2006. Absorption, distribution, metabolism, and elimination of 8-2 fluorotelomer alcohol in the rat. *Toxicol. Sci.* 91(2):341-355.
- Fasano, W.J., Carpenter, S.C., Gannon, S.A., Snow, T.A., Stadler, J.C., Kennedy, G.L., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Hinderliter, P.M., Kemper, R.A., 2008. Erratum: Absorption, distribution, metabolism, and elimination of 8-2 fluorotelomer alcohol in the rat. *Toxicol. Sci.* 102(2):455.
- Fontell, K., Lindman, B. 1983. Fluorocarbon surfactants - phase-equilibria and phase structures in aqueous systems of a totally fluorinated fatty-acid and some of its salts. *J. Phys. Chem.* 87:3289-3297.
- Furdui, V.I., Stock, N., Ellis, D.A., Butt, C.M., Whittle, D.M., Crozier, P.W., Reiner, E.J., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Spatial distribution of perfluoroalkyl contaminants in lake trout from the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 41(5):1554-1559.
- Furdui, V.I., Helm, P.A., Crozier, P.W., Lucaciu, C., Reiner, E.J., Marvin, C.H., Whittle, D.M., Mabury, S.A., Tomy, G.T. 2008. Temporal trends of perfluoroalkyl compounds with isomer analysis in lake trout from Lake Ontario (1979-2004). *Environ. Sci. Technol.* 42:4739-4744.
- Gauthier, S.A., Mabury, S.A. 2005. Aqueous photolysis of 8:2 fluorotelomer alcohol. *Environ. Toxicol. Chem.* 24:1837-1846.
- Gebbink, W.A., Burgess, N., Champoux, L., Elliot, J.E., Hebert, C.E., Martin, P., Wayland, M., Chip Weseloh, D.V., Wilson, L., Letcher, R.J. 2009a. Perfluoroalkyl compounds in the eggs of four species of gulls (*Larids*) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. SETAC North America, 30<sup>th</sup> Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- Gebbink, W.A., Hebert, C.E., Letcher, R.J. Perfluorinated carboxylates and sulfonates and precursor compounds in herring gull eggs from colonies spanning the Laurentian Great Lakes of North America. 2009b. *Environ. Sci. Technol.* 43:7443-7449.
- Goss, K.-U. 2008. The pKa values of PFOA and other highly fluorinated carboxylic acids. *Environ. Sci. Technol.* 42:456-458
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* 45:46-52.
- Gulkowska, A., Falandysz, J., Taniyasu, S., Bochentin, I., Ka So, M., Yamashita, N. 2005. Perfluorinated chemicals in blood of fish and waterfowl from Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Affiche présentée lors du Fluoros 2005 en août 2005.

- Guo, Z., Liu, X., Krebs, K.A., Roache, N.F. 2009. Perfluorocarboxylic acid content in 116 articles of commerce. EPA/600/R-09/33. Research Triangle Park (NC) : U.S. Environmental Protection Agency.
- Hagen, D.F., Belisle, J., Johnson, J.D., Venkateswarlu, P. 1981. Characterization of fluorinated metabolites by a gas chromatographic-helium microwave plasma detector—The biotransformation of 1H,1H,2H,2H-perfluorodecanol to perfluorooctanoate. *Anal. Biochem.* 118(2):336-343.
- Hare, E.F., Shafrin, E.G., Zisman, W.A., 1954. Properties of films of adsorbed fluorinated acids. *J Phys Chem* 58(3):236-239.
- Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B., Gabrielsen, G.W. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environ. Pollut.* 148:360-371.
- Herbst, L., Hoffmann, H., Kalus, J., Reizlein, K., Schmelzer, U., Ibel, K. 1985. Small-angle neutron-scattering on nematic lyotropic liquid-crystals. *Berichte der Bunsengesellschaft für physikalische Chemie* 89(10):1050-1064.
- Higgins, C.P., Field, J.A., Criddle, C.S., Luthy, R.G. 2005. Quantitative determination of perfluorochemicals in sediments and domestic sludge. *Environ. Sci. Technol.* 39:3946-3956.
- Higgins, C.P., Luthy, R.G. 2006. Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ. Sci. Technol.* 40:7251-7256.
- Higgins, C.P., McLeod, P.B., MacManus-Spencer, L.A., Luthy, R.G. 2007. Bioaccumulation of perfluorochemicals in sediments by the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Environ. Sci. Technol.* 41:4600-4606.
- Hoke, R., Bouchelle, L., Ferrell, B., Sloman, T., Rivenbark, J. 2009. Comparative acute toxicity of a suite of polyfluorinated acids to green algae, an invertebrate and freshwater fish. Présentation d'affiche lors de la SETAC North America, 30<sup>th</sup> Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- Holmström, K.E., Berger, U. 2008. Tissue distribution of perfluorinated surfactants in common guillemot (*Uria aalge*) from the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 42:5879-5884.
- Hori, H., Yamamoto, A., Hayakawa, E., Taniyasu, S., Yamashita, N., Kutsuna, S., Kiatagawa, H., Arakawa, R. 2005a. Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant. *Environ. Sci. Technology* 39:2383-2388.
- Hori, H., Yamamoto, A., Katsuna, S. 2005b. Efficient photochemical decomposition of long-chain perfluorocarboxylic acids by means of an aqueous/liquid CO<sub>2</sub> biphasic system. *Environ. Sci. Technol.* 39:7692-7697.
- Hori, H., Nagaoka, Y., Murayama, M., Kutsuna, S. 2008. Efficient decomposition of perfluorocarboxylic acids and alternative fluorochemical surfactants in hot water. *Environ. Sci. Technol.* 42(19):7238-7443.
- Houde, M., Wells, R.S., Fair, P.A., Bossart, G.D., Hohn, A.A., Rowles, T.K., Sweeney, J.C., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2005. Polyfluoroalkyl compounds in free-ranging dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 39:6591-6598.
- Houde, M., Bujas, T.A.D., Small, J., Wells, R.S., Fair, P.A., Bossart, G.D., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2006a. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ. Sci. Technol.* 40:4138-4144.
- Houde, M., Martin, J.W., Letcher, R.J., Solomon, K.R., Muir, D.G. 2006b. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ. Sci. Technol.* 40:3463-3473.

- Houde, M., Balmer, B.C., Brandsma, S., Wells, R.S., Rowles, T.K., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2006. Perfluoroalkyl compounds in relation to life-history and reproductive parameters in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota Bay, Florida, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(9): 2405-2412.
- Huang, B.-N., Haas, A., Lieb, M. 1987. A new method for the preparation of perfluorocarboxylic acids. *J Fluor Chem* 36:49-62.
- Hurley, M.D., Andersen, M.P.S., Wallington, T.J., Ellis, D.A., Martin, J.W., Mabury, S.A. 2004. Atmospheric chemistry of perfluorinated carboxylic acids: reaction with OH radicals and atmospheric lifetimes. *J. Phys. Chem. A* 108:615-620.
- Ishibashi, H., Iwata, H., Kim, E.-Y., Tao, L., Kannan, K., Tanabe, S., Batoev, V., Petrov, E. 2008a. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 2. molecular characterization, expression level, and transcriptional activation of peroxisome proliferator-activated receptor  $\alpha$ . *Environ. Sci. Technol.* 42:2302-2308.
- Ishibashi, H., Iwata, H., Kim, E.-Y., Tao, L., Kannan, K., Amano, M., Miyazaki, N., Tanabe, S., Batoev, V.B., Petrov, E. 2008b. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 1. Residue level, tissue distribution, and temporal trend. *Environ. Sci. Technol.* 42:2295-2301.
- Ishikawa, N., Takahashi, M., Sato, T., Kitazume, T. 1983. Ultrasound-promoted direct carboxylation of perfluoroalkyl iodides. *J Fluor Chem* 22:585-587.
- Ikawa, Y., Tsuru, S., Murata, Y., Okawauchi, M., Shigematsu, M., Sugihara, G. 1988. A pressure and temperature study on solubility and micelle formation of sodium perfluorodecanoate in aqueous-solution. *J Solution Chem* 17:125-137.
- Kaiser, M.A., Larsen, B.S., Kao, C.-P., Buck, R.C. 2005. Vapor pressures of perfluorooctanoic, -nonanoic, -decanoic, -undecanoic, and -dodecanoic acids. *J Chem Eng Data* 50:1841-1843.
- Kannan, K., Yun, S.H., Evans, T.J. 2005. Chlorinated, brominated and perfluorinated contaminants in livers of polar bears from Alaska. *Environ. Sci. Technol.* 39:9057-9063.
- Kauck, E.A., Diesslin, A.R. 1951. Some properties of perfluorocarboxylic acids. *Ind Eng Chem* 43:2332-2334.
- Katz, S., Muir, D., Gamberg, M. 2009. Bioaccumulation of perfluorinated compounds in the vegetation-caribou-wolf food chain. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 215-220.
- Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., McLachlan, M.S. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2324-2336.
- Key, B.D., Howell, R.D., Criddle, C.S. 1997. Fluorinated organics in the biosphere. *Environ. Sci. Technol.* 31:2445-2454.
- Kissa, E. 1994. Fluorinated Surfactants. Synthesis Properties Applications. New York (NY) : Marcel Dekker, Inc.
- Klevens, H.B., Raison, M. 1954. Association dans les perfluoroacides. III. Études des tensions superficielles. *J Chim Phys Physicochim Biol* 51.
- Knudsen, L.B., Borgå, K., Jørgensen, E.H., van Bavel, B., Schlabach, M., Verreault, J., Gabrielsen, G.W. 2007. Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): levels, relationships to dietary descriptors and blood to liver comparison. *Environ. Pollut.* 146:25-33.

Kudo, N., Iwase, Y., Okayachi, H., Yamakawa, Y., Kawashima, Y. 2005. Induction of hepatic peroxisome proliferation by 8-2 telomer alcohol feeding in mice: formation of perfluorooctanoic acid in the liver *Toxicol. Sci.* 85(2):231-238.

Kunieda, H., Shinoda, K. 1976. Krafft points, critical micelle concentrations, surface tension, and solubilizing power of aqueous solutions of fluorinated surfactants. *J Phys Chem* 80(22):2468-2470.

Lange, C.C. 2002. Biodegradation screen study for telomer-type alcohols. Minneapolis (MN) : Pace Analytical Services. U.S. Environmental Protection Agency public docket AR226-1149

Lehlmer, H.-J., Oyewumi, M.-O., Jay, M., Bummer, P.M. 2001. Behaviour of partially fluorinated carboxylic acids at the air-water interface. *J Fluor Chem* 107:141-146.

Leonel, J., Kannan, K., Tao, L., Fillmann, G., Montone, R.C. 2008. A baseline study of perfluorochemicals in Franciscana dolphins and Subantarctic fur seal from coastal waters of southern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 56:770-797.

Li, X., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Li, M., Zhang, H., Liu, D., Lam, P.K.S., Yamashita, N., Dai, J. 2008. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in the Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) from China. *Environ. Sci. Technol.* 42:7078-7083.

Liu, J., Lee, L.S., Nies, L.F., Nakastu, C.H., Turco, R. 2007. Biotransformation of 8:2 fluorotelomer alcohol in soil and by soil bacteria cultures. *Environ. Sci. Technol.* 41:8024-8030.

Liu, W., Chen, S., Quan, X., Jin, Y.-H. 2008. Toxic effect of serial perfluorosulfonic and perfluorocarboxylic acids on the membrane system of a freshwater alga measured by flow cytometry. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(7):1597-1604.

Loewen, M., Halldorson, T., Wang, F., Tomy, G. 2005. Fluorotelomer carboxylic acids and PFOS in rainwater from an urban centre in Canada. *Environ. Sci. Technol.* 39:2944-2951.

Loewen, M., Wania, F., Wang, F., Tomy, G. 2008. Altitudinal transect of atmospheric and aqueous fluorinated organic compounds in western Canada. *Environ. Sci. Technol.* 42(7):2374-2379.

Löfstrand, K., Jörundsdóttir, H., Tomy, G., Svavarsson, J., Weihe, P., Nygård, T., Bergman, Å. 2008. Spatial trends of polyfluorinated compounds in guillemot (*Uria aalge*) eggs from north-western Europe. *Chemosphere* 72(10):1475-1480.

Lucaciu, C., Furdui, V., Crozier, P., Marvin, C., Reiner, E., Wania, F., Mabury, S.A. 2004. Temporal study of perfluorinated alkyl substances in Niagara River suspended sediments. SETAC North America 26th Annual Meeting 2004, November 3–17.

Mackay, D., Fraser, A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environ. Pollut.* 110:375-391.

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

Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2003b. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 22:196-204.

Martin, J.W., Smithwick, M.M., Braune, B.M., Hoekstra, P.F., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2004a. Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 38:373-380.

Martin, J.W., Whittle, M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2004b. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 38:5379-5385.

Martin, J.W., Mabury, S.A., O'Brien, P.J. 2005. Metabolic products and pathways of fluorotelomer alcohols in isolated rat hepatocytes. *Chem.Biol. Interact.* 155:165-180.

Mawn, M.P., McKay, R.G., Ryan, T.W., Szostek, B., Powley, C.R., Buck, R.C. 2005. Determination of extractable perfluorooctanoic acid (PFOA) in water, sweat simulant, saliva simulant, and methanol from textile and carpet samples by LC/MS/MS. *Analyst* 130(5):670-678.

Mekenyan, O., Dimitrov, S., Temelkov, S. 2002. PFOS metabolic pathways and metabolic distributions: Generated by catabolic simulator (2001–2002). Résultats compilés et révisés par P. Robinson, Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Qc).

Moody, C.A., Martin, J.W., Kwan, W.C., Muir, D.C.G., Mabury, S.C. 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.

Moroi, Y., Yano, H., Shibata, O., Yonemitsu, T. 2001. Determination of acidity constants of perfluoroalkanoic acids. *Bull. Chem. Soc. Jpn.* 74:667-672.

Mukerjee, P., Handa, T. 1981. Adsorption of fluorocarbon and hydrocarbon surfactants to air-water, hexane-water, and perfluorohexane-water interfaces: relative affinities and fluorocarbon-hydrocarbon nonideality effects. *J. Phys. Chem.* 85:2298-2303.

Myers, A.L., Crozier, P.W., Helm, P.A., Reiner, E.J., Burniston, D., Marvin, C.H., McCarry, B.E. 2009. Spatial distribution and temporal trends of perfluorinated compounds in Great Lakes sediments and surface waters. Présentation d'affiche à la SETAC North America, 30<sup>th</sup> Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).

Nabb, D.L., Szostek, B., Himmelstein, M.W., Mawn, M.P., Gargas, M.L., Sweeney, L.M., Stadler, J.C., Buck, R.C., Fasano, W.J. 2007. *In vitro* metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: Interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicol. Sci.* 100(2):333-344.

Nakayama, K., Iwata, H., Tao, L., Kannan, K., Imoto, M., Kim, E.-Y., Tashiro, K., Tanabe, S. 2008. Potential effects of perfluorinated compounds in common cormorants from Lake Biwa, Japan: an implication from the hepatic gene expression profiles by microarray. *Environ. Toxicol. Chem.* 27:2378-2386.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2007. Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, related compounds and chemicals that may degrade to PFCA (as revised in 2007). Paris : OCDE. ENV/JM/MONO (2006)15.

Powley, C.R., Michalczyk, M.J., Kaiser, M.A., Buxton, L.W. 2005. Determination of perfluorooctanoic acid (PFOA) extractable from the surface of commercial cookware under simulated cooking conditions by LC/MS/MS. *Analyst* 130(9):1299-1302.

Powley, G.R., George, S.W., Russell, M.H., Hoke, R.A., Buck, R.C. 2008. Polyfluorinated chemicals in a spatially and temporally integrated food web in the Western Arctic. *Chemosphere* 70:664-672.

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

Scott, B.F., Spencer, C., Moody, C.A., Martin, J.W., Mabury, S.A., Mactavish, D., Muir, D.C.G. 2003. Determination of perfluoroalkanoic acids in the aquatic environment. Affiche présentée lors de la SETAC Europe 23rd Annual Meeting, Hambourg (Allemagne).

- Scott, B.F., Moody, C.A., Spencer, C., Small, J.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2006a. Analysis for perfluorocarboxylic acids/anions in surface waters and precipitation using GC-MS and analysis of PFOA from large-volume samples. *Environ. Sci. Technol.* 40:6405-6410.
- Scott, B.F., Spencer, C., Mabury, S.A., Muir, D.C.G. 2006b. Poly and perfluorinated carboxylates in North American precipitation. *Environ. Sci. Technol.* 40(23):7167-7174.
- Shoeib, M., Harner, T., Wilford, B.H., Jones, K.C., Zhu, J. 2005. Polyfluorinated compounds in the home: levels in air and dust and human exposure. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Shoeib, M., Harner, T., Vlahos, P. 2006. Perfluorinated chemicals in the Arctic atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 40(24):7577-7583.
- Sigma-Aldrich Canada Ltd. 2004. Fiche signalétique : Nonadecafluorodecanoic acid, code produit 177741. Oakville (Ont.)
- Simecik, M.F., Dorweiler, K.J. 2005. Ratio of perfluorochemical concentrations as a tracer of atmospheric deposition to surface waters. *Environ. Sci. Technol.* 39:8678-8683.
- Sinclair, E., Kannan, K. 2006. Mass loading and fate of perfluoroalkyl surfactants in wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Technol.* 40(5):1408-1414.
- Sinclair, E., Kim, S.K., Akinleye, H.B., Kannan, K. 2007. Quantitation of gas-phase perfluoroalkyl surfactants and fluorotelomer alcohols released from nonstick cookware and microwave popcorn bags. *Environ. Sci. Technol.* 41(4):1180-1185.
- Smithwick, M., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Sonne, C., Martin, J.W., Born, E.W., Dietz, R., Derocher, A.E., Letcher, R.J., Evans, T.J., *et al.* 2005a. Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ. Sci. Technol.* 39:5517-5523.
- Smithwick, M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Martin, J.W., Sonne, C., Born, E.W., Letcher, R.J., Dietz, R. 2005b. Perfluoroalkyl contaminants in liver tissue from east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 24:981-986.
- Smithwick, M., Norstrom, R.J., Mabury, S.A., Solomon, K., Evans, T.J., Stirling, I., Taylor, M.K., Muir, D.C.G. 2006. Temporal trends of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) from two locations in the North American Arctic, 1972-2002. *Environ. Sci. Technol.* 40(4):1139-1143.
- So, M.K., Taniyasu, S., Yamashita, N., Giesy, J.P., Zheng, J., Fang, Z., Im, S.H., Lam, P.K. 2004. Perfluorinated compounds in coastal waters of Hong Kong, South China, and Korea. *Environ. Sci. Technol.* 38(15):4056-4063
- Sonne, C., Bossi, R., Dietz, R., Leifsson, P.S., Rigét, F.F., Born, E.W. 2007. Potential correlation between perfluorinated acids and liver morphology in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Toxicol. Environ. Chem.* 90(2):275-283.
- Stern, G.A. 2009. Temporal trend studies of trace metals and halogenated organic contaminants (HOCs), including new and emerging persistent compounds, in Mackenzie River burbot, Fort Good Hope, NWT. *In* : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 164-171.
- Stevenson, C.N., MacManus-Spencer, L.A., Luckenbach, T., Luthy, R.G., Epel, D. 2006. New perspectives on perfluorochemical ecotoxicology: inhibition and induction of an efflux transporter in the marine mussel, *Mytilus californianus*. *Environ. Sci. Technol.* 40:5580-5585.

- Stevenson, R. 2006. DRAFT State of the science review of the bioaccumulation of non C8 perfluorocarboxylic acids (PFCAs). Environnement Canada.
- Stock, N.L., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2005. Temporal trends of polyfluorinated sulphonamides and telomer alcohols in Toronto: results of a long-term sampling campaign. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Stock, N.L., Furdui, V.I., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian Arctic: evidence of atmospheric transport and local contamination. *Environ. Sci. Technol.* 41:3529-3536.
- Strynar, M.J., Lindstrom, A.B. 2005. Perfluorinated compounds in archived house dust samples. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Taniyasu, S., Kannan, K., So, M.K., Gulkowska, A., Sinclair, E., Okazawa, T., Yamashita, N. 2005. Analysis of fluorotelomer alcohols, fluorotelomer acids, and short- and long-chain perfluorinated acids in water and biota. *J Chromatog A* 1093(1-2):89-97.
- Tominaga, N., Kohra, S., Iguchi, T., Arizono, K. 2004. Effects of perfluoro organic compound toxicity on nematode *Caenorhabditis elegans* fecundity. *J. Health Sci.* 50:545-550.
- Tomy, G., Pleskach, K., Rosenberg, B., Stern, G. 2009a. Temporal trends of halogenated chemicals of emerging concern in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from Hendrickson Island and Pangnirtung. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 99-107.
- Tomy, G., Rosenberg, B., Pleskach, K., Fisk, A., Ferguson, S., Muir, D., Marvin, C. 2009b. Trophodynamics of some BFRs, PFCs current use pesticides and legacy persistent organic pollutants in a marine food web from Cumberland Sound. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 209-214.
- Tomy, G.T., Pleskach, K., Ferguson, S.H., Hare, J., Stern, G., MacInnis, G., Marvin, C.H., Loseto, L. 2009c. Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environ. Sci. Technol.* 43:4076-4081
- Tseng, C.-L., Liu, L.-L., Chen, C.-M., Ding, W.-H. 2006. Analysis of perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in water and biological tissue samples by liquid-chromatography-ion trap mass spectrometry. *J Chromatog A* 1105(1-2):119-126.
- van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Jauniaux, T., Bouquegneau, J.M., Blust, R., De Coen, W. 2003. Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals. *Environ. Sci. Technol.* 37:5545-5550.
- van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Sieber, U., Bouquegneau, J.M., Blust, R., De Coen, W.M. 2004. Baseline study of perfluorochemicals in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from northern Europe. *Mar. Pollut. Bull.* 48:986-1008.
- van de Vijver, K.I., Hoff, P., Das, K., Brasseur, S., Van Dongen, W., Esmans, E., Reijnders, P., Blust, R., De Coen, W. 2005. Tissue distribution of perfluorinated chemicals in harbor seals (*Phoca vitulina*) from the Dutch Wadden Sea. *Environ. Sci. Technol.* 39:6878-6884.
- van de Vijver, K.I., Holsbeek, L., Das, K., Blust, R., Joiris, C., de Coen, W. 2007. Occurrence of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated alkylated substances in harbour porpoises from the Black Sea. *Environ. Sci. Technol.* 41:315-320

- van den Heuvel-Greve, M., Leonards, P., Brasseur, S., Kotterman, M., Zabel, A., Vethaak, D. 2009. Bioaccumulation of perfluorinated compounds in a harbour seal food web of the Westerschelde, the Netherlands: a field study. Présentation d'affiche lors de la SETAC North America, 30<sup>th</sup> Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- van Leeuwen, S.P.J., Kärman, A., Van Bavel, B., De Boer, J., Lindstrom, G. 2006. Struggle for quality in determination of perfluorinated contaminants in environmental and human samples. *Environ. Sci. Technol.* 40(24):7854-7860.
- Verreault, J., Houde, M., Gabrielsen, G.W., Berger, U., Haukäs, M., Letcher, R.J., Muir, D.C.G. 2005. Perfluorinated alkyl substances in plasma, liver, brain, and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 39(19):7439-7445.
- Verreault, J., Berger, U., Gabrielsen, G.W. 2007. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983–2003. *Environ. Sci. Technol.* 41(19):6671-6677.
- Wang, J., Ober, C.K. 1999. Solid state crystalline and liquid crystalline structure of semifluorinated 1-bromoalkane compounds. *Liq Cryst* 26:637.
- Wang, N., Szostek, B., Buck, R.C., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Capka, V., Berti, W.R., Gannon, J.T. 2005a. Fluorotelomer alcohol biodegradation – direct evidence that perfluorinated carbon chains break down. *Environ. Sci. Technol.* 39:7516-7528.
- Wang, N., Szostek, B., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Capka, V., Buck, R.C., Berti, W.R., Gannon, J.T. 2005b. Aerobic biotransformation of <sup>14</sup>C-labeled 8-2 telomer B alcohol by activated sludge from a domestic sewage treatment plant. *Environ. Sci. Technol.* 39:531-538.
- Wang, Y., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Yamashita, N., Lam, J.C.W., Lam, P.K.S. 2008. Perfluorooctane sulfonate and other fluorochemicals in waterbird eggs from South China. *Environ. Sci. Technol.* 42:8146-8151.
- 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., *et al.* 2006. Formation of C<sub>7</sub>F<sub>15</sub>COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8:2 fluorotelomer alcohol. *Environ. Sci. Technol.* 40:924-930.
- Wania, F. 2007. A global mass balance analysis of the source of perfluorocarboxylic acids in the Arctic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 41:4529-4535.
- Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaite, S.K., Buck, R.C., Buxton, L.W., Clewell, H.J., Haroun, L.A., Kester, J.E., Rickard, R.W., Shipp, A.M., 2005. Exposure assessment and risk characterization for perfluorooctanoate in selected consumer articles. *Environ. Sci. Technol.* 39(11):3904-3910.
- Waterland, R.L., Gannon, J., Kaiser, M.A., Botelho, M.A., Harding, T.W., Ellison, G.B., Vaida, V., Tuck, A.F., Murphy, D.M. 2005. Global transport of biogenic and anthropogenic surfactants on marine aerosols. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005. Affiche ENV016.
- Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Okazawa, T., Petrick, G., Gamo, T. 2004. Analysis of perfluorinated acids at parts-per-quadrillion levels in seawater using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 38(21):5522-5528.
- Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Patrick, G., Gamo, T. 2005. A global survey of perfluorinated acids in oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 51:658-668.
- Yeung, L.W.Y., Loi, E.I.H., Wong, V.Y.Y., Guruge, K.S., Yamanaka, N., Tanimura, N., Hasegawa, J., Yamashita, N., Miyazaki, S., Lam, P.K.S. 2009a. Biochemical responses and accumulation properties of

long-chain perfluorinated compounds (PFOS/PFDA/PFOA) in juvenile chickens (*Gallus gallus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57:377-386.

Yeung, L.W.Y., Miyake, Y., Peng, L., Taniyasu, S., Kannan, K., Guruge, K.S., Lam, P.K.S., Yamashita, N. 2009b. Comparison of total fluorine, extractable organic fluorine and perfluorinated compounds in the blood of wild and perfluorooctanoate (PFOA)-exposed rats: evidence for the presence of other organofluorine compounds. *Anal. Chim. Acta* 635:108-114.

Yeung, L.W.Y., Miyake, Y., Wang, Y., Taniyasu, S., Yamashita, N., Lam, P.K.S. 2009c. Total fluorine, extractable organic fluorine, perfluorooctane sulfonate and other related fluorochemicals in liver of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) and finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from South China. *Environ. Pollut.* 157:17-23.

Yoo, H., Kannan, K., Kim, S.K., Lee, K.T., Newsted, J.L., Giesy, J.P. 2008. Perfluoroalkyl acids in the egg yolk of birds from Lake Shihwa, Korea. *Environ. Sci. Technol.* 42:5821-5827.

Young, C.J., Furdui, V.I., Franklin, J., Koerner, R.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Perfluorinated acids in Arctic snow: new evidence for atmospheric formation. *Environ. Sci. Technol.* 41:3455-3461.

**Annexe 1 : Liste des APFC à longue chaîne (C9 à C20), de leurs sels et de leurs précurseurs**

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
65530-63-4	2,2'-Iminodiéthanol, composé (2:1) avec le $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
375-95-1	Acide heptadécafluorononan-1-oïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
335-76-2	Acide nonadécafluorodécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
2058-94-8	Acide hénéicosafleuroundécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
307-55-1	Acide tricosafleurorodécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
72629-94-8	Acide pentacosafleurotridécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
376-06-7	Acide heptacosafleurotétradécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
141074-63-7	Acide nonacosafleuropentadécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
67905-19-5	Acide perfluoropalmitique	APFC à longue chaîne
57475-95-3	Acide perfluoroheptadécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
16517-11-6	Acide perfluorostéarique	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
133921-38-7	Acide perfluorononadécanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
68310-12-3	Acide nonatriacontafluoroéicosanoïque	APFC à longue chaîne Absent de la LIS
65530-64-5	2,2'-iminodiéthanol, composé (1:1) avec l' $\alpha,\alpha'$ -[phosphinicobis(oxyéthylène)]bis[ $\omega$ -fluoropoly(difluorométhylène)]	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-69-0	$\alpha$ -[2-[(2-carboxyéthyl)thio]éthyl]- $\omega$ -fluoropoly(difluorométhylène), sel de lithium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
65530-70-3	$\alpha,\alpha'$ -[phosphinicobis(oxyéthylène)]bis[ $\omega$ -fluoropoly(difluorométhylène)], sel d'ammonium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-71-4	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène), sel de monoammonium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-72-5	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène),	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
	sel de diammonium	
65530-74-7	2,2'-iminodiéthanol, composé (1:1) avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ - [2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-83-8	$\alpha$ -[2-[(2-carboxyéthyl)thio]éthyl]- $\omega$ -fluoropoly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
65545-80-4	Éther d' $\alpha$ -hydro- $\omega$ -hydroxypoly(oxyéthylène) (1:1) avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ - (2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré
68187-25-7	Acides <i>N</i> -[3-(diméthylamino)propyl]-2(ou 3)-[( $\gamma$ - $\omega$ -perfluoro- C <sub>6-20</sub> -alkyl)thio]succinamiques	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
68187-47-3	Acide 2-méthylpropane-1-sulfonique, dérivés 2- {[( $\gamma$ - $\omega$ -perluoroalkyl en C <sub>4-16</sub> ) thio]propionamidés}, sel de sodium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
68391-08-2	$\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalcools en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
68412-68-0	Dérivés perfluoroalkyles en C <sub>6-12</sub> de l'acide phosphonique	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
68412-69-1	Dérivés bis(perfluoroalkyle en C <sub>6-12</sub> ) de l'acide phosphinique	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
68891-05-4	Citrate d' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ - (2-hydroxyéthyl)poly(tétrafluoroéthylène), produits de réaction avec le diisocyanate d'hexane-1,6-diyle	Précurseur d'APFC > 8

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
86508-42-1	Composés perfluorés en C <sub>5-18</sub>	Précurseur d'APFC > 8
865-86-1	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénécosafluorododécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
2144-54-9	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénécosafluorododécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
4980-53-4	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
6014-75-1	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
17741-60-5	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénécosafuorododécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
39239-77-5	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
59778-97-1	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-tritriacontafuorooctadécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
60699-51-6	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
65104-65-6	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,20-heptatriacontafluoroéicosanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
65104-66-7	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,20-heptatriacontafluoroéicosyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
65104-67-8	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-tritriacontafluorooctadécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
115592-83-1	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénécosafluorododécyle polymérisé avec l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-héptadécafluorodécyle, l'acrylate d'hexadécyle, le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide et l'acrylate d'octadécyle, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle et l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
85631-54-5	Acide propène-2-oïque, esters de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
144031-01-6	Acrylate de dodécyle, polymérisé avec le (1-oxopropén-2-yl)carbamate de butyle et l'acrylate de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoro-C <sub>8-14</sub> -alkyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
65530-59-8	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate (3:1)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65530-66-7	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
65605-56-3	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate diacide	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65605-57-4	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate acide	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65605-58-5	Méthacrylate de dodécyle polymérisé avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
65605-70-1	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -{2-[(1-oxopropén-2-yl)oxy]éthyl}poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
65636-35-3	Sulfate de <i>N,N</i> -diéthyl-2-(méthacryloyloxy)- <i>N</i> -méthyléthaniminium et de méthyle, polymérisé avec le méthacrylate de 2-éthylhexyle, l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène), le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle et le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
68239-43-0	Méthacrylate de 2-éthylhexyle polymérisé avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène), le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle et le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8
71002-41-0	Hydroxyde d' $\alpha$ -{2-acétoxy-2-[(carboxyméthyl)diméthylammonio]éthyl}- $\omega$ -fluoropoly(difluoroéthylène), sel interne	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré
110053-43-5	1,3,5-tris(6-isocyanatohexyl)biuret, produits de réaction avec le 3-chloropropane-1,2-diol et l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-ydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorouréthane
123171-68-6	$\alpha$ -{2-acétoxy-3-(carboxyméthyl)diméthylammonio]propyl}- $\omega$ -fluoropoly(difluorométhylène), hydroxyde, sel interne	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré
125328-29-2	Méthacrylates d'alkyles en C <sub>10-16</sub> , polymérisés avec le méthacrylate de 2-hydroxyméthyle, le méthacrylate de méthyle et un acrylate de perfluoro-C <sub>8-14</sub> -alkyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
129783-45-5	Acide méthacrylique, esters d'alkyles en C <sub>10-16</sub> , polymérisés avec le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle, le méthacrylate de méthyle et l'acrylate de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
148878-17-5	Méthacrylates d'alkyles en C <sub>2-18</sub> polymérisés avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(acryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène) et le chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester Absent de la LIS
70983-60-7	2-hydroxy- <i>N,N,N</i> -triméthylpropan-1-aminium, dérivés 3- $\{[\gamma$ - $\omega$ -perfluoro(C <sub>6-20</sub> -alkyle)]thio $\}$ , chlorures	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
148240-84-0	Dérivés 2,2-bis $\{[(\gamma$ - $\omega$ -perfluoro-C <sub>4-10</sub> -alkyl)thio]méthyle $\}$ de 1,3-propanediol, phosphates	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
203743-03-7	Méthacrylate d'hexadécyle polymérisé avec le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle, l'acrylate de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyle en C <sub>10-16</sub> et le méthacrylate de stéaryle	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
277752-44-0	Acide 6-[(di-2-propénylamino)carbonyl](1R, 6R)-3-cyclohexène-1-carboxylique, produits de réaction avec le télomère pentafluoriodoéthane-tétrafluoroéthylène, sels d'ammonium	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
333784-46-6	Polymère greffé de copolymère méthacrylate d'alkyle-anhydride maléique-méthacrylate de 2- $\{[($ (mercaptoéthyl)oxy)carbonyl]aminoéthyle et de copolymère méthacrylate d'octadécyle-acrylate de 2-perfluoro(alkyl(C=6,8,10,12,14))éthyle	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
333784-44-4	Poly[méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle, méthacrylate de 2,3-dihydroxypropyle, méthacrylate de hydroxypoly(2-23)(oxypropylène), méthacrylate de méthoxypoly(2-23)(oxyéthylène), acrylate de 2-(perhalo(alkyl(C=6,8,10,12,14)))]	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
70983-59-4	$\alpha$ -méthyl- $\omega$ -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers 2-hydroxy-3-[( $\gamma$ - $\omega$ -perfluoro-C <sub>6-20</sub> -alkyl)thio]propyliques	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
A11863-1	Acrylate de poly(acrylate d'alkyle-co-2-[perfluoro(alkyl(C=6,8,10,12,14))]éthyle-co-hydroxyméthylcarbamoylethylène-co-(méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle)-co-(méthacrylate de 2,3 époxypropyle)-co-(méthacrylate de 2-éthylhexyle)	Précurseur d'APFC > 8
A13216-4	Méthacrylate d'hexadécyle, polymérisé avec l' $\alpha$ -fluoro-[2-[(1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), le 2-propénoate d'octadécyle, le 1,1-dichloroéthane, le 2-méthyl-2-propénoate de 2-hydroxyéthyle, le N-(hydroxyméthyl)-2-propénamide et l' $\alpha$ -(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)-hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediyle)	Précurseur d'APFC > 8

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
A13498-7	Produit de la réaction de polymérisation de l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-{(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)-oxy}éthyl]poly(difluorométhylène), du méthacrylate de (diéthylamino)éthyle, de l'acide éthanoïque et du 2,2'-azobis(2,4-diméthylvaléronitrile)	Précurseur d'APFC > 8
A13887-0	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec l' $\alpha$ fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' $\alpha$ -méthyl- $\omega$ -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8
A14064-6	Copolymère acrylate d'alkyle-acrylate de perfluoroalkyléthyle-dérivé d'acide alkylacrylique substitué-dérivé d'acide méthacrylique alkylé-halogénure de vinyle	Précurseur d'APFC > 8
A15736-4	Acrylates de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoro-alkyles en C <sub>8-14</sub> , polymérisés avec du méthacrylate de perfluoro(C <sub>6</sub> -C <sub>12</sub> )alkyléthyle, du stéarylacrylate, de la N-méthylolméthacrylamine, du glycidylméthacrylate et du chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8
N° CAS non déterminé	Trichloro(perfluoroalkyléthyl)silane	Précurseur d'APFC > 8
N/A2	2-oxépanone, polymérisé avec du 2,4-diisocyanato-1-méthylbenzène, du méthyloxirane et de l'oxirane, séquencé, du 1-décanol et de la 1H-imidazole-1-propanamine et des $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalcools en C <sub>8-14</sub> séquencés	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
34395-24-9	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate Absent de la LIS
174125-96-3	Méthacrylate de 2-(diméthylamino)éthyle, polymérisé avec l'acrylate de $\delta$ - $\omega$ -perfluoroalkyle en C <sub>10-16</sub> et l'acétate de vinyle	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
182700-77-2	Siloxanes et silicones, diméthyl-, terminés avec un groupement hydroxy, polymérisés avec l'acide tétradécanedioïque, terminés avec le 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13-tricosafuorotridécan-1-ol	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
118102-37-7	$\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalcools en C <sub>8-14</sub> , produits de réaction avec l'épichlorhydrine, l'éther polyéthylène glycol monométhylique et le diamide <i>N,N'</i> ,2-tris(6-isocyanatohexyl)imidodicarbonique	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS
118102-38-8	$\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalcools en C <sub>8-14</sub> , produits de réaction avec l'épichlorhydrine, le tétrahydrofurane homopolymérisé et le diamide <i>N,N'</i> ,2-tris(6-isocyanatohexyl)imidodicarbonique diamide	Précurseur d'APFC > 8 Absent de la LIS

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
119973-85-2	2-méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle polymérisé avec l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénicosafuorododécyle, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadécafluorodécyle, le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécyle, l'acrylate d'octadécyle et l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate Absent de la LIS
178233-67-5	Acrylate d'hexahydroperfluoroalkyle en C <sub>6-12</sub> polymérisé avec l'acrylate de lauryle et l'acroylbutyluréthane	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate Absent de la LIS
178535-23-4	Esters d'acides gras d'huile de lin et de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères Absent de la LIS
n.d.	Esters d'acides gras d'huile de canola et de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères
n.d.	Esters d'acides gras d'huile de soja et de $\gamma$ - $\omega$ -perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub>	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères
n.d.	Poly {styrène-co- {bis {3-[perfluoroalkyl(C=6,8,10,12,14,16)]-2-hydroxypropyl} maléate} -co-(méthacrylate d'éthyle)-co-(méthacrylate d'éthyle)}	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
n.d.	Poly(acrylate d'octadécyle)-co-acrylate de 2-[perfluoro[alkyl(C=6,8,10,12,14)]éthyle-co-hydroxyméthylcarbamoyléthylène-co-(méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle)-co-chlorure de vinyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
n.d.	(Diméthyl)(hydrogénométhyl)polysiloxanes, produit de réaction avec des alcools en C <sub>8-14</sub> et l'éther monoéthylique d' $\alpha$ - $\omega$ -perfluoropolyéthylèneglycol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
n.d.	(Diméthyl)(hydrogénométhyl)polysiloxanes, produit de réaction avec des alcools en C <sub>8-14</sub> , l'éther monoéthylique d' $\alpha$ $\omega$ -perfluoropolyéthylèneglycol et le 1-octène	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
375-95-1	Acide heptadécafluorononan-1-oïque	APFC > 8 Acide perfluorocarboxylique Absent de la LIS
4149-60-4	Acide heptadécafluorononanoïque, sel d'ammonium	APFC > 8 Acide perfluorocarboxylique Absent de la LIS
N/A2	Acrylate de butyle, polymérisé avec l'acide 2-propénoïque, l'acrylate de 2-hydroxyéthyle, des esters de perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub> et le 2-diméthylamino)éthanol	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
N/A2	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' $\alpha$ -méthyl- $\omega$ -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
65530-65-6	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-stéaroyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester Absent de la LIS
65605-59-6	Méthacrylate de dodécyle polymérisé avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène) et le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester Absent de la LIS
LIS 132164	Acrylate d'hexadécyle, polymérisé avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-((1-oxo-2-propényl)oxy)éthyl]poly(difluorométhylène), l'acrylate d'octadécyle, le 1,1-dichloroéthane, le méthacrylate d'hydroxyéthyle et le 2-propénamide	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
126927-97-7	1,6-diisocyanatohexane homopolymérisé, produits de réaction avec l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ (2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères Absent de la LIS
LIS 132175	Oxime de 2-butanone, produit de la réaction de polymérisation avec le 1,6-diisocyanatohexane, l' $\alpha$ -fluoro- $\omega$ -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' $\alpha$ -méthyl- $\omega$ -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediyle) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
n.d.	1,1-dichloroéthène, polymérisé avec le 2-propénoate de 2-éthylhexyle et 1'α fluoro-ω-[2[(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
n.d.	Diamide <i>N,N'</i> 2-tris(6-isocyanatohexyl)imidodicarbonique, α-fluoro-ω-(2 hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), oxiraneméthanol et adduit de 1-octadécanol	Précurseur d'APFC > 8
n.d.	Produit de la réaction de polymérisation de 1'α-fluoro-ω-[2-[méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), du méthacrylate de (diéthylamino)éthyle, de l'acide éthanoïque et du 2,2'-azobis[2,2'-azobis(2,4-diméthylvaleronitrile)]	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
n.d.	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec 1'α fluoro-ω-(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylidène), 1'α-méthyl-ω-hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8
n.d.	acide 2-propénoïque, acide butylique, ester 2-hydroxyéthylrique, esters de perfluoroalkyles en C <sub>8-14</sub> et 2-(diméthylamino)éthanol	Précurseur d'APFC > 8

Numéro de registre du CAS	Nom chimique	Type d'APF
n.d.	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-[(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), polymérisé avec le méthacrylate de 2-éthylhexyle et le chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8
678-39-7	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadécafluorodécane-1-ol	Précurseur d'APFC à longue chaîne
65530-61-2	$\alpha$ -fluoro- $\omega$ -[2-(phosphonoxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC à longue chaîne
70969-47-0	$\gamma$ - $\omega$ -perfluorothiols en C <sub>8-20</sub> télomérisés avec l'acrylamide	Précurseur d'APFC à longue chaîne

Abréviations : LIS : Liste intérieure des substances; n.d. : non disponible; n° CAS/numéro de registre du CAS : numéro de registre du Chemical Abstracts Service

