

Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 (LCPE 1999)
Rapport d'évaluation préalable des effets sur l'environnement du sulfonate de
perfluorooctane, de ses sels et de ses précurseurs contenant les groupes fonctionnels
C₈F₁₇SO₂ ou C₈F₁₇SO₃

Avril 2004

Environnement Canada

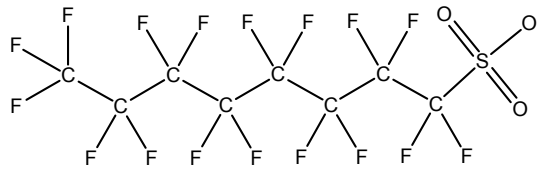


Figure 1. Structure du SPFO (anion)

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* de 1999 (LCPE 1999) exige que les ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé réalisent une évaluation préalable pour déterminer si une substance présente, ou peut présenter, un risque pour l'environnement ou la santé humaine. En se fondant sur cette évaluation préalable, les ministres peuvent proposer qu'aucune autre disposition ne soit prise à l'égard de cette substance, que la substance soit ajoutée à la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) en vue d'une évaluation plus détaillée, ou que la substance soit inscrite sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la Loi et, s'il y a lieu, que des mesures soient prises en vue de sa quasi-élimination.

L'évaluation préalable des effets sur l'environnement consiste en une analyse qui s'appuie sur des hypothèses prudentes et qui vise à déterminer si la substance est effectivement ou potentiellement « toxique » au sens de la LCPE 1999. Aux fins de la présente évaluation, diverses données à l'appui ont été examinées et des conclusions ont été formulées selon une approche basée sur le poids de la preuve, comme le prévoit l'article 76.1 de la LCPE 1999. L'évaluation environnementale préalable ne fait pas un examen exhaustif de toutes les données disponibles, mais présente les études et les

sources de données les plus importantes à l'appui des conclusions formulées. Une des sources examinées inclut une analyse des quotients de risque qui a pour but d'évaluer les risques d'effets écologiques. Enfin, d'autres paramètres qui ont une incidence sur les risques actuels ou potentiels, comme la persistance, la bioaccumulation, la transformation chimique et les précurseurs, sont aussi examinés dans ce rapport.

Une évaluation préalable des effets sur l'environnement a été réalisée pour le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), ses sels et composés qui contiennent le groupement $C_8F_{17}SO_2$ (perfluorooctylsulfonyl) ou $C_8F_{17}SO_3$ (ces derniers étant ci-après désignés les « précurseurs »), car certains de ces composés avaient été inscrits sur la Liste intérieure des substances en vue de leur évaluation en fonction des critères de persistance ou de bioaccumulation et de toxicité inhérente prévus à l'alinéa 73(1)b) de la LCPE 1999, et aussi pour donner suite à une demande du ministre de l'Environnement d'inscrire ces composés sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire. Le terme SPFO englobe toutes les formes de ce composé (anion, acide ou sel). De plus, les groupes fonctionnels $C_8F_{17}SO_2$ ou $C_8F_{17}SO_3$ sont présents dans une variété de composés qui peuvent se transformer ou se dégrader sous forme de SPFO dans l'environnement. Comme le SPFO et ses précurseurs ont des applications similaires et que le SPFO est le produit de dégradation finale persistant des précurseurs du SPFO, la présente évaluation environnementale préalable porte sur le SPFO et ses précurseurs examinés globalement. Le SPFO libéré dans l'environnement est considéré comme persistant, car il ne subit aucune autre dégradation chimique, microbienne ou photolytique connue. On s'attend donc à ce que les précurseurs contribuent à la quantité totale de SPFO présente dans l'environnement.

Les données utiles à l'évaluation environnementale préalable du SPFO et de ses précurseurs ont été recensées dans des documents originaux, des documents de synthèse et des rapports de recherche présentés par l'industrie. Un document complémentaire a aussi été préparé sur certains composés perfluoroalkyliques, et un exercice de

modélisation de la dégradation (à l'aide du logiciel CATABOL¹) a été fait pour prévoir les précurseurs du SPFO. Des recherches documentaires en ligne ont aussi été faites dans des bases de données pour certains composés perfluoroalkyliques. Enfin, des chercheurs, des universitaires, ainsi que des représentants de l'industrie et d'autres organismes gouvernementaux ont été contactés directement pour obtenir des données utiles à l'évaluation du SPFO et de ses précurseurs.

Des recherches continues ont été faites dans la documentation non classifiée, dans les actes de conférence et sur Internet pour en extraire l'information pertinente. Le présent document s'appuie sur des données recueillies jusqu'en février 2004. En 2000, une enquête a été réalisée auprès de l'industrie au sujet de certains composés perfluoroalkyliques et fluoroalkyliques, et de leurs dérivés et polymères, conformément à un avis publié dans la *Gazette du Canada* en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999; cette enquête avait pour but de recueillir des données sur la fabrication, l'importation et l'exportation au Canada de certains composés perfluoroalkyliques (Environnement Canada, 2000). Mentionnons enfin que les études toxicologiques existantes ont été présentées par l'industrie en vertu de l'article 70 de la LCPE 1999.

Le rapport d'évaluation environnementale préalable et les documents de travail inédits qui s'y rapportent ont été rédigés par une équipe d'évaluateurs de la Direction des substances existantes (Environnement Canada), à Gatineau (Québec). L'information contenue dans le présent rapport a fait l'objet d'un examen à l'externe par des spécialistes canadiens et internationaux issus de l'administration publique, de l'industrie et du milieu universitaire, parmi lesquels figurent S. Beach (3M), W. De Coen (Université d'Anvers, Belgique), P. de Voogt (Université d'Amsterdam), W. de Wolf (DuPont, Allemagne), S. Dimitrov (Université Prof. As Zlatarov, Bourgas, Bulgarie), J. Giesy (Michigan State University), O. Hernandez (US Environmental Protection Agency), S. Mabury (Université de Toronto), R. Medsker (expert-conseil privé), O. Mekenyan (Université

¹ CATABOL est un système informatique qui permet de prévoir les voies métaboliques intervenant dans la biodégradabilité, ainsi que la toxicité des produits de biodégradation stables. Il a été mis au point par le Laboratoire de chimie mathématique de l'Université Prof. As. Zlatarov de Bourgas, en Bulgarie.

Prof. As Zlatarov, Bourgas, Bulgarie), D. Muir (Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux), R. Purdy (expert-conseil privé), E. Reiner (3M), M. Santoro (3M) et B. Scott (Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux).

Les rapports d'évaluation préalable des effets sur l'environnement et la santé humaine ont été approuvés par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada. Le rapport technique à l'appui peut être obtenu par courriel, sur demande, à l'adresse PSL.LSIP@ec.gc.ca. Pour toute information concernant l'évaluation préalable des effets sur l'environnement exigée en vertu de la LCPE 1999, visiter le site <http://www.ec.gc.ca/substances/ese>; l'information sur l'évaluation préalable des effets sur la santé est présentée à l'adresse <http://www.hc-sc.gc.ca/exsd-dse>.

Les sections qui suivent résument les renseignements qui ont été jugés essentiels, ainsi que les facteurs qui ont été pris en considération aux fins de la présente évaluation.

Identité, utilisations, sources et rejets

Identité

La formule moléculaire de l'anion SPFO, qui est illustrée à la figure 1, est $C_8F_{17}SO_3^-$ et sa formule développée est $CF_3(CF_2)_7SO_3^-$. Bien que le SPFO existe sous formes d'anion, d'acides et de sels, la forme anionique est la plus répandue aux pH observés dans l'environnement et le corps humain.

Le SPFO et ses précurseurs font partie d'une catégorie plus large de substances chimiques fluorées désignées sous le nom de composés perfluoroalkyliques. Aux fins de la présente évaluation, les précurseurs du SPFO font référence aux substances qui contiennent les groupes fonctionnels $C_8F_{17}SO_2$ (perfluorooctylsulfonyl) ou $C_8F_{17}SO_3$, lesquels peuvent se transformer ou se dégrader pour former du SPFO. L'annexe 1 présente une liste de certains composés figurant parmi le SPFO et ses précurseurs – soit l'anion SPFO; l'acide perfluoro-octane-sulfonique (PFOSH); quatre sels du SPFO; le

fluorure de perfluorooctanesulfonyle (POSF) et quatre intermédiaires largement utilisés dans la fabrication de produits chimiques apparentés au SPFO (N-MeFOSA, N-EtFOSA et les alcools N-MeFOSE et N-EtFOSE; pour connaître leur nom chimique complet, voir l'annexe 1), lesquels sont tous considérés comme des précurseurs du SPFO; y figurent également d'autres précurseurs qui ne font pas partie des catégories précitées. Cette liste n'est cependant pas exhaustive et d'autres composés perfluoroalkyliques pourraient également être des précurseurs du SPFO. L'annexe 1 a été compilée à partir des données recueillies dans le cadre de l'enquête menée en vertu de l'article 71, ainsi que sur la base de jugements d'experts et d'exercices de modélisation réalisés à l'aide du logiciel CATABOL, dans le cadre desquels 256 composés perfluoroalkyliques ont été examinés en vue de déterminer si les composants non fluorés de chacune de ces substances subiraient une dégradation chimique ou biochimique (ou les deux) et si le produit de dégradation perfluoré final serait le SPFO (Mekenyan *et al.*, 2002; Purdy, 2002a).

Les composés chimiques perfluorés comme le SPFO contiennent des atomes de carbone qui sont entièrement saturés de fluor. La stabilité extrême et les propriétés uniques de ces composés perfluorés tiennent à la force des liaisons C–F.

L'identité et les propriétés chimiques des composés fluorés peuvent être complexes. C'est le cas notamment des composés issus du processus de fluoration électrochimique (comme le POSF) qui ne sont pas des composés chimiques purs, mais des mélanges d'isomères et d'homologues. De même, les composés fluorés et les produits dérivés du POSF ne sont pas nécessairement des substances pures (US EPA, OPPT AR226-0550)². Des quantités variables de produits de départ ou d'intermédiaires inaltérés ou ayant partiellement réagi, incluant le SPFO, le N-MeFOSA, le N-EtFOSA et les alcools N-MeFOSE et N-EtFOSE, peuvent se retrouver dans des produits finis, dans des concentrations typiques de 1 à 2 % ou moins (US EPA OPPT AR226-0550). Ces composés résiduels dans les produits finis peuvent ensuite se dégrader ou se métaboliser pour former du SPFO (US EPA, OPPT AR226-0550). Une fois libéré dans l'environnement, le SPFO ne subit pas de dégradation

chimique, microbienne ou photolytique connue et, donc, est persistant. Par conséquent, en plus d'être produit dans le commerce, le SPFO est le produit de dégradation final des composés fluorés dérivés du POSF.

Le tableau 1 résume les principales propriétés physico-chimiques du SPFO et de certains de ses précurseurs, utiles pour prévoir le devenir de ces substances dans l'environnement.

Tableau 1. Certaines propriétés physico-chimiques du SPFO (sel de potassium) et de ses intermédiaires répandus

Substance	N° CAS	Poids moléculaire (g/mol)	Solubilité (g/L)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol) ^a	Log K _{oc}	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)
SPFO (K ⁺)	2795-39-3	538,23	5,19 E-1	3,31 E-4	3,45 E-4	Non calculable	> 400	Non calculable
N-EtFOSE alcool	1691-99-2	571,26	1,51 E-4	5,04 E-1	1,93 E+3	4,4	55-60	N.D. ^b
N-EtFOSEA	423-82-5	625,30	8,9 E-4	N.D.	N.D.	N.D.	27-42	150 à 133,3 Pa
N-MeFOSE alcool	24448-09-7	557,23	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-MeFOSEA	25268-77-3	611,28	N.D.	N.D.	N.D.	5,6	N.D.	N.D.

^a 1 atm = 101,3 kPa.

^b N.D. = non disponible.

Source : Hekster *et al.* (2002).

Sources naturelles

Tous les composés perfluorés sont d'origine anthropique et il n'existe aucune source naturelle connue de SPFO (Key *et al.*, 1997). Donc, seule l'activité humaine est responsable de la présence de ce composé dans l'environnement.

Fabrication et importation

Les données fournies en réponse à l'avis publié en vertu de l'article 71 indiquent que le SPFO et ses précurseurs ne sont pas fabriqués au Canada, mais qu'ils sont importés des États-Unis sous forme de composés ou de produits chimiques pour être utilisés au

² Ces dossiers administratifs sont tous des présentations que la société 3M a fournies à l'Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPT) de la US Environmental Protection Agency (US EPA). Pour de plus amples renseignements, consulter la liste de références.

Canada. Il est également possible que ces substances se retrouvent parmi les constituants d'articles fabriqués importés. Entre 1997 et 2000, environ 587 tonnes de composés perfluoroalkyliques ont été importés au Canada; le SPFO et ses précurseurs ont représenté 43 % de ces importations, bien que le SPFO, à lui seul, en ait représenté moins de 2 % (Environnement Canada, 2001). Ce produit est importé principalement au Canada sous forme de sel de potassium utilisé dans la fabrication de mousses extinctrices.

Comme la production de SPFO a aussi été recensée en Italie, au Japon, en Belgique, en Allemagne et en Asie, des produits de consommation contenant du SPFO pourraient également être importés au Canada en provenance de sources non américaines, et l'on ignore si ces entreprises étrangères ont décidé de cesser progressivement la production du SPFO. Il est donc possible que des produits ou des matériaux contenant du SPFO et fabriqués à l'étranger continuent d'être importés au Canada, mais on ne possède aucune donnée qui permette de quantifier ces importations.

Depuis 2000, la société 3M a entrepris de cesser graduellement son utilisation des produits chimiques à base de perfluorooctanyle et des produits contenant du SPFO. De fait, les données de l'enquête indiquent une diminution globale des importations, de 1997 à 2000. Le plan d'élimination graduelle présenté par la société américaine 3M à la US EPA, à l'égard des produits contenant du POSF, avait prévu l'arrêt de la fabrication et de l'importation des produits visés à la fin de 2002; 3M continuera cependant de distribuer de faibles volumes de certains produits déjà fabriqués à des clients particuliers (US EPA OPPT, AR226-0588).

Utilisations

La majorité des composés perfluoroalkyliques qui ont été importés au Canada ont servi à la fabrication de substances hydrofuges, oléofuges, antisalissantes et imperméables aux graisses qui sont appliquées sur les tissus, les emballages, les tapis et les moquettes, ou encore d'agents tensio-actifs, de détergents, d'émulsifiants, de mouillants, de dispersants

et de mousses extinctrices. On croit que le SPFO et ses précurseurs sont présents dans bon nombre de ces applications.

Rejets

La société 3M a procédé à un examen préliminaire de l'utilisation, de la distribution et du rejet des composés fluorés (US EPA OPPT AR226-0550).

On peut s'attendre à des rejets importants de SPFO dans l'environnement au Canada, provenant des substances hydrofuges, oléofuges, antisalissantes et imperméables aux graisses qui sont largement appliquées sur les emballages (Environnement Canada, 2001).

On ne possède à l'heure actuelle aucune donnée qui permette d'évaluer les rejets potentiels au Canada résultant de l'utilisation et de l'élimination finale d'une grande variété de produits de consommation finis importés (p ex., meubles et articles électroniques), dont le fini textile ou le revêtement pourrait contenir du SPFO ou ses précurseurs. On sait toutefois que du SPFO pourrait être libéré dans l'environnement canadien à partir de ces sources.

Il faut s'attendre également à des rejets dans l'environnement provenant des traitements de surface qui sont appliqués sur les tapis et les moquettes; ces rejets pourraient se faire notamment dans l'air et dans les eaux usées industrielles, durant l'application initiale de ces substances chimiques (p. ex., sur les tapis non coupés) (US EPA OPPT AR226-0550). Ajoutons à cela les déchets générés durant les activités de coupe, de taille ou d'emballage, lesquels sont habituellement recyclés ou enfouis. Enfin, l'utilisation finale des produits de consommation entraîne aussi des rejets (que l'on pense par exemple aux substances libérées durant le nettoyage à l'aspirateur des moquettes; de plus, les moquettes traitées sont habituellement éliminées dans les décharges) (US EPA OPPT AR226-0550). Selon les statistiques d'Industrie Canada (2002), quelque 22 usines de fabrication de tapis et de moquettes étaient en activité au Canada en 1999; à noter que ce

nombre n'inclut ni les établissements « sans salariés », ni les usines dont l'activité principale n'est pas la fabrication de moquettes.

Quant aux mousses extinctrices, leur élimination finale se ferait principalement dans les réseaux d'égouts (traitement des eaux usées), bien que des rejets non contrôlés dans les eaux de surface ou sur le sol ne puissent être exclus (US EPA OPPT AR226-0550).

Selon certains, la combustion incomplète durant l'incinération de produits contenant du SPFO pourrait entraîner la libération de PFOSH (forme acide du SPFO) dans l'environnement (US EPA, 2002). Bien que des études se poursuivent aux États-Unis en vue de valider ce scénario, il est probable que le SPFO formé et libéré durant l'incinération ne représenterait qu'une source mineure de SPFO au Canada, car l'incinération ne représente que 5 % environ des méthodes d'élimination des déchets (Compass Environmental Inc., 1999).

Devenir, exposition et effets

Devenir des précurseurs du SPFO dans l'environnement

Les précurseurs du SPFO peuvent être transportés dans l'atmosphère vers des régions éloignées. Bien qu'on ignore les mécanismes et les voies de transport précis qui sont en cause, on sait que la pression de vapeur des précurseurs du SPFO, comme le N-EtFOSEA et le N-MeFOSEA, peut dépasser 0,5 Pa (ce qui est 1 000 fois supérieur à celle du SPFO) (Giesy et Kannan, 2002). Plusieurs précurseurs du SPFO sont considérés comme volatils, y compris les alcools N-EtFOSE et N-MeFOSE, le N-MeFOSA et le N-EtFOSA (US EPA OPPT AR226-0620). Ainsi, deux précurseurs du SPFO, soit les alcools N-EtFOSE et N-MeFOSE, ont été mesurés dans l'air à Toronto et à Long Point, au Canada (Martin *et al.*, 2002). Dans le cas des précurseurs libérés en milieu aquatique, la pression de vapeur pourrait être suffisamment élevée pour que la substance pénètre dans l'atmosphère, une hypothèse qui, dans le cas de l'alcool N-EtFOSE, est corroborée par la valeur relativement élevée de la constante de la loi d'Henry ($1,9 \times 10^3 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$)

(Hekster *et al.*, 2002). Dans son rapport, la société 3M indique que, lorsque ces précurseurs du SPFO sont présents en quantités résiduelles dans des produits, ils peuvent s'évaporer dans l'atmosphère lorsque les produits qui les contiennent sont pulvérisés et séchés (US EPA OPPT AR226-0620). La volatilité de certains précurseurs du SPFO pourrait entraîner leur transport atmosphérique à grande distance (Martin *et al.*, 2002). Malgré le peu de données sur le transport à grande distance des précurseurs, on croit que ce phénomène expliquerait, en partie du moins, l'omniprésence du SPFO à une certaine distance des sources importantes.

Une fois libérés dans l'environnement, les précurseurs définis à l'annexe 1 seraient dégradés. Le groupe fonctionnel perfluoré qui en résulte est très résistant à la dégradation, cette propriété étant due à la force de la liaison C–F, qui est une des liaisons chimiques les plus résistantes dans la nature (~110 kcal/mol) (US EPA OPPT AR226-0547). La chaîne perfluorée confère en effet une résistance exceptionnelle contre les agressions thermiques et chimiques (US EPA OPPT AR 226-0547).

On croit par ailleurs que les précurseurs qui atteignent une région éloignée par voie atmosphérique ou un autre milieu subiraient une dégradation abiotique ou biotique et formeraient du SPFO (Giesy et Kannan, 2002; Hekster *et al.*, 2002). Bien que le mécanisme de dégradation demeure imprécis, il semble qu'il ferait intervenir des voies abiotiques et biotiques. Les données sur les taux de dégradation expérimentaux dans l'environnement sont limitées et ces taux ne sont connus que pour quelques-uns des précurseurs du SPFO, soit les composés suivants : alcools N-MeFOSE et N-EtFOSE, N-MeFOSEA et N-EtFOSEA. Ces données sont résumées au tableau 2.

Tableau 2. Résumé des données disponibles sur la transformation du SPFO et de ses précurseurs

Substance	Biodégradation	Biotransformation	Photolyse	Hydrolyse
SPFO (K ⁺)	0 %	N.D. ^b	0 %	t _{1/2} > 41 ans
N-MeFOSE (alcool)	N.D.	N.D.	N.D.	t _{1/2} = 6,3 ans
N-EtFOSE (alcool)	En SPFO/PFOA ^a	N.D.	0 %	t _{1/2} = 7,3 ans 92 % après 24 heures en SPFO (alcalin)

N-MeFOSEA	N.D.	N.D.	N.D.	$t_{1/2}$ = 99 jours à un pH = 7, 25°C (extrapolation)
N-EtFOSEA	N.D.	N.D.	N.D.	$t_{1/2}$ = 35 jours à un pH = 7, 25°C

^a PFOA = acide perfluorooctanoïque.

^b N.D. = non disponible.

Source : Hekster *et al.* (2002).

Le potentiel d'hydrolyse des deux substances intermédiaires les plus utilisées pour produire du SPFO, à savoir les alcools N-EtFOSE et N-MeFOSE, a été évalué à plusieurs pH (US EPA OPPT AR226-1030a076, AR226-1030a079). Alors que certains alcools ont disparu durant ces essais, aucun SPFO n'a été produit. Cependant, aucune étude d'hydrolyse sur les esters N-EtFOSE ou N-MeFOSE n'a été recensée dans le document US EPA OPPT AR226, lequel porte entièrement sur les composés perfluoroalkyliques (US EPA OPPT AR226-0001 à AR226-1040).

Les études disponibles sur la photolyse montrent que ce mécanisme de transformation n'a aucune importance dans la dégradation des composés chimiques perfluorés, les tests réalisés sur le SPFO, l'acide perfluorooctanoïque (PFOA), le POSF et l'alcool N-EtFOSE n'indiquant aucune photodégradation (Hekster *et al.*, 2002; US EPA OPPT AR226-0184, AR226-1030a041). De même, des études sur la photolyse en milieu aqueux, réalisées sur les alcools N-EtFOSE et N-MeFOSE, les composés N-EtFOSA et N-MeFOSA et sur un agent tensio-actif et un agent moussant, n'ont révélé aucune photolyse directe, bien que certains composés aient subi une photolyse indirecte, les principaux produits étant le PFOA, l'acide perfluoro-octane-sulfonique (PFOSA) et le N-EtFOSA (US EPA OPPT AR226-1030a073, AR226-1030a074, AR226-1030a080, AR226-1030a106).

Les données expérimentales sur la dégradation des précurseurs du SPFO sont très limitées, mais on croit qu'il s'agirait d'un mécanisme à médiation bactérienne. Selon les prévisions établies à l'aide du logiciel de biodégradation CATABOL, lequel simule les essais de biodégradation sur 28 jours (30°C) de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) et a été conçu pour les composés perfluorés, la majorité des substances définies comme précurseurs (voir l'annexe 1) se dégraderont et formeront du SPFO (Dimitrov *et al.*, 2004), un mécanisme corroboré par les jugements d'experts. On s'attend donc à ce que, lorsque les substances énumérées à l'annexe 1 sont

soumises à un mécanisme de dégradation biotique ou abiotique, le SPFO sera le groupe fonctionnel perfluoré qui restera. Le taux de dégradation en SPFO n'est pas considéré utile à la présente évaluation car, au fil des ans, on s'attend à ce que toutes ces substances se dégradent dans l'environnement canadien pour former du SPFO.

Devenir du SPFO dans l'environnement

Lorsque les précurseurs se dégradent et forment du SPFO, cette substance persiste indéfiniment, car il n'existe pas de mécanisme de dégradation connu du SPFO dans l'environnement.

En raison de la grande énergie de la liaison C–F, le SPFO résiste à l'hydrolyse, à la photolyse, à la biodégradation aérobie et anaérobie, ainsi qu'au métabolisme par les vertébrés. Selon les estimations, la demi-vie du SPFO est supérieure à 41 ans (Hekster *et al.*, 2002) et elle pourrait en fait être beaucoup plus longue, car de nombreuses études corroborent la persistance du SPFO (Key *et al.*, 1997; Giesy et Kannan, 2002; Hekster *et al.*, 2002; OCDE, 2002). Le SPFO est considéré comme persistant dans l'environnement au Canada, car sa demi-vie environnementale dépasse le critère de demi-vie défini à l'égard de la persistance, dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* établi sous le régime de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000).

Le SPFO libéré dans l'environnement peut ensuite s'introduire dans la chaîne alimentaire ou se propager sur une certaine distance, à partir de la source d'émission. De fait, le SPFO a été décelé en régions éloignées, chez des espèces fauniques vivant loin des sources ou des installations de fabrication (Martin *et al.*, 2004) – ces données viennent corroborer le potentiel de bioaccumulation et le caractère persistant du SPFO. Ces données laissent croire également que le SPFO ou ses précurseurs peuvent être transportés à grande distance. Le POSF, un précurseur et un analogue du SPFO, résiste aux attaques par les radicaux hydroxyle dans l'atmosphère et ce composé est considéré persistant dans l'air, car sa demi-vie dans l'atmosphère est de 3,7 ans (US EPA OPPT

AR226-1030a104). Dans l'eau, le SPFO a persisté pendant plus de 285 jours dans des microcosmes gardés sous conditions naturelles (Boudreau *et al.*, 2003). Le document de l'OCDE sur les risques associés au SPFO passe en revue plusieurs études de biodégradation qui confirment l'absence de biodégradation (OCDE, 2002).

Compte tenu des caractéristiques physico-chimiques uniques du SPFO, il pourrait s'avérer difficile d'en estimer le devenir dans l'environnement, sur la base de ces caractéristiques. Ainsi, en raison des propriétés tensio-actives du SPFO, il est impossible de déterminer la valeur de $\log K_{oe}$ (OCDE, 2002). Et contrairement aux autres hydrocarbures, les interactions hydrophobes et hydrophiles ne sont pas les principaux mécanismes de séparation, et les interactions électrostatiques pourraient être plus importantes. Selon certains, l'absorption du SPFO se ferait par chimisorption (Hekster *et al.*, 2002). Lors d'une étude d'adsorption-désorption sur le sol utilisant diverses matrices de sol, de sédiments et de boues, il a semblé y avoir adsorption du SPFO sur toutes les matrices testées (3M Environmental Laboratory, 2002). Les sédiments de rivière ont affiché le taux de désorption le plus élevé (soit 39 % après 48 heures), mais aucune désorption perceptible de la substance à l'essai n'a été observée dans les échantillons de boues. Si le SPFO se lie à des matières particulières dans la colonne d'eau, on peut s'attendre à ce qu'il finisse par se déposer et qu'il persiste dans les sédiments.

Bien que la pression de vapeur du SPFO soit similaire à celle d'autres composés répandus partout dans le monde (p. ex., les biphényles polychlorés [BPC], le dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT]), sa solubilité dans l'eau indique que le SPFO est moins susceptible d'être libéré et d'être transporté dans l'air (Giesy et Kannan, 2002). La solubilité dans l'eau du SPFO (sel de potassium) est de 519 mg/L, mais cette valeur diminue considérablement à mesure qu'augmente la teneur en sel (US EPA OPPT AR226-0620; Hekster *et al.*, 2002; OCDE, 2002). Selon les résultats préliminaires de la modélisation du partage à l'équilibre, le SPFO serait présent principalement dans l'eau (80 %), et une fraction modérée (20 %) seulement se retrouverait dans les sols et les sédiments (US EPA OPPT AR226-0060; CEMC, 2001). L'examen fait par l'OCDE des

données sur le SPFO laisse croire que tout SPFO libéré dans un plan d'eau aurait tendance à rester dans ce milieu, à moins qu'il ne soit adsorbé sur des matières particulaires ou ingéré par des organismes (OCDE, 2002).

Bioaccumulation

Le facteur de bioaccumulation (FBA) de bon nombre de composés organiques peut être déterminé à partir du coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}), car la plupart de ces composés s'accumulent dans les lipides. Cependant, comme il est probable que les tensio-actifs perfluorés affichent des propriétés de partage différentes, le K_{oe} n'est pas un bon prédicteur de la bioaccumulation.

Les études fiables disponibles sur la bioaccumulation montrent qu'il y a bioaccumulation du SPFO et que le taux d'excrétion est très faible. Les données à l'appui incluent les facteurs de bioaccumulation (FBA) et de bioconcentration (FBC) calculés, ainsi que les concentrations de SPFO mesurées dans les tissus et le sang d'espèces fauniques vivant en régions éloignées, y compris dans l'Arctique canadien, où ce composé n'est pas fabriqué.

Dans le cadre d'une étude de bioaccumulation *in situ* effectuée à la suite du rejet accidentel de mousse extinctrice dans le ruisseau Etobicoke, les concentrations dans les tissus ont été mesurées six mois après le déversement, alors que les concentrations dans l'eau ont été déterminées dans l'eau courante, au jour 153 (Moody *et al.*, 2002). Les FBA calculés dans le poisson ont varié de 6 300 à 125 000 pour le SPFO, d'après les concentrations mesurées dans le foie du mené des ruisseaux (*Notropus cornutus*) et dans les eaux de surface. Ces valeurs sont élevées par comparaison aux FBC connus, et Moody *et al.* (2002) proposent l'explication suivante : les composés perfluorés accumulés se transforment en SPFO, ce qui a pour effet de surestimer le FBA du SPFO. Quoiqu'il en soit, ces données prouvent la bioaccumulation du SPFO, et les FBA disponibles demeurent nettement supérieurs au critère de bioaccumulation (5 000) défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* établi sous le régime de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000).

Giesy et Kannan (2002) ont déterminé la concentration de SPFO dans l'eau, ainsi que la charge corporelle dans le poisson au barrage Guntersville, en Alabama, sur la base des données fournies à l'appui de la présentation US EPA OPPT AR226-1030a161. À partir de ces valeurs, des FBA variant de 830 à 26 000 ont été calculés pour le SPFO, respectivement chez la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) et l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (Purdy, 2002b); l'écart entre ces deux espèces pourrait être dû au fait que l'achigan à grande bouche se situe à un niveau trophique plus élevé et qu'il est donc exposé à davantage de SPFO par ingestion de nourriture (US EPA OPPT AR226-1030a161).

Les données indiquent qu'il y a bioconcentration du SPFO chez le poisson (OCDE, 2002), des FBC estimés de 1 100 (carcasse), 5 400 (foie) et 4 300 (sang) ayant été rapportés pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) juvénile (Martin *et al.*, 2003a). Par ailleurs, des FBC variant de 274 à 41 600 (moyenne de 5 500) ont été mesurés dans le foie de 23 espèces de poissons différentes au Japon (Taniyasu *et al.*, 2003). Alors qu'il est possible que le poisson élimine le SPFO par ses branchies, ce mode d'élimination est absent chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs (Martin *et al.*, 2003b), et des concentrations élevées de SPFO ont été décelées dans le foie et le sang des prédateurs des niveaux supérieurs qui se nourrissent de poisson (p. ex., l'ours blanc, le vison et les oiseaux). De fait, les taux hépatiques les plus élevés de SPFO dans les biotes de l'Arctique canadien ont été mesurés chez le vison (20 µg/kg), la truite (50 µg/kg), le phoque (37 µg/kg), le renard (1 400 µg/kg) et l'ours blanc (> 4 000 µg/kg) (Martin *et al.*, 2003b) (voir le tableau 3). Par ailleurs, la demi-vie d'élimination du SPFO varie considérablement selon l'espèce, comme en témoignent les données suivantes : 15 jours (poissons), 100 jours (rats) et 200 jours (singes) (OCDE, 2002; Martin *et al.*, 2003a). En plus des données sur le SPFO, le *US Interagency Testing Committee* a estimé que le FBC pour le N-EtFOSEA et le N-MeFOSEA à l'aide de modèles structure-activité; ces valeurs se sont établies respectivement à 5 543 et 26 000 (Giesy et Kannan, 2002).

Chez les rongeurs exposés, les composés perfluoroalkyliques ont été observés principalement dans le sang et le foie, davantage que dans les lipides (Taniyasu *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2003b). De même chez les poissons, les FBC de ces composés ont été plus élevés dans le sang et le foie que dans les carcasses (Martin *et al.*, 2003a).

Certains précurseurs du SPFO ont aussi été mesurés dans l'air (Martin *et al.*, 2002). Ces précurseurs, en l'occurrence les alcools N-MeFOSE et N-EtFOSE, sont relativement volatils, en particulier pour d'aussi gros composés chimiques, et leurs coefficients de partage octanol-eau sont relativement élevés. Ces composés pourraient s'introduire dans la chaîne alimentaire en se distribuant entre les biotes, puis en se transformant en SPFO à un maillon quelconque de la chaîne alimentaire. La concentration de SPFO et de ses

précurseurs chez un animal dépend de l'alimentation de cet animal, du métabolisme des composés intermédiaires par la proie et des voies de dégradation présentes chez le prédateur (Purdy, 2002b).

Chez le rat, plusieurs métabolites des composés à base de N-MeFOSE ont été décelés dans des échantillons de tissus, incluant le SPFO et l'alcool N-MeFOSE (3M Environmental Laboratory 2001a, 2001b). Il semble donc que le SPFO soit le produit final du métabolisme des substances à base de POSF chez le rat et probablement aussi chez d'autres vertébrés.

Concentrations dans l'environnement

Martin *et al.* (2002) ont mesuré les concentrations de certains précurseurs du SPFO dans l'air, à Toronto et Long Point, et ils ont constaté que la concentration moyenne de N-MeFOSE (alcool) était de 101 pg/m³ à Toronto et de 35 pg/m³ à Long Point; dans le cas du N-EtFOSE (un autre alcool), les concentrations moyennes se sont établies respectivement à 205 et 76 pg/m³. Aucune donnée sur la concentration du SPFO ou de ses précurseurs dans l'air n'a été recensée dans d'autres pays.

En juin 2000, du SPFO a été décelé dans des eaux de surface à la suite du déversement, dans le ruisseau Etobicoke, de mousse extinctrice provenant de l'Aéroport international de Toronto situé à proximité. Des concentrations de SPFO variant de < 0,017 à 2 210 µg/L ont été mesurées dans des échantillons d'eau du ruisseau sur une période d'échantillonnage de 153 jours; par contre, le SPFO n'a pas été décelé au site d'échantillonnage situé en amont (Moody *et al.*, 2002). Aucune donnée de surveillance au Canada ne fait état de la présence du SPFO dans les sédiments, les effluents ou les boues.

Une étude sur six villes américaines a fourni des données sur le SPFO. Du SPFO a été décelé dans des eaux calmes (c.-à-d. un étang) (2,93 µg/L), ainsi que dans les effluents (0,048-0,45 µg/L) et les boues (60,2-130 µg/kg boues sèches) des stations d'épuration

des villes de Port St. Lucie (Floride) et de Cleveland (Tennessee), où on ne rapporte aucune activité importante utilisant des composés fluorés (US EPA OPPT AR226-1030a111). Du SPFO a aussi été décelé dans l'eau potable (0,042-0,062 µg/L), les eaux de surface (non décelé [n.d.] à 0,08 µg/L), les sédiments (n.d. – 0,78 µg/kg sédiments secs), les effluents (0,04-5,29 µg/L) et les boues (57,7-3 120 µg/kg) de stations d'épuration, ainsi que dans le lixiviat de décharge (n.d. – 53,1 µg/L) de quatre villes dotées d'installations fabriquant des composés fluorés ou faisant un usage industriel de ces composés. Les limites de détection ont été de 0,0025 µg/L dans l'eau et de 0,080 µg/kg (poids humide) dans les sédiments et les boues. Les concentrations dans les sédiments ont semblé près de dix fois supérieures à celles mesurées dans l'eau, ce qui indique que ce composé a tendance à passer de l'eau aux sédiments.

Dans le cadre de cette étude sur six villes américaines, des échantillons ont également été prélevés de la microcouche de surface d'eau naturelle, mais ils n'ont pas été analysés, la raison invoquée étant l'absence de méthode reconnue pour l'analyse de tels échantillons; aucune donnée n'a donc pu être évaluée ou interprétée (US EPA OPPT AR226-1030a111). On croit cependant que ces échantillons auraient affiché de fortes concentrations, car le SPFO est tensio-actif et que des analyses réalisées sur un ensemble limité d'échantillons ont démontré que la concentration de ce composé était 200 fois plus élevée dans la microcouche de surface que dans les eaux sous-jacentes (Purdy, 2002b).

Une récente étude de surveillance, réalisée à proximité d'une installation de fabrication de composés fluorés située sur la rivière Tennessee (Alabama), a révélé la présence de SPFO dans tous les échantillons d'eaux de surface et de sédiments qui avaient été prélevés. Les concentrations les plus élevées dans l'eau de surface (151 µg/L) et les sédiments (5 930 µg/kg (poids humide); 12 600 µg/kg (poids sec)) ont été mesurées à un endroit situé près du point de rejet d'un effluent industriel mixte. L'étude a cependant révélé que les concentrations en aval n'étaient pas statistiquement supérieures à celles mesurées en amont et conclu que cet effluent industriel n'avait pas modifié de façon significative la concentration en composés fluorés (incluant le SPFO) dans le cours principal de la rivière. Quant au lieu de référence en amont (barrage Guntersville), les

concentrations moyennes de SPFO dans les eaux de surface et les sédiments ont été estimées respectivement à 0,009 µg/L et 0,18 µg/kg (US EPA OPPT AR226-1030a161).

Une autre étude a révélé la présence de faibles taux de SPFO le long d'un tronçon de 130 km de la rivière Tennessee (Hansen *et al.*, 2002). La concentration moyenne de SPFO en amont de l'usine de fabrication de composés fluorés a été de 0,032 µg/L, ce qui laisse croire à l'existence d'une source non identifiée de SPFO qui se jette dans la rivière, en amont.

Le tableau 3 présente les concentrations de SPFO qui ont été mesurées chez la faune dans le monde entier. Une récente étude canadienne a décelé la présence de SPFO et d'autres acides perfluorés chez des poissons, des oiseaux et des mammifères, à divers endroits de l'Arctique canadien (Martin *et al.*, 2004). On possède également des données sur diverses espèces, y compris des huîtres prélevées dans le golfe du Mexique et le long de la côte sud de l'Atlantique des États-Unis, des oiseaux ichtyophages en Asie, en Europe et en Amérique du Nord, des phoques de la mer Caspienne, ainsi que des ours blancs et des visons d'Amérique du Nord.

Tableau 3. Concentrations de SPFO mesurées chez certaines espèces fauniques

Tissu	Espèce	Lieu d'échantillonnage	Référence ^a	SPFO (ppb) ^b	n
Foie	Saumon quinnat (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Grands Lacs /lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	32-173	6
Foie	Grand corégone (<i>Coregonus clupeaformis</i>)	Grands Lacs/lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	33-81	5
Foie	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Grands Lacs/lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	< 17-26	10
Oeufs	Grand corégone (<i>Coregonus clupeaformis</i>)	Grands Lacs/lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	145-381	2
Oeufs	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Grands Lacs/lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	49-75	3
Muscle	Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	Saginaw Bay, Michigan	226-1030a156	59-287	10
Muscle	Saumon quinnat (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Grands Lacs/lacs intérieurs dans le Michigan	226-1030a156	< 7-189	6
Muscle	Grand corégone	Grands Lacs/lacs intérieurs	226-1030a156	97-168	5

Tissu	Espèce	Lieu d'échantillonnage	Référence ^a	SPFO (ppb) ^b	n
	(<i>Coregonus clupeaformis</i>)	dans le Michigan			
Foie	Bar d'Amérique (<i>Morone saxatilis</i>)	Rivière Tennessee, barrage Guntersville	226-1030a161	385-2 430	9
Foie	Loutre de rivière (<i>Lutra canadensis</i>)	Washington et Oregon	226-1030a157	34-994	5
Foie	Vison (<i>Mustela vison</i>)	Midwest des États-Unis	226-1030a157	93-4 870	30
Foie	Vison (<i>Mustela vison</i>)	Massachusetts	226-1030a157	87-4 300	31
Foie	Vison (<i>Mustela vison</i>)	Louisiane	226-1030a157	40-318	7
Foie	Vison (<i>Mustela vison</i>)	Caroline du Sud	226-1030a157	65-3 110	9
Foie	Otarie à fourrure de l'Alaska (<i>Callorhinus ursinus</i>)	Îles Pribilof	226-1030a160	< 10-122	13
Foie	Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	8,6-23	9
Foie	Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	10-37	10
Foie	Vison (<i>Mustela vison</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	1,3-20	10
Foie	Plongeon huard (<i>Gavia immer</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	11-26	5
Foie	Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	1-1,5	5
Foie	Guillemot à miroir (<i>Cephus grylle</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	n.d.	5
Foie	Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	6,5-8,6	3
Foie	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	29-50	2
Foie	Grand corégone (<i>Coregonus clupeaformis</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	12	2
Foie	Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	31	1
Foie	Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	5,7	1
Foie	Chaboisseau arctique (<i>Myoxocephalus scorpioides</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	12	1
Foie	Renard arctique (<i>Alopex lagopus</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	6,1-1 400	10
Foie	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	Arctique canadien	Martin <i>et al.</i> *	1 700- > 4 000	7
Foie	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	Barrow et autres endroits en Alaska	226-1030a160	175-678	17
Sang	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	Barrow et autres endroits en Alaska	226-1030a160	26-52	14
Sang	Phoque gris (<i>Halichoerus</i>)	Île de Sable, Canada	226-1030a160	< 13-49	12

Tissu	Espèce	Lieu d'échantillonnage	Référence ^a	SPFO (ppb) ^b	n
	<i>grypus</i>)				
Sang	Phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	Mer Baltique	226-1030a160	14-76	16
Sang	Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	Île de Baffin, Canada	226-1030a160	< 3,13-12	16
Sang	Cormoran à aigrettes (<i>Phalacrocorax auritus</i>)	Grands Lacs	226-1030a159	34-243	8
Oeufs	Cormoran à aigrettes (<i>Phalacrocorax auritus</i>)	Grands Lacs	226-1030a159	21-220	4
Plasma	Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)	Michigan, Wisconsin et Minnesota	226-1030a159	< 1-2 220	33
Foie	Albatros de Laysan (<i>Diomedea immutabilis</i>)	Atoll Midway	Giesy*	< 35	n.r. ^c
Foie	Plongeon huard (<i>Gavia immer</i>)	Caroline du Nord	Giesy*	290	n.r.
Foie	Pélican brun (<i>Pelecanus occidentalis</i>)	Mississippi	Giesy*	460	n.r.
Foie	Cormoran ordinaire (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Italie	Giesy*	96	n.r.
Foie	Goéland à queue noire (<i>Larus crassirostris</i>)	Corée	Giesy*	170	n.r.
Foie	Goéland à queue noire (<i>Larus crassirostris</i>)	Tokyo (Aéroport Haneda), Japon	Kannan <i>et al.</i> *	230	1
Foie	Milan noir (<i>Milvus lineatus</i>)	Tokyo (Aéroport Haneda), Japon	Kannan <i>et al.</i> *	450	1
Foie	Cormoran ordinaire (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Rivière Sagami, Japon	Kannan <i>et al.</i> *	170-650	8

^a Références : US EPA OPPT AR226-1030a156, AR226-1030a157, AR226-1030a158, AR226-1030a159, AR226-1030a160, résumés par Giesy et Kannan (2002); à l'exception des entrées marquées d'un astérisque (*) qui sont tirées de Martin *et al.* (2004), Kannan *et al.* (2002) et Giesy (2003).

^b Les unités sont exprimées en parties par milliard (ppb) = µg/kg pour les tissus; µg/L pour les liquides.

^c n.r. = non rapporté.

La concentration tissulaire la plus élevée (4 870 µg/kg), rapportée au tableau 3, a été mesurée dans le foie de visons provenant du Midwest des États-Unis. Au Canada, la concentration maximale de SPFO a été observée dans le foie d'ours blancs (maximum = > 4 000 µg/kg; moyenne = 3 100 µg/kg; n = 7) (Martin *et al.*, 2004), les concentrations de SPFO dans le foie de l'ours blanc étant par ailleurs supérieures à toutes les autres concentrations préalablement mesurées pour des composés organochlorés persistants (p. ex., BPC, chlordane, hexachlorocyclohexane) dans la graisse d'ours blancs. Selon les tendances générales qui se dégagent de ces données, les concentrations de SPFO sont

plus élevées chez les mammifères se nourrissant à un niveau trophique plus élevé que chez ceux se trouvant à un niveau trophique inférieur. Ailleurs, les concentrations de SPFO dans le foie de plies (*Pleuronectes platessa*) (7 760 µg/kg) provenant du bras ouest de l'Escaut (sud-ouest des Pays-Bas) et le foie de colas ornés (*Pristipomoides argyrogrammicus*) (7 900 µg/kg) de la baie de Kin, au Japon, sont parmi les plus élevées jamais rapportées chez la faune (poisson) (Hoff *et al.*, 2003; Taniyasu *et al.*, 2003). Parmi les facteurs susceptibles d'expliquer des concentrations aussi élevées, mentionnons la proximité de l'usine de fabrication de SPFO (en amont de l'estuaire) et d'une base militaire (baie de Kin, Japon) qui pourrait utiliser du SPFO dans ses activités de lutte contre les incendies.

Effets

La toxicité du SPFO a été étudiée chez une variété d'espèces aquatiques et terrestres, y compris des végétaux, des invertébrés et des vertébrés aquatiques, ainsi que des invertébrés, des oiseaux et des mammifères terrestres. Divers effets nocifs ont été rapportés, notamment une inhibition de la croissance, des effets histopathologiques, une atrophie du thymus, une modification de la diversité des espèces en microcosme et la mortalité. Les données sur la toxicité se limitent essentiellement au SPFO. Les paragraphes qui suivent présentent un résumé des principales études qui ont servi à déterminer la valeur critique de la toxicité (VCT) du SPFO. Pour un examen plus complet des effets, voir l'évaluation faite par l'OCDE des dangers associés au SPFO, où sont examinés les effets chez le poisson, les invertébrés, les plantes aquatiques (algues et végétaux supérieurs), les amphibiens et les micro-organismes (OCDE, 2002). Les résultats d'autres études (Boudreau *et al.*, 2003; Sanderson *et al.*, 2002), qui ne figurent pas dans OCDE (2002), sont également résumés ci-après.

Le paramètre le plus sensible chez les organismes aquatiques a été obtenu durant une étude de bioconcentration avec renouvellement continu, réalisée sur le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) avec le SPFO (sel de potassium). Aucune mortalité importante n'a été observée à un taux d'absorption de 0,086 mg/L sur une période d'exposition de

62 jours; par contre, un taux important de mortalité a été rapporté après une exposition pendant 35 jours à une concentration de 0,87 mg/L, et l'étude a dû être interrompue, car tous les poissons, soit avaient été échantillonnés, soit étaient morts (US EPA OPPT AR226-1030a042). La concentration sans effet observé (CSEO) de 0,086 mg/L est la concentration minimale à laquelle aucun effet nocif n'a été observé chez les organismes aquatiques, et cette mesure a été choisie comme valeur critique de la toxicité pour ces organismes.

Les résultats publiés portent sur l'évaluation en laboratoire de la toxicité du SPFO pour les cinq organismes aquatiques suivants : les chlorophycées *S. capricornutum* et *C. vulgaris*, la lenticule mineure (*L. gibba*) et les cladocères *D. magna* et *D. pulicaria* (Boudreau *et al.*, 2002). La CSEO a été déterminée à partir des paramètres les plus sensibles pour tous les organismes. D'après les valeurs provoquant un effet (inhibition de la mobilité), l'organisme le plus sensible durant cette étude a été *D. magna*, la CSEO après 48 heures (inhibition de la mobilité) étant de 0,8 mg/L, tandis que la CL₅₀ a été de 112 mg/L et la CI₅₀ inhibant la croissance après 48 heures a été de 130 mg/L. En ce qui a trait à l'évaluation de la létalité, la CSEO après 21 jours chez *D. magna* a été de 5,3 mg/L. Dans le cas de *S. capricornutum*, *L. gibba* et *C. vulgaris*, la CSEO (inhibition de la croissance autotrophe) s'est établie respectivement à 5,3 mg/L, 6,6 mg/L et 8,2 mg/L.

Dans le cadre d'une évaluation sur le terrain réalisée en microcosme aquatique, Boudreau *et al.* (2003) ont évalué le risque toxicologique associé au SPFO, aux différents niveaux d'organisation biologique. Ce traitement a eu un effet marqué sur la communauté de zooplancton à toutes les périodes d'échantillonnage. Durant la période de 35 jours de l'étude, la CSEO pour l'ensemble de la communauté a été de 3,0 mg/L. Les groupes taxonomiques les plus sensibles, soit les cladocères et les copépodes, ont été pratiquement éliminés par une exposition à 30 mg/L pendant sept jours, mais les taux de survie précis n'ont pas été quantifiés.

Une autre étude en microcosme, celle-ci réalisée en laboratoire, a examiné les effets d'une exposition au SPFO sur le zooplancton; des effets nocifs ont été observés à une exposition de 10 mg/L pendant 14 jours, ce traitement provoquant une réduction sensible, voire l'élimination de plusieurs espèces (Sanderson *et al.*, 2002). Des taux d'exposition de 10 mg/L et 30 mg/L ont modifié la diversité des espèces et la population totale de zooplancton, dans une proportion moyenne de 70 % par rapport aux témoins – l'espèce la plus sensible dans cette étude a été *Cyclops diaptomus*. Les concentrations produisant des effets statistiquement significatifs (pour les paramètres s'appliquant à l'ensemble des espèces (abondance)) ont été supérieures à 1 mg/L.

Lors d'un essai à renouvellement continu visant à évaluer la toxicité chronique pour les embryons et les juvéniles de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la CSEO après une période d'exposition de 42 jours a été de 0,3 mg/L, cette valeur s'appliquant à la fois à la survie et à la croissance (US EPA OPPT AR226-0097). Cette CSEO légèrement plus élevée pourrait être due à la période d'exposition plus courte. Lors d'essais de toxicité aiguë, la CL₅₀ la plus faible après 96 heures (4,7 mg/L) chez les poissons d'eau douce a été enregistrée pour la tête-de-boule (*P. promelas*), tandis que chez les espèces d'eau salée, une CL₅₀ de 13,7 mg/L après 96 heures a été rapportée pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (OCDE, 2002). Lors d'un essai statique de toxicité aiguë (96 heures) sur l'anodonte (*Unio complamatus*), la CSEO (mortalité) a été de 20 mg/L et la CL₅₀ de 59 mg/L (US EPA OPPT AR226-0091, AR226-1030a047). L'invertébré marin le plus sensible lors de cette étude a été le mysidacé *Mysidopsis bahia*. La survie, la croissance et la reproduction ont été évaluées sur une période d'exposition de 35 jours, les CSEO pour la croissance et la reproduction s'établissant toutes deux à 0,25 mg/L (US EPA OPPT AR226-0101). Lors d'un essai de toxicité aiguë, la CL₅₀ après 96 heures a été de 3,6 mg/L pour la mysis (OCDE, 2002). Une autre étude a examiné la tératogenèse pour les embryons d'organismes aquatiques, cette étude consistant en un essai statique à renouvellement continu (96 heures) sur l'amphibien *Xenopus laevis* (US EPA OPPT AR226-1030a057). La concentration minimale ayant inhibé la croissance a été de 7,97 mg/L; la CL₅₀ a été de 13,8 mg/L, la CE₅₀ provoquant des malformations chez les embryons a été de 12,1 mg/L et la CSEO (malformation des embryons) a été de

5,2 mg/L. Les indices de tératogénicité calculés ont varié de 0,9 à 1,1, ce qui signifie que le SPFO risque peu de nuire au développement de cette espèce.

Le SPFO est toxique pour les oiseaux, comme le démontrent des études sur la toxicité aiguë réalisées sur le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) et le colin de Virginie (*Colinus virginianus*) (US EPA OPPT AR226-1030a049) qui ont été exposés au SPFO pendant cinq jours par voie alimentaire. Le taux de mortalité, le poids corporel et la consommation d'aliments ont été mesurés tout au long de cette étude; les taux de SPFO ont été quantifiés dans le sérum et le foie des canards colverts et des colins de Virginie tués aux jours 8 et 22 suivant l'exposition, ainsi que chez certains animaux morts avant la période d'échantillonnage prévue. Le canard colvert s'est révélé le plus sensible des deux espèces à l'étude, et le paramètre le plus sensible a été la concentration minimale avec effet observé (CMEO) ayant provoqué une réduction du poids corporel après huit jours, cette concentration s'établissant à 29,7 mg SPFO/kg (poids humide du foie). Cette valeur correspond à la VCT pour les oiseaux (CSEO = 15,3 mg SPFO/kg poids humide du foie). Dans le cas du colin de Virginie, la CMEO moyenne dans le groupe exposé pendant huit jours a été de 70,3 mg/kg (poids humide du foie), alors que la CSEO a été de 45,2 mg/kg (poids humide du foie).

Aucune étude sur les mammifères sauvages n'ayant été recensée, des études sur des mammifères en laboratoire ont été utilisées. La VCT pour les mammifères (foie) et les oiseaux (sérum) a été déterminée à partir d'une étude de deux ans sur le rat exposé par voie alimentaire, au cours de laquelle des effets histopathologiques ont été observés dans le foie de rats mâles et femelles, à des taux d'ingestion aussi faibles que 0,06 à 0,23 mg SPFO/kg p.c. par jour pour les mâles et 0,07 à 0,21 mg SPFO/kg p.c. par jour pour les femelles (Covance Laboratories, Inc., 2002). Les valeurs moyennes ont été calculées pour les rats mâles et femelles afin de déterminer les concentrations minimales avec effet observé (CMEO) – ces valeurs ont été de 40,8 mg/kg (foie) et 13,9 mg/L (sérum).

Parmi les données corroborant une CSEO qui se situe dans la portion inférieure de la fourchette des valeurs exprimées en mg/kg ou mg/L, pour ce qui est des taux mesurés

respectivement dans le foie et le sérum, mentionnons celles obtenues lors d'une étude sur deux générations de rats (US EPA OPPT AR226-0569). Dans le cadre de cette étude, la CSEO a été de 0,1 mg/kg_{p.c.} par jour (gavage), de 5,3 mg/L dans le sérum et de 14,4 mg/kg dans le foie, comparativement à des valeurs respectives de 0,4 mg/kg_{p.c.} par jour, 19 mg/L (sérum) et 58 mg/kg (foie) pour les CMEO. Le composé a eu pour effet de réduire la masse corporelle des mères (US EPA OPPT AR226-0569).

D'autres études sur les primates sont résumées dans le rapport d'évaluation préalable sur le SPFO et ses précurseurs qui a été préparé par Santé Canada (2004).

Le rapport de synthèse de l'OCDE résume les données qui font état d'une toxicité de modérée à élevée du SPFO pour l'abeille domestique (*Apis mellifera*). Lors d'un essai de toxicité orale aiguë, la DL₅₀ (72 heures) associée à l'ingestion de SPFO a été de 0,40 µg/abeille et la CSEO (72 heures) s'est établie à 0,21 µg/abeille. Un essai de contact a déterminé que la DL₅₀ était de 4,78 µg/abeille et la CSEO après 96 heures, de 1,93 µg/abeille.

Selon les résultats d'un essai de toxicité aiguë réalisé sur le lombric sur substrat de sol artificiel (US EPA OPPT AR226-1106), la CL₅₀ du SPFO (sel de potassium) après 14 jours a été de 373 mg/kg_{p.c.}, l'intervalle de confiance à 95 % variant de 316 à 440 mg/kg_{p.c.} La CSEO (14 jours) sur le comportement d'enfouissement, le poids corporel et la manifestation de signes cliniques de toxicité a été de 77 mg/kg_{p.c.} alors que la CMEO après 14 jours pour les mêmes paramètres a été de 141 mg/kg_{p.c.}

Enfin, une réduction de la masse corporelle ou de l'indice de consommation des aliments a été observée dans la plupart des essais de toxicité et chez la plupart des espèces (Haughom et Spydevold, 1992; Campbell *et al.*, 1993a, 1993b; US EPA OPPT AR226-0137, AR226-0139, AR226-0144, AR226-0949, AR226-0953, AR226-0956, AR226-0957, AR226-0958, AR226-0967), ces résultats étant compatibles avec le mécanisme de toxicité proposé, à savoir le découplage de la phosphorylation oxydative (US EPA OPPT AR226-0167, AR226-0169, AR226-0240). On ne peut toutefois pas affirmer avec

certitude que ce mode d'action explique la toxicité du SPFO, et d'autres mécanismes pourraient être envisagés. Ainsi, une étude sur des rats (Luebker *et al.*, 2002) a cherché à vérifier l'hypothèse voulant que le SPFO, le PFOA et d'autres composés chimiques perfluorés nuisent à l'affinité et à la capacité de fixation des protéines liant les acides gras du foie; les résultats de cette étude indiquent que le SPFO s'est avéré l'agent compétiteur le plus puissant. Une autre étude, celle-ci réalisée sur la carpe (*Cyprinus carpio*) par Hoff *et al.* (2003), laisse croire que le SPFO provoque une « fuite » d'enzymes indépendante de l'inflammation via les membranes des cellules hépatiques, un phénomène qui pourrait être associé à la nécrose des cellules. D'autres ont proposé que le SPFO interfère avec l'homéostasie du métabolisme de l'ADN.

Conclusion proposée pour l'environnement

La démarche adoptée aux fins de la présente évaluation préalable des effets sur l'environnement a consisté à examiner diverses données à l'appui et à formuler des conclusions à l'aide d'une méthode basée sur le poids de la preuve, comme l'exige l'article 76.1 de la LCPE 1999, en portant une attention particulière à l'analyse du quotient de risque ainsi qu'à la persistance, à la bioaccumulation et à la présence des composés à l'étude dans l'Arctique canadien.

Le SPFO et ses précurseurs font partie d'une catégorie plus vaste de composés fluorés généralement désignés sous le nom de composés perfluoroalkyliques. Aux fins de la présente évaluation préalable du SPFO et de ses précurseurs, ces précurseurs font référence aux substances contenant les groupes fonctionnels $C_8F_{17}SO_2$ (perfluorooctylsulfonyle) ou $C_8F_{17}SO_3$ qui peuvent se transformer ou se dégrader pour former du SPFO. Ce groupe inclut, sans en exclure d'autres, le SPFO et quelque 50 substances et précurseurs énumérés à l'annexe 1. Bien que la présente évaluation n'ait pas tenu compte des effets additifs du SPFO et de l'ensemble de ses précurseurs, elle reconnaît que les précurseurs contribuent à la charge ultime de SPFO. Les précurseurs pourraient également contribuer largement au transport à grande distance du SPFO vers des régions éloignées.

Analyse du quotient de risque

Des analyses du quotient du risque, qui établissent un lien entre les expositions connues ou potentielles et les effets nocifs connus ou potentiels sur l'environnement, ont été effectuées pour le SPFO (voir le tableau 4), les paramètres d'évaluation environnementale (p. ex., effets nocifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté) étant déterminés à partir d'une analyse des voies d'exposition et de l'identification subséquente des récepteurs sensibles. Pour chaque paramètre, une valeur estimée de l'exposition (VEE) prudente a été choisie à partir des données empiriques extraites des études de surveillance, les VEE étant déterminées de

préférence à partir de valeurs portant sur les milieux canadien ou nord-américain. Les VEE représentent habituellement le pire des scénarios, afin de refléter la possibilité que ces substances atteignent des concentrations préoccupantes et d'identifier les régions où les risques seraient les plus probables.

Le SPFO a été décelé partout dans le monde, y compris dans des régions éloignées des sources d'émission. Même si l'échantillonnage limité des eaux de surface en Amérique du Nord indique que les concentrations de SPFO sont faibles (de l'ordre de ng/L à µg/L) et qu'elles ne constituent peut-être pas une préoccupation immédiate pour ce qui est de la toxicité aiguë, l'utilisation de données sur des eaux calmes non canadiennes pour calculer le quotient de risque a été jugée raisonnable, étant donné le risque d'effets possibles à long terme qui sont associés à cette substance. Le SPFO a été décelé en de fortes concentrations chez certaines espèces fauniques du Canada (p. ex., l'ours blanc) et ailleurs dans le monde (p. ex., poissons au Japon et aux Pays-Bas). Dans l'environnement, des concentrations plus élevées de cette substance persistante ont été décelées dans des sédiments situés près d'effluents industriels.

En raison du peu de données disponibles sur les concentrations dans l'eau au Canada, la concentration ambiante la plus élevée qui a été mesurée, ou la concentration « naturelle », de SPFO dans l'eau aux États-Unis, a été utilisée comme valeur substitut des données canadiennes, après élimination des valeurs aberrantes potentielles. Même si des concentrations plus élevées ont été mesurées à proximité des usines de fabrication ou de transformation, ces concentrations n'ont pas été jugées représentatives de la situation canadienne et elles n'ont pas été utilisées pour calculer le quotient de risque. La concentration ambiante la plus élevée qui a été mesurée était supérieure à la concentration seuil avec effet, ce qui laisse croire à des effets possibles sur les organismes aquatiques, les oiseaux et les mammifères.

Parmi les espèces fauniques des régions éloignées de l'Arctique canadien chez qui des concentrations maximales ont été mesurées dans le foie, mentionnons : le vison (20 µg/kg), le plongeon huard (26 µg/kg), le phoque annelé (37 µg/kg), l'omble de

fontaine (50 µg/kg), le renard arctique (1 400 µg/kg) et l'ours blanc (> 4 000 µg/kg) (Martin *et al.*, 2003b). Il semble par ailleurs que les concentrations mesurées dans le foie aient été plus élevées dans les biotes des niveaux trophiques supérieurs que des niveaux inférieurs.

La valeur estimée sans effet observé (VESEO) a été déterminée en divisant la VCT par un facteur d'application, la VCT représentant généralement la valeur minimale d'écotoxicité établie à partir d'un ensemble de données acceptables et disponibles. De façon générale, cette valeur a été déterminée à partir des données sur la toxicité chronique, car l'exposition à long terme est une des préoccupations ici. Lorsque ces données n'étaient pas disponibles, les données sur la toxicité aiguë ont été utilisées.

La toxicité du SPFO a été étudiée chez une variété d'espèces aquatiques et terrestres, incluant des végétaux, des invertébrés et des vertébrés aquatiques, ainsi que des invertébrés, des oiseaux et des mammifères terrestres. Divers effets nocifs ont été observés, notamment une inhibition de la croissance, des effets histopathologiques, une atrophie du thymus, la perturbation du cycle reproducteur, des variations dans la diversité des espèces étudiées en microcosme et la mortalité. Chez les espèces aquatiques, le paramètre le plus sensible de l'évaluation a été la mortalité du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé pendant 35 jours au SPFO sous forme de sel de potassium (CMEO = 0,87 mg/L; CSEO = 0,086 mg/L). Des effets histopathologiques nocifs ont aussi été observés chez des rats exposés au SPFO dans le cadre d'une étude en laboratoire menée sur deux ans (CMEO = 40,8 µg/g (foie) et 13,9 mg/L (sérum)). Enfin, une diminution de la prise de poids a été rapportée chez le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) exposé au SPFO par voie alimentaire, la CMEO étant alors de 29,7 mg/kg (foie). Comme les données disponibles semblent indiquer que le SPFO se distribue de préférence dans le foie et le sang (Taniyasu *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2003b), les quotients de risque dans ces tissus ont été calculés pour les oiseaux et les mammifères terrestres.

Les facteurs d'application ont été calculés à l'aide d'une approche multiplicative, en utilisant des facteurs de 10 pour tenir compte des diverses sources d'incertitude associées

à l'établissement d'extrapolations et d'inférences dans les conditions suivantes : variations intraspécifiques et interspécifiques; paramètres biologiques de sensibilité variable; détermination des effets sur le terrain par extrapolation à partir des données en laboratoire, puis détermination des effets sur l'ensemble d'un écosystème par extrapolation à partir des résultats sur une espèce unique; et possibilité d'effets dus à la présence simultanée d'autres substances. Enfin, dans le cas des substances qui répondent aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* établi sous le régime de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000), un facteur d'application additionnel de 10 a été utilisé pour calculer la VCT.

Le tableau 4 présente les quotients de risque calculés pour le SPFO et ses précurseurs, ainsi que les données sur l'exposition utilisées comme VEE. Les données de toxicité ayant servi à calculer les VCT sont résumées dans la section « Devenir, exposition et effets ».

Selon l'analyse des quotients de risque, la présence de SPFO dans l'environnement pose surtout un risque pour les mammifères des niveaux trophiques supérieurs (quotient de risque > 98) et les oiseaux ichtyophages (quotient de risque = 21,9 dans le foie; 160 dans le sérum), et il existe également un certain niveau de risque pour les poissons (quotient de risque = 3,4).

Malgré certaines lacunes et incertitudes, les données sur le SPFO et ses précurseurs sont néanmoins substantielles. À titre d'exemple, même si le mécanisme de transport du SPFO et de ses précurseurs vers l'Arctique demeure imprécis, il semble que ces composés soient mobiles sous certaines formes, car du SPFO a été mesuré dans les biotes de l'Arctique canadien, loin des sources anthropiques connues. De même, on connaît mal les voies environnementales par lesquelles le SPFO s'introduit dans les biotes, car les données sur la dégradation de ce composé sont déficientes, tout comme les données de surveillance sur les concentrations des divers précurseurs dans l'air, l'eau, les effluents et les sédiments au Canada. On ignore également les concentrations de SPFO et de ses

précurseurs dans la microcouche de surface de l'eau. Cependant, si l'on se fie aux propriétés physiques du SPFO et de ses précurseurs, il semble que ces concentrations pourraient être beaucoup plus élevées que celles mesurées dans l'ensemble de la colonne d'eau. Bien que les mécanismes de toxicité du SPFO soient eux aussi peu connus, une variété d'effets toxicologiques ont été rapportés chez diverses espèces. Notons enfin que les études toxicologiques ont porté sur les effets du SPFO et que les données sur les effets potentiels résultant d'une exposition combinée au SPFO et à ses différents précurseurs sont limitées, voire inexistantes.

Persistence

Le SPFO résiste à l'hydrolyse, à la photolyse, à la dégradation microbienne ainsi qu'au métabolisme par les vertébrés et il est persistant, selon la définition prévue dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* établi sous le régime de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000).

Selon le poids de la preuve, c'est-à-dire les données sur la persistance du SPFO, sur la dégradation des précurseurs en SPFO, ainsi que sur la volatilisation et le transport dans l'atmosphère de ces composés, le potentiel de transport du SPFO dans l'environnement est faible, mais les précurseurs qui se dégradent pour former du SPFO peuvent, eux, être transportés sur de grandes distances, ce qui pourrait expliquer les taux élevés observés dans l'Arctique. Qui plus est, lorsque les précurseurs se transforment en SPFO, ils persisteraient alors indéfiniment dans l'environnement. Le précurseur POSF est persistant dans l'air, sa demi-vie dans l'atmosphère étant de 3,7 ans (US EPA OPPT AR226-1030a104). Dans l'eau, le SPFO a persisté pendant plus de 285 jours dans des microcosmes reproduisant des conditions naturelles (Boudreau *et al.*, 2003). Alors que la pression de vapeur du SPFO soit similaire à celle d'autres composés répandus dans le monde (p. ex., les BPC, le DDT), sa solubilité dans l'eau indique que le SPFO en soi est moins susceptible d'être libéré dans l'air et de s'y propager (Giesy et Kannan, 2002). Cependant, alors que la volatilité du SPFO est faible, plusieurs de ses précurseurs sont considérés comme volatils; c'est le cas notamment des alcools N-EtFOSE et N-MeFOSE

et des composés N-MeFOSA et N-EtFOSA (US EPA OPPT AR226-0620). Donc, lorsqu'ils sont présents à l'état résiduel dans des produits, ces précurseurs du SPFO pourraient s'évaporer dans l'atmosphère lorsque les produits qui les contiennent sont pulvérisés et séchés (US EPA OPPT AR226-0620), d'où le risque que les précurseurs du SPFO soient transportés dans l'atmosphère. Cependant, d'autres données devront être recueillies pour caractériser avec précision ce risque.

Les données disponibles laissent croire que la contribution du SPFO à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et à la formation d'ozone troposphérique serait négligeable, et on ignore sa contribution potentielle au réchauffement de la planète.

Le SPFO est présent dans des biotes du monde entier et, plus particulièrement, chez les vertébrés, incluant un éventail de poissons, d'oiseaux et de mammifères vivant en régions éloignées, notamment dans l'Arctique canadien, loin des sources ou des lieux de fabrication du SPFO et de ses précurseurs. Ces données signifient que le SPFO est persistant dans l'environnement et que ses précurseurs peuvent être transportés sur de grandes distances.

Bioaccumulation

Le SPFO a un potentiel élevé de bioaccumulation; le poids de la preuve à l'appui de la bioaccumulation inclut des estimations des FBA et des FBC qui dépassent les critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* établi sous le régime de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). De fait, les FBA établis à partir des concentrations mesurées dans les biotes au Canada et, plus particulièrement, dans l'Arctique, ainsi qu'aux États-Unis et au Japon, varient de 830 à 125 000; chez le poisson, les valeurs du FBC sont comprises entre 274 et 41 600. Alors que le poisson peut éliminer le SPFO par ses branchies, ce mode d'élimination est absent chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs (p. ex., chez l'ours blanc, le vison et l'aigle) qui consomment du poisson. En plus des données sur le SPFO, les FBC ont été

estimés pour le N-EtFOSEA et le N-MeFOSEA à l'aide de modèles sur le rapport structure-activité; ces FBC s'établissent respectivement à 5 543 et 26 000.

La LCPE 1999 reconnaît les préoccupations particulières associées aux substances persistantes et bioaccumulables. Comme le prévoit la Politique de gestion des substances toxiques, « on peut utiliser la persistance et la bioaccumulation comme substituts qualitatifs de l'exposition à long terme d'un biote environnemental ».

Compte tenu des propriétés inhérentes du SPFO et de ses précurseurs, des concentrations observées ou potentielles dans l'environnement qui peuvent dépasser les concentrations avec effet chez les biotes des niveaux trophiques supérieurs comme les poissons, les oiseaux ichtyophages et les mammifères, de la présence répandue du SPFO dans le biote, y compris en régions éloignées et du fait que les précurseurs du SPFO peuvent contribuer à la présence globale du SPFO dans l'environnement, en conséquence, il est **conclu que le SPFO, ses sels et ses précurseurs pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique et qu'ils satisfont ainsi à la définition de « toxique » au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999. Le SPFO et ses sels répondent également aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). Enfin, à la lumière des données disponibles sur le SPFO, ses sels et ses précurseurs, leur présence dans l'environnement provient essentiellement de l'activité humaine, car le SPFO, ses sels et ses précurseurs ne sont pas des radionucléides naturels, ni des substances inorganiques naturelles.**

Recommandations proposées aux ministres de l'Environnement et de la Santé

Il est proposé que le SPFO, ses sels et ses précurseurs soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

Il est en outre proposé d'envisager la mise en œuvre de mesures en vue de la quasi-élimination du SPFO et de ses sels en vertu du paragraphe 65(3) de la LCPE 1999.

Références

- 3M Environmental Laboratory. 2001a. *Analytical laboratory report, determination of the presence and concentration of PFOS, PFOSA, PFOSAA, EtFOSE-OH, M556 and PFOSEA in serum and liver samples of Crl:CD(SD) IGS BR rats exposed to N-ethyl perfluorooctanesulfonamido ethanol*. 3M Environmental Laboratory Report No. Tox-001, Laboratory Request No. U2103, 3M Reference No. T-6316.1 (sur le 5^e CD que 3M a présenté à la US Environmental Protection Agency, à l'appui du Administrative Record 226).
- 3M Environmental Laboratory. 2001b. *Analytical laboratory report, determination of the presence and concentration of PFOS, PFOSA, PFOSAA, EtFOSE-OH, M556 and PFOSEA in serum and liver samples of Crl:CD(SD) IGS BR rats exposed to N-ethyl perfluorooctanesulfonamido ethanol*. 3M Environmental Laboratory Report No. Tox-002, Laboratory Request No. U2104, 3M Reference No. T-6316.1 (sur le 5^e CD que 3M a présenté à la US Environmental Protection Agency, à l'appui du Administrative Record 226).
- 3M Environmental Laboratory. 2002. Soil adsorption revised. 12 juin 2002. Révision du rapport technique 3M *Soil Adsorption/Desorption Study of Potassium Perfluorooctanesulfonate (PFOS)*. Projet n^o E00-1311. Rapport final complété le 4 juin 2001; rapport révisé terminé le 24 mai 2002. (soumis à US EPA AR226-1107.)
- Boudreau, T.M., P.K. Sibley, D.C.G. Muir, S.A. Mabury et K.R. Solomon. 2002. « Laboratory evaluation of the toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella vulgaris*, *Lemna gibba*, *Daphnia magna*, and *Daphnia pulex* », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44: 307-313.
- Boudreau, T.M., C.J. Wilson, W.J. Cheong, P.K. Sibley, S.A. Mabury, D.C.G. Muir et K.R. Solomon. 2003. « Response of the zooplankton community and environmental fate of perfluorooctane sulfonic acid in aquatic microcosms », *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 2739-2745.
- Campbell, S.M., S.P. Lynn et J.B. Beavers. 1993a. *Lithium perfluorooctane sulfonate (6861D11). A dietary LC50 study with the northern bobwhite*. Wildlife International Ltd., projet n^o 319-101. Financé par S.C. Johnson & Son, Inc.
- Campbell, S.M., S.P. Lynn et J.B. Beavers. 1993b. *Lithium perfluorooctane sulfonate (6861D11). A dietary LC50 study with the mallard*. Wildlife International Ltd., projet n^o 319-102. Financé par S.C. Johnson & Son, Inc.
- CEMC (Canadian Environmental Modelling Centre). 2001. Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre Newsletter, Summer 2001, Progress Report, Peterborough (Ontario) (http://www.trentu.ca/cemc/news01_07.pdf).

CITI (Chemicals Inspection and Testing Institute). 1992. *Biodegradation and bioaccumulation: data of existing chemicals based on the CSCL Japan*. Compilé sous la direction de la Chemical Products Safety Division, Basic Industries Bureau, Ministry of International Trade and Industry, Tokyo, Japon, octobre 1992.

Compass Environmental Inc. 1999. *Municipal solid waste incineration in Canada: An update on operations 1997–1998*. Préparé pour le compte d'Environnement Canada et du Groupe interministériel de recherche et d'exploitation énergétique, Burlington (Ontario).

Covance Laboratories, Inc. 2002. *Final report: 104-week dietary chronic toxicity and carcinogenicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (SPFO; T-6295) in rats*, Étude n° 6239-183, Madison (Wisconsin).

Dimitrov, S., V. Kamenska, J.D. Walker, W. Windle, R. Purdy, M. Lewis et O. Mekenyan. 2004. « Predicting the biodegradation products of perfluorinated chemicals using CATABOL, SAR and QSAR », *Environ. Res.* 15(1): 69-82.

Environnement Canada. 2000. Enquête sur certaines substances perfluoroalkyliques menée auprès de l'industrie, en vertu de l'Avis publié dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE 1999.

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

Giesy, J. 2003. Communication personnelle (commentaire sur le rapport d'évaluation provisoire sur le SPFO), février 2003, à la Direction des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec). Department of Zoology, National Food Safety and Toxicology Centre, Institute for Environmental Toxicology, Michigan State University, East Lansing (Michigan).

Giesy, J.P. et K. Kannan. 2002. « Perfluorochemical surfactants in the environment », *Environ. Sci. Technol.* 36(7): 147A-152A.

Gouvernement du Canada. 2000. *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 134, n° 7, 29 mars 2000.

Hansen, K.J., H.O. Johnson, J.S. Eldridge, J.L. Butenhoff et L.A. Dick. 2002. « Quantitative characterization of trace levels of PFOS and PFOA in the Tennessee River », *Environ. Sci. Technol.* 36: 1681-1685.

Haughom, B. et O. Spydevold. 1992. « The mechanism underlying the hypolipemic effect of perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulphonic acid (PFOSA) and clofibrilic acid », *Biochim. Biophys. Acta* 1128: 65-72.

- Santé Canada. 2004. *Le sulfonate de perfluorooctane, ses sels et ses précurseurs contenant les groupes fonctionnels C₈F₁₇SO₂ ou C₈F₁₇SO₃*. Rapport d'évaluation préalable - Santé. Préparé par la Division des substances existantes, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Hekster, F.M., P. de Voogt, A.M.C.M. Pijnenburg et R.W.P.M. Laane. 2002. *Perfluoroalkylated substances — aquatic environmental assessment*. Report RIKZ/2002.043. Préparé par l'University of Amsterdam et le RIKZ (The State Institute for Coast and Sea), 1^{er} juillet 2002, 99 p.
- Hoff, P.T., K. Van De Vijver, W. Van Dongen, E.L. Esmans, R. Blust et W.M. De Coen. 2003. « Perfluorooctane sulfonic acid in bib (*Trisoperus luscus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) from the Western Scheldt and the Belgian North Sea: distribution and biochemical effects », *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 608-614.
- Industrie Canada. 2002. *Statistiques relatives à l'industrie canadienne : Établissements : Usines de tapis et de carpettes (SCIAN 31411)*. Renseignements obtenus en ligne, le 4 décembre 2002 (http://strategies.ic.gc.ca/canadian_industry_statistics/cis.nsf/idE/cis31411estF.html).
- Kannan, K., J.-W. Choi, N. Iseki, K. Senthikumar, D.H. Kim, S. Masunaga et J.P. Giesy. 2002. « Concentrations of perfluorinated acids in livers of birds from Japan and Korea », *Chemosphere* 49: 225-231.
- Key, B.D., R.D. Howell et C.S. Criddle. 1997. « Fluorinated organics in the biosphere », *Environ. Sci. Technol.* 31: 2445-2454.
- Luebker, D.J., K.J. Hansen, M. Bass, J.L. Butenhoff et A.M. Seacat. 2002. « Interactions of fluorochemicals with rat liver fatty acid-binding protein », *Toxicology* 176: 175-185.
- Martin, J.W., D.C.G. Muir, C.A. Moody, D.A. Ellis, W.C. Kwan, K.R. Solomon et S.A. Mabury. 2002. « Collection of airborne fluorinated organics and analysis by gas chromatography/chemical ionization mass spectrometry », *Anal. Chem.* 74: 584-590.
- Martin, J.W., S.A. Mabury, K.R. Solomon et D.C.G. Muir. 2003a. « Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) », *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 196-204.
- Martin, J.W., S.A. Mabury, K.R. Solomon et D.C.G. Muir. 2003b. « Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) », *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 189-195.
- Martin, J.W., M.M. Smithwick, B. Braune, P.F. Hoekstra, D.C.G. Muir et S.A. Mabury. 2004. « Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic », *Environ. Sci. Technol.* 38(2): 373-380.

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

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

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 2002. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL, 21 novembre, Paris, 362 p.

Purdy, R. 2002a. Communication personnelle (par courriel), 9 octobre 2002, à la Direction des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Purdy, R. 2002b. Communication personnelle, mai 2002, à la Direction des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Robinson, P. 2002. *CATABOL: Microbial catabolic pathways model. A summary of the biodegradation and metabolic pathways estimation program developed by Prof. Ovanes Mekenyan et al.* Documentation de base, Direction des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Sanderson, H., T.M. Boudreau, S.A. Mabury, W. Cheong et K.R. Solomon. 2002. « Ecological impact and environmental fate of perfluorooctane sulfonate on the zooplankton community in indoor microcosms », *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 1490-1496.

Taniyasu, S., K. Kannan, Y. Horii et N. Yamashita. 2002. « Other halogenated POPs of concern. The first environmental survey of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and related compounds in Japan », *Organohalogen Compd.* 59: 311-314.

Taniyasu, S., K. Kannan, Y. Horii, N. Hanari et N. Yamashita. 2003. « A survey of perfluorooctane sulfonate and related perfluorinated organic compounds in water, fish, birds, and humans from Japan », *Environ. Sci. Technol.* 37: 2634-2639.

US EPA. 2002. « Perfluoroalkyl sulfonates; Significant new use rule (SNUR); Final rule and supplemental proposed rule », *Fed. Regist.* 67(47), 40 CFR Part 721, 11 mars 2002.

US EPA OPPT AR226-0060. Présentation de 3M (non datée). Data summaries, completed 1999. *Transport between environmental compartments (fugacity): perfluorooctanesulfonate.*

US EPA OPPT AR226-0091. Présentation de 3M datée du 26 avril 2000. *PFOS: a 96-hour static acute toxicity test with the freshwater mussel (Unio complamatus), with protocol.*

US EPA OPPT AR226-0097. Présentation de 3M datée du 26 avril 2000. *PFOS: an early life-stage toxicity test with the fathead minnow (Pimephales promelas), with protocol.*

US EPA OPPT AR226-0101. Présentation de 3M datée du 26 avril 2000. *PFOS: a flow-through life cycle toxicity test with the saltwater mysid (Mysidopsis bahia), with protocol.*

US EPA OPPT AR226-0137. Présentation de 3M datée du 18 décembre 1978. *Ninety-day subacute rhesus monkey toxicity study, with Fluorad fluorochemical surfactant FC95.*

US EPA OPPT AR226-0139. Présentation de 3M datée du 10 novembre 1978. *Ninety-day subacute rat toxicity study, with Fluorad fluorochemical surfactant FC-95.*

US EPA OPPT AR226-0144. Présentation de 3M non datée. *4-week capsule toxicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS; T-6295) in cynomolgus monkeys* (inclut le projet de rapport final, le rapport sur la prolifération cellulaire, le protocole et la note de service de Marvin Case au sujet de l'examen histopathologique des tissus hépatiques).

US EPA OPPT AR226-0167. Présentation de 3M datée du 4 février 1998. *The effect of perfluorinated arylalkylsulfonamides on bioenergetics of rat liver mitochondria.*

US EPA OPPT AR226-0169. Présentation de 3M non datée. *Summary of the effects of PFC's on mitochondrial bioenergetics in vitro.*

US EPA OPPT AR226-0184. Présentation de 3M datée du 6 avril 2000. Pièce jointe à la lettre à C. Auer en date du 4 mai 2000. *Ongoing studies on perfluorooctanesulfonates (sic): abiotic degradation studies of perfluorooctane sulfonate.*

US EPA OPPT AR226-0240. Présentation de 3M non datée. *Mechanism of toxicity of a unique pesticide: N-ethylperfluorooctane sulfonamide (NEPFOS), and its metabolite perfluorooctane sulfonamide (PFOS) to isolated rabbit renal cortical mitochondria (RCM).* Sommaire présenté à l'assemblée de la Society of Toxicology de 1989.

US EPA OPPT AR226-0547. Présentation de 3M datée du 2 mai 1999. *The science of organic fluorochemistry.*

US EPA OPPT AR226-0550. Présentation de 3M datée du 26 mai 1999. *Fluorochemical use, distribution and release overview.*

US EPA OPPT AR226-0569. Présentation de 3M datée du 10 juin 1999. *Summary PFOS rat two-generation reproduction study.*

US EPA OPPT AR226-0588. Présentation de 3M datée du 16 juin 2000. *Phase-out plan for POSF-based products.*

US EPA OPPT AR226-0620. Présentation de 3M datée du 1^{er} mars 2000. *Sulfonated perfluorochemicals in the environment: sources, dispersion, fate and effects.*

US EPA OPPT AR226-0949. Présentation de 3M datée du 11 janvier 1999. *Final report — protocol 418-012: oral (stomach tube) developmental toxicity of PFOS in rabbits.*

US EPA OPPT AR226-0953. Présentation de 3M datée du 26 avril 2000. *PFOS: a dietary LC50 study with the northern bobwhite, with protocol.*

US EPA OPPT AR226-0956. Présentation de 3M non datée. *Summary report: 104-week dietary chronic study and carcinogenicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS: T-6295) in rats — week 53.*

US EPA OPPT AR226-0957. Présentation de 3M datée du 12 avril 2000. *Draft final report: 26-week capsule toxicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS: T-6295) in cynomolgus monkeys, volume I.*

US EPA OPPT AR226-0958. Présentation de 3M datée du 12 avril 2000. *Draft final report: 26-week capsule toxicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS: T-6295) in cynomolgus monkeys, volume II.*

US EPA OPPT AR226-0967. Présentation de 3M datée du 11 janvier 1999. *Final report: protocol 418-010 — oral (stomach tube) developmental toxicity study of N-EtFOSE in rabbits.*

US EPA OPPT AR226-1030a041. Présentation de 3M datée du 23 avril 2001. *The 35-day aerobic biodegradation study of PFOS.*

US EPA OPPT AR226-1030a042. Présentation de 3M datée du 21 juin 2001, révisée le 16 juillet 2002. *Perfluorooctanesulfonate, potassium salt (PFOS): a flow-through bioconcentration test with the bluegill (*Lepomis macrochirus*).*

US EPA OPPT AR226-1030a047. Présentation de 3M datée du 9 juin 2000. *Analysis of PFOS in test organisms from the 96-hour static acute toxicity test with the freshwater mussel.*

US EPA OPPT AR226-1030a049. Présentation de 3M datée du 19 mars 2001. *Laboratory report — revision 1. Analytical report of data for PFOS dietary LC50 study with mallards.*

US EPA OPPT AR226-1030a057. Présentation de 3M datée du 6 avril 2001. *PFOS: a frog embryo teratogenesis assay — *Xenopus* (PETAX).*

US EPA OPPT AR226-1030a073. Présentation de 3M datée du 6 août 1980. *Photolysis study on FM-3925 (direct and indirect)*.

US EPA OPPT AR226-1030a074. Présentation de 3M datée du 7 novembre 1980. *Photolysis of FM3925 in aqueous solutions (direct)*.

US EPA OPPT AR226-1030a076. Présentation de 3M datée du 30 mars 2001. *Hydrolysis reactions of 2-(N-methylperfluorooctanesulfonamido)-ethyl alcohol (N-MeFOSE alcohol)*.

US EPA OPPT AR226-1030a079. Présentation de 3M datée du 23 février 2001. *Hydrolysis reactions of 2-(N-ethylperfluorooctanesulfonamide)-ethyl alcohol (N-EtFOSE alcohol)*.

US EPA OPPT AR 226-1030a080. Présentation de 3M datée du 19 avril 2001. *Screening studies on the aqueous photolytic degradation of 2-(N-ethylperfluorooctanesulfonamido)-ethyl alcohol (N-EtFOSE alcohol)*.

US EPA OPPT AR 226-1030a104. Présentation de 3M datée du 12 juin 2001. *Indirect photolysis of gaseous perfluorooctane sulfonyl fluoride (POSF) by Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy*.

US EPA OPPT AR 226-1030a106. Présentation de 3M non datée. *Executive summary of photolysis studies*.

US EPA OPPT AR226-1030a111. Présentation de 3M datée du 25 juin 2001. *Environmental monitoring — Multi-city study water, sludge, sediment, POTW effluent and landfill leachate samples*.

US EPA OPPT AR226-1030a156. Présentation de 3M datée du 20 juin 2001. *Accumulation of perfluorooctane sulfonate and related fluorochemicals in fish tissues*.

US EPA OPPT AR226-1030a157. Présentation de 3M datée du 20 juin 2001. *Accumulation of perfluorooctane sulfonate and related fluorochemicals in mink and river otters*.

US EPA OPPT AR226-1030a158. Présentation de 3M datée du 20 juin 2001. *Perfluorooctane sulfonate and related fluorochemicals in oyster, Crassostrea virginica, from the Gulf of Mexico and Chesapeake Bay*.

US EPA OPPT AR226-1030a159. Présentation de 3M datée du 20 juin 2001. *Perfluorooctane sulfonate and related fluorochemicals in fish-eating water birds*.

US EPA OPPT AR226-1030a160. Présentation de 3M datée du 20 juin 2001. *Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals*.

US EPA OPPT AR226-1030a161. Présentation de 3M datée du 1^{er} juin 2001. *Selected fluorochemicals in the Decatur, Alabama area.*

US EPA OPPT AR226-1106. Présentation de 3M datée du 10 mai 2002. *Final report and robust summary PFOS: an acute toxicity study with the earthworm in an artificial soil substrate.* Wildlife International, Ltd., projet n° 454-111.

Annexe 1. Liste des formes du SPFO et de ses précurseurs recensés à partir des données recueillies lors de l'enquête menée auprès de l'industrie en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999, par modélisation à l'aide du logiciel CATABOL et sur la base de jugements d'experts^a

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
N.D.	SPFO, anion	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctane-1-sulfonate	$C_8F_{17}SO_3^-$		
1763-23-1	SPFO, acide (acide perfluorooctane-sulfonique) (aussi désigné PFOSH)	Acide 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-sulfonique	$C_8F_{17}SO_3H$	O	O
2795-39-3	SPFO, sel de potassium (K^+)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctane-1-sulfonate de potassium	$C_8F_{17}SO_3K$	O	O
29081-56-9	SPFO, sel d'ammonium (NH_4^+)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctane-1-sulfonate d'ammonium	$C_8F_{17}SO_3NH_4$	O	O
29457-72-5	SPFO, sel de lithium (Li^+)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctane-1-sulfonate de lithium	$C_8F_{17}SO_3Li$	O	O
70225-14-8	SPFO, sel de diéthanolamine (DEA)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctanesulfonate, composé avec le 2,2'-iminodiéthanol (1:1)	$C_8F_{17}SO_3NH(CH_2CH_2OH)_2$	O	O
307-35-7	POSF	Fluorure de 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-sulfonyle	$C_8F_{18}O_2S$	O	O
1691-99-2	N-EtFOSE, (alcool)	<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)octane-1-sulfonamide	$C_{12}H_{10}F_{17}NO_3S$	O	O
4151-50-2	N-EtFOSA	<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-sulfonamide	$C_{10}H_6F_{17}NO_2S$	O	O
24448-09-7	N-MeFOSE (alcool)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthyl-octane-1-sulfonamide	$C_{11}H_8F_{17}NO_3S$	O	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
31506-32-8	N-MeFOSA	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluoro- <i>N</i> -méthyl-octane-1-sulfonamide	C ₉ H ₄ F ₁₇ NO ₂ S	O	O
25268-77-3	N-MeFOSEA	Acrylate de 2- {[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthyle	C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S	O	O
423-82-5	N-EtFOSEA	Acrylate de 2- {éthyl[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle	C ₁₅ H ₁₂ F ₁₇ NO ₄ S	O	O
2250-98-8		<i>N,N',N''</i> -[Phosphinylidynétris(oxyéthane-2-1-diy)]tris[<i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-sulfonamide	C ₃₆ H ₂₇ F ₅₁ N ₃ O ₁₀ PS ₃	O	O
2991-51-7		<i>N</i> -Éthyl- <i>N</i> -[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]glycinate de potassium	C ₁₂ H ₈ F ₁₇ NO ₄ S·K	O	O
29117-08-6		α-{2-[Éthyl[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]amino]éthyl}-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	(C ₂ H ₄ O) _n C ₁₂ H ₁₀ F ₁₇ NO ₃ S	impossible à modéliser	O
30381-98-7		Phosphate d'ammonium et de bis {2-[<i>N</i> -éthyl-(heptadécafluorooctane)sulfonylamino]éthyle}	C ₂₄ H ₁₉ F ₃₄ N ₂ O ₈ PS ₂ ·H ₃ N	O	O
38006-74-5		Chlorure de 3- {[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]amino}propyl)triméthylammonium	C ₁₄ H ₁₆ F ₁₇ N ₂ O ₂ S·Cl	O	O
52550-45-5		α-{2-[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]propylamino}éthyl}-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	(C ₂ H ₄ O) _n C ₁₃ H ₁₂ F ₁₇ NO ₃ S	impossible à modéliser	O
56773-42-3		1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadécafluorooctane-1-sulfonate de tétraéthylammonium	C ₈ H ₂₀ N·C ₈ F ₁₇ O ₃ S	O	O
57589-85-2		2,3,4,5-Tétrachloro-6- {[(3- {[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]oxy}phényl)amino]carbonyl}benzoate de potassium	C ₂₂ H ₆ Cl ₄ F ₁₇ NO ₆ S·K	O	O
67939-88-2		<i>N</i> -[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctanesulfonamide, monochlorhydrate	C ₁₃ H ₁₃ F ₁₇ N ₂ O ₂ S·ClH	O	O
67969-69-1		<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluoro- <i>N</i> -[2-(phosphonoxy)éthyl]octane-1-sulfonamide, sel de diammonium	C ₁₂ H ₁₁ F ₁₇ NO ₆ PS ₂ ·H ₃ N	O	O
68298-11-3		Hydroxyde de (3- {[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl](3-sulfopropyl)amino}propyl)(2-hydroxyéthyl)diméthylammonium, sel interne	C ₁₈ H ₂₃ F ₁₇ N ₂ O ₆ S ₂	O	O
68298-62-4		Acrylate de 2- {butyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle télomérisé avec l'acrylate de 2-	(C ₁₇ H ₁₆ F ₁₇ NO ₄ S·C ₁₆ H ₁₆ F ₁₅ NO ₄ S·W ₉₉ ·W ₉₉) _x ·C ₈	impossible à modéliser	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
		{butyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, le polymère du méthyloxirane avec le diacrylate de l'oxirane, le polymère du méthyloxirane avec le monoacrylate de l'oxirane et l'octane-1-thiol	H ₁₈ S		
68298-78-2		Méthacrylate de 2-{5-[(2-{éthyl [(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthoxy)carboxamido]-2-méthylcarbaniloxy}propyle télomérisé avec l'acrylate de butyle, le méthacrylate de 2-{5-[(2-{éthyl [(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthoxy)carboxamido]-2-méthylcarbaniloxy}propyle, le méthacrylate de 2-{5-[(2-{éthyl [(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthoxy)carboxamido]-2-méthylcarbaniloxy}propyle, le méthacrylate de 2-{5-[(2-{éthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthoxy)carboxamido]-2-méthylcarbaniloxy}propyle, le méthacrylate de 2-{5-[(2-{éthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthoxy)carboxamido]-2-méthylcarbaniloxy}propyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'octane-1-thiol	(C ₂₈ H ₂₈ F ₁₇ N ₃ O ₈ S·C ₂₇ H ₂₈ F ₁₅ N ₃ O ₈ S·C ₂₆ H ₂₈ F ₁₃ N ₃ O ₈ S·C ₂₅ H ₂₈ F ₁₁ N ₃ O ₈ S·C ₂₄ H ₂₈ F ₉ N ₃ O ₈ S·C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₁₃ H ₁₀ F ₁₅ NO ₄ S·C ₁₂ H ₁₀ F ₁₃ NO ₄ S·C ₁₁ H ₁₀ F ₁₁ NO ₄ S·C ₁₀ H ₁₀ F ₉ NO ₄ S·C ₇ H ₁₂ O ₂) _x ·C ₈ H ₁₈ S	impossible à modéliser	O
68329-56-6		Acrylate d'écicosyle polymérisé avec l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate d'hexadécyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'acrylate d'octadécyle	(C ₂₃ H ₄₄ O ₂ ·C ₂₁ H ₄₀ O ₂ ·C ₁₉ H ₃₆ O ₂ ·C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₁₃ H ₁₀ F ₁₅ NO ₄ S·C ₁₂ H ₁₀ F ₁₃ NO ₄ S·C ₁₁ H ₁₀ F ₁₁ NO ₄ S·C ₁₀ H ₁₀ F ₉ NO ₄ S) _x	impossible à modéliser	O
68555-90-8		Acrylate de butyle polymérisé avec l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'acrylate d'octadécyle	(C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₁₃ H ₁₀ F ₁₅ NO ₄ S·C ₁₂ H ₁₀ F ₁₃ NO ₄ S·C ₁₁ H ₁₀ F ₁₁ NO ₄ S·C ₁₀ H ₁₀ F ₉ NO ₄ S·C ₇ H ₁₂ O ₂) _x	impossible à modéliser	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
		de 2- {méthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino} éthyle et l'acrylate de 2- {méthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino} éthyle			
68555-91-9		Méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino} éthyle polymérisé avec le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluorohexyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl (perfluoropentyl)sulfonyl]amino} éthyle et le méthacrylate d'octadécyle	$(C_{22}H_{42}O_2 \cdot C_{16}H_{14}F_{17}NO_4S \cdot C_{15}H_{14}F_{15}NO_4S \cdot C_{14}H_{14}F_{13}NO_4S \cdot C_{13}H_{14}F_{11}NO_4S \cdot C_{12}H_{14}F_9NO_4S)_x$	impossible à modéliser	O
68555-92-0		Méthacrylate de 2- {méthyl [(perfluorooctyl)sulfonyl]amino} éthyle polymérisé avec le méthacrylate de 2- {méthyl [(perfluorobutyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {méthyl [(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {méthyl [(perfluorohexyl)sulfonyl]amino} éthyle, le méthacrylate de 2- {méthyl [(perfluoropentyl)sulfonyl]amino} éthyle et le méthacrylate d'octadécyle	$(C_{22}H_{42}O_2 \cdot C_{15}H_{12}F_{17}NO_4S \cdot C_{14}H_{12}F_{15}NO_4S \cdot C_{13}H_{12}F_{13}NO_4S \cdot C_{12}H_{12}F_{11}NO_4S \cdot C_{11}H_{12}F_9NO_4S)_x$	impossible à modéliser	O
68586-14-1		Acrylate de 2- {méthyl [(perfluorooctyl)sulfonyl]amino} éthyle télomérisé avec l'acrylate de 2- {méthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino} éthyle, l' α -méthacryloyl- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), l' α -méthacryloyl- ω -(méthacryloyloxy)poly(oxyéthylène), l'acrylate de 2- {méthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino} éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino} éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl [(perfluoropentyl)sulfonyl]amino} éthyle et l'octane-1-thiol	$(C_{14}H_{10}F_{17}NO_4S \cdot C_{13}H_{10}F_{15}NO_4S \cdot C_{12}H_{10}F_{13}NO_4S \cdot C_{11}H_{10}F_{11}NO_4S \cdot C_{10}H_9NO_4S \cdot (C_2H_4O)_n \cdot C_8H_{10}O_3 \cdot (C_2H_4O)_n \cdot C_4H_6O_2)_x \cdot C_8H_{18}S$	impossible à modéliser	O
68649-26-3		<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)octane-1-sulfonamide, produits de réaction avec le <i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)butane-1-sulfonamide, le <i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)heptane-1-sulfonamide, le <i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-tridécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)hexane-1-sulfonamide, le <i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)pentane-	$(C_{18}H_{38}O \cdot C_{12}H_{10}F_{17}NO_3S \cdot C_{11}H_{10}F_{15}NO_3S \cdot C_{10}H_{10}F_{13}NO_3S \cdot C_{10}H_{11}NO_3S \cdot C_8H_{10}F_9NO_3S \cdot \text{Unspecified})_x$	impossible à modéliser	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
		1-sulfonamide, le diisocyanate de polyméthylène polyphénylène et l'alcool stéarylique			
68867-62-9		Méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle polymérisé avec le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl[(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'octane-1-thiol et l' α -acryloyl- ω -méthoxypoly (oxyéthylène)	$(C_{16}H_{14}F_{17}NO_4S \cdot C_{15}H_{14}F_{15}NO_4S \cdot C_{14}H_{14}F_{13}NO_4S \cdot C_{13}H_{14}F_{11}NO_4S \cdot C_{12}H_{14}F_9NO_4S \cdot (C_2H_4O)_n \cdot C_4H_6O_2)_x \cdot C_8H_{18}S$	impossible à modéliser	O
68877-32-7		Méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle polymérisé avec le méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, le méthacrylate de 2- {éthyl [(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'isoprène	$(C_{16}H_{14}F_{17}NO_4S \cdot C_{15}H_{14}F_{15}NO_4S \cdot C_{14}H_{14}F_{13}NO_4S \cdot C_{13}H_{14}F_{11}NO_4S \cdot C_{12}H_{14}F_9NO_4S \cdot C_5H_8)_x$	impossible à modéliser	O
68891-96-3		Diaquatétrachloro(μ - <i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]glycinato- <i>O'</i> : <i>O'</i>)- μ -hydroxybis (2-méthylpropanol)dichrome	$C_{18}H_{28}Cl_4Cr_2F_{17}NO_9S$	O	O
68958-61-2		α -{2-Éthyl(heptadécafluorooctylsulfonyl)amino}éthyl}- ω -méthoxypoly(oxyéthylène)	$(C_2H_4O)_n \cdot C_{13}H_{12}F_{17}NO_3S$	impossible à modéliser	O
70776-36-2		Méthacrylate d'octadécyle polymérisé avec le 1,1-dichloroéthylène, l'acrylate de 2- {méthyl[(perfluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle, le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide, l'acrylate de 2- {méthyl [(perfluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl [(perfluoroheptyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl [(perfluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'acrylate de 2- {méthyl [(perfluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle	$(C_{22}H_{42}O_2 \cdot C_{14}H_{10}F_{17}NO_4S \cdot C_{13}H_{10}F_{15}NO_4S \cdot C_{12}H_{10}F_{13}NO_4S \cdot C_{11}H_{10}F_{11}NO_4S \cdot C_{10}H_{10}F_9NO_4S \cdot C_4H_7NO_2 \cdot C_2H_2Cl_2)_x$	impossible à modéliser	O
71487-20-2		Méthacrylate de méthyle polymérisé avec le styrène, l'acrylate de 2- {[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl[(nonafluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2- {méthyl	$(C_{14}H_{10}F_{17}NO_4S \cdot C_{13}H_{10}F_{15}NO_4S \cdot C_{12}H_{10}F_{13}NO_4S \cdot C_{11}H_{10}F_{11}NO_4S \cdot C_{10}H_{10}F_9NO_4S \cdot C_8H_8 \cdot C_5H_8O_2 \cdot C_3H_4O_2)_x$	impossible à modéliser	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
		[(pentadécafluoroheptyl)sulfonyl] amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(undécafluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle et l'acide acrylique			
92265-81-1		Chlorure de <i>N,N,N</i> -triméthyl-2-[(2-méthyl-acryloyl)oxy]éthanaminium polymérisé avec l'acrylate de 2-éthoxyéthyle, l'acrylate de 2-{{(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthyle et le méthacrylate d'oxiranylméthyle	(C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₉ H ₁₈ NO ₂ ·C ₇ H ₁₂ O ₃ ·C ₇ H ₁₀ O ₃ ·Cl) _x	N	O
94313-84-5		(5-{{(2-{{(Heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthoxy)carbonyl]amino}-o-tolyl carbamate de (Z)-octadéc-9-ène	C ₃₈ H ₅₀ F ₁₇ N ₃ O ₆ S	O	O
98999-57-6		Sulfonamides d'alcane en C ₇₋₈ -perfluoro, <i>N</i> -méthyl- <i>N</i> -[2-(acryloyloxy)éthyl], polymères avec l'acrylate de 2-éthoxyéthyle, le méthacrylate de glycidyle et le chlorure de <i>N,N,N</i> -triméthyl-2-(méthacryloyloxy)éthanaminium	(C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₉ H ₁₈ NO ₂ ·C ₇ H ₁₂ O ₃ ·C ₇ H ₁₀ O ₃ ·Cl) _x	impossible à modéliser	O
178094-69-4		<i>N</i> -[3-(Diméthoxydoamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-sulfonamide, sel de potassium	C ₁₃ H ₁₂ F ₁₇ N ₂ O ₃ S·K	O	O
N.D.		Esters 2-(perfluoro- <i>N</i> -méthyl-C ₄₋₈ -alcane-1-sulfonamido)éthyliques de trimères d'acides gras insaturés en C ₁₈	N.D.	impossible à modéliser	O
68909-15-9		Acrylate d'éicosyle, polymères avec un acrylate d'octyle ramifié, l'acrylate de 2-{{(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(nonafluorobutyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(pentadécafluoroheptyl)sulfonyl] amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'acrylate de 2-{méthyl [(undécafluoropentyl)sulfonyl]amino}éthyle, l'éther méthylique de l'acrylate polyéthylène glycol et l'acrylate de stéaryle	(C ₂₃ H ₄₄ O ₂ ·C ₂₁ H ₄₀ O ₂ ·C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₄ S·C ₁₃ H ₁₀ F ₁₅ NO ₄ S·C ₁₂ H ₁₀ F ₁₃ NO ₄ S·C ₁₁ H ₁₀ F ₁₁ NO ₄ S·C ₁₀ H ₁₀ F ₉ NO ₄ S·(C ₂ H ₄ O) _n ·C ₄ H ₆ O ₂ ·non spécifié) _x	impossible à modéliser	O
148684-79-1		Sulfonamides d'alcane en C ₄₋₈ -, perfluoro, <i>N</i> -(hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthyle, produits de réaction avec l'homopolymère du diisocyanate d'hexane-1,6-diyle et l'éthane-1,2-diol	N.D.	impossible à modéliser	O
30295-51-3		<i>N</i> -[3-(Diméthoxydoamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluorooctane-1-	N.D.	O	O

N° CAS	Nom commun	Nom chimique	Formule moléculaire	SPFO (Catabol) ^b	SPFO (jugement d'experts)
		sulfonamide			
91081-99-1		Sulfonamides d'alcane en C ₄₋₈ -, perfluoro, N-(hydroxyéthyl)-N-méthyle, produits de réaction avec l'épichlorhydrine, adipates (esters)	N.D.	impossible à modéliser	O
N.D.		Esters 2-{méthyl[(perfluoroalkyle en C ₄₋₈)sulfonyl]amino} éthyliques de dimères d'acides gras insaturés en C ₁₈	N.D.	O	O
68081-83-4		4-Méthyl-1,3-phénylènedicarbamate de bis(2-{éthyl[(perfluoro-C ₄₋₈ -alkyl)sulfonyl]amino}éthyle		O	O
68608-14-0		Sulfonamides d'alcane en C ₄₋₈ -, perfluoro, N-éthyl-N-(hydroxyéthyl), produits de réaction avec le 1,1-méthylènebis(4-isocyanatobenzène)	C ₁₅ H ₁₀ N ₂ O ₂ :non spécifié	O	O
376-14-7		Méthacrylate de 2-[éthyl[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]amino}éthyle	C ₁₆ H ₁₄ F ₁₇ NO ₄ S	O	O
14650-24-9		Méthacrylate de 2-[[heptadécafluorooctyl)sulfonyl]méthylamino}éthyle	C ₁₅ H ₁₂ F ₁₇ NO ₄ S	O	O
94133-90-1		3-{{3-(Diméthylamino)propyl}[(heptadécafluorooctyl)sulfonyl]amino}-2-hydroxypropane, sel de monosodium	C ₁₆ H ₁₉ F ₁₇ N ₂ O ₆ S ₂ ·Na	O	O
127133-66-8		Acide méthacrylique, polymères avec le méthacrylate de butyle, le méthacrylate de lauryle et le méthacrylate de 2-{méthyl[(perfluoro-C ₄₋₈ -alkyl)sulfonyl]amino}éthyle	(C ₁₆ H ₃₀ O ₂ ·C ₈ H ₁₄ O ₂ ·C ₄ H ₆ O ₂) _x	O	O
179005-06-2		Sulfonamides d'alcane en C ₄₋₈ -, perfluoro, N-[3-(diméthoxydoamino)propyl], sels de potassium	N.D.	impossible à modéliser	O
179005-07-3		Sulfonamides d'alcane en C ₄₋₈ -, perfluoro, N-[3-(diméthoxydoamino)propyle]	N.D.	impossible à modéliser	O
ROF		Composés organiques fluorés résiduels (impuretés)	N.D.	O	O

^a Notes :

1. Références : Mekenyan *et al.* (2002); Purdy (2002a).
2. N.D. = non disponible; Bu = butyle; Et = éthyle; Me = méthyle.
3. Il ne s'agit pas nécessairement d'une liste exhaustive de tous les précurseurs possibles du SPFO.

^b Pour chaque substance modélisée, le logiciel CATABOL génère un arbre des voies métaboliques microbiennes d'après la structure d'interrogation fondamentale, ainsi qu'une prévision de la biodégradabilité. Le module définissant l'arborescence des voies métaboliques est basé sur un ensemble de données

de formation extrait principalement de la base de données Biocatalysis/Biodegradation de l'University of Minnesota (UM-BBD) et sur les connaissances d'experts. L'arborescence des voies métaboliques inclut les produits de la biodégradation microbienne, depuis le composé d'origine jusqu'au dioxyde de carbone et à l'eau ou aux métabolites stables. À noter que certains composés n'ont pu être modélisés par CATABOL, en raison de l'absence de notation selon le système SMILES.

Le simulateur de la biodégradation utilise une base de données incluant 742 substances qui ont été testées par le CITI (1992) au moyen du test MITI modifié (I), lequel est conforme à la ligne directrice OCDE 301C et est une des six méthodes approuvées par l'OCDE pour identifier les substances facilement biodégradables. Pour une description plus complète de la modélisation par CATABOL, voir Robinson (2002).

Tableau 4. Résumé des données utilisées pour l'analyse des quotients de risque (Q) du SPFO et de ses précurseurs

Substance	Organismes pélagiques					Oiseaux (foie)					Oiseaux (sérum)					Mammifères (foie)				
	VEE ^a (µg/L)	VCT ^b (µg/L)	FA ^c	VESEO (µg/L)	Q (VEE/ VESEO)	VEE ^d (µg/g foie)	VCT ^e (µg/g foie)	FA ^f	VESEO (µg/g foie)	Q (VEE/ VESEO)	VEE ^g (mg/L sérum)	VCT ^h (mg/L sérum)	FA ^f	VESEO (mg/L sérum)	Q (VEE/ VESEO)	VEE ⁱ (µg/g foie)	VCT ⁱ (µg/g foie)	FA ^f	VESEO (µg/g foie)	Q (VEE/ VESEO)
SPFO	2,93	86,0	100	0,86	3,4	0,65	29,7	1 000	0,0297	21,9	2,22	13,9	1 000	0,0139	160	>4,0	40,8	1 000	0,0408	>98,0

^a Vu l'absence de données empiriques permettant de définir les caractéristiques du SPFO et de ses précurseurs dans les eaux canadiennes, les données américaines ont été utilisées comme valeurs substitués. La concentration pertinente la plus élevée dans l'eau (2,93 µg/L) a été mesurée dans des eaux calmes (étang) à proximité de Port St. Lucie, en Floride. Cet endroit a été considéré comme un site de référence, puisque le SPFO n'y est pas fabriqué. Aucun facteur de dilution n'a été utilisé pour calculer la VEE, car il a été déterminé que le SPFO est persistant et bioaccumulable.

^b US EPA OPPT AR226-1030a042 sur le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*).

^c FA (facteurs d'application) : Application d'un facteur de 10 pour tenir compte du calcul des données sur le terrain par extrapolation à partir des données en laboratoire, ainsi que des variations intraspécifiques et interspécifiques au niveau de la sensibilité; facteur additionnel de 10 pour tenir compte de la persistance et de la bioaccumulation du SPFO et de ses précurseurs.

^d La concentration maximale de SPFO dans le foie d'oiseaux sauvages (0,65 mg/kg de foie ou 650 µg/kg de foie) a été mesurée chez le cormoran ordinaire, au Japon. Cette valeur a été considérée comme une valeur substitut adéquate, compte tenu du peu de données disponibles sur le taux de SPFO dans le foie des oiseaux au Canada. Les quotients de risque ont été déterminés pour un éventail d'oiseaux ichtyophages, les valeurs variant de <1,18 chez l'albatros du milieu du Pacifique (VEE <0,035 mg/kg de foie) à 15,5 chez le pélican brun du Mississippi (VEE = 0,46 mg/kg de foie).

^e CMEQ = 29,7 mg/kg (29,7 µg/g) de foie (en poids humide), pour les effets sur la prise de poids lors d'une étude sur le canard colvert exposé par voie alimentaire (US EPA OPPT AR226-1030a049).

^f FA (facteurs d'application) : Application d'un facteur de 10 pour tenir compte du calcul des données sur le terrain par extrapolation à partir des données en laboratoire, ainsi que des variations intraspécifiques et interspécifiques au niveau de la sensibilité; facteur additionnel de 10 pour tenir compte de la persistance et de la bioaccumulation du SPFO, ses sels et de ses précurseurs et autre facteur de 10 pour tenir compte de l'extrapolation, de la CMEQ à la CSEO chronique.

^g Chez la faune, la concentration maximale de SPFO (dans le sérum ou le plasma) a été mesurée chez le pygargue à tête blanche au Michigan, au Wisconsin et au Minnesota, cette concentration s'établissant à 2 220 µg/L ou 2,22 mg/L (US EPA OPPT AR226-1030a159).

^h Vu l'absence de données sur les concentrations sériques de SPFO chez les oiseaux permettant d'évaluer des paramètres toxicologiques précis, les taux sériques de SPFO ayant provoqué des effets toxicologiques connus chez le rat ont été utilisés comme valeurs substitués.

ⁱ Au Canada, la concentration la plus élevée de SPFO a été mesurée dans le foie de l'ours blanc (maximum >4,0 mg/kg de foie) (Martin *et al.*, 2004). À noter que les concentrations de SPFO mesurées dans le foie de l'ours blanc ont dépassé toutes les autres concentrations préalablement publiées pour des composés organochlorés persistants (p. ex., les BPC, le chlordane ou l'hexachlorocyclohexane) décelés dans la graisse d'ours blanc. L'utilisation de la concentration tissulaire maximale (4,87 mg/kg de foie), mesurée dans le foie de visons du Midwest des États-Unis, aurait donné un quotient de risque (119) du même ordre de grandeur, et cette valeur aurait elle aussi été jugée pertinente pour l'évaluation des effets chez la faune canadienne vivant à des latitudes moyennes. On a toutefois choisi d'utiliser les données sur l'ours blanc, car elles sont plus récentes et qu'elles portent sur le Canada.

^j Comme aucune étude sur les mammifères sauvages n'a été recensée, les résultats d'études menées sur des mammifères en laboratoire ont été utilisés comme valeurs substitués. La VCT pour les mammifères a été déterminée à partir d'une étude de deux ans sur le rat exposé par voie alimentaire, dans le cadre de

laquelle des effets histopathologiques dans le foie ont été rapportés à des taux d'ingestion d'aussi peu que 0,06 à 0,23 mg SPFO/kg_{p.c.} par jour pour les mâles et 0,07 à 0,21 mg SPFO/kg_{p.c.} par jour pour les femelles (Covance Laboratories, Inc., 2002). Les valeurs moyennes ont été déterminées pour les mâles et les femelles, pour ensuite calculer les CMEO [40,8 µg/g (foie) et 13,9 mg/L (sérum)].