

**Titre:** Caractérisation des substances perfluoroalkylées dans les sources  
Title: d'eau potable de la grande région de Montréal

**Auteur:** Ignacio Martin Ceballos  
Author:

**Date:** 2024

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Ceballos, I. M. (2024). Caractérisation des substances perfluoroalkylées dans les  
Citation: sources d'eau potable de la grande région de Montréal [Mémoire de maîtrise,  
Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/58599/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**  
Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/58599/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de  
recherche:** Sarah Dorner, & Benoit Barbeau  
Advisors:

**Programme:** Génie Civil  
Program:

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Caractérisation des substances perfluoroalkylées dans les sources d'eau  
potable de la grande région de Montréal**

**IGNACIO MARTIN CEBALLOS**

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie Civil

Juin 2024

# **POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

## **Caractérisation des substances perfluoroalkylées dans les sources d'eau potable de la grande région de Montréal**

présenté par **Ignacio Martin CEBALLOS**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

**Dominique CLAVEAU-MALLET**, présidente

**Sarah DORNER**, membre et directrice de recherche

**Benoît BARBEAU**, membre et codirecteur de recherche

**Émilie BÉDARD**, membre

## **DÉDICACE**

*À mes grands-parents, Bebe et Stelli.*

## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je voudrais remercier Sarah Dorner pour sa contribution indispensable à la réalisation de ce projet de recherche. Je suis immensément reconnaissante pour la confiance qu'elle m'a accordée dès le premier jour. Je suis également reconnaissante pour son aide et son soutien, qui ont rendu possible l'avancement de la recherche.

Je tiens pareillement à remercier mon codirecteur, Benoit Barbeau, pour ses connaissances et ses apports depuis le début de ce projet. Merci aussi à Sébastien Sauvé et son équipe de recherche pour leur collaboration.

Je voudrais exprimer ma gratitude à toute l'équipe de la Chaire industrielle en Eau Potable pour sa présence et son aide à chaque étape du projet. Jacinthe Mailly, Julie Philibert, Tetiana Elyart et Yves Fontaine, merci pour le soutien logistique et académique tant au laboratoire que sur le terrain. Un grand merci à Juan Guerra pour son énorme contribution au traitement des données. Je tiens aussi à remercier tout particulièrement Natasha McQuaid pour ses commentaires constructifs, pour son appui à tout moment et pour sa disponibilité tout au long de mon projet.

Merci aux partenaires de la Chaire, pour leur implication dans le projet de recherche et leur collaboration en matière d'information, de données et de logistique.

D'autres parts, une profonde gratitude à la Chaire industrielle CRSNG en eau potable pour le soutien financier sans lequel ce projet n'aurait pas été réalisable.

Enfin, je voudrais dire un grand merci à ma famille et mes amis. À mon mari Eugenio, pour m'avoir accompagné dans cette aventure depuis l'autre coin du continent et pour avoir été à mes côtés depuis toujours. À mes parents, pour m'avoir appuyé dans tous mes projets et pour m'avoir enseigné qu'avec des efforts et du dévouement, tout est possible. Merci aussi à mes frères, belles-sœurs, beaux-parents, grand-mère, et toute ma grande famille. À mes amis en Argentine et au Canada, merci d'être présents.

## RÉSUMÉ

Les substances poly et perfluoroalkylées (PFAS) sont utilisées depuis le milieu du XX<sup>e</sup> siècle et, après de nombreuses années d'utilisation non réglementée, elles ont été identifiées comme un enjeu par la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Les sources d'eau potable sont vulnérables à la contamination pour de nombreuses raisons. L'activité industrielle des villes, les rejets d'eaux usées, la protection contre les incendies et le ruissellement urbain et agricole sont autant de sources potentielles de contamination des eaux naturelles. Des recherches récentes ont démontré que des concentrations mesurables de PFAS ont été identifiées au Québec. Ces substances sont connues sous le nom de « contaminants éternels » en raison de leurs effets sur la santé humaine et de leur capacité de s'accumuler dans l'environnement.

Au fil des années, la réglementation concernant les PFAS est devenue plus restrictive. En 2023, Santé Canada a proposé de nouveaux objectifs pour les PFAS dans l'eau potable. Il est important de connaître l'état de la qualité des eaux potables canadiennes, particulièrement dans la grande région de Montréal desservant une population de approximativement 2 600 000 habitants. Les mesures de la qualité de l'eau fourniront aux gestionnaires de l'eau potable les informations essentielles pour identifier les investissements nécessaires pour l'adaptation des infrastructures au besoin.

Cette recherche est axée sur la caractérisation de la présence des substances perfluoroalkylées dans les sources d'eau potable de la grande région de Montréal. Des échantillons d'eau brute et d'eau traitée provenant de 15 usines de traitement des eaux de cette région métropolitaine ont été prélevés au cours de quatre campagnes d'échantillonnage, chacune représentant une saison de l'année. Lors de chaque campagne, on a suivi une gamme de 77 composés PFAS dans tous les échantillons d'eau. Parmi ces 77 composés PFAS, une trentaine des composés ont été mesurés au moins une fois. Une grande diversité de composés, en matière de classes et de longueur de leur chaîne de carbone, a été détectée. En ce qui concerne les classes, les PFAS carboxyliques (PFCA) et sulfoniques (PFSA) sont les plus courants. La classe et la longueur des chaînes de carbone ont permis d'identifier les tendances et l'impact des précurseurs dans le profil final des PFAS. Les concentrations les plus élevées se retrouvent dans les usines de traitement d'eau dont les prises d'eau sont situées dans le fleuve Saint-Laurent. Toutefois, les quantités dans les rivières des

Outaouais et L'Assomption ne sont pas à négliger, ce qui démontre l'existence de sources locales de contamination par les PFAS.

Une attention particulière a été accordée aux 29 composés proposés par Santé Canada, puisque la somme de ces composés doit être inférieure à 30 ng/L. Toutes les usines respectent les nouveaux objectifs proposés par Santé Canada ainsi que les limites fixées par l'USEPA pour 6 composés. Disposer de données sur l'eau brute et l'eau traitée nous a permis de comprendre la faible capacité du traitement conventionnel à éliminer les PFAS, car la concentration à l'entrée ressemble à celle à la sortie. Toutefois, des résultats anormaux ont été obtenus pour les échantillons prélevés à l'été et à l'automne, et ces résultats ont été écartés des analyses subséquentes.

Une analyse en composantes principales (PCA) a été réalisée pour l'eau brute et l'eau traitée, dans laquelle la corrélation des divers composés a été vérifiée, ainsi que le comportement des usines de traitement. Les usines dont la prise d'eau se trouve dans le fleuve Saint-Laurent présentent généralement une forte corrélation entre elles. Une usine a un comportement plutôt isolé, bien que sa proximité avec un ruisseau qui reçoit les eaux de ruissellement de l'aéroport puisse l'influencer. La découverte d'une deuxième usine de traitement avec un comportement isolé a conduit à la possibilité d'un deuxième ruisseau urbain drainant l'aéroport qui pourrait contaminer la source d'eau.

Les usines dont les prises d'eau se situent dans la rivière des Outaouais sont corrélés positivement, de même avec les usines dans la rivière L'Assomption. Une usine de traitement de l'eau située sur le Saint-Laurent, qui récolte un mélange d'eau, s'est avérée avoir une plus grande corrélation avec les usines de la rivière des Outaouais. De façon générale, l'occurrence de PFSA et de PFCA est corrélée, de même que la présence de précurseurs tels que le FTSA (Acides fluorotélomères sulfoniques), le FTB (Bétaïne fluorotélomère) ou le FTAB (Alkylbétaïne sulfonamide fluorotélomère).

De plus, le ruisseau urbain qui reçoit les eaux de ruissellement de l'aéroport a été surveillé pendant les campagnes de printemps et d'été. Des composés PFAS liés à l'utilisation de mousse aqueuse de lutte contre l'incendie et de fluides hydrauliques ont été détectés et reliés au profil PFAS de l'usine de traitement la plus proche, ainsi qu'une autre usine de traitement de l'eau sur un autre cours d'eau.

En conclusion, ce projet de recherche donne un aperçu du contexte des PFAS dans la grande région de Montréal. Si les objectifs proposés par Santé Canada étaient appliqués rapidement, les usines ne seraient pas obligées d'améliorer rapidement leurs infrastructures. Bien que la situation ne soit pas critique, une surveillance continue permettrait d'identifier d'éventuels rejets accidentels ou de suivre la qualité de la source d'eau.

## ABSTRACT

Poly and Perfluoroalkylated substances (PFAS) have been employed since the mid-twentieth century, and after many years of unregulated use, they were identified as a concern by the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Drinking water sources are prone to pollution from a variety of origins. The industrial activity of cities, wastewater overflows, fire prevention and control, and urban and agricultural runoff serve as potential roots of contamination in natural waters. Recent research has demonstrated that measurable concentrations of PFAS were identified in Quebec. These substances are known as “forever chemicals” because of the effects they have on human health and their ability to accumulate in the environment.

Over the years, regulations regarding PFAS have become more restrictive. In 2023, Health Canada proposed new objectives for PFAS in water sources. Therefore, it is important to know what the state of Canadian water quality including in the Greater Montreal Area, which serves a population of approximately 2 600 000. Knowledge about the situation around Montreal will provide drinking water managers with crucial useful information to determine whether investments and infrastructure adaptation are needed.

This research is focused on characterizing the occurrence of emerging contaminants in water sources. Both raw and treated water from 15 water treatment plants in the greater Montreal area were sampled during four sampling campaigns, each representing a season of the year. In each campaign, a range of 77 PFAS compounds were monitored in all water samples. Among the 77 compounds, monitored almost thirty compounds were detected at least once. A great diversity of compounds, in terms of classes and the length of their carbon chain, has been detected. As for the classes, the most frequently present are carboxylic (PFCA) and sulphonic (PFSA) PFAS. Class and carbon chained length helped to identify trends and the impact of precursors in the final PFAS profile. The highest concentrations were found in water treatment plants with intakes in the Saint-Lawrence River. However, concentrations in the Ottawa and L’Assomption rivers cannot be neglected, which demonstrates that local sources of PFAS contamination exist.

Attention was paid to the 29 compounds proposed by Health Canada since the sum of them must be inferior to 30 ng/L. All water treatment plants comply with Health Canada’s new proposed objectives as well as the USEPA limits for 6 compounds. Having raw and treated water data enabled us to understand the low capacity that conventional treatment has on PFAS removal since

the input concentration resembles the output. However, exceptional results were obtained for summer and autumn, for which data were excluded for subsequent analyses.

A principal component analysis (PCA) was carried out for both raw and treated water, in which the correlation of different compounds was checked, as well as the behaviour of the water treatment plants. Plants whose water intake is in Saint-Lawrence River, generally, have a strong correlation amongst each other. A water treatment plant with an isolated behaviour is downstream of a creek that receives airport runoff. The discovery of a second treatment plant with an isolated behaviour led to the possibility of a second urban creek draining the airport that might also be contaminating the water source.

Treatment plants with water intakes in the Ottawa River are positively correlated, and the same occurs with water treatment plants with intakes in the L'Assomption River. A water treatment plant located on the Saint-Lawrence River, that receives a mix of water from both large systems, has been shown to have a greater correlation with the Ottawa River treatment plants. The occurrence of PFSA and PFCA are correlated, while the presence of precursors such as FTS (Fluorotelomer sulphonic acids), FTB (Fluorotelomer betaine), or FTAB (Fluorotelomer sulfonamide alkylbetaine) is correlated as well.

Moreover, the urban creek that receives airport runoff has been monitored during the spring and summer campaigns. PFAS compounds related to the usage of aqueous firefighting foam and hydraulic fluids were detected and linked to the PFAS profile of the nearest water treatment plant, as well as another water treatment plant located in another watercourse.

In conclusion, this research project gives insight into the PFAS situation in the Greater Montreal Area. If the Health Canada objectives were to be applied, water treatment plants would not be forced to rapidly improve their infrastructure. Although the situation is not critical, continued monitoring would help identify possible accidental discharges or follow up the quality of the water source.

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT .....	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
<b>CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs .....	3
1.3 Structure du mémoire .....	4
<b>CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....</b>	<b>6</b>
2.1 Substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) et leur classification.....	6
2.1.1.1 PFAS dans l’environnement et sources de PFAS dans la grande région de Montréal 10	
2.2 Situation réglementaire .....	15
2.2.1.1 Tableau bilan des recommandations et objectifs.....	16
2.2.1.2 Au niveau fédéral .....	18
2.2.1.3 Au niveau provincial .....	23
2.2.1.4 États-Unis - USEPA .....	24
2.2.1.5 Union Européenne.....	25
2.2.1.6 Australie et Nouvelle-Zélande .....	26

2.3	Situation au Québec .....	26
2.4	Enlèvement des substances PFAS par le traitement d'eau potable .....	29
CHAPITRE 3 CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE ET MÉTHODES .....		32
3.1	Réseau hydrographique métropolitaine.....	33
3.1.1.1	Bassin Versant du Saint-Laurent.....	33
3.1.1.2	Bassin Versant de la rivière des Outaouais .....	35
3.1.1.3	Bassin Versant de la rivière de L'Assomption.....	36
3.2	Caractéristiques économiques de la Grande Région de Montréal.....	37
3.2.1.1	Industrie aérospatiale.....	38
3.2.1.2	Activité agricole .....	38
3.3	Matériels et méthodes.....	39
3.3.1.1	Sélection des sites d'échantillonnage .....	39
3.3.1.2	Variations saisonnières.....	39
3.3.1.3	Collecte des échantillons.....	40
3.3.1.4	Analyses chimiques.....	41
3.3.1.5	Contrôle de la qualité .....	42
3.3.1.6	Statistiques .....	43
3.4	Composés PFAS ciblés .....	43
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		48
4.1	Analyse préliminaire des composés .....	48
4.2	Analyse statistique.....	49
4.3	Faible enlèvement des composés PFAS par les usines de traitement .....	51
4.4	Vérification des réglementations (Sante Canada et USEPA).....	58
4.4.1.1	Santé Canada .....	58

4.4.1.2	USEPA et autres.....	60
4.5	Profil de la région par rapport à la longueur de la chaîne des composés .....	61
4.6	Impact du ruissellement d'un aéroport dans un ruisseau urbain .....	64
4.6.1.1	Situation du ruisseau et niveau de contamination .....	65
4.7	Analyse des données pour le PCA .....	73
4.7.1.1	Eau brute .....	74
4.7.1.2	Analyse des sites d'échantillonnage.....	74
4.7.1.3	Classes des PFAS présentes dans la grande région de Montréal .....	78
4.7.1.4	Eau traitée.....	82
4.7.1.5	Analyse des sites d'échantillonnage.....	82
4.7.1.6	Classes des PFAS présentes dans l'eau potable .....	85
4.7.1.7	Phase particulière .....	86
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....		90
RÉFÉRENCES.....		93
ANNEXES .....		105

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Arbre de famille des PFAS, adapté de Z. Wang et al. (2017) .....	7
Tableau 2.2 – Caractéristiques du PFOS et PFOA, les deux PFAS les plus étudiés .....	11
Tableau 2.3 – Sources de contamination par PFAS au Canada .....	12
Tableau 2.4 – Bilan des recommandations et objectifs .....	16
Tableau 2.5 – Activités permises selon les modifications du Règlement sur certaines substances toxiques interdites en 2016 (Gouvernement du Canada, 2012) .....	19
Tableau 2.6 – CMA pour le PFOA et PFOS selon les recommandations du Santé Canada (Santé Canada, 2018a, 2018b).....	20
Tableau 2.7 – Résumé des substances PFAS avec leur valeur préliminaire de référence selon le site Parlons d'eau (Santé Canada, 2019) .....	20
Tableau 2.8 – Modifications proposées par Santé et Environnement Canada (Gouvernement du Canada, 2022).....	21
Tableau 2.9 – NMC établis par USEPA pour certains PFAS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b) .....	24
Tableau 2.10 – Valeurs limites établies par l'UE (Parlement et Conseil de l'Union Européenne, 2020).....	26
Tableau 2.11 – Capacité d'enlèvement par de différents types de traitement, adapté de l'information compilée par Rahman et al. (2014) .....	30
Tableau 3.1 – Sites d'échantillonnage.....	39
Tableau 3.2 – Organisation des campagnes d'échantillonnage.....	40
Tableau 3.3 Classes des PFAS suivis.....	44
Tableau 3.4 – Liste des composés suivis.....	44
Tableau 4.1 Composés détectés à l'eau brute selon la saison de l'année.....	48
Tableau 4.2 – Résumé des PFAS mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage.....	49
Tableau 4.3 Résultats du test statistique pour l'eau brute et l'eau traitée (Lot 1).....	50

Tableau 4.4 Résultat de l'analyse PCoA pour 2 groupes (hiver et printemps) .....	50
Tableau 4.5 Résultats du test statistique pour l'eau brute et l'eau traitée (Lot 2).....	51
Tableau 4.6 Somme de la concentration des 29 composés proposés par Santé Canada .....	59
Tableau 4.7 Concentration des PFAS dans le ruisseau urbain .....	65
Tableau 4.8 Classe des composés détectés.....	67
Tableau 4.9 Taux de dilution des sources de contamination (Printemps).....	72
Tableau A.1 – Niveaux de détection pour les différents composés PFAS.....	105
Tableau A.2 Composés mesurés pour la campagne d'hiver .....	107
Tableau A.3 Composés mesurés pour la campagne du printemps .....	108
Tableau A.4 Composés mesurés pour la campagne de l'été .....	109
Tableau A.5 Composés mesurés pour la campagne de l'automne .....	110
Tableau A.6 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'hiver .....	110
Tableau A.7 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne du printemps ....	111
Tableau A.8 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'été.....	111
Tableau A.9 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'automne ....	112
Tableau A.10 Données d'alcalinité pour les usines AB et B1 .....	112

## LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 - PFOA avec une chaîne de 8 carbones (à gauche). À droite on voit l'homologue à chaîne courte (4 carbones), PFBA. ....	9
Figure 2.2 – Distribution des PFAS selon le type de chaîne, figure adaptée du Zhao et al. (2016) .....	10
Figure 3.1 – Municipalités qui font partie de la Communauté Métropolitaine de Montréal, figure adaptée de Communauté métropolitaine de Montréal (2024).....	32
Figure 3.2 – Bassin versant du Saint-Laurent, avec leurs sous-bassins, figure adaptée de Environnement Canada (1996).....	35
Figure 3.3 – Bassin de la rivière des Outaouais, figure adaptée de l'Environnement et Changement Climatique Canada (2019) .....	36
Figure 3.4 – Bassin versant de la rivière de l'Assomption, figure adaptée de Corporation de l'Aménagement de la Rivière l'Assomption (2019) .....	37
Figure 4.1 Concentrations des PFAS en hiver (Eau brute vs. eau traitée) .....	51
Figure 4.2 Concentration des PFAS en printemps (Eau brute vs. eau traitée).....	52
Figure 4.3 Concentration des PFAS en été (Eau brute vs. eau traitée) .....	54
Figure 4.4 Importance du composé PFHxA dans l'élimination des PFAS par les usines en été (EB : Eau brute, ET : Eau traitée, NA : Non applicable).....	55
Figure 4.5 Enlèvement en été sans considérer le composé PFHxA (EB : Eau brute, ET : Eau traitée) .....	56
Figure 4.6 Concentrations des PFAS en automne (Eau brute vs. eau traitée).....	57
Figure 4.7 Diagramme en boîte pour le composé PFOA .....	60
Figure 4.8 Diagramme en boîte pour le composé PFOS.....	61
Figure 4.9 Profil des PFAS par type de chaîne (Hiver). Les PFAS à chaîne courte sont en rouge et en vert les PFAS à chaîne longue.....	62

Figure 4.10 Profil des PFAS par type de chaîne (Printemps). Les PFAS à chaîne courte sont en rouge et en vert les PFAS à chaîne longue.....	63
Figure 4.11 Composés PFAS mesurés pendant le printemps et l'été (supérieurs à la moyenne) et leur chaîne de carbone.....	66
Figure 4.12 Concentration [ng/L] des PFAS à l'usine A2 .....	70
Figure 4.13 – PCA montrant les sites d'échantillonnage en hiver (eau brute).....	74
Figure 4.14 PCA montrant les sites d'échantillonnage en printemps (eau brute).....	75
Figure 4.15 – PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (eau brute).....	78
Figure 4.16 - PCA pour les classes des PFAS présentes en printemps (eau brute) .....	80
Figure 4.17 PCA pour l'eau traitée (Hiver).....	82
Figure 4.18 PCA pour l'eau traitée (Printemps) .....	84
Figure 4.19 PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (eau traitée).....	85
Figure 4.20 PCA pour les classes des PFAS présentes au printemps (eau traitée) .....	86
Figure 4.21 PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (phase particulaire) .....	87
Figure 4.22 PCA pour les classes des PFAS présentes en printemps (phase particulaire) .....	88
Figure B.1 Diagramme à boîte pour le composé PFNA .....	113
Figure B.2 Diagramme à boîte pour le composé PFHxS .....	113
Figure B.3 Diagramme à boîte pour le composé PFBS .....	114

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Les abréviations des composés chimiques seront retenues en anglaise pour faciliter la compréhension scientifique, comme dans les documents du ministère de l'Environnement, de la Lutte Contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec.

10:2 FTCA 10:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

10:2 FTS 10: 2 Sulfonates de fluorotélomère n:2 de sodium

10:2 FTUCA 10:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

3,6-OPFHpA Acide perfluoro-3,6-dioxaheptanoïque

3:3 Acide 3:3 Acide polyfluoré

4:2 FTS 4:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère

4:3 Acide 4: 3 Acide polyfluoré

5:1:2FTB Octanaminium, N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl-3,3,4,4,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluoro-, hydroxyde, sel intérieur

5:3 Acide Acide 3-perfluoropentyl propanoïque

5:3 FTB 5:3 Bétaïne fluorotélomère

6:2 Cl-PFESA Sulfonate de potassium de 9-chlorohexadécafluoro-3-oxanonane

6:2 FTAB 6:2 fluorotélomère sulfonamidoalkyl bétaïne

6:2 FTCA 6:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

6:2 FTS 6:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère

6:2 FTUCA 6:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

6:6 PFPi Acide bis(tridécafluorohexyl)phosphinique

6:8 PFPi Acide(heptadécafluorooctyle)(tridécafluorohexyle) phosphinique

7:3 Acide 3-perfluoroheptyl propanoïque

8:2 Cl-PFESA Sulfonate de potassium 11-chloroeicosafuoro-3-oxaundecane

8:2 FTCA 8:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

8:2 FTS 8:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère

8:2 FTUCA 8:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

8:8 PFPi Acide bis(heptadécafluorooctyl)phosphinique

ADONA Dodécafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate de sodium

AFFF Mousse à formation de pellicule aqueuse

AWWA Association américaine des travaux d'eau

CAP Carbone active en poudres

Cl-PFOS Sulfonate de chloro-perfluorooctane

CMA Concentration maximal acceptables

COT Carbone organique total

C-PFESA Acide perfluoroéther sulfonique chloré

diPAP Esters de phosphate polyfluorés di-substitués

EtFOSA Dérivés N-alkylés

EtFOSAA Acide N-éthylperfluorooctane sulfonamidoacétique

FASA Perfluorooctane sulfonamides

FASA Sulfonamide de perfluoroalcane

FBSA Sulfonamide de perfluorobutane

FDSA Perfluorodécanesulfonamide

FHpSA Sulfonamide de perfluoroheptane

FHxSA Sulfonamide de perfluorohexane

FOSA Sulfonamide de perfluorooctane

FOSAA Acide sulfonamideoacétate de perfluorooctane

FOSE N-Alkyl perfluorooctane sulfonamidoéthanol

FTAB Alkylbétaine sulfonamide fluorotélomère

FTAS Acides fluorotélomères saturés

FTB Bétaine fluorotélomère

FTCA Acides carboxyliques fluorotélomères

FTOH Alcools télomères

FTSA Acides fluorotélomères sulfoniques

FTUA Acides fluorotélomères insaturés

FTUCA Acides carboxyliques insaturés fluorotélomères

Gen X Acide 2,3,3,3-Tétrafluoro-2-heptafluoropropoxy) propanoïque

HPLC Chromatographie liquide à haute performance

LOD Seuil de détection

MeFBSA Acide 2-(N-Méthylperfluorobutanesulfonamido) acétique

MeFOSA N-méthyl perfluorooctanesulfonamide

MeFOSAA Acide 2-(N-Méthylperfluorooctanesulfonamido) acétique

MES Matière en suspension

NMC Niveau Maximums de contamination

NPDWR Règlement national primaire sur l'eau potable (USEPA)

PAP Esters de phosphate polyfluorés mono-substitués

PCA Analyse en composantes principales

PCoA Analyse des coordonnées principales

PFAS Substances poly et perfluoroalkylées

PFBA Acide perfluorobutanoïque

PFBS Sulfonate de perfluorobutane de potassium

PFCA Acides perfluoroalkyl carboxyliques

PFDA Acide perfluorodécanoïque

PFDoDA Acide perfluorododécanoïque

PFDoS Sulfonate de perfluorododécane de sodium

PFDS Sulfonate de perfluorodécane de sodium

PFECA Acides perfluoroéther carboxyliques

PFECHS Acide perfluoroéthylcyclohexane sulfonique

PFEEESA Acide perfluoro(2-éthoxyéthane) sulfonique

PFESA Acides perfluoroéther sulfoniques

PFEtS Acide pentafluoroéthanesulfonique

PFHpA Acide perfluoroheptanoïque

PFHpS Sulfonate de perfluoroheptane de sodium

PFHxA Acide perfluorohexanoïque

PFHxDA Acide perfluorohexadécanoïque

PFHxPA Acide (tridécafluorohexyl)phosphonique

PFHxS Sulfonate de perfluorohexane de sodium

PFHxSAm Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine

PFHxSAmS Sel de perfluorooctane sulfonamidoalkyl ammonium

PFMBA Acide perfluoro-4-méthoxybutanoïque

PFMPA Acide perfluorométhoxypropionique

PFNA Acide perfluorononanoïque

PFNS Sulfonate de perfluoronane sodique

PFOA Acide perfluorooctanoïque

PFOAB Perfluorooctanéamide bétaine

PFOANO Oxyde d'alkylamido amine de perfluorooctane

PFOcDA Acide perfluorooctadécanoïque

PFOPA Acide (heptadécafluorooctyl)phosphonique

PFOS Sulfonate de perfluorooctane de sodium

PFOSAm Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine

PFOSAmS Iodure de perfluorooctane sulfonamido ammonium

PFOSB Perfluorooctane sulfonamide bétaine

PFOSNO Oxyde d'amine de perfluorooctane sulfonamide

PFPA Acides perfluoroalkyl phosphoniques

PFPeA Acide perfluoropentanoïque

PFPeS Sulfonate de perfluoropentane de sodium

PFPi Acides perfluoroalkylphosphiniques

PFPrA Acide perfluoropropionique

PFPrS Sulfonate de perfluoropropane de sodium

PFSA Acides perfluoroalkyl sulfoniques

PFTeDA Acide perfluorotétradécanoïque

PFTrDA Acide perfluorotridécanoïque

PFTrDS Acide perfluorotridécane sulfonique

PFUdS Acide perfluoroundécane sulfonique

PFUnDA Acide perfluoroundécanoïque

POP Polluants Organiques Persistants

SPE Extraction en phase solide

SDWA Loi sur la sécurité de l'eau potable (USEPA)

UHPLC Chromatographie liquide à ultra-haute performance

USEPA Agence américaine pour la protection de l'environnement

UV Rayons ultraviolets

**LISTE DES ANNEXES**

ANNEXE A Tableaux annexes.....	105
ANNEXE B Figures annexes (USEPA).....	113

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Dans les années 1960, Rachel Carson a écrit « Le printemps silencieux », un livre qui est considéré comme le point de départ pour le mouvement écologiste, et qui a aidé à la population à se poser des questions par rapport au développement de l'activité humaine et les effets néfastes des produits chimiques sur les écosystèmes. À ce moment-là, la préoccupation principale concernait les pesticides pour la production agricole et de divers usages. C'est-à-dire que nous avons eu un premier aperçu des impacts des substances non réglementées dans l'environnement. Dans cette même époque de Rachel Carson, un autre groupe de produits chimiques silencieux ont été déjà introduits — les substances poly et perfluoroalkylées (PFAS). Ces substances, qui consistent en une structure d'atomes de carbone où les atomes d'hydrogène ont été remplacés par des atomes de fluor, ont été découvertes par des scientifiques dans les années 1940 (Z. Wang, DeWitt, Higgins, & Cousins, 2017). Il est donc important à signaler qu'en même temps que madame Rachel Carson a publié son chef-d'œuvre, les perfluoroalkylées circulaient au préalable dans notre vie quotidienne depuis au moins 20 ans.

En plus, Rachel Carson souligne le manque de connaissances concernant l'identification et la quantité de produits chimiques présents dans l'environnement (Carson, 2002), une phrase qui, lorsqu'elle s'applique au monde des substances PFAS, semble intemporelle. Aujourd'hui, plus de 60 ans après ses propos, nous nous trouvons presque à l'égal point de départ. Même si un grand nombre des substances ont été classifiées (Interstate Technology & Regulatory Council, 2022) et détectées dans l'environnement, la quantité est si importante qu'il n'existe pas de méthode pour les identifier dans leur totalité (Derome, 2023). Une partie est donc inconnue par la science.

### 1.1 Mise en contexte

Les substances poly et perfluoroalkylées sont des substances anthropiques hautement fluorées, car les atomes d'hydrogène ont été remplacés par des atomes fluor. Elles possèdent des caractéristiques uniques qui les rendent attirants pour certaines industries. En plus, ils sont des composés stables et peu susceptibles de réagir dans l'environnement. Malheureusement, leur élimination de l'eau potable est difficile à cause de la forte persistance et solubilité dans l'eau (Buck et al., 2011; Cheremisinoff, 2017; Santé Canada, 2023a).

Ces dernières années, le monde s'est intéressé à ces substances en raison de leur accumulation dans l'environnement, de leur persistance et enlèvement complexe et des risques pour la santé liés à l'exposition (Fenton et al., 2021). La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants a progressivement (et lentement) incité les différents États signataires à prendre des mesures de restriction de ces substances (Nations Unies, 2009). Le Canada, signataire de la convention, a commencé à imposer des interdictions dans les années 2000. Au fil des ans, ces restrictions ont été accompagnées de recherches scientifiques pour évaluer l'état des connaissances dans le pays.

Au niveau provincial, l'intérêt croissant pour ces contaminants éternels a conduit à leur surveillance par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques entre 2013 et 2015. Leur rapport nous offre une mise en situation par rapport aux substances polluantes dans des cours d'eau des différentes régions du Québec, dont la Mauricie, Centre-du-Québec, la Capitale-Nationale et la Chaudière-Appalaches (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2020). Un suivi plus approfondi et centré sur les composés perfluorés a eu lieu entre 2016 et 2021 dans 41 installations de traitement d'eau potable, qui représentent 13 régions du Québec (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2022). Cependant, les données pour Montréal restent peu abondantes (surveillance d'une installation en 2016).

D'autres études ont établi les bases de la conjoncture provinciale en ce qui concerne les substances PFAS (Munoz, Liu, Vo Duy, Liu, & Sauve, 2023; Picard, Munoz, Vo Duy, & Sauvé, 2021). Néanmoins, au moment de la rédaction du présent document, aucune étude centrée spécifiquement pour la région métropolitaine de Montréal n'est pas connue.

Alors, on peut nous poser la question suivante : quelle est la situation de la grande région de Montréal par rapport à l'occurrence des substances PFAS et leur enlèvement par le traitement de l'eau potable en place ?

Savoir ce qui se passe dans la métropole la plus importante de la province est pertinent, donc pour répondre à cette interrogation, il faut faire un suivi et une caractérisation des sources d'eau potable dans la région. Mais la question ne se limite pas seulement à la région métropolitaine, car connaître ce qui se déroule donne également une idée des conditions en amont. L'île de Montréal et ses

environs sont alimentés par deux cours d'eau majeurs. D'une part, le fleuve Saint-Laurent et d'autre part, la rivière des Outaouais. En surveillant la source d'eau, nous pouvons connaître le niveau de contamination des cours d'eau, ainsi qu'estimer l'existence des sources de pollution considérées comme locales.

La nécessité de savoir ce qui se passe dans la région métropolitaine s'ajoute à l'intérêt des autorités de mettre en place des réglementations plus strictes afin de limiter et contrôler leur présence dans l'environnement. Le gouvernement fédéral du Canada a récemment présenté ces « Objectif proposé pour la qualité de l'eau potable au Canada pour les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées », où la somme de 29 composés PFAS doit être inférieure à 30 ng/L (Santé Canada, 2023b). Cependant, il n'y a pas des réglementations au Québec qui limitent les concentrations de ces substances. De plus l'USEPA a restreint la concentration de certains composés PFAS dans l'eau potable (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b) .

L'enjeu des PFAS soulève de nombreuses questions de la part des responsables d'usines de traitement de l'eau potable au Québec. L'imposition de nouvelles réglementations entraînera des coûts économiques en raison de la nécessité d'adapter ou de réhabiliter les installations de traitement pour faire face à ces nouveaux défis. Par exemple, l'USEPA a estimé un coût annuel compris entre 772 millions et 1,2 milliard de dollars américains pour l'élimination des PFAS. Cependant, d'autres institutions et agences soutiennent que ces montants sont loin d'être proches de la réalité. En fait, l'AWWA a recueilli des informations montrant que le coût annuel des systèmes de traitement pour enlever le PFOA et le PFOS de l'eau potable dépasse les 3,8 milliards de dollars américains (American Water Works Association, 2023; National Association of Clean Water Agencies, 2023).

## 1.2 Objectifs

L'**objectif principal** de ce travail de recherche est de faire un suivi pour caractériser les sources d'eau potable dans la grande région de Montréal en ce qui concerne les substances PFAS. En d'autres termes, créer une base qui servira de point de départ aux futures politiques d'atténuation, de prévention et de choix pour le traitement. La décision d'échantillonner de majeurs cours d'eau de la région métropolitaine a comme but d'assurer une bonne représentativité et couverture géographique pour l'étude. Les trois cours d'eau majeurs sont le fleuve Saint-Laurent, la rivière

des Outaouais (composée des rivières des Prairies et des Mille-Îles) et la rivière L'Assomption. Les échantillons ont été prélevés pendant les quatre saisons de l'année afin d'évaluer les variations en fonction des saisons.

Santé Canada recommande aux municipalités et provinces de procéder à la caractérisation de leurs sources, afin d'appliquer des mesures, de modifier ou de faire des investissements pour améliorer les chaînes de traitement de l'eau. Cette mesure vise en particulier les zones susceptibles d'être contaminées ou de comporter des concentrations considérables des composés en question (Santé Canada, 2018a, 2018b). Montréal et sa région métropolitaine représentent près de 4 millions d'habitants (Ministère des transports et de la mobilité durable, 2024). La grande population et le développement économique élevé selon H. Sun et al. (2012) signifient que les sources d'eau potable de la région pourraient être vulnérable aux composés PFAS.

Il a donc été décidé d'échantillonner à la fois l'eau brute et l'eau traitée des usines de traitement pour la présence de composés perfluorés. Cela permet l'évaluation de l'état et de la qualité des diverses sources d'eau et, en même temps, d'obtenir des données pour déterminer les niveaux d'exposition de la population. Les résultats peuvent être comparés avec les recommandations et les objectifs qui réglementent les concentrations limites admissibles des PFAS pour l'eau potable.

Les **objectifs spécifiques** sont les suivant :

- Analyser l'occurrence des différents composés PFAS mesurés lors des échantillonnages.
- Étudier les caractéristiques des composés détectés afin d'identifier leurs origines potentielles et transformations dans l'environnement.
- Évaluer les tendances potentielles incluant les variations entre les saisons.
- Comparer les résultats de PFAS à l'eau traitée aux objectifs ou règlements canadien et américain.

### **1.3 Structure du mémoire**

Le présent mémoire est divisé en 5 chapitres, chacun d'entre eux présente différentes sections nécessaires au développement de ce travail de recherche. Le chapitre 2 contient une revue de littérature qui aide à comprendre l'enjeu des PFAS au Québec et le contexte de la réglementation dans le monde. Il sert aussi à décrire des sources potentielles de contamination par PFAS dans la grande région de Montréal. Le chapitre 3 présente l'organisation des campagnes d'échantillonnage,

les rivières sources de l'eau potable, leurs caractéristiques et la méthodologie suivi pour les analyses. Dans le chapitre 4, une analyse exhaustive des résultats est développée en discutant et répondant aux objectifs spécifiques. Enfin, le chapitre 5 consiste de la conclusion du travail de recherche et une série de recommandations.

## CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

### 2.1 Substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) et leur classification

Les substances per et polyfluoroalkylées sont des substances organiques fluorées anthropiques dont leur découverte remonte à la fin des années 1940. En fait, la moitié du XXe siècle a consisté du développement, la fabrication et l'exploitation commerciale de nouvelles substances fluorées utilisées dans diverses industries, notamment l'aviation, l'électronique, l'aérospatiale, l'habillement, l'ameublement, les ustensiles de cuisine et les instruments de lutte contre les incendies (Cheremisinoff, 2017; Interstate Technology & Regulatory Council, 2022).

Si l'on reprend la chimie des substances fluorées, la forte énergie de liaison entre les atomes carbone et fluor (C-F) devient une des caractéristiques les plus importantes. Cette énergie de liaison est beaucoup plus élevée que la liaison originale du C-H, et offre donc une plus grande stabilité thermique (Cheremisinoff, 2017).

Même si un atome de fluor est suffisant pour qu'un composé soit classifié comme une « substance fluorée », ils ont de différentes propriétés chimiques, physiques et biologiques en raison des liaisons qu'ils établissent avec d'autres atomes. On appelle substances perfluoroalkylées ou polyfluoroalkylées (PFAS), aux substances hautement fluorées où les atomes d'hydrogène ont été remplacés par des fluors et qui contiennent un ou plusieurs atomes de carbone. La structure chimique des PFAS est  $C_nF_{2n+1}-R$  (Cheremisinoff, 2017). Le préfixe « per » fait référence à la situation où la totalité des atomes d'hydrogène dans les chaînes de carbone a été changée par des atomes de fluor. Tandis que « poly » est liée à une substitution partielle, c'est-à-dire que tous les atomes d'hydrogène dans au moins une chaîne de carbone ont été remplacés par des fluors (Buck et al., 2011).

Les PFAS sont divisés en deux grandes classes, les non-polymères et les polymères (Z. Wang et al., 2017). La famille se compose d'environ 5000 à 10 000 substances chimiques, dont plus de 4700 ont été identifiées et classées avec un numéro CAS, bien que l'utilisation de toutes ces substances soit inconnue (Interstate Technology & Regulatory Council, 2022). Parmi ces PFAS enregistrés, seuls 256 sont commercialement pertinents, dont 189 sont classés comme non-polymères (111 polyfluoroalkylées et 78 perfluoroalkylées), le reste étant constitué de polymères (Buck, Korzeniowski, Laganis, & Adamsky, 2021). De plus, on ne peut pas ignorer que pour la plupart

des PFAS, les caractéristiques influençant leur transport, devenir ainsi que leurs effets toxicologiques sont indéterminés (Z. Wang et al., 2017).

Ce travail de recherche est axé sur les non-polymères, car on les retrouve plus souvent dans l'environnement et ils sont fréquemment utilisés dans les différentes industries. Ce travail considère également les PFAS précurseurs, c'est-à-dire ceux qui réagissent dans l'environnement et créent des formes plus stables et hautement persistantes (Interstate Technology & Regulatory Council, 2022; Z. Wang, Cousins, Scheringer, & Hungerbuehler, 2015).

Les PFAS sont des produits attrayants pour les manufacturiers et les consommateurs en raison de leurs propriétés. Par exemple, les substances PFAS complètement fluorées sont chimiquement et thermiquement stables avec un faible indice de réfraction ainsi qu'un faible coefficient de frottement. Leur tension superficielle est aussi faible et ils ont une adhérence réduite aux surfaces. Ils n'ont aucune affinité pour les huiles ni pour l'eau, ce qui les rend à la fois lipophobes et hydrophobes grâce à leur petit moment dipolaire. De plus, même les substances partiellement fluorées ont de fortes énergies d'attraction des électrons (Cheremisinoff, 2017).

Une classe de PFAS sont les acides perfluoroalkylés (PFAA), avec de différentes sous-classes, qui dépendent du type d'acide dans leur chaîne, par exemple les carboxyliques (PFCA), sulfoniques (PFSA), phosphoniques (PFPA/PFPiA) et perfluoroether carboxylique et sulfonique (PFECA & PFESA) (Z. Wang et al., 2017). En revanche, le PFOA est un composé de la sous-classe PFCA, tandis que le PFOS est un composé de la sous-classe PFSA, les composés les plus étudiés dans le domaine. Le Tableau 2.1 illustre les différentes sous-classes de composés PFAS (Z. Wang et al., 2017).

Tableau 2.1 Arbre de famille des PFAS, adapté de Z. Wang et al. (2017)

Substances poly et perfluoroalkylées	Classes des composés	Sous-classes des composés	Exemples des composés
PFAS	Acides perfluoroalkyles (PFAA)	PFCA	PFBA
			PFPeA
			PFOA
			PFH <sub>x</sub> A
		PFSA	PFBS
			PFOS
			PFH <sub>x</sub> S

Tableau 2.1 Arbre de famille des PFAS, adapté de Z. Wang et al. (2017) (suite)

Substances poly et perfluoroalkylées	Classes des composés	Sous-classes des composés	Exemples des composés
		PFPIA	PFPIA
		PFECA & PFESA	ADONA
			GenX
	Précurseurs du PFAA	Substances à base de PASF	MeFOSA
			EtFOSA
		Substances à base de fluorotélomères	FTOH
	Autres	Polymères fluorés	Fluorure de polyvinylidène
		Perfluoropolyéthers	-

Les substances PFAS peuvent également être classées en fonction de leur chaîne de carbone, c'est-à-dire courte ou longue. Cette classification n'est pas universelle, car la littérature est variée. Par exemple, dans les articles où le traitement et l'élimination des PFAS sont au centre de la discussion, les PFSA (< 6 carbones) et les PFCA (< 8 carbones) sont considérés comme des PFAS à chaîne courte (Murray, Marshall, Liu, Vatankhah, & Bellona, 2021). Toutefois, le gouvernement fédéral entend par PFAS à chaîne courte les composés dont la chaîne de carbone est inférieure à 8, tandis que les PFAS à chaîne longue sont ceux avec 8 carbones ou plus (Santé Canada, 2023a).

Pourquoi s'intéresser à l'occurrence par type de chaîne carbonée ? Au cours de la dernière décennie, la production de PFAS à longue chaîne de carbone a diminué en Amérique du Nord et en Europe grâce à diverses mesures de réglementation. Néanmoins, les fabricants optent désormais pour des composés analogues à chaîne de carbone plus courte (M. Sun et al., 2016). La transition de la production des PFAS, c'est-à-dire le remplacement des composés d'origine par des équivalents à chaîne plus courte, a conduit à l'apparition d'un plus grand nombre de composés PFAS dans l'eau (en nombre de composés) (Crone et al., 2019).

Même si la détermination des propriétés physiques du PFAS est un défi (principalement à cause de la quantité des composés et précurseurs), on peut dire qu'il existe un consensus sur le fait que la solubilité des PFAS à chaîne courte dans l'eau est plus importante que celle des PFAS à chaîne longue.

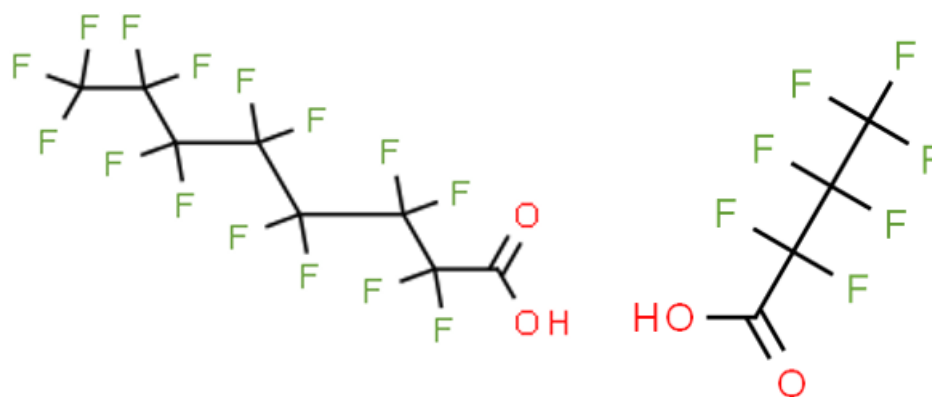


Figure 2.1 - PFOA avec une chaîne de 8 carbones (à gauche). À droite on voit l'homologue à chaîne courte (4 carbones), PFBA.

Néanmoins, les substances PFAS qui sont à chaîne longue ont la capacité de s'adsorber et se répartissent davantage dans les sédiments (Dalahmeh, Tirgani, Komakech, Niwagaba, & Ahrens, 2018; Zhao et al., 2016). Toutefois, ce n'est pas d'une relation linéaire. Selon l'étude de Zhao et al. (2016), on n'observe pas de corrélation entre la quantité de matière en suspension (MES) dans l'eau et la concentration de PFAS dans les MES. Cependant selon Zhao et al. (2016), une corrélation existe entre la longueur de la chaîne carbonée (et leur coefficient de distribution  $K_d$ ) et les sédiments/MES.

Les PFAS à chaîne courte ont un potentiel d'adsorption plus faible, ce qui empêche les PFAS de s'attacher aux particules en suspension alors ils auront tendance à rester dissous dans l'eau. Cette caractéristique, associée à une solubilité et une mobilité élevée, constitue une combinaison parfaite pour que les PFAS à chaîne courte contaminent fortement les eaux de surface (Brendel, Fetter, Staude, Vierke, & Biegel-Engler, 2018) et en conséquence, ils sont plus difficiles à enlever par les traitements conventionnels.



Le PFOS et le PFOA étant utilisés depuis la fin des années 1940, on pense aujourd’hui que ces composés sont présents partout dans l’environnement et le biote. Leurs caractéristiques sont présentées dans le Tableau 2.2, en tant que les plus étudiés au Canada et autres pays dans le monde. En outre, ces substances, ainsi que l’acide perfluorononanoïque (PFNA) et le sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) ont été détectés dans les êtres humains (Cheremisinoff, 2017).

Tableau 2.2 – Caractéristiques du PFOS et PFOA, les deux PFAS les plus étudiés

Composé PFAS	Caractéristiques	Remarques
PFOS	<p>Est une PFAA <sup>a</sup>, de la sous-classe PFSA.</p> <p>Chaîne de carbone de largeur C8<sup>a</sup></p> <p>Soluble dans l’eau (370 mg/L) <sup>a</sup></p> <p>pKa = 3.27 en eau douce <sup>a</sup></p> <p>Faible pression de vapeur <sup>b</sup></p> <p>Propriétés tensioactives et faible tension superficielle <sup>a</sup></p> <p>Demi-vie 41 ans dans l’eau et 114 jours dans l’air <sup>ab</sup></p>	<p>Présent sous différentes formes telles que l’acide, le sel de potassium, le sel d’ammonium et le sel de lithium grâce à sa polyvalence <sup>ac</sup></p> <p>Difficulté de déterminer une valeur fiable de LogKow, car un multicouche octanol/eau se forme <sup>abc</sup></p> <p>Des groupes fonctionnels le permettent d’être hydrophobique et hydrophilie, ce qui est unique en comparaison avec les composés chimiques hydrophobiques traditionnels <sup>ac</sup></p>
PFOS	<p>Est une PFAA <sup>a</sup>, de la sous-classe PFCA <sup>c</sup></p> <p>Chaîne de carbone de largeur C8<sup>c</sup></p> <p>Soluble dans l’eau (3500 mg/L en pH neutre) <sup>c</sup></p> <p>pKa = -0.5 à 4 <sup>d</sup></p> <p>Non volatil, avec une pression de vapeur de 2.23x10<sup>-5</sup> atm à 20 °C <sup>c</sup></p>	

<sup>a</sup>(Santé Canada, 2018b), <sup>b</sup>(Brooke, Footitt, & Nwaogu, 2004), <sup>c</sup> (Santé Canada, 2018a), <sup>d</sup> (Goss, 2008)

Généralement, le PFOS n’est pas très volatil, mais certaines substances apparentées au PFOS (ses sels ou ses précurseurs) pourraient être plus susceptibles de se volatiliser et alors d’élargir le potentiel de transport des contaminants par l’air (Brooke et al., 2004).

Les PFAS sont utilisés dans les activités industrielles, commerciales et les biens de consommation. Pour comprendre dans quelle mesure les PFAS ont un impact sur la fabrication des produits, il faut mentionner que même les shampooings ou des produits cosmétiques contiennent de différentes sous-classes de PFAS (Harris, Munoz, Woo, Sauvé, & Rand, 2022).

Probablement toute molécule comportant une chaîne carbonée de PFOS est un précurseur. Ce qui signifie qu'à terme, des PFOS pourraient être formés dans l'environnement, soit par dégradation microbienne, soit grâce au métabolisme d'organismes supérieurs (Cheremisinoff, 2017). La détection des précurseurs est compliquée en utilisant des méthodes ciblées à cause de l'absence de standards disponibles. La spectrométrie de masse à haute résolution (HRMS) est une bonne méthode pour confirmer la présence de certains précurseurs ou de divers PFAS qui sont inconnus. Cependant, les résultats peuvent être difficiles à interpréter dans les cas avec beaucoup de précurseurs à de faibles concentrations (Pickard et al., 2022).

En ce qui concerne les sources de PFAS, elles sont variées, le Tableau 2.3 fait un résumé des sources de contamination au Canada.

Tableau 2.3 – Sources de contamination par PFAS au Canada

Source de contamination	Remarques/Évidence
Emballage alimentaire	<p>Propriétés lipophobiques et hydrophobiques qui les rendent attractifs dans l'industrie de restauration rapide au Canada, l'étude de Schwartz-Narbonne et al. (2023) a suivi 55 composés</p> <p>La sommation des PFAS variait entre 55 à 7180 ng/g</p> <p>Sacs à papier, qui sont parmi les produits avec concentrations de PFAS plus élevés <sup>a</sup></p> <p>Analyse de la variation de la concentration après 2 ans de stockage. Les composés plus volatils ont constaté une diminution, tandis que les PEPeA et PEPeA présentaient une concentration similaire au moment du prélèvement <sup>a</sup></p>
Mousses de lutte contre l'incendie (Mousses de formation aqueuse — AFFF)	<p>Contamination du ruisseau Etobicoke (Ontario) par à des concentrations atteignant 2 221 000 ng/L associée au déversement d'AFFF à l'aéroport international Pearson de Toronto <sup>b</sup></p> <p>Contamination des eaux de surface du lac Niapenco, près de l'aéroport de Hamilton, où des activités de formation à la lutte contre les incendies ont été menées. <sup>c</sup></p> <p>PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA (ces derniers composés représentant le PFCA), PFOS et PFBS (composés correspondant au PFSA) ont été détectés <sup>c</sup></p> <p>PFAS associées à l'utilisation des AFFF sont présentes en grandes quantités dans les eaux de surface canadiennes <sup>d</sup></p>
Textiles	<p>Vêtements exposés aux conditions météorologiques et processus de lavage pendant 6 mois, perdent un grand pourcentage de leur teneur en PFOA, PFHxA et PFBS <sup>e</sup></p> <p>Moyen d'émission des PFAS à l'environnement soit à l'air ou dans l'eau <sup>e</sup></p>

Tableau 2.3 – Sources de contamination par PFAS au Canada (suite)

Source de contamination	Remarques/Évidence
Produits de soin personnel, cosmétiques, produits de cuisine et ménagers	<p>Produits cosmétiques comme des crèmes pour le visage, lotion pour le corps ou anticernes peuvent contenir des concentrations totales de PFAS de 14, 81 ou 10 700 ng/g respectivement <sup>f</sup></p> <p>À part de PFOS et PFOA, les substances avec une occurrence plus importante dans les produits cosmétiques étudiés sont le PFPeA, PFBA, PFHxA et PFHpA <sup>f</sup></p> <p>Les ustensiles de cuisine antiadhésive sont une source de PFCA. L'émission des différents PFCA est liée à une augmentation de la température <sup>g</sup></p> <p>Émissions de 376 à 529 ng par poêles par heure, exposition à températures de 180 à 370 °C <sup>g</sup></p>
Eaux usées	<p>Contamination majeure dans des villes avec une économie plus développée et avec une haute densité des habitants <sup>x</sup></p> <p>Concentration de PFOA, a une tendance à augmenter après les traitements biologiques, tandis qu'autres composés diminuent en raison de la sorption par les boues <sup>x</sup></p> <p>La contamination se produit, car les PFAS ne sont pas complètement éliminés par le traitement et donc retourne aux plans d'eau <sup>y</sup></p> <p>Les PFAS sont aussi dans les solides ou semi-solides des usines, comme les boues <sup>y</sup></p> <p>Contamination des eaux de surface et eaux souterraines <sup>y</sup></p> <p>Au Canada, des concentrations de 2,2 à 150 ng/L de PFOA et 2 à 1300 ng/L de PFOS <sup>z</sup></p>

<sup>a</sup> (Schwartz-Narbonne et al., 2023), <sup>b</sup> (Moody, Martin, Kwan, Muir, & Mabury, 2002), <sup>c</sup> (de Solla, De Silva, & Letcher, 2012), <sup>d</sup> (D'Agostino & Mabury, 2017), <sup>e</sup> (Schellenberger et al., 2022) <sup>f</sup> (Ministry of Environment and Food of Denmark, 2018), <sup>g</sup> (Schlummer et al., 2015), <sup>x</sup> (H. Sun et al., 2012), <sup>y</sup> (Hamid & Li, 2016), <sup>z</sup> (Guerra et al., 2014)

D'après le Tableau 2.3 il y a quelques faits à souligner. D'abord, le contact des emballages avec la nourriture pose un risque à la santé et augmente la pollution par les déchets dans l'environnement (Schwartz-Narbonne et al., 2023). Selon cette étude, les composés à chaîne longue les plus détectés étaient les alcools fluorotélomères (FTOH), les PFCA et les acides fluorotélomères sulfoniques (FTSA) avec des concentrations de 1 à 5670 ng/g. Quant aux composés à chaîne courte, les composés les plus présents dans l'environnement sont le 6:2 FTOH et le 6:2 FTMA, avec des concentrations allant de 300 à 5700 ng/g. Une autre analyse intéressante a porté sur la variation de la concentration en PFAS dans le temps. Les échantillons ont été stockés pendant deux ans et une

diminution a été constatée pour les PFAS volatils tels que le FTOH, mais l'acide perfluoro-2-éthoxypropanoïque (PEPrA et PEPeA) et l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA) présentaient des concentrations similaires au moment où ils ont été prélevés à l'origine (Schwartz-Narbonne et al., 2023).

Par rapport aux mousses AFFF, ce type de produits sont conçus pour éteindre les incendies de carburant et sont souvent stockés en grandes quantités dans des lieux où de tels événements peuvent potentiellement se produire, tels que les aéroports ou les bases militaires. Non seulement trouvés dans l'eau, des PFAS liées aux AFFF ont également été détectées dans le foie de poissons provenant de différents échantillons, par exemple les composés perfluoroalcanesulfonate (PFOS, PFBS et PFHxS) et de perfluorocarboxylate (PFOA, PFPeA, PFHxA, entre autres) (Moody et al., 2002).

Le cas du lac Niapenco en Ontario est présenté dans le Tableau 2.3 Ce lac artificiel n'est pratiquement pas contaminé par des industries ni des eaux usées, mais le ruisseau qui l'alimente draine l'aéroport d'Hamilton, ON. Il a donc servi de point d'analyse de l'étendue de la contamination par les PFAS liée au ruissellement d'un aéroport (de Solla et al., 2012).

En raison de l'impact des AFFF et d'autres contaminants dans les sources d'eau potable, le suivi de ruisseaux urbains a été effectué au Québec, un exemple notable est le cas du ruisseau Lavoie à Trois-Rivières montré dans l'article de Montembeault (2023). À la suite de la découverte d'une fuite d'eau, et étant donné que le ruisseau se trouve proche à une entreprise qui fait, entre autres, le recyclage des verres, le suivi des PFAS a été recommandé. La concentration totale des PFAS face à l'usine a été de 383,6 ng/L tandis que dans d'autres ruisseaux contrôlés dans les alentours la concentration varie de 1,1 ng/L à 9,5 ng/L (Montembeault, 2023).

Tel que résumé au Tableau 2.3 les textiles sont une source de PFAS dans l'environnement. L'exposition à la chaleur, aux précipitations, au lavage et à l'abrasion entraîne la dégradation des fibres et la transformation des précurseurs des PFAS (Schellenberger et al., 2022).

Une autre activité importante décrite dans le Tableau 2.3 est l'usage de produits de soins personnels, cosmétiques, produits de cuisine et ménagers. Les caractéristiques des substances PFAS, particulièrement leur propriété surfactante, les rendent optimales pour les crèmes et autres produits de beauté. Par exemple, les propriétés données par les PFAS aux produits cosmétiques, facilitent la pénétration des crèmes dans la peau, la luminosité, l'absorption d'oxygène et la

résistance aux conditions météorologiques (durabilité pendant la journée). Une étude a été menée sur les crèmes pour le visage, lotion pour le corps ou anticernes et les produits qui présentent les concentrations les plus élevées de PFAS étaient ceux qui sont censés durer plus longtemps, par exemple les produits « *leave-on* » (Ministry of Environment and Food of Denmark, 2018).

En ce qui concerne les ustensiles de cuisine antiadhésifs et la contamination de la source d'eau potable, ces produits sont fabriqués en polytétrafluoroéthylène (PTFE), qui est en fait une source de PFCA et d'acides des PFAS avec chaînes de carbone C2-C14. La température à laquelle les ustensiles sont exposés (par exemple les poêles) produit des émissions de PFAS. Après plusieurs essais d'exposition à haute température, il a été observé que les émissions de PFCA à chaîne courte diminuent avec l'utilisation, tandis que les émissions à chaîne longue augmentent (Schlummer et al., 2015). Les résidus de ces produits risquent fortement de se retrouver dans le réseau d'eaux usées (Lenka, Kah, & Padhye, 2022).

Par rapport aux eaux usées et pour aller plus loin, l'étude de Hamid and Li (2016) présente un survol de l'ensemble des différents composés PFAS que l'on trouve dans les effluents des stations d'épuration de plusieurs pays. Au Canada, on souligne la forte présence des PFAS de chaîne courte, ainsi que des composés comme PFOA, PFOS, PFCA de chaîne longue et d'autres PFSA. Le composé au 3<sup>e</sup> rang en termes de concentrations a été le PFHxA. L'étude conclut que dans le processus d'épuration des eaux il y a la formation de PFAA à cause de la dégradation des précurseurs du PFAS. Les températures pendant l'étude variaient entre -3 °C et 24 °C, et les concentrations des PFHxA, PFHpA, PFNA, PFDA, PFHxS et PFOA augmentent avec les températures plus hautes. De plus, il y a eu des différences entre les saisons dans les concentrations des autres composés comme le PFNA (Guerra et al., 2014).

## **2.2 Situation réglementaire**

Les composés perfluoroalkylés ont été utilisés depuis de nombreuses années, néanmoins les réglementations, guides ou recommandations au Canada sont relativement récentes, et sont même en cours de développement. Le Canada a pu gérer en partie les contaminants éternels ou persistants dans l'environnement grâce à la « Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) ». Cet accord a établi des mesures pour l'interdiction ou la limitation de la production, l'usage et l'importation de certains produits chimiques (Nations Unies, 2009).

Dans la section 2.2.1, les normes ou les recommandations au Canada (fédéral et provincial) par rapport au contrôle des substances perfluoroalkylées dans l'eau potable sont décrites. Aussi, une comparaison avec les normes en vigueur aux États-Unis et en Europe est présentée afin d'analyser s'il y aura des enjeux selon l'application des différentes normes ou recommandations.

### 2.2.1.1 Tableau bilan des recommandations et objectifs

Le Tableau 2.4 démontre les différentes réglementations qui sont pertinentes pour faire une comparaison entre le Canada, Québec et d'autres pays dans le monde.

Tableau 2.4 – Bilan des recommandations et objectifs

Composé PFAS		Canada <sup>a</sup> [ng/L]	Canada (Objectifs proposés) <sup>b</sup> [ng/L]	Québec <sup>c</sup> [ng/L]	É.-U. <sup>d</sup> [ng/L]	UE <sup>e</sup> [ng/L]	Australie et Nouvelle- Zélande <sup>f</sup> [ng/L]
Nom	Variation nom						
PFBA	-	30000	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFPeA	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFHxA	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFHpA	-	200	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFOA	-	200	Oui	200	4	Oui	560
PFNA	-	20	Oui	Non	10	Oui	Non
PFDA	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFUnDA	PFUnA	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFDoDA	PFDoA	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFTTrDA	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFTeDA	PFTA	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
PFBS	-	15000	Oui	Non	2000 (Considéré dans les mélanges contenant au moins deux PFHxS, PFNA et GenX)	Oui	Non
PFPeS	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non
PFHxS	-	600	Oui	Non	10	Non	Non
PFHpS	-	Non	Oui	Non	Non	Oui	Avec le PFOS

Tableau 2.4 – Bilan des recommandations et objectifs (suite)

Composé PFAS		Canada <sup>a</sup> [ng/L]	Canada (Objectifs proposés) <sup>b</sup> [ng/L]	Québec <sup>c</sup> [ng/L]	É.-U. <sup>d</sup> [ng/L]	UE <sup>e</sup> [ng/L]	Australie et Nouvelle- Zélande <sup>f</sup> [ng/L]
Nom	Variation nom						
PFOS	-	600	Oui	600	4	Oui	70
PFNS	-	Non	Non	Non	Non	Oui	Non
PFDS	-	Non	Non	Non	Non	Oui	Non
MeFOSAA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
EtFOSAA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
4:2 FTSA	4:2 FTS	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
6:2 FTSA	6:2 FTS	200	Oui	Non	Non	Non	Non
8:2 FTSA	8:2 FTS	200	Oui	Non	Non	Non	Non
Gen X	HFPO-DA	Non	Oui	Non	10	Non	Non
ADONA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
6:2 Cl-PFESA	11Cl- PF3OUdS	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
8:2 Cl-PFESA	9Cl-PF3ONS	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
PFMPA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
PFMBA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
3,6-OPFHpA	NFDHA	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
PFEESA	-	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
Total [ng/L]	-	47020	30	800	2037	100	630
Quantité des composés	-	9	29	2	6	16	3

a (Santé Canada, 2018a, 2018b, 2019), b (Santé Canada, 2023b), c (Gouvernement du Québec, 2019) d (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b), e (Parlement et Conseil de l'Union Européenne, 2020), f (Gouvernement de l'Australie, 2022; Gouvernement de la Nouvelle-Zélande, 2022)

OUI indique que le composé doit être suivi par la norme/recommandation, tandis que le NON indique que le composé n'est pas considéré. Selon les différentes réglementations par la sommation des PFAS, la recommandation du Canada en vigueur est la plus permissive, mais si les objectifs proposés sont adoptés elle sera la plus restrictive. Un autre facteur à considérer est que l'objectif de Santé Canada vise la quantité plus importante des composés avec 29 PFAS à suivre.

### 2.2.1.2 Au niveau fédéral

Sur le plan fédéral, la loi mère qui vise à protéger, préserver, éduquer et prendre des décisions par rapport à l'environnement, entre autres affaires, est la « Loi canadienne sur la protection de l'environnement », dont le texte original a été adopté en 1999. Il se ne trouve aucune mention des PFAS ou différentes substances poly- perfluoroalkylées dans la loi originale, mais quelques définitions sont importantes à retenir pour les paragraphes suivants.

Le terme « quasi-élimination » fait référence à la réduction considérable des concentrations des rejets toxiques dans l'environnement. Cette réduction doit être au-dessus des limites établies par les ministres compétentes. Il y a également la liste de « quasi-élimination », une liste dont les limites de concentration à respecter sont établies (Gouvernement du Canada, 2006). La Loi canadienne sur la protection de l'environnement sera modifiée au cours des années pour qu'elle puisse refléter les besoins contemporains. Cette loi définit comme toxique toute matière capable d'interférer, à une quantité et une concentration déterminées, avec le développement naturel de l'environnement. Cette interférence peut causer des effets à long terme du côté environnementaux et de la biodiversité, être dangereuse pour la santé humaine ou poser un risque pour les vies qui dépendent de l'environnement endommagé en question.

En 2001, le Canada a signé la Convention de Stockholm, et en 2004 il est entré en vigueur au pays, sous la responsabilité du ministère de l'Environnement, et en même temps à l'international. En 2006, une étude de Santé Canada a fait une première évaluation des risques posés par les substances comme le PFOS sur la santé humaine (Santé Canada, 2006).

À la suite de l'étude et en parallèle aux annexes de la Convention, en 2008, le gouvernement fédéral présente la première réglementation par rapport aux PFAS au Canada, le « Règlement sur le PFOS et ses sels et certains autres composés » (Gouvernement du Canada, 2008). L'objet était d'ajouter le PFOS, ses sels et des autres composés PFAS qui contenait les groupes C8F17SO2, C8F17SO3 et C8F17SO2N comme substances toxiques à l'annexe 1 existante de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999).

Comme règle générale, la nouvelle réglementation a interdit la fabrication, l'utilisation et toute transaction commerciale (vente, importation et exportation) des biens qui contenaient les substances ciblées. En revanche, il y avait plusieurs exceptions à la norme, ce qui rendait difficile son contrôle. Les exceptions étaient liées aux différentes industries comme la photographie, les

activités militaires, les mousses de formation aqueuse et des liquides utilisés dans l'aviation. Une liste plus détaillée des activités permises est donnée dans le Tableau 2.8, car il y avait des changements.

En 2009, les PFOS ont été ajoutés définitivement à la « Liste de quasi-élimination », cependant aucune limite de concentration était établie.

En 2016, un addenda du « Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012) » (Gouvernement du Canada, 2012) a ajouté les substances mentionnées dans le règlement de 2008, d'autres PFAS et il fait une division entre les différentes utilisations permises de chaque substance.

Tableau 2.5 – Activités permises selon les modifications du Règlement sur certaines substances toxiques interdites en 2016 (Gouvernement du Canada, 2012)

Règlement	Substance PFAS	Activité permise
Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012), avec les modifications du 2016	PFOS, ses sels et les composés contenant : $C_8F_{17}SO_2$ , $C_8F_{17}SO_3$ ou $C_8F_{17}SO_2N$	Photographie : Résines, photosensibles, films, papiers, imprimantes photographiques.  Lutte contre incendies domestiques ou activité militaire : Mousse à formation de pellicule aqueuse. La concentration maximale permise est de 10 ppm.
	PFOA avec la formule $C_7F_{15}CO_2H$	Lutte contre incendies : Mousse à formation de pellicule aqueuse
	Groupe alkyleperfluoré avec $C_nF_{2n+1}$ comme formule moléculaire, où $n = 7$ ou $8$ , lié à un atome de fluor, chlore ou brome	Lutte contre incendies : Mousse à formation de pellicule aqueuse
	Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (APFC à LC), leurs sels et leurs précurseurs	Lutte contre incendies : Mousse à formation de pellicule aqueuse
	Groupe alkyleperfluoré avec $C_nF_{2n+1}$ comme formule moléculaire, ou $8 < n < 20$ , lié à un atome de fluor, chlore ou brome	Lutte contre incendies : Mousse à formation de pellicule aqueuse

Les activités temporairement autorisées l'ont été jusqu'en janvier 2017. Afin d'éviter toute confusion, elles ne seront pas prises en compte dans la présente revue de littérature.

Une étape importante concernant les PFAS et l'eau potable a été franchie entre décembre 2018 et avril 2019, lorsque Santé Canada a publié des recommandations pour la qualité de l'eau potable par rapport aux PFOA (Santé Canada, 2018a) et PFOS (Santé Canada, 2018b), les deux PFAS les plus étudiés et ceux avec suffisamment d'informations pour établir les concentrations maximales acceptables (CMA).

Tableau 2.6 – CMA pour le PFOA et PFOS selon les recommandations du Santé Canada (Santé Canada, 2018a, 2018b)

Substance PFAS	Concentration maximale acceptable – CMA [ng/L]
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	200
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	600

Les recommandations suggèrent que les effets toxicologiques de PFOA et de PFOS sont très similaires. Par conséquent, en cas de détection dans l'eau potable, la concentration de chaque composé devrait être divisée par le CMA. Si la somme de ces rapports est inférieure à 1, l'eau est considérée comme sécuritaire pour la consommation (Santé Canada, 2018a, 2018b). Il est important de souligner la notion de somme des effets nocifs des PFAS sur la santé, car nous verrons à la fin de la section 2.2.1.2 que l'objectif proposé pour la qualité de l'eau potable fixe une valeur limite « à la somme de certains composés PFAS ». Ce concept suit la Déclaration de Zurich (Ritscher et al., 2018) où l'objectif était de traiter les PFAS en tant que groupe et non chaque substance indépendamment.

Les recommandations de Santé Canada fournissent des valeurs préliminaires pour d'autres PFAS. Ces valeurs, plutôt exprimées comme une marge de sécurité, s'appliquent à des sources d'eau destinées à la consommation et ils sont fondés sur des informations disponibles par des études scientifiques (qui sont toujours limitées) (Santé Canada, 2019).

Tableau 2.7 – Résumé des substances PFAS avec leur valeur préliminaire de référence selon le site Parlons d'eau (Santé Canada, 2019)

Substance PFAS	Valeur préliminaire [ng/L]
Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	30000
Sulfonate de perfluorobutane (PFBS)	15000
Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS)	600
Acide perfluoro-n-pentanoïque (PFPeA)	200

Tableau 2.7 – Résumé des substances PFAS avec leur valeur préliminaire de référence selon le site Parlons d'eau (Santé Canada, 2019) (suite)

Substance PFAS	Valeur préliminaire [ng/L]
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	200
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	200
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	20
Sulfonate de fluorotélomère 6:2 (FTS 6:2)	200
Sulfonate de fluorotélomère 8:2 (FTS 8:2)	200

Santé Canada considère qu'il n'y a pas de risques pour la santé humaine si les valeurs sont inférieures à celles du Tableau 2.7. Cependant, si les valeurs sont supérieures à la limite, il faut revoir les traitements disponibles pour enlever les substances.

Toutefois, en raison du manque d'informations concernant l'occurrence des PFAS au Canada, le gouvernement fédéral, à travers d'une publication sur la Gazette du Canada (Gouvernement du Canada, 2021), a émis sa préoccupation et son intention d'investissement sur la recherche de ces composés. Les trois axes sont divisés en :

- Investissement sur la recherche des PFAS et leur surveillance
- Collecter et analyser des informations par rapport à la situation actuelle des PFAS
- Évaluer le développement des politiques publiques des autres gouvernements

En 2022, une proposition plus restrictive d'un nouveau « Règlement sur certaines substances toxiques interdites » a été publiée par Environnement et Santé Canada dans la Gazette du Canada 156 (Gouvernement du Canada, 2022). Les changements, soit par abrogation des permis, ainsi que des restrictions ou limitations sur l'utilisation des composés PFAS, sont décrits dans le Tableau 2.8.

Tableau 2.8 – Modifications proposées par Santé et Environnement Canada (Gouvernement du Canada, 2022)

Activité	Statut
Photographie : Résines, photosensibles, films, papiers, imprimantes photographiques.	À abroger
Lutte contre incendies domestiques ou activité militaire : Mousse à formation de pellicule aqueuse avec du PFOS. La concentration maximale permise est de 10 ppm.	À abroger

Tableau 2.8 – Modifications proposées par Santé et Environnement Canada (Gouvernement du Canada, 2022) (suite)

Activité	Statut
Produits de soin personnel avec des PFOA ou LC-PFA	À abroger
Lutte contre incendies domestiques ou activité militaire : Mousse à formation de pellicule aqueuse avec du PFOA et LC-PFCA	À abroger, mais avec les exceptions suivantes : Vérification des systèmes de lutte contre incendies, mais leurs rejets doivent être éliminés et gérés avec responsabilité écologique avant 31 décembre 2025 Suppression des vapeurs combustibles liquides dans des situations critiques, jusqu'au 31 décembre 2025
Utilisation, importation ou vente des biens qui peuvent contenir PFOA et LC-PFCA	À abroger, mais avec les exceptions suivantes : Pour les produits qui étaient déjà en stock au moment de cette proposition L'utilisation, vente et importation des semi-conducteurs, ainsi que l'usage et vente des produits qui les contient
Utilisation, importation ou vente des biens qui peuvent contenir PFOA et LC-PFCA et qu'étaient fabriqués avant le 23 décembre 2016	À abroger
Note : Santé Canada considère que quand les concentrations de PFOA, PFOS et LC-PFCA sont inférieures à 1 ppm, il est considéré comme sans intention.	

Cette chronologie de normes, de recommandations et de règlements a conduit Santé Canada à élaborer son document le plus récent, l'« Objectif proposé pour la qualité de l'eau potable au Canada pour les substances PFAS », qui a été en période de consultation jusqu'au 12 avril 2023 (Santé Canada, 2023b).

La proposition a été faite après avoir révisé différentes études venant des provinces du Canada, ainsi qu'avoir reconnu la faible disponibilité des données par rapport aux PFAS et les sources d'eau potable au pays. Elle établit comme objectif que la somme des 29 composés PFAS doit être inférieur à 30 ng/L, et une fois approuvée il va remplacer les Recommandations pour l'eau potable du 2018 et 2019.

Les 29 composés choisis par Santé Canada reflètent la présence de ces composés dans différentes régions et provinces, selon les études. En même temps, on peut les trouver dans les méthodes 533 et 537.1 de l'USEPA (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2019, 2020)

### 2.2.1.3 Au niveau provincial

Il n'existe pas de normes ou de recommandations par rapport aux substances PFAS dans l'eau potable au Québec et leur suivi n'est pas exigé aux usines de traitement (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2023). Néanmoins, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la faune et des parcs fait et encourage des suivis aux municipalités. Une attention spéciale est faite pour 18 composés perfluorés qui ont été suivis pendant des campagnes entre 2016 et 2021 par le ministère (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2022).

Les composés PFAS ont été suivis à 5 installations du fleuve Saint-Laurent, entre 2016 et 2021, dont une est à la région de Montréal. La totalité des installations a détecté au moins une substance PFAS en 2016, dont les composés les plus souvent détectés étaient PFOA, PFHxA, PFOS, PFHpA et PFNA (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2022). Cependant, les concentrations maximales sont inférieures aux concentrations recommandées par Santé Canada (2016) (Santé Canada, 2018a, 2018b) en faisant l'analyse par composé. En faisant la somme des concentrations, telle que proposée dans les objectifs fédéraux de 2023, on obtient un total de 22 ng/L, une valeur sous la limite de 30 ng/L pour 5 composés et non les 29 composés PFAS. L'enlèvement des PFAS par les usines de traitement dans ces études du MELCCFP est presque nul, d'où l'importance de prévenir la contamination des sources d'eau potable.

Le « Guide de conception des installations de production d'eau potable » fait mention, et recommande au concepteur d'avoir en tête la possible présence de substances PFAS dans l'eau, même si aucune recommandation pour la mitigation ou le traitement n'est associée à leur présence. Le guide reconnaît que le PFOA et PFOS ne sont pas normés, et qu'on doit prendre les valeurs guides de Santé Canada pour la conception (200 g/L et 600 g/L respectivement).

Enfin, le MELCCFP recommande aux municipalités d'ajouter les activités et risques liés à la contamination par des composés perfluorés à leurs analyses de vulnérabilité de la source. En même temps, pour la population générale, le MELCCFP pose des mesures pour limiter leur exposition aux PFAS (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2023).

### 2.2.1.4 États-Unis - USEPA

En mars 2021, l'USEPA a publié sa proposition réglementaire pour établir des normes pour les composés PFOA et PFOS comme des contaminants selon la Loi sur la sécurité de l'eau potable (*Safe Drinking Water Act - SDWA*). Néanmoins, en 2023, ils ont élaboré une proposition qui ajouterait des composés comme le PFHxS, HFPO-DA (composés liés au GenX), PFNA et PFBS dans le *SDWA*. Il s'agit d'un règlement pour l'eau potable au niveau national (*National Primary Drinking Water Regulation – NPDWR*), qui serait axée sur la préservation de la santé humaine et qui fixerait donc des niveaux maximums de contamination (NMC). Les NMC sont les maximums permis qui ne sont pas nuisibles à la population desservie par l'eau potable (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2023a). Idéalement, le NMC devrait être le plus proche de zéro, toutefois comme les méthodes analytiques de détection sont aujourd'hui une limite, ce niveau n'est pas réalisable.

En avril 2024, la version finale du NPDWR a été publiée, indiquant des niveaux obligatoires pour 5 composés PFAS, et un autre pour un mélange de composés. En plus de ces limites, l'USEPA donne aux systèmes publics de distribution d'eau un délai jusqu'en 2027 pour effectuer un contrôle initial, qui devrait être suivi d'un contrôle continu. D'ici 2027, ils devront également informer le public des niveaux de PFAS. L'USEPA donne également cinq ans aux systèmes publics de distribution d'eau pour mettre en œuvre des solutions qui contribueront à réduire les PFAS, dans les cas où les concentrations sont plus élevées que les niveaux obligatoires. D'ici 2029, les systèmes qui ont détecté des PFAS en concentrations supérieures au niveau maximal de contamination (un ou plusieurs) devront s'adapter pour réduire ces niveaux et informer le public (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b).

Tableau 2.9 – NMC établis par USEPA pour certains PFAS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b)

Substance PFAS	Niveau maximum du contaminant [ng/L]
PFOA	4
PFOS	4
PFNA	10
PFHxS	9
GenX	10

Tableau 2.9 – NMC établis par USEPA pour certains PFAS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b) (suite)

Substance PFAS	Niveau maximum du contaminant [ng/L]
Mélanges contenant au moins deux composés : PFHxS, PFNA, GenX et/ou PFBS	1 (Indice de Danger)

Il est important de souligner que la majorité de la production de PFOS, PFOA et PFNA a été progressivement supprimée et remplacée par d'autres PFAS (des homologues à chaîne courte) comme le PFBS, PFHxS, GenX entre autres. La production et l'importation aux États-Unis du PFOA a été complètement arrêté par toutes les compagnies qui sont signataires du 2010/15 Programme de Gérance, par exemple DuPont ou 3M (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006). Il faut toujours tenir compte de la persistance de ces composés et leurs produits de dégradation dans l'environnement, d'où l'importance du suivi des sources d'eau potable.

### 2.2.1.5 Union Européenne

Le document mère par rapport à l'eau potable dans les pays membres de l'Union Européen est le « DIRECTIVE (UE) 2020/2184 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine ». Ils font la différence entre le « Total des PFAS » et la « Somme des PFAS », dont le premier comprend toutes les substances alkylées, tandis que la somme des PFAS comprend les substances considérées comme préoccupantes pour la santé humaine si elles se retrouvent dans les eaux potables (Parlement et Conseil de l'Union Européenne, 2020).

Les substances que l'Union européenne considère comme préoccupantes ne sont pas si différents des composés listés par Canada ou les États-Unis, car il s'agit de PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PDTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS et PFDS.

Il y a deux dates limites d'intérêt, soit le 12 janvier 2024, pour la définition des lignes directrices techniques par rapport aux méthodes de détection et le 12 janvier 2026 pour le suivi des substances PFAS. Dans cette dernière date, les états membres doivent garantir les ressources nécessaires pour que les eaux de consommation humaine soient en accord avec les valeurs limites établies.

Tableau 2.10 – Valeurs limites établies par l’UE (Parlement et Conseil de l’Union Européenne, 2020)

Substances	Valeur limite [ng/L]
Total PFAS	500
Somme PFAS	100

Les valeurs limites sont comparables à la réglementation actuelle du Canada.

### 2.2.1.6 Australie et Nouvelle-Zélande

En tant que signataire de la Convention de Stockholm, l’Australie et la Nouvelle-Zélande ont donc commencé leur processus de réglementation. Leur document inclut des définitions, une sensibilisation de la population par rapport aux risques des substances PFAS, un inventaire, et des recommandations pour la surveillance et des valeurs guides, entre autres (National Chemicals Working Group of the Heads of EPAs Australia and New Zealand, 2020).

Par rapport à leurs valeurs recommandées pour la protection de la santé humaine, il faut souligner que l’ « Australian and New Zealand Department of Health » ont suggéré de traiter PFOS et PFHxS ensemble, avec une valeur limite unique. Les valeurs pour la source d’eau potable établies selon le Guide de l’eau potable australien et les Normes relatives à l’eau potable pour la Nouvelle-Zélande sont :

- Pour la sommation de PFOS et PFHxS : 70 ng/L
- PFOA : 560 ng/L

(Gouvernement de l’Australie, 2022; Gouvernement de la Nouvelle-Zélande, 2022)

Les valeurs limites en Australie et en Nouvelle-Zélande sont plus élevées que celles en vigueur et proposées au Canada.

## 2.3 Situation au Québec

Plusieurs articles scientifiques ainsi que des articles vulgarisés dans les médias québécois ont attesté la présence des substances per et polyalkyles dans les eaux du Québec. Des études diverses ont été faites pour caractériser l’eau brute, l’eau traitée et l’eau distribuée à la population.

Une analyse a été faite pendant l’été et l’automne de 2018, 2019 et 2020 (Munoz et al., 2023). Ils ont prélevé 463 échantillons d’eau du robinet de 376 municipalités dans 17 régions du Québec,

c'est-à-dire que l'eau analysée était de l'eau traitée. La source d'eau varie selon les municipalités, et peut être soit de l'eau de surface, soit de l'eau souterraine. Quelques points ont été échantillonnés plusieurs fois afin d'évaluer les niveaux de PFAS (Munoz et al., 2023).

L'étude de Munoz et al. (2023) a également évalué l'influence des différents facteurs sur la méthode utilisée. Ces facteurs incluent des propriétés de l'eau telles que le pH, les effets de la manipulation des échantillons comme le temps de stockage, les ajouts chimiques dans la matrice et le rinçage au solvant organique. Une baisse dans le pH, c'est-à-dire une acidification de l'échantillon, aide à l'analyse des PFAS tandis que le rinçage avec MeOH a démontré que la perte des C6-C8 PFAS pendant l'action de transvider l'eau était négligeable. Par rapport au temps de stockage, des essais après 60 jours ont été faits, sans variations pertinentes. L'utilisation de thiosulfate comme agent inhibiteur du chlore a une influence limitée sur les résultats (Munoz et al., 2023).

Des 463 échantillons d'eau pris des robinets de la région, 99.3 % (approximativement 460 échantillons) contiennent au moins une substance PFAS de la liste à l'étude à des valeurs plus élevées que la limite de détection. Un total de 54 PFAS a été détecté, appartenant à 24 classes différentes (substances ciblées et non ciblées). Même si les moyennes pour le PFOS et PFOA sont inférieures aux valeurs en vigueur selon Santé Canada (200 ng/L et 600 ng/L respectivement), si l'on applique l'objectif de 2023, il y aurait au moins 10 échantillons pris dans 5 municipalités qui auraient des concentrations supérieures à la limite de 30 ng/L proposée. Ces échantillons ont été prélevés au cours de la période 2018-2020. Dans certaines municipalités, 3 échantillons ont été prélevés (un par an), et dans d'autres, la pandémie n'en a permis que 2. Chaque échantillon a fait l'objet de la même analyse jusqu'à ce que la détection de différents composés PFAS puisse être atteinte et sommée. Au cours de ces années, 10 échantillons ont dépassé la limite proposée, parfois dans la même municipalité. De plus, comme les substances PFAS surveillées pendant l'étude appartiennent à plus d'une méthode (par exemple USEPA), la recommandation proposée par Santé Canada stipule qu'il n'est pas nécessaire de procéder à une double analyse. En fait, si plus d'un échantillon avait été prélevé par site, il est recommandé de conserver le duplicata dont la somme des composés donne une valeur plus élevée (Santé Canada, 2023b). De plus, PFECHS, un composé qui est trouvé plus souvent dans la faune aquatique a été trouvé dans l'eau potable. En ce qui concerne la distribution géographique, il y a des niveaux plus hauts de contamination par PFAS dans les zones plus urbanisées adjacentes au fleuve Saint-Laurent alors que les niveaux les plus

bas sont dans l'est de la province, au niveau de l'estuaire du Saint-Laurent (les municipalités de la Gaspésie, Côte-Nord, etc.) (Munoz et al., 2023).

En considérant la totalité des données pour tous les échantillons à travers les années d'étude, le profil pour la province du Québec montre que les PFAS à occurrence plus élevée sont, par ordre décroissant en pourcentage, PFOA, PFBS, PFOS, PFHxS, PFHpA, PFHxA, PFPeA et PFBA. La totalité des échantillons du fleuve Saint-Laurent contiennent le PFECHS, un produit utilisé par l'industrie aéronautique. Par ailleurs, les échantillons pris de la rivière du Richelieu ont, mis à part les composés communs aux autres plans d'eaux, une quantité considérable de FBSA, un métabolite associé aux protecteurs hydrofuges pour tissus et du FHxSA, dérivé des mousses à formation aqueuses (AFFF) utilisées pour la lutte contre les incendies. La contamination par FBSA et FHxSA pourrait venir du lac Champlain ou des états plus au sud (aux États-Unis), car les concentrations au nord du Richelieu n'augmentent pas (Munoz et al., 2023). Par rapport à la rivière de Mille-Îles, il y avait moins de détections de composés comme 6 :2 FTAB et X :1 :2 FtB liées aux AFFF, tandis qu'ils étaient détectés dans la Rivière Chaudière, ce qui peut être associé à l'accident du Lac-Mégantic en 2013. En comparant les résultats selon la source de l'eau, l'eau potable provenant d'une source d'eau de surface est 12 fois plus contaminé qu'une source d'eau souterraine, selon la sommation des valeurs moyennes, même si 6 des 10 sites les plus contaminés sont d'eau souterraine (Munoz et al., 2023).

Un autre fait à souligner de cette étude est que les composés HO-X:2 FtS, FTSAS, N-SPAmP-FASA, TAmPr-FASA, X:3 FtB, et X:1:2 FtB, qui ne sont pas inclus dans les méthodes de la USEPA, ont été détectés pour la première fois en eau traitée (Munoz et al., 2023).

Une autre étude pertinente a été faite pendant les hivers des années 2019 et 2020. Le suivi des 90 contaminants d'intérêts émergeant a été effectué tout au long de 1000 km depuis la Ville de Québec jusqu'au détroit de Cabot (Picard et al., 2021). Les contaminants d'intérêts émergeant ciblés étaient des hormones, produits pharmaceutiques, indicateurs anthropogéniques, pesticides ainsi que des PFAS. Un total de 59 échantillons a été pris au bord du brise-glace CCCGS Amundsen, et 48 contaminants ont été détectés (Picard et al., 2021). En ce qui concerne les substances PFAS, 25 ont été trouvés sur les 41 qui étaient initialement ciblés, et notamment huit étaient présentes dans tous les échantillons : PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, PFOS et FBSA. Encore, la présence de PFECHS, composé dérivé des produits hydrauliques

aéronautiques, a été détectée dans 96 % des échantillons (Picard et al., 2021). De plus, la fraction des contaminants attachée à la matière en suspension a été faible, sauf pour la partie de l'étude concernant le maximum de turbidité du fleuve Saint-Laurent. En général, dans cette partie du fleuve, elle atteint 36%, tandis que dans les zones moins usées, elle atteint des valeurs minimales d'environ 3,2%. Picard et al. (2021) ont trouvé que la concentration des contaminants a été plus importante près des villes (Québec et Île d'Orléans) et elle a diminué dans la transition avec l'estuaire du Saint-Laurent à l'océan. Il y a eu une dilution potentielle des contaminants en raison de la contribution de la rivière Saguenay, et la profondeur des eaux de la mer du Labrador (Picard et al., 2021). Cependant, il y a eu une augmentation des PFCA à chaîne courte et du PFOA dissous dans la direction vers l'océan. Cela peut s'expliquer par le fait que les analogues à chaîne longue sont plus aptes à s'attacher à la matière en suspension (Picard et al., 2021) en comparant avec les analogues de chaîne courte.

Un autre facteur important est la profondeur du prélèvement des échantillons. Les échantillons ont été prélevés à différentes profondeurs. Les concentrations étaient plus faibles en profondeur qu'en surface. En moyenne, les concentrations ont diminué jusqu'à 10 fois en profondeur. Cela démontre une limitation dans la distribution verticale de la concentration de certains contaminants (Picard et al., 2021).

## **2.4 Enlèvement des substances PFAS par le traitement d'eau potable**

Les caractéristiques physico-chimiques des substances PFAS rendent difficile leur élimination de l'eau potable. Selon Zhao et al. (2016), leur faible capacité d'adsorption est l'un des attributs qui empêche les PFAS de s'attacher aux matières en suspension, et donc de se déposer et d'être éliminées lors du processus de purification de l'eau. De plus, leur haute solubilité, volatilité réduite, leur hydrophobicité et hydrophilie simultanées facilitent leur occurrence dans les environnements aqueux (Rahman, Peldszus, & Anderson, 2014).

Un procédé fondamental d'une usine de traitement consiste à produire des particules aptes à décanter, c'est-à-dire à éliminer les plus grosses particules par coagulation, floculation et décantation (American Water Works, Letterman, Letterman, & American Water Works, 1999). On peut donc prévoir qu'avec des technologies conventionnelles, l'enlèvement des PFAS dans les usines de traitement est négligeable. Par exemple, une étude menée à Windsor et à Detroit a montré l'inefficacité d'enlèvement de PFOA et PFOS (les PFAS ciblés par l'étude) non seulement par des

processus de traitement conventionnels, mais aussi par l'ozonation (Tabe et al., 2010). De plus, dans certains cas, la capacité d'enlèvement pourrait devenir négative, ce qui indiquerait que certaines transformations se produisent potentiellement au cours du processus de traitement et que la concentration de l'eau traitée finissait par être plus élevée que celle de l'eau brute (Tabe et al., 2010).

Par ailleurs, l'élimination progressive des PFAS à chaîne plus longue par les principales compagnies manufacturières a encouragé l'utilisation d'homologues. Par exemple, le PFOA a été remplacé par son homologue à chaîne plus courte, le PFBA. Ces PFAS à chaîne plus courte, tels qu'étudiés par (Zhao et al., 2016), sont plus difficiles à éliminer de l'eau potable. Par conséquent, une augmentation de l'occurrence de PFAS à chaîne courte nuit à l'élimination de ces substances par les usines de traitement de l'eau. Notamment, une étude menée aux Pays-Bas a démontré que la concentration de PFBS atteignait 19 ng/L dans l'eau du robinet d'Amsterdam, alors que la concentration de son homologue PFOS était beaucoup plus faible (Ullah, Alsberg, & Berger, 2011). Cela montre une tendance claire selon laquelle, en éliminant progressivement les PFAS à chaîne plus longue, l'environnement a connu une augmentation de l'occurrence des PFAS à chaîne plus courte, plus difficile à éliminer.

Le Tableau 2.11 montre l'information rassemblée par Rahman et al. (2014), avec laquelle on peut voir le niveau d'enlèvement des PFAS par de différents types de traitements d'eau.

Tableau 2.11 – Capacité d'enlèvement par de différents types de traitement, adapté de l'information compilée par Rahman et al. (2014)

Type de traitement	Commentaire
Traitement conventionnel (Coagulation, floculation, décantation et filtration)	Les usines de traitement conventionnelles n'éliminent pratiquement pas les PFAS (Takagi et al., 2008; Thompson et al., 2011). Certaines études montrent un taux d'élimination plus optimiste des PFAS dans une phase particulière par des filtres à sable rapides, bien que négligeable pour la phase dissoute. En fait, le taux d'élimination moyenne du PFOS est de 45 %, tandis que celui du PFOA est de -4 %. (Kunacheva et al., 2010).

Tableau 2.11 – Capacité d'enlèvement par de différents types de traitement, adapté de l'information compilée par Rahman et al. (2014) (suite)

Type de traitement	Commentaire
Procédés d'oxydation	Les traitements d'oxydation avancés sont empêchés d'oxyder les PFAS principalement à cause de la perfluoration (le remplacement des atomes H par des atomes de fluor). On parle donc d'une pauvre performance de l'oxydant le plus fort des procédés avancés (le radical OH.) , donc il est attendu que d'autres oxydants moins forts comme ceux à base de chlore seront aussi défaillants (Szajdzinska-Pietek & Gebicki, 2000). L'oxydation par l'ozone c'est donc inefficace, même dans les grandes usines de traitement où il ne parvient pas à enlever les PFAS (Thompson et al., 2011).
Charbon actif granulaire (CAG)	L'enlèvement des PFAS par le CAG dépend de l'âge du charbon. Les filtres tout neufs ont montré un taux d'élimination optimiste (ayant un taux d'élimination de 100 % jusqu'à environ 120 jours d'utilisation du filtre), bien que la réactivation du charbon de 2 à 3 fois par an puisse contribuer à maintenir un bon taux d'élimination. (Takagi et al., 2011). Le taux d'élimination des PFAS à chaîne courte est plus bas en raison de ses caractéristiques chimiques. (Eschauzier, Beerendonk, Scholte-Veenendaal, & De Voogt, 2012).
Membranes de haute pression	Les membranes à basse pression ne peuvent pas être utilisées, car le diamètre de la molécule est plus petit que celui du microfiltre. En Australie, l'osmose inverse, précédée par une unité d'ultrafiltration et un processus d'oxydation avancé, a montré une élimination presque totale des PFAS des échantillons. (Thompson et al., 2011). D'autres études ont également montré un taux élevé d'élimination par osmose inverse ( $\geq 99\%$ ). (Flores, Ventura, Martin-Alonso, & Caixach, 2013).

En conclusion, l'enlèvement des substances PFAS par les usines de traitement pose un vrai défi environnemental. De plus, en raison des exigences de l'UE et du USEPA, les PFAS à chaîne longue ont été remplacés par leurs homologues à chaîne courte. Le défi pourrait donc s'aggraver, car l'enlèvement des PFAS à chaîne courte est plus difficile (Eschauzier et al., 2012).

## CHAPITRE 3    CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE ET MÉTHODES

Des campagnes d'échantillonnage de la grande région de Montréal aideront à comprendre l'état de la contamination en ce qui concerne les substances PFAS. De plus, la composition des bassins versants de la région fournira des informations précieuses concernant les sources possibles de contamination, et le comportement des eaux de surface.

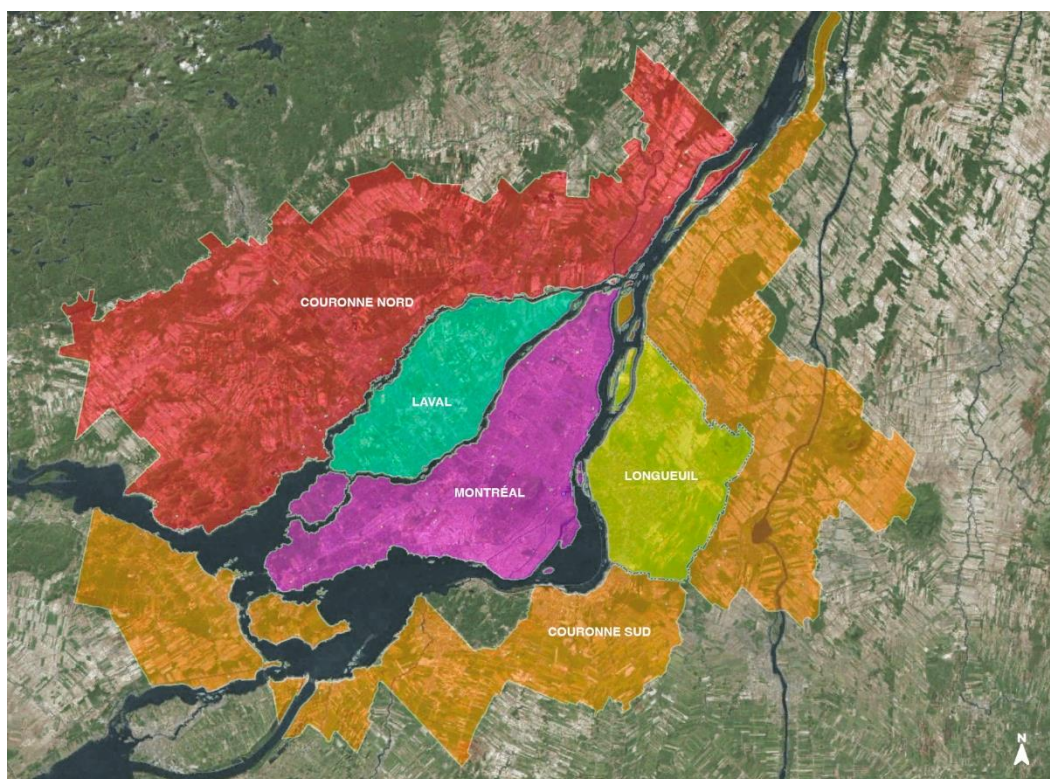


Figure 3.1 – Municipalités qui font partie de la Communauté Métropolitaine de Montréal, figure adaptée de Communauté métropolitaine de Montréal (2024)

La communauté métropolitaine de Montréal est entendue comme la zone comprenant 82 municipalités, soit plus de 4374 km<sup>2</sup> de territoire (Communauté métropolitaine de Montréal, 2024). Cette étude a considéré trois masses d'eau majeures : 1) le fleuve Saint-Laurent qui a ses origines dans la région des Grands Lacs. Ce fleuve dessert les usines de traitement d'eau potable qui sont localisées sur la rive sud de Montréal et la Couronne Sud. 2) les rivières des Mille Îles et des Prairies qui drainent la rivière des Outaouais et desservent la Couronne –Nord, Laval et Pierrefonds. 3) L'Assomption qui traverse 3 municipalités d'intérêt et se jette dans le fleuve Saint-Laurent, dont deux de ces municipalités sont des membres officiels de la communauté

métropolitaine de Montréal. Chaque rivière appartient à des bassins versants ayant des caractéristiques spécifiques en lien avec la contamination.

### **3.1 Réseau hydrographique métropolitaine**

Le réseau hydrographique du Grand Montréal occupe 15 % du territoire et sert comme source d'eau potable pour l'ensemble de la population (Ministère des Affaires municipales et de la Métropole, 2001). On peut diviser le réseau en différents plans d'eau, notamment :

- Fleuve Saint-Laurent
- Rivière-des-Prairies
- Rivière des Mille-Îles
- Rivière L'Assomption

En plus, on peut grouper les cours d'eau par leur bassin versant d'appartenance. Soit le Bassin du Saint-Laurent, le Bassin des Outaouais (pour Prairies et Mille-Îles) et le bassin de L'Assomption.

#### **3.1.1.1 Bassin Versant du Saint-Laurent**

Le bassin versant du Saint-Laurent, composé du système hydrographique des Grands Lacs-Saint Laurent, est l'un des plus importants de l'Amérique du Nord et dans le monde. Il est considéré comme binationale, car son territoire se divise entre les États-Unis et le Canada. Au sein du Canada, bien que la majeure fraction soit répartie entre l'Ontario et le Québec, le bassin compte également des parties de Terre-Neuve-et-Labrador, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard. Étant une grande source d'eau potable pour la région, ce cours d'eau parcourt presque 1600 km avant d'arriver à l'océan Atlantique (Environnement Canada, 1996).

Ce système est au cœur du pays, si l'on prend le corridor Ville du Québec-Windsor, on englobe presque 40 % de la population canadienne (Patterson, Ewing, & Haider, 2008), approximativement 18 millions de personnes. Cette agglomération avec son développement économique, entraîne des activités humaines qui influencent les caractéristiques physico-chimiques du fleuve Saint-Laurent. De plus, nous ne pouvons pas ignorer l'apport des différents tributaires ou rivières importantes qui ont des effets sur leurs caractéristiques physico-chimiques.

On peut juger pertinent de comprendre les activités qui se déroulent autour du fleuve et des Grands Lacs, et, surtout, en amont de Montréal, pour nous donner une idée de la possibilité de

contamination. Également, la région de Montréal est un point de confluence pour le fleuve Saint-Laurent, car il se joint avec la rivière des Outaouais, et subséquemment forme une zone de mélange des eaux avec des particularités.

Le système des Grands Lacs est d'une grande importance en matière de source d'eau potable, de transport maritime, d'activités récréatives et, non moins importants, de rejets d'eaux usées (tant domestiques qu'industrielles). En 2001, il y avait 13 000 industries et manufacturiers qui déversaient leurs eaux usées dans les Grands Lacs (Environnement Canada, 1996) et on peut conclure que le transport de contaminants tout le long du fleuve est possible. On peut donc dire que les eaux usées rejetées dans le fleuve Saint-Laurent auront un impact potentiel, en termes de substances PFAS, sur les usines de traitement de l'eau potable de la région. Il est à noter qu'il y a approximativement une totalité de 15 usines de traitement d'eau potable, dans la zone d'étude (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2024b, 2024c), dont l'approvisionnement d'eau vient du fleuve Saint-Laurent. Parmi le nombre total de ces usines de traitement d'eau potable, 6 seront surveillées dans le cadre de ce projet de recherche.



Figure 3.2 – Bassin versant du Saint-Laurent, avec leurs sous-bassins, figure adaptée de Environnement Canada (1996)

### 3.1.1.2 Bassin Versant de la rivière des Outaouais

Le bassin de la rivière des Outaouais couvre une superficie de 14 634 km<sup>2</sup> et est réparti entre les provinces de Québec et de l'Ontario, la première ayant la plus grande part du territoire (65 %) tandis que 35 % du bassin se trouve en Ontario. C'est aussi le principal affluent du fleuve Saint-Laurent (Ministère du Développement Durable, 2015).

Caractérisé par un couvert forestier important (73 % de sa superficie), seulement 3 % du territoire est dédié à l'activité agricole, tandis que les zones urbaines représentent 1 % de l'ensemble de la superficie. L'agglomération de Gatineau-Ottawa est la plus importante de tout le bassin, avec une population d'environ 1 282 500 personnes. On peut estimer que les problèmes de qualité d'eau liés aux activités humaines sont générés dans ce secteur du bassin (Ministère du Développement Durable, 2015).

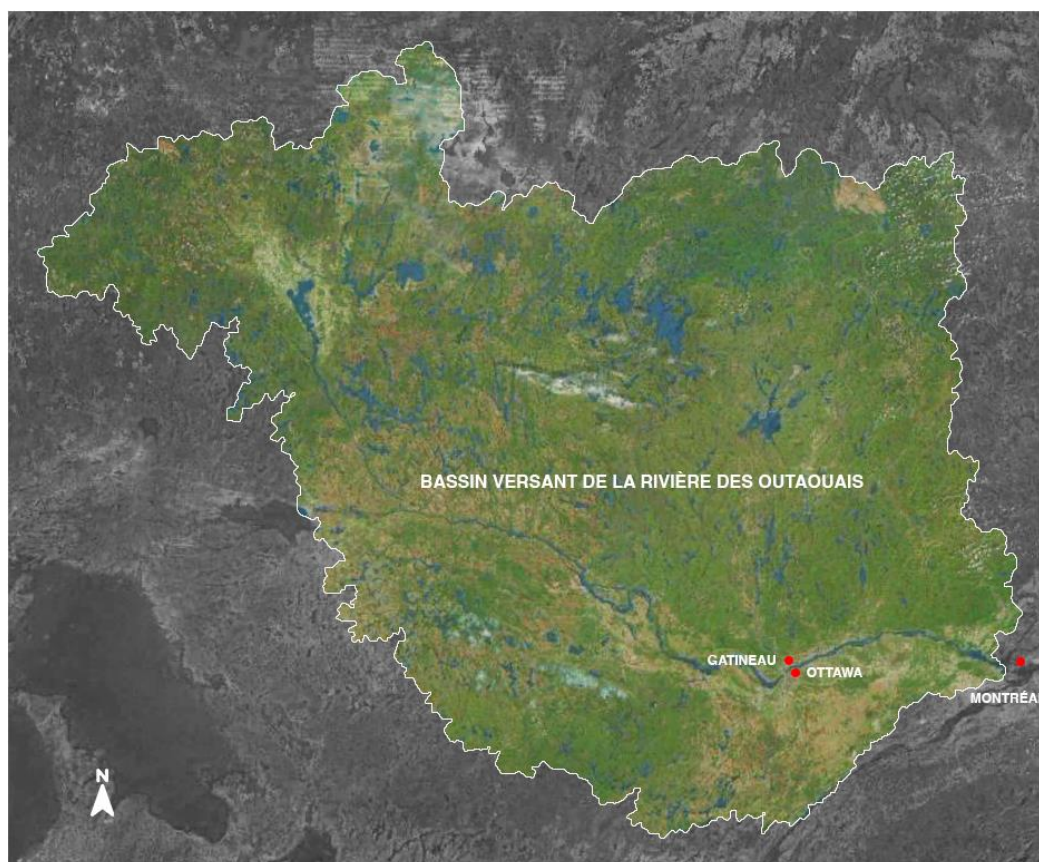


Figure 3.3 – Bassin de la rivière des Outaouais, figure adaptée de l’Environnement et Changement Climatique Canada (2019)

Les principaux secteurs économiques du bassin versant des Outaouais peuvent être divisés en foresterie (et fabrication de biens forestiers), production d’énergie, exploitation minière, extraction des ressources, énergie nucléaire, agriculture et tourisme (Environnement et Changement Climatique Canada, 2019).

L’industrie des pâtes et papiers, avec le Canada au quatrième rang mondial, dépend essentiellement de l’eau utilisée pour plusieurs étapes de la transformation du bois. Dans ce type d’industrie, on peut trouver des substances PFAS dans les emballages alimentaires ou dans la production de papier (Environnement et Changement Climatique Canada, 2019; Glüge et al., 2020).

### 3.1.1.3 Bassin Versant de la rivière de L’Assomption

Le bassin de la rivière de L’Assomption, aussi considéré comme un sous-bassin du fleuve Saint-Laurent, est situé sur sa rive nord et s’étend du massif du Mont-Tremblant jusqu’au fleuve. Le bassin de la rivière L’Assomption a une superficie d’environ 4330 km<sup>2</sup>. Ce bassin se trouve

entièrement dans la province du Québec, et son territoire est majoritairement couvert de forêts. L'activité économique plus importante de la zone est l'agriculture, représentant 17,7 % du territoire, et le réseau urbain, représentant 5,7 % du territoire (Corporation de l'Aménagement de la Rivière l'Assomption, 2019). Les centres urbains les plus importants en ordre décroissant selon la population sont les villes de Repentigny, L'Assomption et Joliette.

En raison de son activité agricole, le bassin a l'un des taux d'utilisation de pesticides les plus élevés de la province, avec 2,2 kg utilisés par hectare, ce qui dépasse la moyenne québécoise (Union québécoise pour la conservation de la nature, 2005).

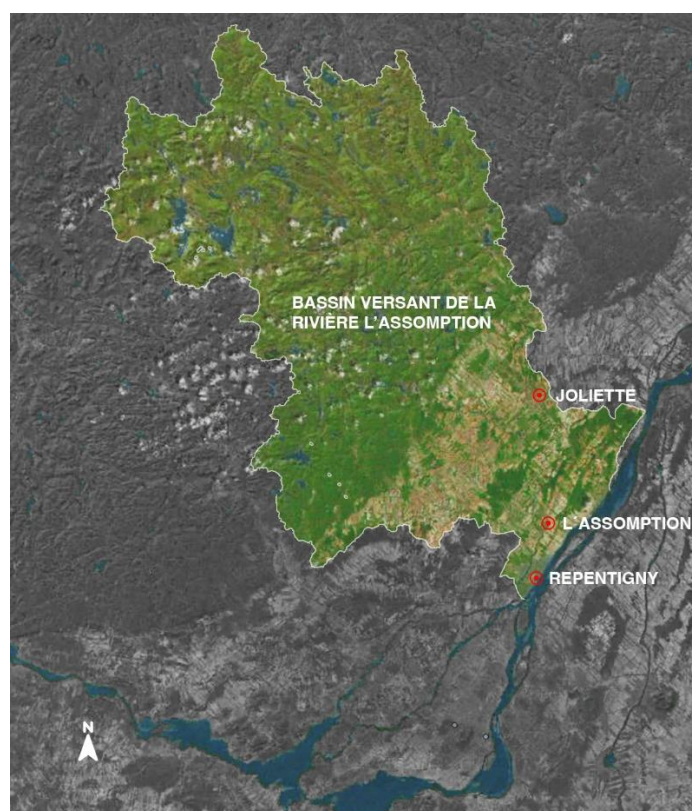


Figure 3.4 – Bassin versant de la rivière de l'Assomption, figure adaptée de Corporation de l'Aménagement de la Rivière l'Assomption (2019)

### 3.2 Caractéristiques économiques de la Grande Région de Montréal

Avec un peu plus de 4 millions d'habitants, le Grand Montréal est un pôle économique et une des plus importantes régions métropolitaines de l'Amérique du Nord. Si l'on parle d'activités économiques, il faut mentionner que Montréal offre des services à la production : services professionnels, financiers et administratifs. En plus, on trouve d'autres activités clés comme le

transport, la construction, l'industrie aérospatiale et l'activité agricole (Communauté métropolitaine de Montréal, 2019; Ministère des Affaires municipales et de la Métropole, 2001).

Les industries susceptibles de présenter un risque de contamination par les PFAS sont énumérées ci-dessous :

### **3.2.1.1 Industrie aérospatiale**

Considérée comme la capitale mondiale de l'aviation civile, l'industrie aérospatiale est un point fort de la région de Montréal, au premier rang des exportations. L'exportation comprend d'avions, moteurs, simulateurs de vol et d'hélicoptères. Contrairement à d'autres grandes villes de l'industrie comme Toulouse ou Seattle, Montréal produit des avions de plus petite taille, comme des avions d'affaires ou des avions de moins de 110 passagers. (Communauté métropolitaine de Montréal, 2019).

Au moment de la rédaction du présent mémoire, les articles qui ont été trouvés et qui établissent un lien entre l'activité aérospatiale et les PFAS sont exclusivement liés à l'utilisation des AFFF dans les aéroports. Toutefois, les substances PFAS font partie de la chaîne productive de l'industrie aérospatiale. En fait, ils sont utilisés dans les fluides hydrauliques pour la protection contre la corrosion ou dans les fils et les câbles pour la résistance aux températures élevées. Aussi, les PFAS sont utilisés dans les moteurs à turbine comme lubrifiant et joints élastomères, dans les revêtements, les systèmes de propulsion, les moteurs à réaction et l'instrumentation des satellites (Glüge et al., 2020).

### **3.2.1.2 Activité agricole**

On estime qu'un peu plus de la moitié du territoire de la région métropolitaine est consacrée à l'activité agricole (Ministère des Affaires municipales et de la Métropole, 2001). L'agriculture contribue à la contamination des eaux. Notamment, on trouve des entreprises laitières, porcines et avicoles. Aussi des producteurs des grandes cultures commerciales ainsi que des pomiculteurs.

Les substances PFAS, plus précisément les surfactants fluorés, ont été identifiées comme des produits de dégradation des ingrédients actifs des pesticides. Les PFAS à base d'acides phosphoniques ont été utilisés au sens d'additifs inertes dans la formulation des pesticides (Buck, Murphy, & Pabon, 2012). Par exemple le N-éthyle perfluorooctane sulfonamide (EtFOSA), qui a

été mise au point pour lutter contre les fourmis et les cafards et qui est en fait un précurseur connu des PFOS (Zabaleta et al., 2018).

Bien que la réglementation américaine ait progressivement supprimé l'exemption des PFAS phosphoniques en tant qu'ingrédients inertes dans les pesticides depuis 2006, des acides perfluorés ont été détectés dans les eaux de surface canadiennes. Lors de l'échantillonnage de zones voisines de régions agricoles, différents types de PFPeA ont été mesurés, ce qui indique une source proche de contamination, potentiellement par des pesticides (D'Eon et al., 2009).

### 3.3 Matériels et méthodes

#### 3.3.1.1 Sélection des sites d'échantillonnage

Les sites d'échantillonnage (Tableau 3.1) ont été sélectionnés en considérant les différents plans d'eau de la région métropolitaine. Ces sites sont des usines de traitement d'eau potable, situées dans 6 municipalités de la zone. L'échantillonnage de ces emplacements permettra la caractérisation de la contamination des sources d'eau potable et, en même temps, à connaître la capacité existante des processus de traitement à éliminer les PFAS.

Tableau 3.1 – Sites d'échantillonnage

Bassin	Rivière	Nombre des sites d'échantillonnage
Saint-Laurent	Saint-Laurent	8
Outaouais	Prairies	3
Outaouais	Mille-Îles	1
L'Assomption	L'Assomption	3
Total des sites :		15

Pendant la saison estivale, un ruisseau urbain drainant les eaux de ruissellement d'un aéroport a été échantillonné. L'objectif est d'analyser l'impact potentiel du site sur les eaux de surface du ruisseau et sur l'usine de traitement voisine.

#### 3.3.1.2 Variations saisonnières

La qualité de l'eau varie en fonction des saisons de l'année. Par exemple, le printemps est caractérisé par des débits plus élevés qui peuvent diluer les contaminants ou mieux transporter les sources de contaminants locales vers les prises d'eau potable. Pour comprendre les tendances, il

est important de prendre en compte les fluctuations temporelles dues aux facteurs naturels et anthropogéniques. Les conditions environnementales, telles que la température et les précipitations, changent selon les saisons. Les activités urbaines, industrielles et agricoles ont un impact direct sur la qualité de l'eau, en tant que sources de produits chimiques ou de nutriments susceptibles de déstabiliser l'écosystème (Ouyang, Nkedi-Kizza, Wu, Shinde, & Huang, 2006).

Les campagnes d'échantillonnage ont été divisées en quatre (Tableau 3.2), chacune représentant une saison différente de l'année. Chaque campagne d'échantillonnage s'est déroulée sur 1 semaine.

Tableau 3.2 – Organisation des campagnes d'échantillonnage

Campagne	Date	Saison
I	20 au 24 février 2023	Hiver
II	22 au 26 mai 2023	Printemps
III	21 au 26 août 2023	Été
IV	20 au 24 novembre 2023	Automne

### 3.3.1.3 Collecte des échantillons

Des échantillons d'eau brute ( $n = 60$ ), d'eau traitée ( $n = 56$ ) et d'un ruisseau urbain ( $n = 2$ ) ont été prélevés entre février et novembre 2023. À l'exception du ruisseau urbain, nous avons prélevé tous les échantillons d'eau dans les usines de traitement de l'eau potable situées dans la région métropolitaine de Montréal. La collecte des échantillons d'eau s'est faite avec des bouteilles Boston Round en verre ambré VWR® de 1 litre avec des bouchons phénoliques noirs (PE Cone), tel que décrit par Picard et al. (2021). Comme produits chimiques pour l'eau brute, chaque bouteille contenait du NaCl 116 mg/L et Omadine 70 mg/L qui agissent comme un agent de conservation antimicrobien (Picard et al., 2021). Pour l'eau traitée, 100 mg/L de thiosulfate a été ajouté, car il contribuerait à neutraliser le chlore (McLaughlin et al., 2011; Munoz et al., 2023). Spécifiquement à un site, nous avons demandé d'arrêter l'ajout du CAP (Carbone active en poudres) la nuit précédant l'échantillonnage, afin de prévenir les interférences dans le résultat final. Une fois les bouteilles pleines, elles ont été gardées dans des glacières contenant des blocs réfrigérants pour conserver la température à environ 4 degrés Celsius (Picard et al., 2021).

Les opérateurs des usines étaient encouragés à éviter toute contamination croisée. En d'autres termes, de minimiser l'influence potentielle de la manipulation des échantillons afin d'obtenir des résultats plus précis et fiables. D'abord et comme première barrière, la personne responsable de

l'échantillonnage doit se laver les mains avant l'échantillonnage et doit porter des gants en nitrile lors du remplissage et de la fermeture des bouteilles (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2020).

De plus, dû à la présence de produits contenant des PFAS, les personnes présentes à l'échantillonnage devaient éviter l'équipement et les vêtements qui peuvent contenir du Teflon® (Polytetrafluoroethylene [PTFE]), polyéthylène de basses densités, GoreTex® ou Tyvek®. Aussi, les emballages ou contenants alimentaires et produits cosmétiques comme crèmes hydratantes, protecteur solaire ou maquillage qui pourraient contenir des PFAS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2020) étaient proscrits.

Chaque site avait deux bouteilles à remplir - une avec l'eau brute et l'autre avec l'eau traitée. Après avoir été remplies, au minimum 3 agitations par inversion ont été suggérées pour mélanger correctement les agents conservateurs avec l'eau échantillonnée. En même temps, pour faire l'analyse du COT (carbone organique total) au laboratoire, des bouteilles en Polypropylène (PP) de 250 mL ont été remplies.

Lors de l'échantillonnage, différentes caractéristiques physico-chimiques ont été constatées, notamment la prise d'eau habitée (principale ou d'appoint), le pH, la température, la turbidité et l'absorbance UV.

Après l'utilisation et l'étude des échantillons, les bouteilles ont été lavées selon le protocole pour les réutiliser lors de la campagne suivante. Il consistait à rincer 3 fois avec de l'eau du robinet, 3 fois avec de l'eau déminéralisée, 3 fois avec du Milli-Q et, enfin, rincer avec du méthanol.

#### **3.3.1.4 Analyses chimiques**

Les analyses chimiques des échantillons pour les PFAS ont été effectuées par l'équipe du professeur Sébastien Sauvé du Département de chimie de l'Université de Montréal. Chaque échantillon d'eau a fait l'objet d'une filtration (1 L). Le matériel filtré a été conservé pour l'analyse de la phase particulaire. Pour chaque échantillon, il y a eu deux extractions : une extraction en phase solide ou SPE pour la phase dissoute et une autre extraction par ultrasons pour la phase particulaire.

La première extraction a été réalisée à l'aide d'une extraction en phase solide automatisée hors ligne (Thermo Dionex Autotrace SPE 280) et de cartouches d'échange d'anions faibles (Strata X-

AW). Dans le cas des particules en suspension, une extraction par solvant assistée par ultrasons a été employée. Les extraits concentrés ont été dilués dans de l'eau HPLC sur un collecteur avant d'être soumis à la SPE (cartouches Strata X-AW) (Picard et al., 2021).

Toutes les substances analysées ont été soumises à une chromatographie liquide à ultra-haute performance (UHPLC), reliée à un spectromètre de masse Q-Executive Orbitrap (Thermo Scientific, Waltham, MA, É.-U.), qui a été utilisé en mode de balayage complet (Picard et al., 2021).

Les paramètres de la qualité de l'eau qui ont été suivis en même temps que l'échantillonnage ont été mesurés comme suit : La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre HACH 2100Q, température à l'aide d'un thermomètre et le pH à l'aide d'un multimètre portable HACH HQ2200.

Pour la mesure de carbone organique total (COT), on a suivi la méthode 5310 (American Public Health Association et al., 2012). L'appareil utilisé est un Sievers M5310C Laboratory TOC Analyzer qui a un échantillonneur automatique. C'est à dire, le carbone organique est oxydé en CO<sub>2</sub> par persulfate de potassium en présence d'UV, tandis que le CO<sub>2</sub> produit est mesuré par le détecteur à conductivité. La mesure de COT se fait directement de l'échantillon. Pour les cas où l'échantillon avait des particules qui pourraient interférer avec la lecture de l'appareil, une filtration de 80 µm a été faite. Toute la verrerie utilisée était libre de carbone (*carbon free*).

Dans le cas de l'absorbance UV, la méthode 5910B a été suivie (American Public Health Association et al., 2012). Les échantillons ont été filtrés avec une membrane de 0,45 µm préalablement lavé avec 1L d'eau MilliQ. Une cellule de 1cm en quartz a été utilisée pour mesurer au spectrophotomètre (DR-5000) à 254 nm.

### **3.3.1.5 Contrôle de la qualité**

Le processus SPE est réalisé dans 6 bouteilles par jour, dont 2 blancs. Cela permet de vérifier jour après jour qu'aucune contamination croisée n'a été générée au moment de l'échantillonnage ou dans le laboratoire. La manipulation de ces blancs est identique à la préparation des échantillons de terrain. Lors de l'échantillonnage sur les différents sites, aucun échantillon blanc n'a été prélevé sur site. En effet, l'ajout d'un blanc par site (et par type d'eau à échantillonner, brute ou traitée) aurait ajouté un total de 60 bouteilles à analyser par campagne, ce qui aurait considérablement augmenté les coûts. D'autant plus que l'on sait à l'avance que des blancs sont réalisés en laboratoire.

### 3.3.1.6 Statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel statistique R (R Core Team, 2023). Pour analyser les différences significatives entre l'eau brute et l'eau traitée de chaque saison, un test non paramétrique (Wilcox) a été effectué. Lors de l'analyse des différences de plusieurs groupes, une Analyse des coordonnées principales (PCoA) qui comprend une analyse de l'homogénéité multivariée des variances de groupe (*betadisper*), un test ANOVA et une analyse de variance multivariée permutacionnelle a été effectuée. Le PCoA, qui est basé sur les similitudes par l'utilisation des distances, a été utilisé lors de l'analyse des différences significatives pendant les quatre saisons. L'analyse en composantes principales (PCA), qui cherche à expliquer la variance et parvient ainsi à trouver les principales composantes, a été utilisée pour trouver des corrélations parmi de différentes variables dans tous les échantillons d'eau. Une méthode de substitution bayésienne et multiplicative a été appliquée pour les zéros de comptage, tandis qu'une transformation de Hellinger a été réalisée pour normaliser les données avant le PCA. Le seuil de signification statistique (*p-value*) a été fixé à 0,05. Le logiciel ggplot 2 a été utilisé pour la visualisation des données.

## 3.4 Composés PFAS ciblés

La définition des PFAS à chaîne courte versus longue ne fait l'objet d'un consensus scientifique. Dans le présent document, conformément aux pratiques communs de la communauté de l'eau potable, les PFAS à chaîne courte sont considérés comme étant ceux qui ont moins de 6 carbones. Les autres sont considérés comme des PFAS à chaîne longue. Les analyses comportent le suivi des 77 composés PFAS compris dans les objectifs de Santé Canada, et les méthodes d'USEPA (Santé Canada, 2023b; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2019, 2020, 2023b).

Sur les 77 composés PFAS suivis dans le cadre de ce projet de recherche, 61 sont à chaîne longue et 16 à chaîne courte. En ce qui concerne les classes, les composés PFAS les plus surveillés dans la littérature sont le PFSA, le PFCA et le FASA. Les PFAS qui ne sont pas catalogués selon la littérature étudiée ont été classifiés dans la catégorie « autres ». Dans le Tableau 3.3 les définitions pour les acronymes des différentes classes de PFAS sont présentés. Au même temps, le Tableau 3.4 montre tous les composés suivis par cet étude avec leur nom complet et leur classe.

Tableau 3.3 Classes des PFAS suivis

Classe	Nom
PFCA	acides perfluoroalkyl carboxyliques
PFSA	acides perfluoroalkyl sulfoniques
FASA	perfluorooctane sulfonamides
PFPA	acides perfluoroalkyl phosphoniques
PFPi	acides perfluoroalkylphosphiniques
FTSA	acides fluorotélomères sulfoniques
PFECA & PFESA	acides perfluoroéther carboxyliques et sulfoniques
Cl-PFESA	acide perfluoroéther sulfonique chloré
FTCA	Acides carboxyliques fluorotélomères
FTUCA	Acides carboxyliques insaturés fluorotélomères
Précurseur (PASf)	Fluorures de perfluoroalcanes sulfonylés
FTAB	Alkylbétaine sulfonamide fluorotélomère et bétaines perfluoroalcooliques
FTB	Bétaine fluorotélomère

Tableau 3.4 – Liste des composés suivis

Composé PFAS	Nom	Nombre de carbones	Type de chaîne	Classe
PFPrA	Acide perfluoropropionique	3	Courte	PFCA
PFBA	Acide perfluorobutanoïque	4	Courte	PFCA
PFPeA	Acide perfluoropentanoïque	5	Courte	PFCA
PFHxA	Acide perfluorohexanoïque	6	Longue	PFCA
PFHpA	Acide perfluoroheptanoïque	7	Longue	PFCA
PFOA	Acide perfluorooctanoïque	8	Longue	PFCA
PFNA	Acide perfluorononanoïque	9	Longue	PFCA
PFDA	Acide perfluorodécanoïque	10	Longue	PFCA
PFUnDA	Acide perfluoroundécanoïque	11	Longue	PFCA
PFDoDA	Acide perfluorododécanoïque	12	Longue	PFCA
PFTrDA	Acide perfluorotridécanoïque	13	Longue	PFCA
PFTeDA	Acide perfluorotétradécanoïque	14	Longue	PFCA
PFHxDA	Acide perfluorohexadécanoïque	16	Longue	PFCA
PFOcDA	Acide perfluorooctadécanoïque	18	Longue	PFCA

Tableau 3.4 – Liste des composés suivis (suite)

Composé PFAS	Nom	Nombre de carbones	Type de chaîne	Classe
PFEtS	Acide pentafluoroéthanesulfonique	2	Courte	PFSA
PFPrS	Sulfonate de perfluoropropane de sodium	3	Courte	PFSA
PFBS	Sulfonate de perfluorobutane de potassium	4	Courte	PFSA
PFPeS	Sulfonate de perfluoropentane de sodium	5	Courte	PFSA
PFHxSAm	Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine	6	Longue	PFSA
PFHxS	Sulfonate de perfluorohexane de sodium	6	Longue	PFSA
PFHpS	Sulfonate de perfluoroheptane de sodium	7	Longue	PFSA
PFECHS	Acide perfluoroéthylcyclohexane sulfonique	8	Longue	PFSA
Cl-PFOS	Sulfonate de chloro-perfluorooctane	8	Longue	PFSA
PFOSAm	Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine	8	Longue	PFSA
PFOS	Sulfonate de perfluorooctane de sodium	8	Longue	PFSA
PFNS	Sulfonate de perfluoronane sodique	9	Longue	PFSA
PFDS	Sulfonate de perfluorodécane de sodium	10	Longue	PFSA
PFUdS	Acide perfluoroundécane sulfonique	11	Longue	PFSA
PFDoS	Sulfonate de perfluorododécane de sodium	12	Longue	PFSA
PFTTrDS	Acide perfluorotridécane sulfonique	13	Longue	PFSA
FBSA	Sulfonamide de perfluorobutane	4	Courte	FASA
FHxSA	Sulfonamide de perfluorohexane	6	Longue	FASA
FHpSA	Sulfonamide de perfluoroheptane	7	Longue	FASA
FOSA	Sulfonamide de perfluorooctane	8	Longue	FASA
MeFOSA	N-méthyl perfluorooctanesulfonamide	9	Longue	FASA
FOSAA	Acide sulfonamideoacétate de perfluorooctane	10	Longue	FASA
FDSA	Perfluorodécane sulfonamide	10	Longue	FASA
EtFOSAA	Acide N-éthylperfluorooctane sulfonamidoacétique	10	Longue	FASA
EtFOSA	Dérivés N-alkylés	10	Longue	FASA
MeFOSAA	Acide 2-(N-Méthylperfluorooctanesulfonamido) acétique	11	Longue	FASA
PFHxPA	Acide (tridécafluorohexyl)phosphonique	6	Longue	PFPA
PFOPA	Acide (heptadécafluorooctyl)phosphonique	8	Longue	PFPA
6:6 PFPi	Acide bis(tridécafluorohexyl)phosphinique	12	Longue	PFPi
6:8 PFPi	Acide (heptadécafluorooctyle)(tridécafluorohexyle) phosphinique	14	Longue	PFPi

Tableau 3.4 – Liste des composés suivis (suite)

Composé PFAS	Nom	Nombre de carbones	Type de chaîne	Classe
8:8 PFPi	Acide bis(heptadécafluorooctyl)phosphinique	16	Longue	PFPi
4:2 FTS	4:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère	6	Longue	FTSA
6:2 FTS	6:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère	8	Longue	FTSA
8:2 FTS	8:2 Acide sulfonique saturé de fluorotélomère	10	Longue	FTSA
10:2 FTS	Sulfonates de fluorotélomère n:2 de sodium	12	Longue	FTSA
PFEESA	Acide perfluoro(2-éthoxyéthane) sulfonique	4	Courte	PFESA & PFESA
Gen X	Acide 2,3,3,3-Tétrafluoro-2-heptafluoropropoxy) propanoïque	6	Longue	PFESA & PFESA
ADONA	Dodécafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate de sodium	7	Longue	PFESA & PFESA
8:2 Cl-PFESA	Sulfonate de potassium 11-chloroeicosafuoro-3-oxaundecane	8	Longue	Cl-PFESA
6:2 Cl-PFESA	Sulfonate de potassium de 9-chlorohexadécafluoro-3-oxanonane	10	Longue	Cl-PFESA
6:2 FTCA	6:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère	8	Longue	FTCA
8:2 FTCA	8:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère	10	Longue	FTCA
10:2 FTCA	10:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère	12	Longue	FTCA
6:2 FTUCA	6:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère	8	Longue	FTUCA
8:2 FTUCA	8:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère	10	Longue	FTUCA
10:2 FTUCA	10:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère	12	Longue	FTUCA
MeFBSA	Acide 2-(N-Méthylperfluorobutanesulfonamido) acétique	5	Courte	Précurseur (PASF)
PFOAB	Perfluorooctanamide bêtaïne	7	Longue	Précurseur (FTAB)
PFOSB	Perfluorooctane sulfonamide bêtaïne	8	Longue	Précurseur (FTAB)
6:2 FTAB	6:2 fluorotélomère sulfonamidoalkyl bêtaïne	14	Longue	Précurseur (FTAB)
5:3 FTB	5:3 Bêtaïne fluorotélomère	12	Longue	FTB
5:1:2 FTB	1-Octanaminium, N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl-3,3,4,4,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluoro-, hydroxyde, sel intérieur	12	Longue	FTB

Tableau 3.4 – Liste des composés suivis (suite)

<b>Composé PFAS</b>	<b>Nom</b>	<b>Nombre de carbones</b>	<b>Type de chaîne</b>	<b>Classe</b>
3:3 Acid	3:3 Acide polyfluoré	3	Courte	Autres
PFMPA	Acide perfluorométhoxypropionique	4	Courte	Autres
4:3 Acid	4:3 Acide polyfluoré	4	Courte	Autres
PFMBA	Acide perfluoro-4-méthoxybutanoïque	5	Courte	Autres
3,6-OPFHpA	Acide perfluoro-3,6-dioxaheptanoïque	5	Courte	Autres
5:3 Acid	3-perfluoropentyl propanoic acid	5	Courte	Autres
PFHxSAmS	Sel de perfluorooctane sulfonamidoalkyl ammonium	6	Longue	Autres
7:3 Acid	Acide 3-perfluoroheptyl propanoïque	7	Longue	Autres
PFOANO	Oxyde d'alkylamido amine de perfluorooctane	8	Longue	Autres
PFOSNO	Oxyde d'amine de perfluorooctane sulfonamide	8	Longue	Autres
PFOSAmS	Iodure de perfluorooctane sulfonamido ammonium	8	Longue	Autres

## CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 4.1 Analyse préliminaire des composés

Au total, 77 PFAS de différentes classes (PFSA, PFCA, FASA, FTSA, FTCA, FTUCA, PFCECA, PFESA, PFPi, FTAB, Cl-PFESA, FTB, PASF et autres) ont été suivis sur 15 sites. Les résultats représentent l'eau brute (phase dissoute et particulaire) et l'eau traitée. Quatre échantillons ont été prélevés par site, chacun correspondant à une saison de l'année. Bien que l'élimination des PFAS reste relativement faible pour l'hiver et printemps, dans certains cas, certains composés ont été identifiés dans l'eau traitée et non dans l'eau brute. Dans le tableau Tableau 4.1 on voit le nombre et types des composés détectés à l'eau brute et traitée respectivement pour les saison d'hiver et printemps.

Tableau 4.1 Composés détectés à l'eau brute selon la saison de l'année

Saison	Nombre des composés détectés	Composés détectés
Hiver	24	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFPrS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFECHS, PFHpS, PFOS, FBSA, FHxSA, EtFOSA, PFHxPA, 6:2-FTS, 8:2-FTS, 6:2-FTCA, 5:3-FtB, 5:1:2-FtB et 6:2-FTAB
Printemps	27	PFPrA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFEtS, PFPPrS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFECHS, PFHpS, PFOS, FBSA, FHxSA, FOSA, EtFOSAA, 6:2-FTCA, 6:2-FTUCA, 5:1:2-FtB, 6:2-FTAB, MeFBSA et 3,6-OPFHpA

Lors de la campagne d'été, bien que les concentrations aient été plus élevées, moins de composés ont été identifiés. Cela signifie que ceux qui ont été détectés présentent une concentration plus élevée que ceux qui avaient été trouvés précédemment. Seuls 7 des 77 PFAS ciblés ont été identifiés (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFOA, PFBS, PFHxS et PFOS), tandis que 8 ont été détectés à l'automne (PFPrA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFBS, PFHxS, PFOS et 6:2-FTS).

La perte de sensibilité du spectromètre de masse à haute résolution (HRMS) explique la différence entre le nombre de composés détectés en hiver/printemps et en été/automne. Cela n'a pas affecté la concentration totale de PFAS qui a été mesurée, mais comme les concentrations sont exprimées en ng/L, cela fragilise l'identification spécifique par composé. Cela a également entraîné un niveau plus élevé des limites de détection comme le montre le Tableau A.1 de l'annexe A.

Dans certains cas, certains composés présents dans l'eau brute n'ont pas été perçus dans l'eau traitée, alors que d'autres composés n'ont été repérés que dans l'eau traitée. En hiver, 28 composés

ont été identifiés dans l'eau traitée, par rapport à l'eau brute. 8 :2-FTS et 6 :2-FTCA n'ont pas été détectés, tandis que PFEtS, MeFOSA, FDSA, PFEESA et 6 :2 FTUCA ont été ajoutés à la liste des composés détectés. Au printemps, le registre de détection des composés PFAS a été complété par le PFTrDA, le 8 :2-FTS, l'ADONA, le 5 :3-FtB et le PFMBA, pendant que le 6 :2-FTCA, le 6 :2-FTUCA, le MeFBSA et le 3,6-OPFHpA n'ont pas été trouvés. Les tableaux bilans pour chaque saison, avec les valeurs moyennes, maximum et l'écart-type de chaque composé se retrouvent à l'Annexe A.

Le Tableau 4.2 résume la quantité de PFAS détectée au cours de chaque campagne dans l'eau brute et dans l'eau traitée. En hiver et au printemps, le nombre de composés identifiés dans l'eau traitée a augmenté par rapport à l'eau brute. De plus, sur le total des composés mesurés, nous pouvons apercevoir qu'un pourcentage important fait partie des objectifs proposés par Santé Canada.

Tableau 4.2 – Résumé des PFAS mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage

Saison	Eau	Nombre des PFAS mesurés	Différence en nombre des composés entre EB et ET	Nombre des PFAS suivis par les objectifs de Santé Canada
Hiver	Brute	24	Augmentation	14
	Traitée	28		14
Printemps	Brute	27	Augmentation	15
	Traitée	28		17
Été	Brute	7	Aucun changement	7
	Traitée	7		6
Automne	Brute	8	Aucun changement	7
	Traitée	8		8

Les valeurs brutes des résultats figurent également à l'annexe A. Elles comprennent les niveaux de détection et les concentrations des différents composés détectés selon la saison de l'année (avec leur écart-type), pour l'eau brute (phases dissoute et particulière) et pour l'eau traitée.

## 4.2 Analyse statistique

Une première analyse statistique a consisté en une évaluation de différences significatives. Les résultats de la somme totale des PFAS dans l'eau brute et l'eau traitée pour chaque saison de l'année ont été validés. Pour ce faire, un test de Shapiro-Wilk a été réalisé pour vérifier la normalité de la variable de la somme totale des PFAS (77 composés). La normalité des variables n'ayant pas été

vérifiée dans tous les cas, un test non paramétrique a été effectué pour déterminer la présence de différences. Un test de Wilcoxon a été effectué avec une hypothèse de  $p > 0,05$ , c'est-à-dire que toute valeur inférieure rejette l'hypothèse et indique donc l'existence d'une différence significative entre l'eau brute et l'eau traitée. On a séparé les données en deux lots, le lot 1 représente l'hiver et le printemps tandis que le lot 2 représente l'été et l'automne. Les résultats pour le Lot 1 se trouvent dans le Tableau 4.3.

Tableau 4.3 Résultats du test statistique pour l'eau brute et l'eau traitée (Lot 1)

Saison	Source d'eau	p-value	L'hypothèse est-elle vérifiée ?
Hiver	Eau brute	0,12	Oui
	Eau traitée		
Printemps	Eau brute	0,08	Oui
	Eau traitée		

En conclusion, on constate qu'il n'existe pas une différence significative entre l'eau brute et l'eau traitée en hiver et au printemps. Pour une analyse statistique plus poussée, on a également analysé ce qu'il advient de l'eau brute au fil des saisons, ainsi que de l'eau traitée, pour tous les composés PFAS détectés. Pour ce faire, un test PCoA, qui consiste en des analyses d'homogénéité multivariée des variances, un test ANOVA et une analyse de variance multivariée permutacionnelle ont été effectués. Le seuil de signification a été fixé à 0,05.

Tableau 4.4 Résultat de l'analyse PCoA pour 2 groupes (hiver et printemps)

Eau	p-value
Brute	0,46
Traitée	0,17

Tant pour l'eau brute que pour l'eau traitée, nous avons observé que la valeur p est inférieure au seuil de signification ( $p > 0,05$ ), en conséquence il n'y a pas de différence significative entre les variables.

De la même façon, la deuxième partie des données obtenues (Lot 2) a été analysée, et nous constatons qu'il y a des différences significatives entre l'eau brute et l'eau traitée. Bien qu'il s'agisse d'un événement qui peut se produire lorsqu'on traite des données dans l'environnement, nous verrons ci-après qu'il s'agit d'une indication de certains résultats inattendus obtenus. Dans le Tableau 4.5 on voit les résultats pour le Lot 2.

Tableau 4.5 Résultats du test statistique pour l'eau brute et l'eau traitée (Lot 2)

Saison	Source d'eau	p-value	L'hypothèse est-elle vérifiée ?
Été	Eau brute	0,0002	Non, il existe une différence significative
	Eau traitée		
Automne	Eau brute	0,03	Non, il existe une différence significative
	Eau traitée		

### 4.3 Faible enlèvement des composés PFAS par les usines de traitement

Comme vu à la section 2.4, la littérature montre que la capacité des traitements conventionnels à éliminer les PFAS est pratiquement nulle. Pour évaluer la capacité d'enlèvement des usines, on compare les concentrations des PFAS trouvées dans l'eau brute et l'eau traitée. Les usines dont le code comporte la lettre A correspondent au fleuve Saint-Laurent, B à la rivière des Outaouais et C à L'Assomption. Le code AB correspond à une usine qui reçoit des eaux mixtes du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. Dans les cas où la concentration est exclusivement nulle, cela indique que les échantillons ont été endommagés, qu'ils n'ont pas été prélevés ou qu'ils ne sont pas applicables à l'usine. Bien que les concentrations que nous observons (Figure 4.1 et Figure 4.2) dans la région métropolitaine de Montréal ne soient pas alarmantes ni supérieures aux niveaux recommandés, nous notons que nos usines doivent faire face à la présence de substances PFAS dans les sources d'eau potable.

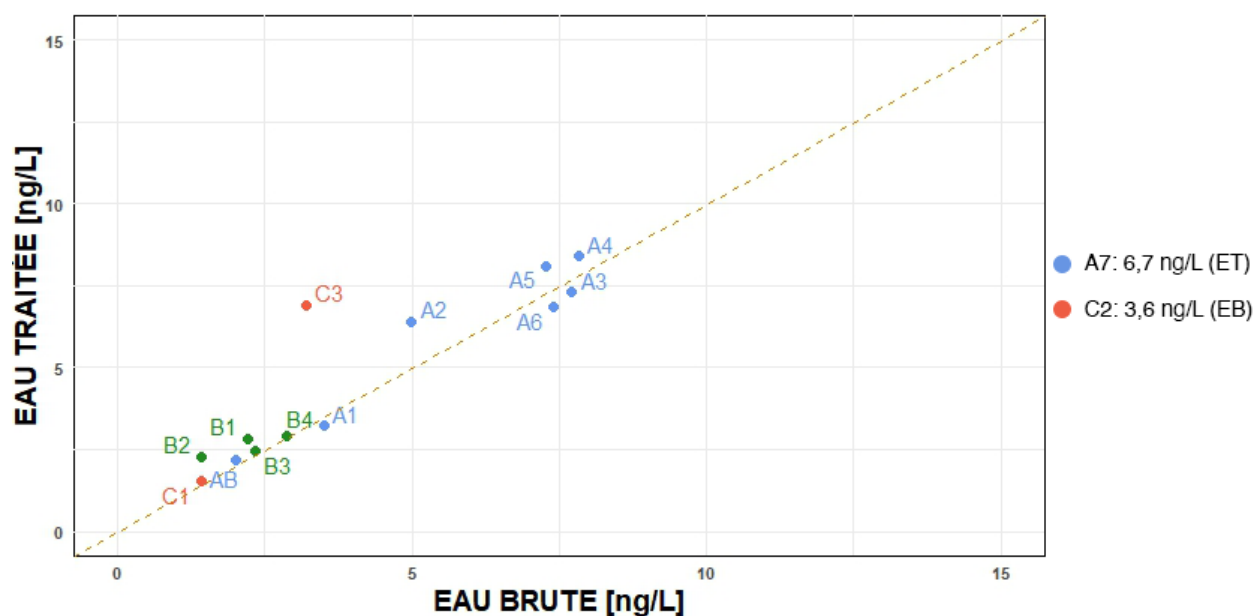


Figure 4.1 Concentrations des PFAS en hiver (Eau brute vs. eau traitée)

Selon la Figure 4.1, les concentrations les plus élevées étant présentes dans les usines du fleuve Saint-Laurent, comme retrouvé aux résultats de Munoz et al. (2023) où l'on trouve les plus fortes concentrations de PFAS dans la vallée du Saint-Laurent. De manière générale, la valeur de la concentration à l'entrée est similaire à celle de la concentration à la sortie. Les Usines B et AB ont le même ordre de grandeur dans leurs concentrations, alors qu'un comportement semblable est observé pour les usines A. L'usine A7 n'a pas d'échantillon à l'eau brute tandis que C2 manque l'échantillon pour l'eau traitée. On voit que l'usine C3 a une augmentation considérable des composés PFAS à l'eau traitée.

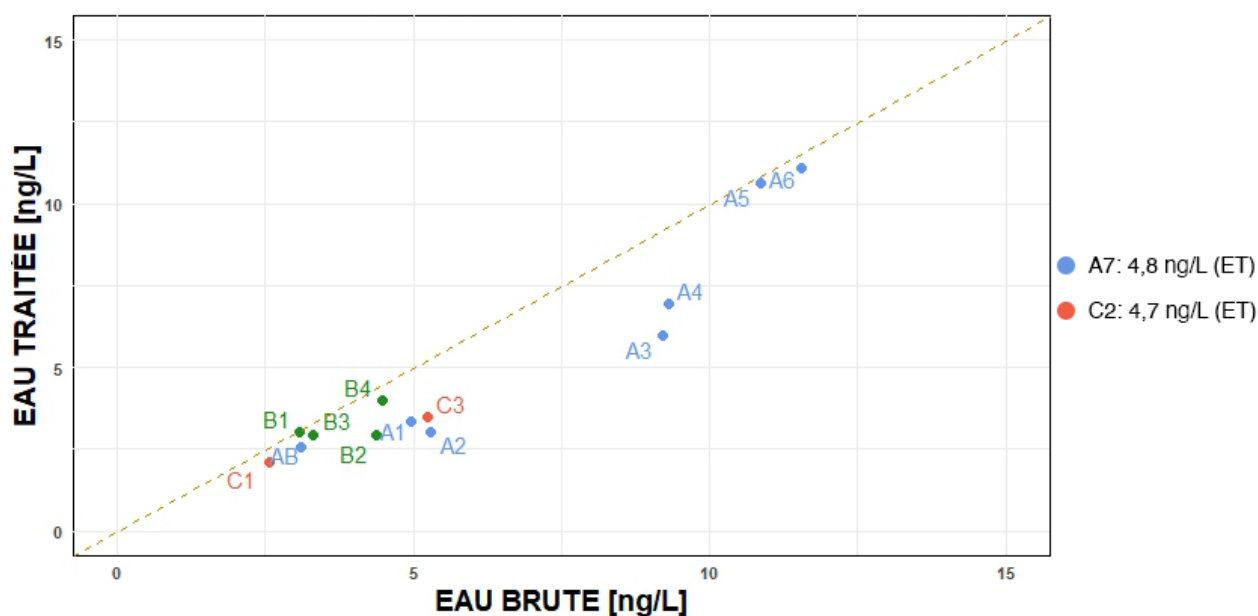


Figure 4.2 Concentration des PFAS en printemps (Eau brute vs. eau traitée)

Les concentrations des PFAS au printemps (Figure 4.2) sont comparables à celles de l'hiver, à la suite des tests statistiques comparant les moyennes de chaque saison. Dans ce cas, ni l'usine A7 et ni C2 ont des échantillons à l'eau brute. Si on fait un parallèle entre les trois bassins versants qui affectent notre zone d'étude, on trouve qu'effectivement, le fleuve Saint-Laurent a l'impact le plus important sur la concentration totale des PFAS dans les usines de traitement. Ce résultat est attendu, car il y avait déjà des concentrations des PFAS mesurées dans les Grands Lacs (De Silva, Spencer, Scott, Backus, & Muir, 2011; Kaboré et al., 2018). Cependant, il est intéressant de voir le contraste avec les usines de la rivière des Outaouais ou de L'Assomption, dont les bassins se retrouvent exclusivement au Canada. Ces bassins fournissent un portrait de la contamination par des sources

de PFAS locales, ce qui est cohérent avec les recherches de Munoz et al. (2023), où des concentrations de PFAS ont été trouvées dans les zones rurales du Québec.

Comme le montrent la Figure 4.1 et la Figure 4.2, la capacité d'élimination des PFAS dans les usines de traitement est faible. La capacité varie de 0,3 ng/L à environ 3 ng/L. Dans certains cas, des augmentations sont également observées, c'est-à-dire que l'eau traitée présente une concentration en PFAS plus élevée que l'eau brute. Cela est très probablement dû à la transformation des précurseurs en d'autres types de PFAS (Brendel et al., 2018; Grgas, Petrina, Štefanac, Bešlo, & Landeka Dragičević, 2023). En termes d'ordre de grandeur, l'hiver et le printemps ont globalement la même capacité d'élimination des PFAS.

Les résultats attendus sont ceux obtenus en hiver et au printemps. Dans le Tableau A.2 et A.3 à l'annexe A, les informations fournies nous permettent de constater la faible capacité d'enlèvement de chaque usine où le suivi des PFAS a été fait. Sauf pour des cas spécifiques, on peut voir que le pouvoir d'abattement des usines avec un traitement conventionnel est virtuellement nul, car on est à une échelle des ng/L.

Cette comparaison entre l'eau brute et l'eau traitée montre une fois de plus que le traitement conventionnel n'est pas suffisant pour éliminer les substances PFAS. Il est évident que les caractéristiques physico-chimiques des PFAS, observées dans la revue de littérature, influencent l'élimination quasi nulle de ces composés dans l'eau potable. Cela signifie que pratiquement toute la population est exposée à la même concentration que celle trouvée dans l'eau brute. Les usines de traitement pourraient également être vulnérables aux rejets accidentels ou non planifiés de concentrations élevées en PFAS.

De nombreux facteurs influencent l'élimination des composés PFAS. La longueur de la chaîne carbonée (Eschauzier et al., 2012), le type ou la possibilité de biodégradation en d'autres composés plus courts (Brendel et al., 2018; Grgas et al., 2023) sont des éléments à prendre en compte lors de l'adaptation des installations existantes à des nouveaux défis face à d'éventuelles réglementations plus strictes. Il est donc primordial de caractériser la source d'eau potable à traiter afin d'appliquer des traitements efficaces et spécifiques à chaque cas.

Comme mentionné plus haut, lors de l'organisation des campagnes d'échantillonnage, nous avons décidé d'en faire une par saison de l'année. Cependant, les résultats obtenus pour les saisons d'été et d'automne ont été quelque peu surprenants et inattendus, c'est-à-dire, contraires aux autres

études dans la littérature (Flores et al., 2013; Quiñones & Snyder, 2009; Takagi et al., 2011). Ces résultats douteux sont expliqués par la Figure 4.3, la Figure 4.4, la Figure 4.5 et la Figure 4.6.

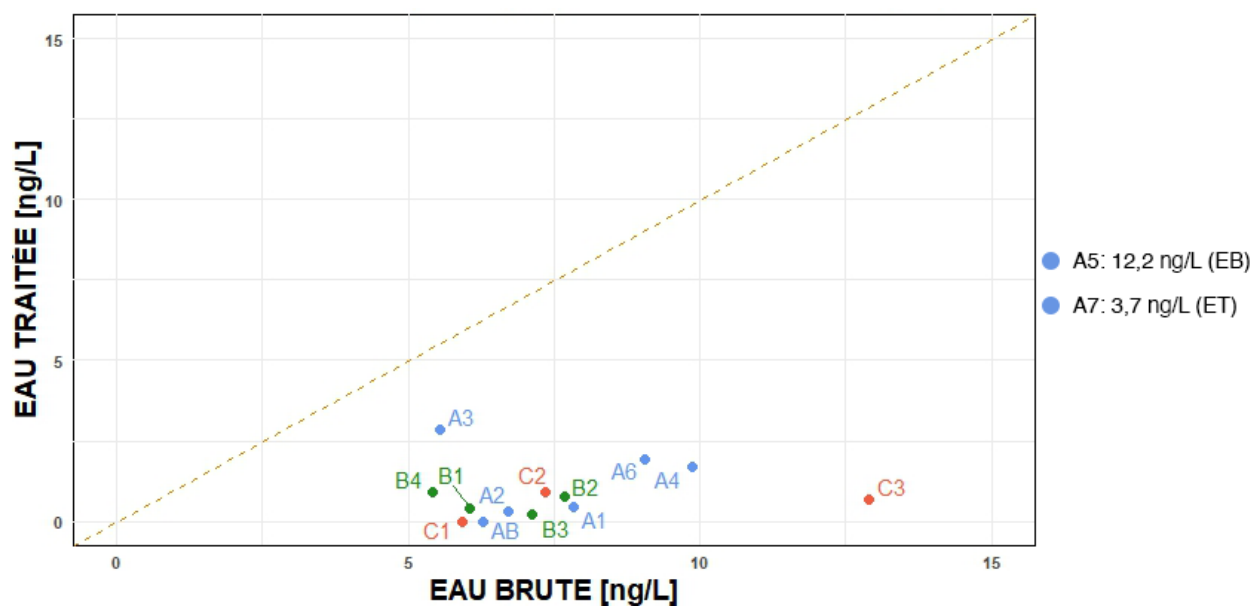


Figure 4.3 Concentration des PFAS en été (Eau brute vs. eau traitée)

D'abord, la Figure 4.3 nous montre les concentrations des substances PFAS dans l'eau brute et dans l'eau traitée, comme on a vu pour les saisons d'hiver et de printemps. En un coup d'œil, on peut voir que les points représentant les différentes usines sont éloignés de la ligne droite (1:1), ce qui indiquerait que l'élimination des PFAS est élevée. Dans l'exemple de la Figure 4.3, les seules usines qui n'ont pas d'échantillon, soit à l'eau brute ou traitée, sont A5 et A7. Toutefois, nous pouvons voir qu'il y a plusieurs usines où la concentration de l'eau traitée est négligeable ou nulle. Au vu de ce résultat frappant, nous avons procédé à l'analyse du comportement de l'eau brute et de l'eau traitée en ce qui concerne les composés présents. Il faut également noter que, à la suite de problèmes avec le spectromètre, la quantité de composés PFAS identifiés pendant la période d'été/automne est réduite par rapport aux deux campagnes précédentes. Parmi les 7 composés détectés en été, le PFHxA se distingue par sa concentration très élevée par rapport aux 6 autres détectés. De plus, et de manière inexplicable, ce composé a des concentrations pratiquement nulles dans l'eau traitée. Une fois de plus, ceci est contraire à la littérature (Flores et al., 2013; Quiñones & Snyder, 2009; Takagi et al., 2011). Cependant, son influence sur la concentration totale en PFAS est telle que lorsqu'on analyse l'eau brute par rapport à l'eau traitée, son élimination fait chuter considérablement la concentration totale des PFAS dans l'eau traitée.

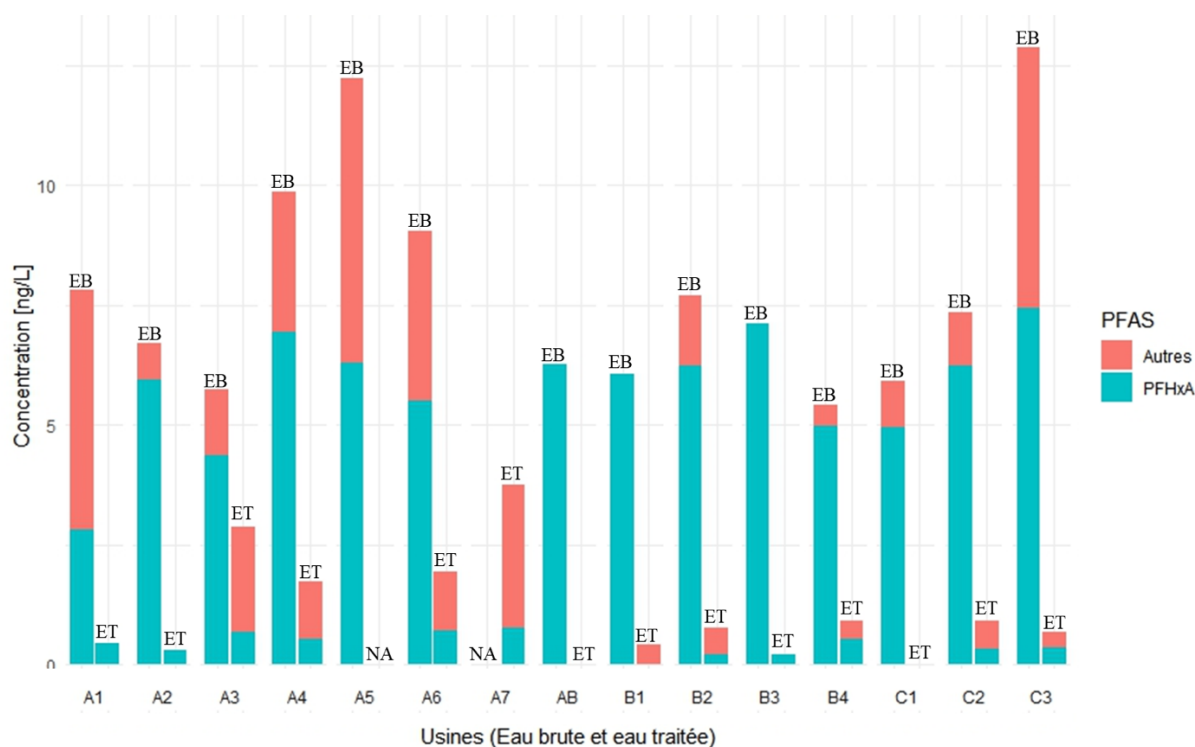


Figure 4.4 Importance du composé PFHxA dans l'élimination des PFAS par les usines en été (EB : Eau brute, ET : Eau traitée, NA : Non applicable)

La Figure 4.4 illustre l'influence du composé PFHxA pendant la saison estivale. Sur l'axe des  $x$  se trouvent toutes les usines, tandis que sur l'axe des  $y$  se trouvent les concentrations totales de PFAS en ng/L. Afin de comparer l'implication du composé PFHxA dans la mesure totale des PFAS, une distinction a été faite entre le PFHxA et le reste des PFAS détectés (ce que nous voyons dans le graphique comme « autres »). Chaque usine a une barre représentant son eau brute et son eau traitée (EB et ET respectivement). Nous observons qu'il y a des usines, comme AB, où tout le PFHxA est éliminé, et d'autres, comme B3, où presque tout le composé est éliminé par la chaîne de traitement conventionnel. Ce qui est contradictoire dans ces résultats, c'est que la littérature montre que le composé PFHxA est capable de se former par la dégradation d'autres types de PFAS (Cortina & Korzeniowski, 2008). Les conditions dans lesquelles ce phénomène se produit sont vastes, allant des processus d'épuration des eaux (Guerra et al., 2014) à l'analyse de la variation des concentrations après deux années de stockage (Schwartz-Narbonne et al., 2023).

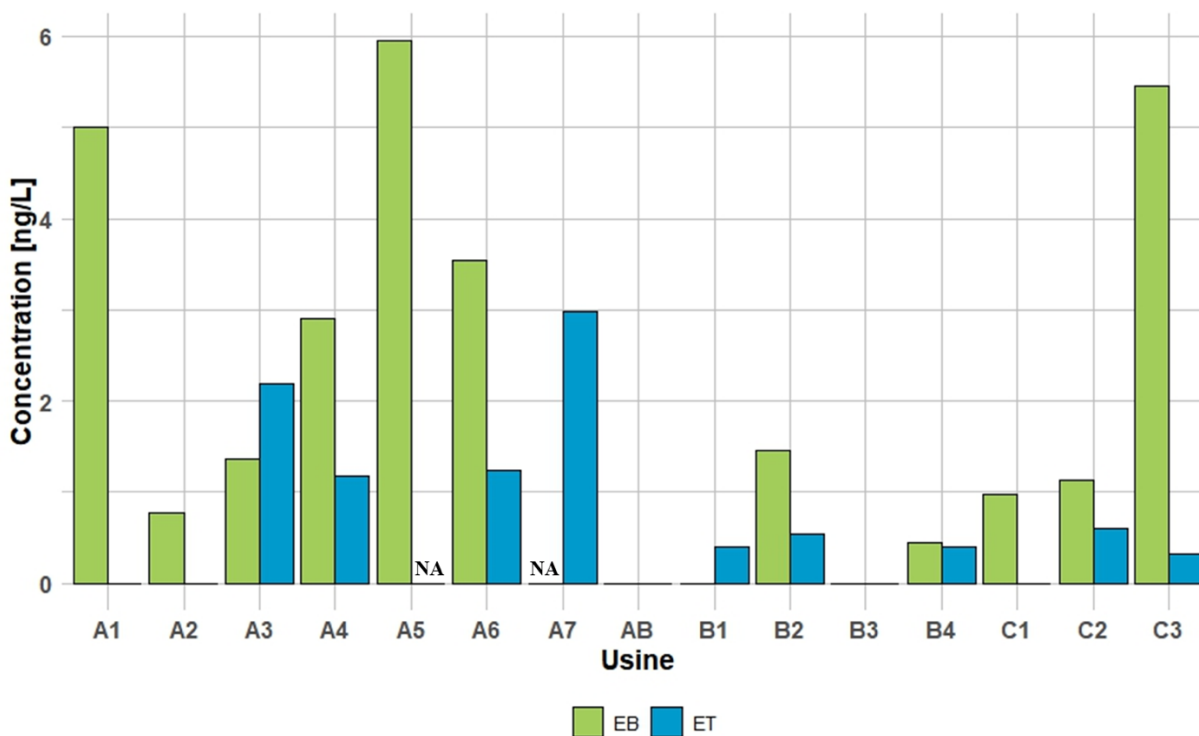


Figure 4.5 Enlèvement en été sans considérer le composé PFHxA (EB : Eau brute, ET : Eau traitée)

Dans la Figure 4.5, nous observons à nouveau les 15 usines, et leurs concentrations totales en ng/L respectives dans l'eau brute et l'eau traitée. Il a été décidé d'analyser ce qui se passerait si ce composé était écarté, comme s'il s'agissait d'une valeur *aberrante*. Comme nous pouvons le voir dans la Figure 4.5, les résultats continuent d'être inattendus, et, par conséquent, douteux. Nous avons des usines avec une élimination complète des PFAS, telles que A1 et A2. Des usines où l'élimination est considérable, comme A4, A6 et C3. Aussi des usines où les concentrations dans l'eau brute et l'eau traitée deviennent nulles lorsque le PFHxA est éliminé. Ces derniers paragraphes et figures soulèvent des doutes quant à la fiabilité des données estivales. En même temps, nous pouvons également analyser ce qui se passe en automne (Figure 4.6), car cela fait partie du même lot (Lot 2).

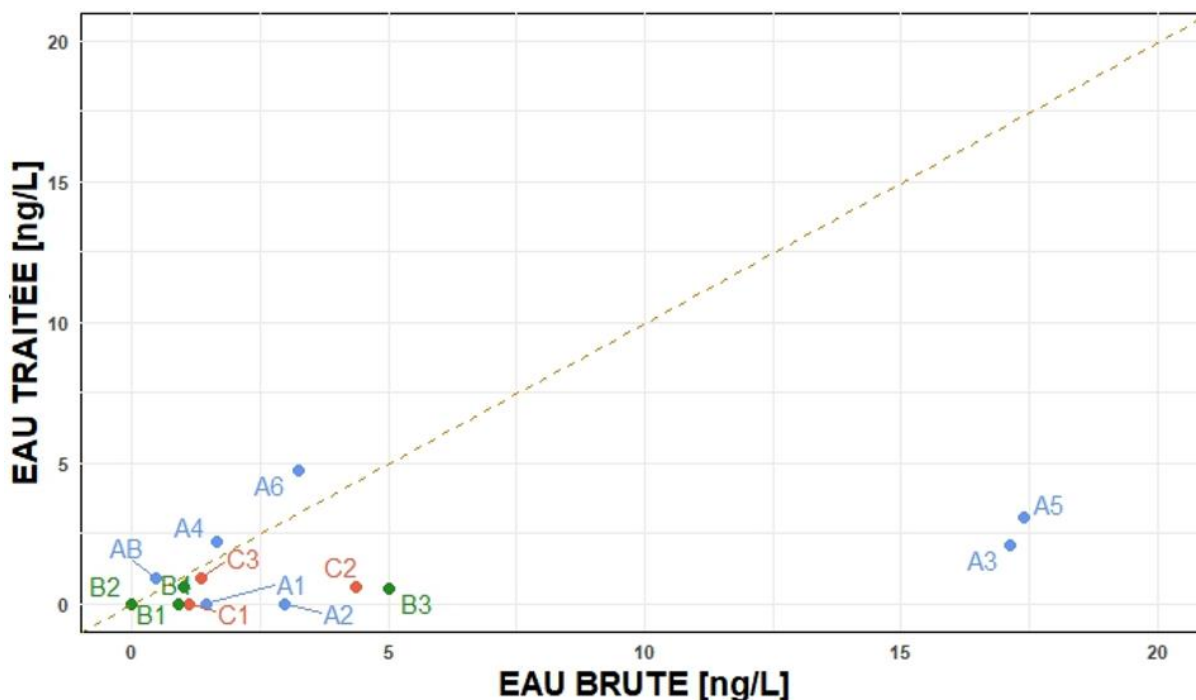


Figure 4.6 Concentrations des PFAS en automne (Eau brute vs. eau traitée)

La Figure 4.6 montre que les résultats pour l'automne sont également douteux. Tout d'abord, dans les usines A1, A2, B1 et C1, aucune détection n'a été faite dans l'eau traitée, ce qui indiquerait une élimination parfaite des composés PFAS. En d'autres termes, nous sommes à nouveau confrontés à des données qui contredisent la littérature (Flores et al., 2013; Quiñones & Snyder, 2009; Takagi et al., 2011). Parallèlement, à l'usine B2, aucune PFAS n'a été détectée ni dans l'eau brute ni dans l'eau traitée. Les résultats pour A3 et A5 sont tout aussi surprenants : les concentrations dans l'eau brute sont supérieures à 15 ng/L, et tombent à environ 2,5 ng/L dans l'eau traitée, ce qui représente un enlèvement de presque 83%. Une fois encore, si l'on examine plus particulièrement ce qui se passe avec les composés, on constate qu'il existe des cas étranges, comme avec le PFBA et le 6:2-FTS. Le premier composé a une valeur moyenne dans l'eau brute de 0,75 ng/L, et une valeur maximale de 5 ng/L, qui sont réduites à 0,46 ng/L et 1,5 ng/L, respectivement, dans l'eau traitée. En ce qui concerne le 6:2-FTS, son élimination est encore plus importante, la moyenne passe de 2,33 ng/L à 0,06 ng/L et le maximum de 15 ng/L à 0,92 ng/L. Pour plus de détails sur les autres composés, voir le Tableau A.5, à l'Annexe A.

Étant donné les résultats extraordinaires de l'été ainsi que pour l'automne, nous avons essayé d'analyser s'il y avait une raison qui aurait pu influencer ou aider l'élimination des PFAS. Tout

d'abord, l'ajout éventuel de charbon actif, pour contrôler le goût et l'odeur pendant l'été, a été considéré comme ayant contribué à l'élimination de ces composés. Cependant, toutes les usines de traitement n'ajoutent pas de charbon actif pendant l'été, et certaines le font même tout au long de l'année, de sorte que cette hypothèse a été écartée.

En conclusion, il a été décidé que les résultats obtenus au cours des saisons d'été et d'automne seraient laissés de côté pour la suite des analyses. Nous avons vu que, pour ces saisons, les résultats contredisent la littérature (Flores et al., 2013; Quiñones & Snyder, 2009; Takagi et al., 2011). Ces résultats sont inattendus, d'autant plus qu'il s'agit des mêmes 15 usines que la période hiver/printemps, exploitées dans les mêmes conditions tout au long de l'année. Les seules valeurs que nous conserverons de l'été sont les résultats correspondant au ruisseau urbain. Ces concentrations correspondent à de l'eau brute seulement, et elles sont plus élevées qu'aux autres sites d'échantillonnage. De plus, le nombre de composés détectés est plus élevé que ceux détectés dans les usines au cours de la même saison. Nous utiliserons également les valeurs estivales pour l'usine A2, afin d'effectuer une comparaison spécifique entre ce site et le ruisseau.

#### **4.4 Vérification des réglementations (Santé Canada et USEPA)**

Dans cette section, nous analyserons la situation de la région métropolitaine de Montréal en ce qui concerne la conformité aux règlements proposés. Au niveau local, les objectifs de Santé Canada (Santé Canada, 2023b) seront jugés en exposant les données pour l'hiver et le printemps. Le Tableau 4.6 montrera les différentes usines de traitement et leurs concentrations en PFAS dans l'eau brute et l'eau traitée. Pour l'évaluation de la réglementation de l'USEPA (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024b), étant donné qu'elle se focalise sur 5 composés, des diagrammes en boîte (*boxplots*) ont été réalisés pour les divers composés. Les autres normes mentionnées au Chapitre 2 seront également vérifiées.

##### **4.4.1.1 Santé Canada**

En ce qui concerne l'objectif proposé par Santé Canada, le suivi des usines de traitement s'est axé sur les 29 composés proposés par Santé Canada : 3,6-OPFHpA, 4:2-FTS, 6:2-CI-PFESA, 6:2-FTS, 8:2-CI-PFESA, 8:2-FTS, ADONA, EtFOSAA, GenX, MeFOSAA, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFEESA, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFMBA, PFMPA, PFNA, PFOA, PFOS, PFPeA, PFPeS, PFTeDA, PFTTrDA et PFUnA.

En résumé, toutes les usines présentent des concentrations inférieures à la limite de 30 ng/L proposée, et donc, rencontrent l'objectif. Dans le Tableau 4.6 on peut constater la somme des 29 composés proposés par Santé Canada.

Tableau 4.6 Somme de la concentration des 29 composés proposés par Santé Canada

Usine	Hiver				Printemps			
	Eau brute	Écart-type (EB)	Eau traitée	Écart-type (ET)	Eau brute	Écart-type (EB)	Eau traitée	Écart-type (ET)
A1	3,4	0,28	3,0	0,20	4,7	0,34	3,2	0,21
A2	3,5	0,21	4,1	0,26	5,2	0,56	2,8	0,19
A3	7,3	0,45	6,9	0,41	8,7	0,54	5,4	0,32
A4	7,5	0,45	7,8	0,47	8,8	0,52	6,4	0,38
A5	6,9	0,42	7,6	0,46	10,3	0,61	9,8	0,58
A6	7,0	0,42	6,4	0,39	10,8	0,72	10,5	0,70
A7	NA	NA	6,4	0,38	NA	NA	4,5	0,27
AB	1,9	0,12	2,0	0,14	3,0	0,23	2,5	0,20
B1	2,1	0,16	2,7	0,23	2,0	0,23	2,9	0,23
B2	1,3	0,09	2,1	0,16	4,3	0,43	2,8	0,22
B3	2,1	0,19	2,3	0,19	3,2	0,22	2,8	0,22
B4	2,7	0,25	2,4	0,19	4,1	0,33	3,3	0,21
C1	1,4	0,08	1,5	0,09	2,4	0,17	1,8	0,11
C2	3,6	0,25	ND	ND	ND	ND	4,4	0,32
C3	3,2	0,23	6,6	0,69	5,1	0,40	3,4	0,22

L'analyse des sites d'échantillonnage donne des résultats mixtes. Tout d'abord, on peut dire qu'ils se situent positivement en dessous de la limite proposée par Santé Canada, de sorte que si de tels objectifs devaient être appliqués prochainement, les usines de traitement des eaux de la région métropolitaine de Montréal seraient conformes. Cependant, la faible capacité d'élimination des usines de traitement des eaux n'est pas à négliger, et révèle ainsi à quel point la situation de la santé publique pourrait être délicate en cas de rejet exceptionnel. Il est donc important de surveiller activement et régulièrement ce type de substances, et de protéger la source d'eau, dans le cadre d'une approche à barrières multiples.

#### 4.4.1.2 USEPA et autres

Comme exprimé à la section 2.2.1.4, l'USEPA a finalement publié sa réglementation nationale sur l'eau potable, avec des concentrations maximales de contamination pour cinq composés PFAS, soient PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS, et GenX, et le mélange d'au moins deux composés parmi PFNA, PFHxS, GenX et PFBS. Les diagrammes en boîte (Figure 4.7 et Figure 4.8) montrent la concentration mesurée des 2 premiers composés pour les saisons d'hiver et printemps, les 3 composés additionnels se trouvent dans l'Annexe B (Figure B.1, B.2 et B.3). Le GenX n'a été détecté sur aucun site, quelle que soit la saison. Tous les composés sont inférieurs aux niveaux applicables de l'USEPA. Ces mesures sont celles qu'on trouve dans l'eau brute.

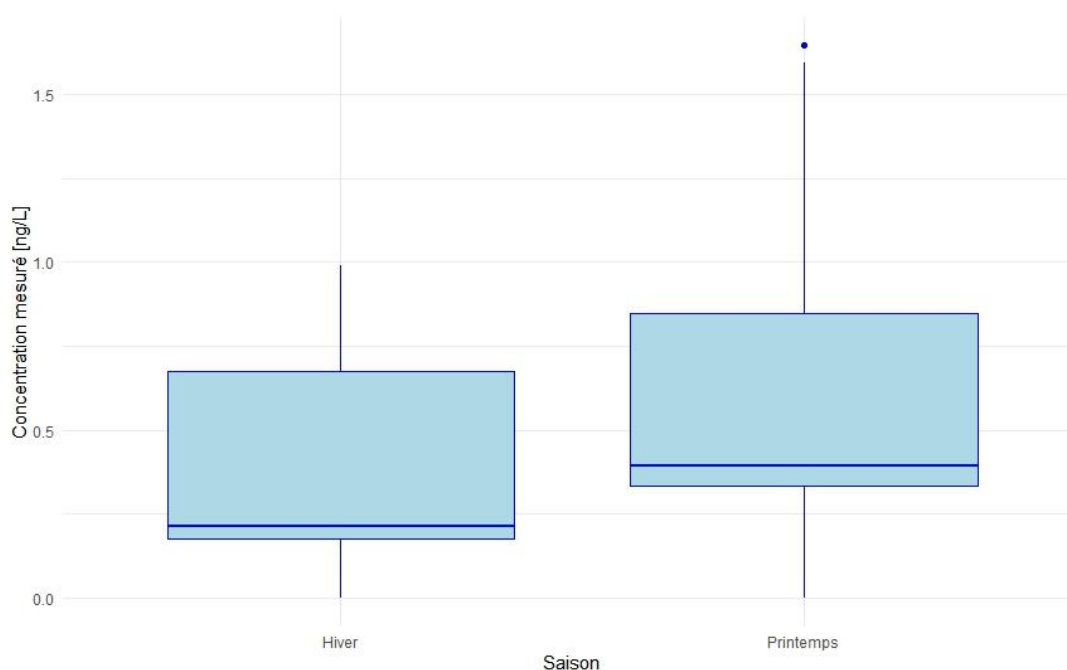


Figure 4.7 Diagramme en boîte pour le composé PFOA

Le PFOA est un composé avec une forte présence en hiver et au printemps, où l'on trouve que sa concentration maximale est de 1,6 ng/L. Sa présence tout au long des saisons était attendue, car le PFOA et le PFOS sont considérés comme d'anciens PFAS, persistants et accumulables dans l'environnement (Z. Wang et al., 2017).

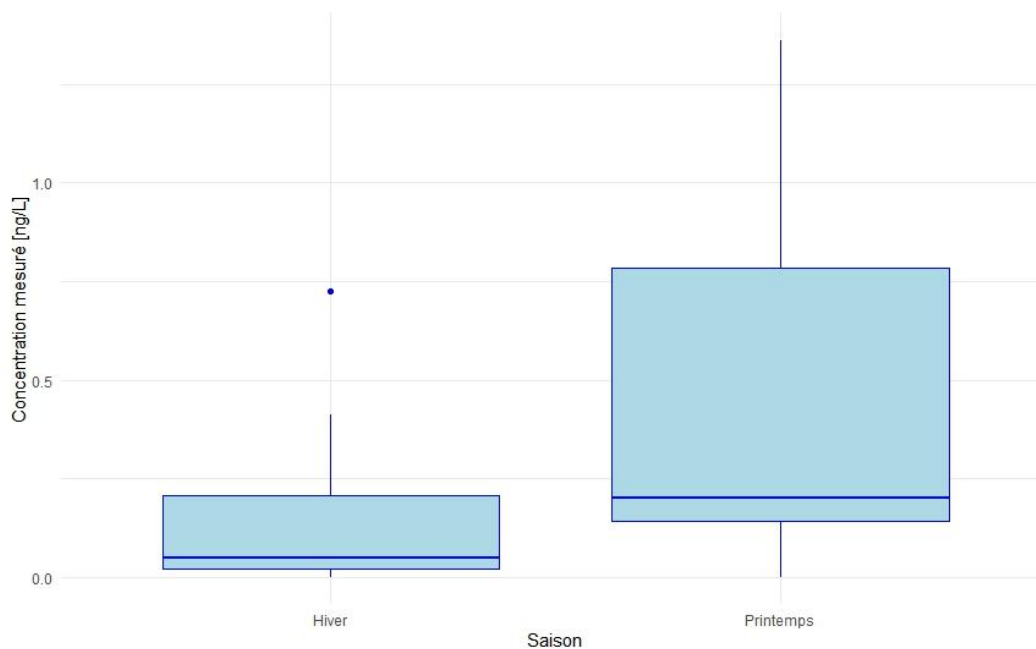


Figure 4.8 Diagramme en boîte pour le composé PFOS

Comme pour le PFOA, la concentration maximale de PFOS est également détectée au printemps, avec une valeur de 1,3 ng/L. Les trois autres composés suivis par l'USEPA figurent à l'Annexe B. En ce qui concerne le PFNA, ce composé a une valeur maximale détectée qui est de 0,30 ng/L. Les composés suivants, le PFHxS, a une concentration maximale qui se produit en hiver, et elle est de 0,9 ng/L. Enfin, nous avons le PFBS, l'homologue à chaîne courte du PFOS. Bien qu'il semble avoir un comportement similaire à celui de son prédécesseur, la valeur maximale est détectée en hiver (0,6 ng/L). La conclusion est donc que toutes les usines de traitement de l'eau de la région métropolitaine de Montréal sont conformes à la réglementation de l'USEPA.

Pour aller plus loin dans l'analyse, nous avons vu dans les sections 2.2.1.5 et 2.2.1.6 que les réglementations de l'Union européenne et de l'Australie/Nouvelle-Zélande sont moins restrictives que celles proposées par Santé Canada. Nos sites d'échantillonnage sont donc tous conformes à ces réglementations.

#### 4.5 Profil de la région par rapport à la longueur de la chaîne des composés

Connaitre l'occurrence des PFAS selon leur longueur de chaîne est importante et fait partie de la caractérisation de la source d'eau. Comme démontré, le nombre de carbones dans la structure chimique a des impacts sur l'enlèvement (Eschauzier et al., 2012). Comme mentionné

précédemment, plus la chaîne d'un PFAS est longue, plus sa capacité à se lier aux solides ou aux sédiments est grande, sinon sa mobilité dans la phase dissoute est plus importante (Zhao et al., 2016). Au fil des ans, à la suite d'impositions par l'Union européenne et les États-Unis, la science a joué avec la longueur de la chaîne de carbones des substances PFAS. À la recherche de substances moins toxiques, de nouveaux composés ont été créés, homologues à ceux existants, mais avec moins de carbones dans leur structure chimique.

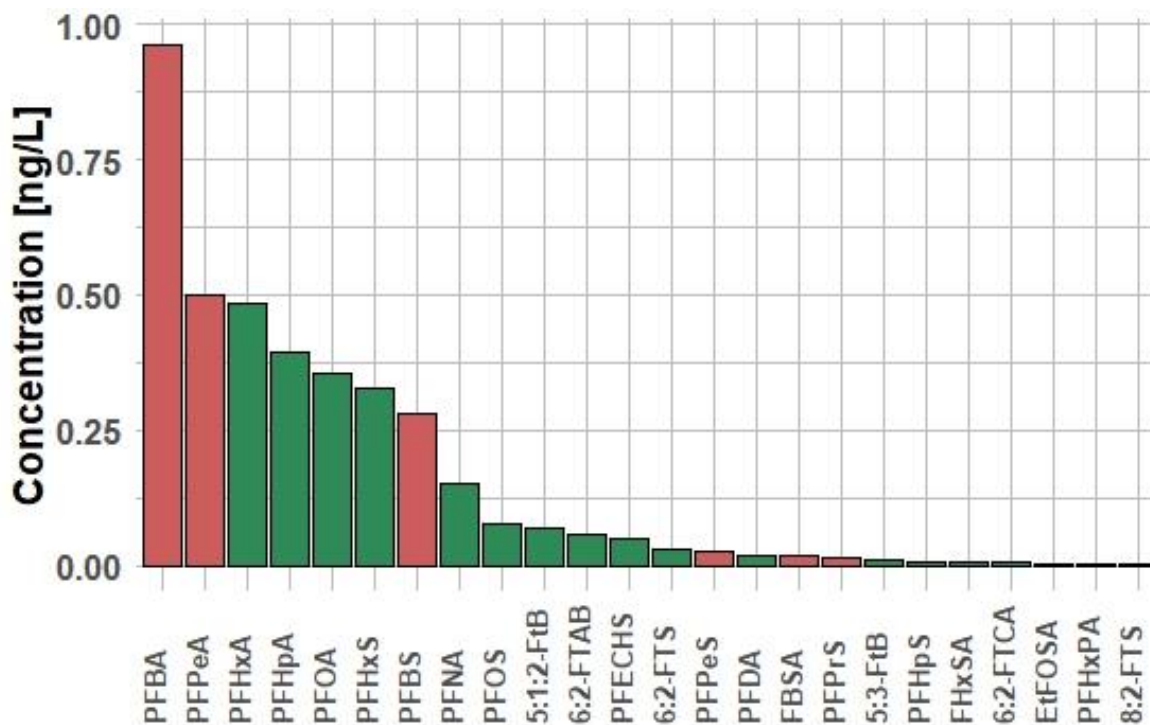


Figure 4.9 Profil des PFAS par type de chaîne (Hiver). Les PFAS à chaîne courte sont en rouge et en vert les PFAS à chaîne longue.

Dans la Figure 4.9 nous observons la moyenne de chaque composé PFAS détecté pour la saison hivernale, pour tous les sites d'échantillonnage (n=15). Les barres rouges représentent les composés à chaîne courte, tandis que les barres vertes représentent les composés à chaîne longue. On constate que les composés les plus concentrés sont le PFBA et le PFPeA, deux composés à chaîne courte. De plus, on voit que la concentration du PFBA est beaucoup plus importante que celle de son homologue, PFOA. Le composé PFBS a également une concentration plus élevée que son homologue, le PFOS. La diminution des «anciens» PFAS à chaîne longue était attendue et a été observée pour d'autres rivières du Canada (Lalonde & Garron, 2022). Les composés tels que le PFHpA et le PFHxA ont également connu une augmentation ces dernières années, ce qui pourrait

à nouveau s'expliquer par le remplacement du PFOA ou du PFOS (Lalonde & Garron, 2022). Cependant, en faisant la somme des moyennes de chaque composé, selon leur type de chaîne, on obtient une concentration de 2,05 ng/L de PFAS à chaîne longue contre 1,80 ng/L de PFAS à chaîne courte.

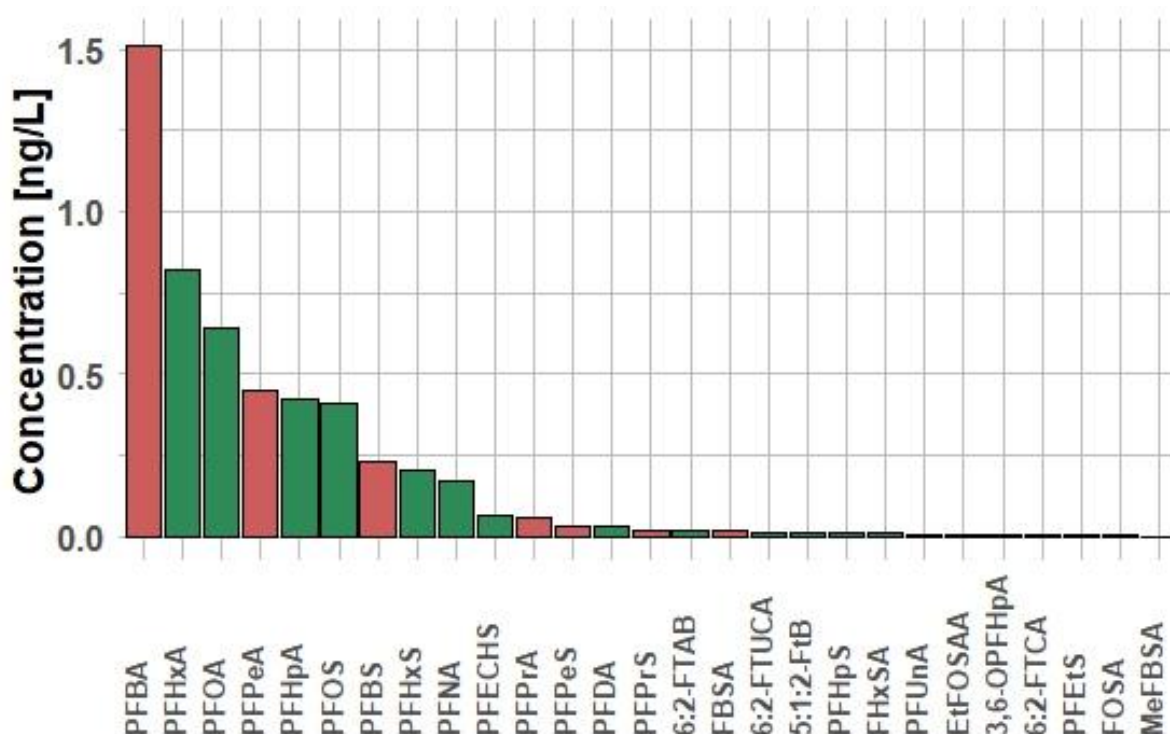


Figure 4.10 Profil des PFAS par type de chaîne (Printemps). Les PFAS à chaîne courte sont en rouge et en vert les PFAS à chaîne longue.

Au printemps (Figure 4.10), le composé PFBA est toujours en tête de liste des composés détectés en tant que composé ayant la plus forte concentration. Une fois de plus, sa concentration est plus élevée que celle du PFOA, mais cette fois-ci, la concentration de PFOS est plus élevée que celle du PFBS. Cela ne signifie pas nécessairement que le PFOS est activement utilisé, mais montre en fait la possibilité que d'autres composés précurseurs se dégradent et se transforment en PFOS (Buck et al., 2011). En faisant la somme, on observe que les PFAS à chaîne longue continuent à prédominer avec une concentration de 2,82 ng/L contre 2,32 ng/L pour les PFAS à chaîne courte.

L'une des conclusions que l'on peut tirer de l'analyse de ces deux figures (Figure 4.9 et Figure 4.10) est que la tendance attendue du remplacement des PFAS à chaîne longue par des homologues à chaîne courte n'est pas toujours claire. D'une part, nous avons les composés PFBA ou PFBS, homologues du PFOA et PFOS, dont les concentrations globales sont clairement plus élevées. On

constate que le nombre de composés à chaîne longue est plus élevé que celui des composés à chaîne courte. Cela pourrait remettre en question l'efficacité des programmes comme le *Stewardship* de l'USEPA (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006), car il ne parvient apparemment pas à réduire l'utilisation de composés tels que le PFOA, mais ajoute des concentrations de composés à chaîne courte dans l'environnement. En d'autres termes, pour remplacer un seul composé, un grand nombre de composés apparaissent et servent d'homologues. Également, la transformation de ces substances dans l'environnement joue un rôle clé, car elle influence directement la caractérisation des sites. Cependant, il y a possiblement eu une baisse de certains composés à chaîne longue par rapport aux concentrations historiques, comme telles dans les eaux de surface au Canada, en incluant les Grands Lacs (Lalonde & Garron, 2022).

En outre, en avril 2024, l'USEPA a ajouté le PFOA et le PFOS à la liste des substances dangereuses dans le cadre du programme *Superfund* (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024a). Cette mesure permet théoriquement de protéger la santé publique et l'environnement, mais aussi de responsabiliser les pollueurs. Cela signifie que les compagnies ou sites qui contaminent devront contribuer au financement des mesures correctives, de l'assainissement et de la recherche future. La directive exigera également des entreprises, qu'elles signalent les fuites éventuelles. Dans le même temps, 180 sites contaminés ont été identifiés sur l'ensemble du territoire américain (United States Senate Committee on Environment & Public Works, 2019). Ceux qui présentent un intérêt pour la zone d'étude et qui pourraient avoir un impact sur la source d'eau sont situés sur le lac Champlain (une base aérienne), le lac Érié (une aciérie), le lac Huron (une base aérienne) et d'autres sites qui finiront par se déverser dans les Grands Lacs.

#### **4.6 Impact du ruissellement d'un aéroport dans un ruisseau urbain**

Les aéroports et l'industrie aérospatiale sont des sources majeures de contamination par les PFAS. Comprendre la qualité du ruissellement aidera à évaluer leur impact sur l'environnement. En fait, la tendance dans le monde tend vers l'analyse de ce qui se passe avec les substances PFAS dans les environs des aéroports en activité (Ahrens, Norström, Viktor, Cousins, & Josefsson, 2015; de Solla et al., 2012; A. H. Thalheimer et al., 2017). En plus des fluides hydrauliques, on a vu que les mousses AFFF sont des produits contenant beaucoup de PFAS dans leur structure (D'Agostino & Mabury, 2014, 2017), et dont l'utilisation entraîne des conséquences directes sur le milieu aquatique, entre autres.

Dans ce cas, l'ajout d'un ruisseau urbain aux campagnes d'échantillonnage sert à suivre les concentrations des PFAS, et les comparer avec les autres points d'échantillonnage ou d'autres points d'intérêt au Québec, tel que le ruisseau Lavoie (Montembeault, 2023).

#### 4.6.1.1 Situation du ruisseau et niveau de contamination

Compte tenu de la proximité d'une source majeure de contamination, on s'attendait à ce que les résultats soient élevés et dépassent même les limites proposées par Santé Canada. Les résultats de la somme totale des composés ainsi que la somme des 29 PFAS fixés dans les objectifs de Santé Canada (Santé Canada, 2023b) sont présentés ci-dessous au Tableau 4.7.

Tableau 4.7 Concentration des PFAS dans le ruisseau urbain

Saison	Concentration totale [ng/L]	Concentration Santé Canada [ng/L]
Printemps	176,3	115,5
Été	255,6	193,6

On constate qu'au printemps, la concentration des 29 composés est près de 4 fois supérieure à celle proposée, alors que cette valeur augmente d'un peu plus de 6 fois en saison estivale. Il faut se rappeler que l'objectif de Santé Canada concerne les sources d'eau potable (Santé Canada, 2023b). Bien que ce ruisseau n'en fasse pas partie, ce niveau de contamination démontre l'impact potentiel des eaux de ruissellement d'un aéroport en amont d'une source d'eau potable.

La concentration moyenne des composés détectés au printemps a une valeur de 2,30 ng/L, tandis que la concentration maximale est de 24,50 ng/L, ce qui correspond au 6:2 FTS. En été, la valeur moyenne était de 3,32 ng/L, mais la concentration maximale mesurée s'élève à 114,8 ng/L, ce qui correspond au composé PFPeA.

Seules les valeurs supérieures à la moyenne ont été représentées sur la Figure 4.11, ces composés représentent pratiquement les mêmes au printemps et en été. Les exceptions sont le PFBA et le PFECHS qui n'ont pas été détectés lors de la dernière campagne d'échantillonnage (été).

Bien que les valeurs détectées semblent pratiquement les mêmes dans ce ruisseau urbain, l'augmentation du PFPeA est plutôt remarquable. Sa concentration au printemps passant de 21,6 ng/L à 114,8 ng/L en été. L'augmentation au fil des ans, et non d'une saison à l'autre, a été enregistrée par Lalonde and Garron (2022), ce qui peut se justifier par la tendance à utiliser davantage des PFAS à chaîne courte.

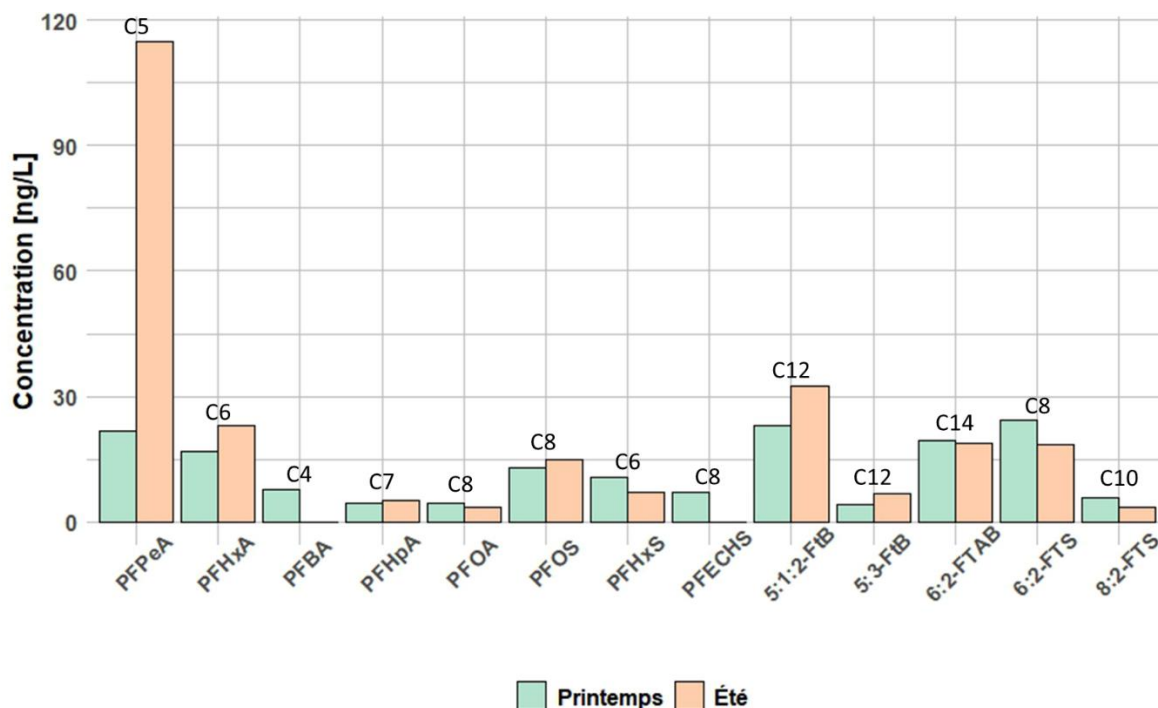


Figure 4.11 Composés PFAS mesurés pendant le printemps et l'été (supérieurs à la moyenne) et leur chaîne de carbone

Lorsqu'on évalue les limites proposées par l'USEPA, le PFOS occupe la première place dans la liste comme composé le plus problématique, qui dépasse la limite de près de trois fois au cours des deux saisons. Il est suivi par le PFOA et le PFHxS, qui dépassent tous deux la limite au printemps, mais se trouvent proches de la limite en été. Le PFBA a des concentrations presque négligeables par rapport à la limite élevée de l'USEPA (2000 ng/L). Le PFNA a été détecté à de très faibles concentrations au printemps et en été. Enfin, le composé GenX n'a pas été détecté dans aucune des saisons, en accord avec le reste des sites d'échantillonnage.

En ce qui concerne la longueur de chaîne des composés détectés on peut voir dans la Figure 4.11 les longueurs de chaque composé au-dessus de chaque barre. Au printemps, le PFPeA et le PFBA sont les seuls composés à chaîne courte, avec respectivement 5 et 4 carbones. Ils sont tous deux classés comme PFCA. La plus grande chaîne de carbone présente est de 14 et correspond au 6:2 FTAB, tandis que le reste varie de 12 à 6 chaînes de carbone. En été, le seul PFAS à chaîne courte est le PFPeA, et les autres sont classés comme des composés à chaîne longue allant de 6 à 14 carbones, une fois encore, le PFAS le plus long est le 6:2 FTAB. Ceci est similaire à ce qui se

passé dans l'étude réalisée par D'Agostino and Mabury (2014), où les AFFF ont été étudiés et les chaînes varient de 3 à 15 carbones perfluorés.

Le Tableau 4.8 catégorise les composés détectés et présentés dans la figure 4.11 en fonction de la classe à laquelle chaque composé appartient.

Tableau 4.8 Classe des composés détectés

Classe	Composé PFAS détecté
PFCA	PFOA
	PFBA
	PFH <sub>x</sub> A
	PFHpA
	PFPeA
PFSA	PFOS
	PFH <sub>x</sub> S
	PFECHS
FTB	5 :2 :1-FTB
	5 :3-FTB
FTAB	6 :2-FTAB
FTSA	6 :2-FTS
	8 :2-FTS

La Figure 4.11 et le Tableau 4.8 donnent un aperçu de la qualité des eaux de ruissellement de l'aéroport, ayant des PFAS à chaîne longue appartenant aux classes PFSA, PFCA, FTB, FTSA ou FTAB. La structure trouvée pourrait indiquer que la tendance globale au remplacement des PFAS à chaîne longue par des PFAS à chaîne plus courte n'a pas encore été atteinte sur ce site d'intérêt au complet. Bien que le PFPeA soit un PFAS à chaîne courte et qu'il présente la concentration la plus élevée mesurée pour un composé PFAS sur ce site, il ne pourrait pas être considéré comme un indicateur de changement. Les PFAS à chaîne longue sont capables de se dégrader en chaînes plus courtes, et le PFPeA est l'un d'entre eux, de sorte qu'il peut influencer sur la concentration finale mesurée (Kempisty, Xing, & Racz, 2018). Un autre exemple, au printemps, le PFBA, présente une concentration légèrement plus élevée de son homologue à chaîne longue, le PFOA (Sana, Chowdhury, Logeshwaran, & Megharaj, 2023). Toutefois, ce n'est pas le cas pour tous les

équivalents connus, puisque, par exemple, la concentration de l'« ancien » composé PFOS est plus élevée que celle de son homologue à chaîne courte, le PFBS.

Le mélange de PFAS venant d'un site peut servir de marqueur de contamination pour les sites en aval. Une analyse des composés détectés et présentés sur la Figure 4.11, avec les composés présents à l'usine de traitement de l'eau en aval, a été effectuée.

Tout d'abord, le 6:2 fluorotélomère sulfonamide alkylbetaine, également connu sous le nom de 6:2 FTAB, est un équivalent du PFOS qui est utilisé à l'échelle mondiale comme solution de recharge dans la production des mousses AFFF (Shi, Xie, Guo, & Dai, 2018). Étant donné qu'il est moins toxique que le PFOS, il est considéré comme plus acceptable sur le plan environnemental (Hagenaars et al., 2011). Au Canada, il a été trouvé dans 4 des 10 mousses AFFF étudiés, et c'est le deuxième composant le plus utilisé dans ce type de produit (D'Agostino & Mabury, 2014). Plus spécifiquement au Québec, le 6:2 FTAB a été mesuré à la suite de l'accident de Lac-Mégantic à la fois dans les sédiments et dans la faune aquatique (Mejia-Avendaño et al., 2017).

Il est suggéré que le 6:2 FTAB peut suivre une photo transformation, puisque des produits de photolyse ont été mesurés après quelques heures dans des conditions similaires à celles de l'environnement (Moe et al., 2012). Cela pourrait suggérer que la présence de ce composé dans l'environnement est plutôt récente et explique également pourquoi ce composé n'est pas détectable à l'usine de traitement la plus proche.

Les acides sulfoniques fluorotélomères (FTSA) détectés dans le ruisseau sont deux, 6 : 2 FTS et 8 : 2 FTS, et ils sont des composés précurseurs utilisés dans les mousses de formation aqueuses (AFFF) (Buck et al., 2011). Bien que le 6 : 2 FTS ne soit pas similaire au PFOS en termes de toxicité ou de propriétés physiques, il pourrait se dégrader dans certaines conditions aérobies en acide 5 :3, PFHxA ou PFPeA (Cortina & Korzeniowski, 2008). Quant au 8 :2 FTS, bien qu'aucune étude spécifique sur sa transformation n'ait été trouvée, sa structure chimique similaire suggère qu'il pourrait se transformer en 8 :2 FTOH et ensuite en différents PFCAs (N. Wang et al., 2005).

Les bétaines fluorotélomères (FTB) sont une autre classe de PFAS qui a été de plus en plus utilisée dans les AFFF ces dernières années, avec des structures chimiques allant d'une chaîne de 5 carbones à 15 (M. Liu et al., 2023). Dans notre cas, les substances détectées (5 :3 FTB et 5 :1 : 2 FTB) ont une longueur de 12 carbones chacune. Selon M. Liu et al. (2023), ces composés ont été persistants sur une période de 120 jours aux conditions du laboratoire, ne montrant pas de

transformations significatives dans d'autres produits tels que les PFCA ou les acides fluorotélomères.

En analysant l'une des classes les plus importantes, le PFSA, nous avons trouvé trois composés d'intérêt dans ce cours d'eau urbain : le PFOS, le PFHxS et le PFECHS. En ce qui concerne les deux premiers, la détection de concentrations considérables était attendue, étant donné qu'ils sont considérés comme d'anciens PFAS au même titre que le PFOA (Xu, Fletcher et al. 2020). D'autre part, le PFECHS est le premier composé que nous avons observé appartenant à l'industrie aéronautique et qui n'est pas exclusivement dû à l'utilisation de mousses AFFF. Ce composé a déjà été détecté dans les eaux de surface des Grands Lacs ainsi que dans le fleuve Saint-Laurent, en aval d'une usine de traitement des eaux usées (Kaboré et al., 2018). C'est un composé dont le suivi est intéressant, car il a une capacité de bioamplification, mais une bioaccumulation modérée (Munoz et al., 2022). Le PFECHS est un PFAS à chaîne longue (8 carbones) dont l'utilisation est liée à l'industrie aéronautique. Il est principalement associé à un inhibiteur de corrosion dans les fluides hydrauliques (Mahoney, Xie, Brinkmann, & Giesy, 2022). Toutefois, il pourrait être présent dans la chaîne de production d'autres produits de consommation (De Silva et al., 2011).

La dernière classe à analyser est celle des PFCA, dont le composé le plus remarquable est le PFOA. Il a fait partie de la production des mousses AFFF avant d'être progressivement éliminé (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006), mais sa concentration dans l'environnement augmente en partie à cause de la dégradation d'autres composés à chaîne longue (A. H. M. Thalheimer, Leah B. et al., 2017). Des composés tels que le PFBA, le PFHpA, le PFNA, le PFHxA et le PFPeA ont été détectés dans d'autres provinces canadiennes telles que la Colombie-Britannique, l'Alberta, l'Ontario et la Nouvelle-Écosse, par des sites impactés par le ruissellement des aéroports ou des sites militaires (Santé Canada, 2023a). Quant au PFHxA et au PFPeA, leur présence dans ce ruisseau coïncide avec un cas d'un aéroport municipal en Suède. Ce lieu a été utilisé pour des exercices de lutte contre l'incendie en 2018, et la concentration de ces composés PFAS a donc augmenté au point qu'un avis demandant d'éviter d'utiliser l'eau potable a été émis. Les concentrations de PFHxA et PFPeA étaient parmi les plus élevées de l'étude (Xu et al., 2020). En été, la valeur étonnamment élevée de la PFPeA pourrait être le signe d'un rejet récent de mousse AFFF à l'aéroport, mais aucun enregistrement d'événements possibles n'a été trouvé.

Ces résultats suivent la tendance des autres ruisseaux qui sont contaminés au Québec, comme celui présenté dans un article de Radio-Canada. Le ruisseau-Lavoir à Trois-Rivières avait une concentration totale de PFAS d'approximativement 350 ng/L (Montembeault, 2023).

Dans l'étude de Xu et al. (2020), ils comparent la concentration en PFAS de l'eau potable des aéroports à celle de l'eau municipale, tandis que de Solla et al. (2012) examine les concentrations à proximité de deux aéroports et sur des sites plus éloignés. Il est donc pertinent d'analyser le comportement de l'une des usines les plus proches au ruisseau.

La Figure 4.12 montre les concentrations de composés PFAS provenant de l'usine A2, pour les mêmes saisons de l'année au cours desquelles le ruisseau a été surveillé.

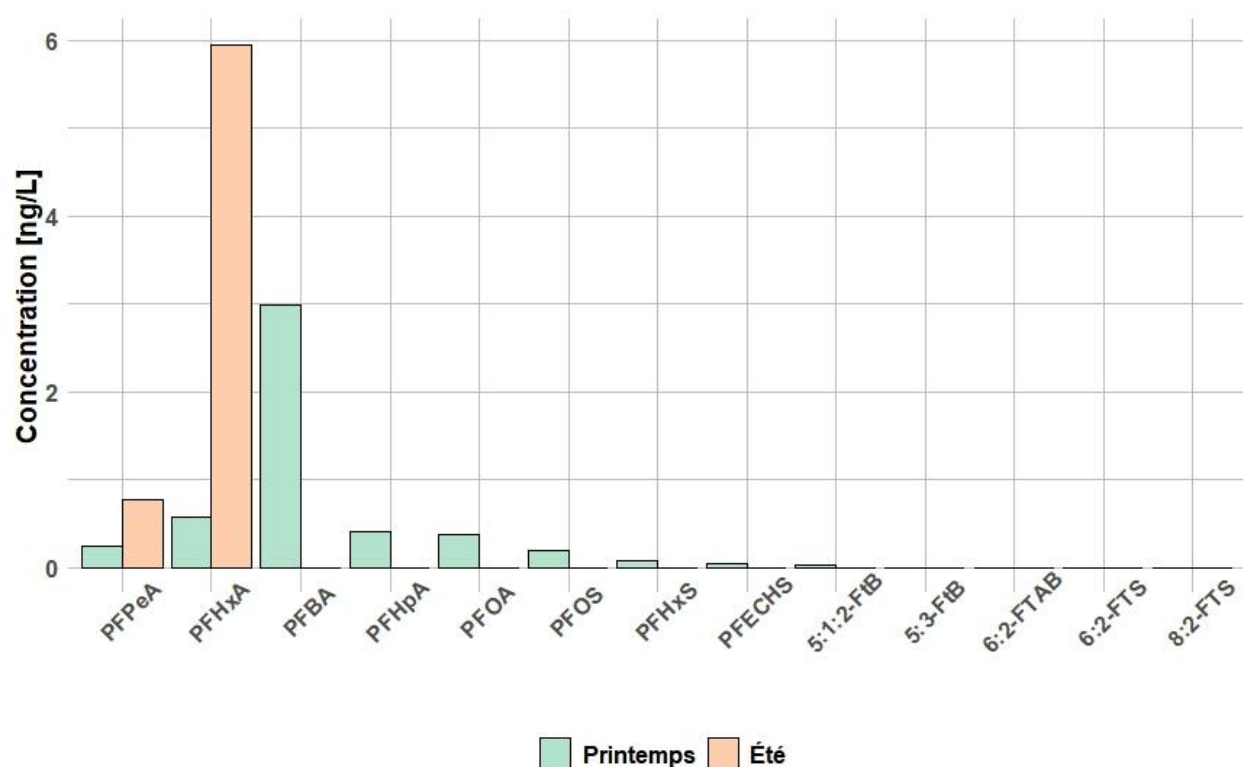


Figure 4.12 Concentration [ng/L] des PFAS à l'usine A2

Comme première observation, il est important de rappeler que les résultats de la saison estivale ont été écartés précédemment car ils étaient douteux. Cependant, la Figure 4.12 présente les données estivales afin de standardiser les figures et leur visualisation. Nous évaluerons ci-après les caractéristiques des composés, l'impact potentiel du ruisseau et ce qu'il advient des concentrations à A2 et à l'usine en amont pour les saisons d'hiver et de printemps.

L'usine de traitement A2 en aval reçoit les eaux diluées du ruisseau. Cette dilution de la concentration des PFAS au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de contamination est décrite dans d'autres études (de Solla et al., 2012; Xu et al., 2020). Bien qu'il soit difficile de déterminer avec certitude si des composés PFAS ont été détectés à l'usine en raison de l'activité de l'aéroport, certaines conclusions peuvent être tirées. Il convient également de noter que l'aéroport n'est pas la seule source de pollution dans la région, de sorte que les résultats de l'usine seront influencés par d'autres sources des PFAS. Cependant, certains composés n'ont pas été détectés à l'usine en amont (A1) et ont été détectés à l'usine A2, ce qui pourrait indiquer une relation entre la contamination apportée par le ruisseau urbain et les mesures à l'usine A2. Les composés détectés à l'usine A2, et non à l'usine A1, sont le 5:1:2-FTB et le 6:2-FTS en hiver, le 5:1:2-FTB et le PFUnA au printemps. De plus, pendant l'hiver, le composé 6:2-FTS a été détecté à l'usine A1 avec une concentration faible de 0,03 ng/L, concentration qui augmente à 0,40 ng/L à l'usine A2. Cette augmentation pourrait également indiquer une contribution d'une source située entre les usines A1 et A2.

Si nous commençons par comparer les Figure 4.11 et Figure 4.12, nous constatons qu'il n'y a pas de concentration de 6:2 FTS à l'usine, alors que la concentration dans le ruisseau est de l'ordre de 20 ng/L. Comme nous l'avons vu dans les paragraphes précédents, le composé 6:2 FTS est capable de se transformer en PFHxA (entre autres) (Cortina & Korzeniowski, 2008).

En ce qui concerne le FTAB et le FTB détectés dans le ruisseau, ils n'ont pas été détectés à l'usine avec des valeurs considérables, car au printemps, le 5:2:1'FTB a été le seul composé qui a eu des concentrations au-dessus de la limite de détection (avec une concentration de 0,03 ng/L). En ce qui concerne le 6:2 FTAB, sa concentration à l'usine A2, qui se trouve au-dessus de la limite de détection, peut s'expliquer par sa capacité à se photo transformer (Moe et al., 2012). Un autre élément important qui pourrait expliquer la photo-transformation de ce composé est que, selon les données de la campagne hivernale, l'usine A2 a une concentration de 6:2 FTAB égale à 0,40 ng/L. De plus, les concentrations en hiver de 6:2 FTAB en amont et en aval d'A2 sont presque négligeables en comparaison (0,03 ng/L pour A1 et 0,01 pour A3, amont et aval respectivement). Alors, ce pourrait indiquer que le ruisseau urbain contribue à cette concentration, mais que les conditions de la saison hivernale (par exemple, températures plus froides, couverture de glace) ne permettent pas d'obtenir la même dégradation qu'au printemps ou en été.

Cependant, l'absence du 5:3 FTB au printemps, et la faible concentration du 5:1 : 2 FTB (0,03 ng/L) à l'usine A2 est à noter, car, par exemple, dans des conditions d'incubation au labo ils ont une capacité de persistance de 120 jours dans les sols (M. Liu et al., 2023). Ce fait pourrait s'expliquer par la capacité d'adsorption des composés à chaîne longue qui ont une plus grande capacité à s'adsorber aux sols et sédiments (Zhao et al., 2016), et par conséquent, on pourrait penser que leur absence de la phase dissoute est due à ce phénomène.

Pour le composé PFPeA, au printemps on a une concentration de 21 ng/L tandis qu'à l'usine A2 elle est de 0,24 ng/L. Un phénomène similaire se produit dans Xu et al. (2020), où, par exemple, la concentration de PFPeA passe de 180 ng/L dans l'eau potable de l'aéroport à une concentration inférieure à 0,6 ng/L, qui est mesurée dans l'eau potable municipale. Les différences de concentrations peuvent être utiles pour estimer des taux de dilution de sources de contamination arrivant à une prise d'eau, comme on peut voir dans le Tableau 4.9. Pour ce faire, nous avons pris les données du printemps. Ce type d'information peut servir pour comprendre ce qui pourrait arriver en cas d'un événement accidentel ou déversement.

Tableau 4.9 Taux de dilution des sources de contamination (Printemps)

Composé PFAS	Ruisseau [ng/L]	Usine A2 [ng/L]	Taux de dilution [%]
PFPeA	21,60	0,24	98,80
PFHxA	16,90	0,57	96,60
PFBA	7,90	3,00	62,00
PFHpA	4,50	0,40	91,10
PFOA	4,57	0,37	91,90
PFOS	12,80	0,19	98,50
PFHxS	10,50	0,08	99,20
PFECHS	7,00	0,03	99,60
5 :1 :2 FTB	23,10	0,03	99,90
5 :3 FTB	4,30	< Niveau de détection	100
6 :2 FTAB	19,40	< Niveau de détection	100
6 :2 FTS	24,50	< Niveau de détection	100
8 :2 FTS	5,90	< Niveau de détection	100

Le PFUnA est un composé présent en très faible concentration, c'est pourquoi il n'est pas représenté dans les Figure 4.11 et Figure 4.12. Cependant, il est important de noter qu'il a été détecté (au printemps) à la fois dans le ruisseau urbain et à l'usine A2, étant indétectable en amont

(usine A1). Ce composé à chaîne longue appartient à la famille des PFCA et a été introduit aux États-Unis à la suite du programme *Stewardship* (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006). Il est également associé à la décomposition des tapis, des tissus et des mousses AFFF (Ogunsuyi, Fasakin, Ajibiye, Ogunsuyi, & Adekoya, 2023).

En conclusion, l'ordre de grandeur des concentrations à l'usine de traitement (5,30 et 6,70 ng/L au printemps et en été respectivement) est inférieur à celui obtenu pour le ruisseau dont les concentrations sont de l'ordre de 170 à 250 ng/L aux mêmes saisons de l'année. La distance de la source de contamination (aéroport) influence la diminution de la concentration (Kurwadkar et al., 2022). Par ailleurs, selon le Tableau 4.9, on voit que les composés détectés ont un fort taux de dilution, si l'on compare entre les concentrations au ruisseau et à la prise d'eau de l'usine A2. En plus les faibles concentrations de 6:2 FTAB à l'usine A2 peut être une indication de sa photo transformation. La détection nulle du 5:3 FTB, et la détection faible du 5 :2 : 1 FTB au printemps, à l'usine A2, pourraient s'expliquer par la capacité des PFAS à chaîne longue à s'adsorber aux sols et aux sédiments. Une étude des caractéristiques du lit de la rivière pourrait fournir davantage d'informations sur les PFAS présents dans les sédiments. La proximité de l'aéroport a une influence sur les composés détectés à l'usine A2. À part quelques composés liés à l'activité aéroportuaire, le reste des usines appartenant au fleuve Saint-Laurent (catégorie A) ont une structure de PFAS similaire à A2.

#### **4.7 Analyse des données pour le PCA**

Il est intéressant d'étudier les corrélations entre les différents composés suivis dans les campagnes d'échantillonnage. À cette fin, des graphiques d'analyse en composantes principales (PCA) ont été construits. Tout d'abord, afin d'éliminer le grand nombre de zéros, une substitution bayésienne et multiplicative des zéros de comptage a été mise en œuvre. Ensuite, une transformation de Hellinger a été effectuée pour normaliser les données. De cette manière, les différentes PCA pour les saisons de l'année ont été calculées.

Les PCA sont divisés en 2, d'une part, on voit les PFAS pertinents qui ont été divisés par leurs classes respectives. Enfin, un PCA complet où les variables mentionnées ci-dessus sont observées avec les paramètres qui ont été contrôlés lors de chaque campagne : pH, température, turbidité, COT et absorbance UV.

### 4.7.1.1 Eau brute

### 4.7.1.2 Analyse des sites d'échantillonnage

Les corrélations des sites d'échantillonnage au cours de l'année pour l'eau brute ont été analysées. On peut s'attendre à ce que les sites dont les prises d'eau sont situées sur la même rivière se comportent de manière similaire.

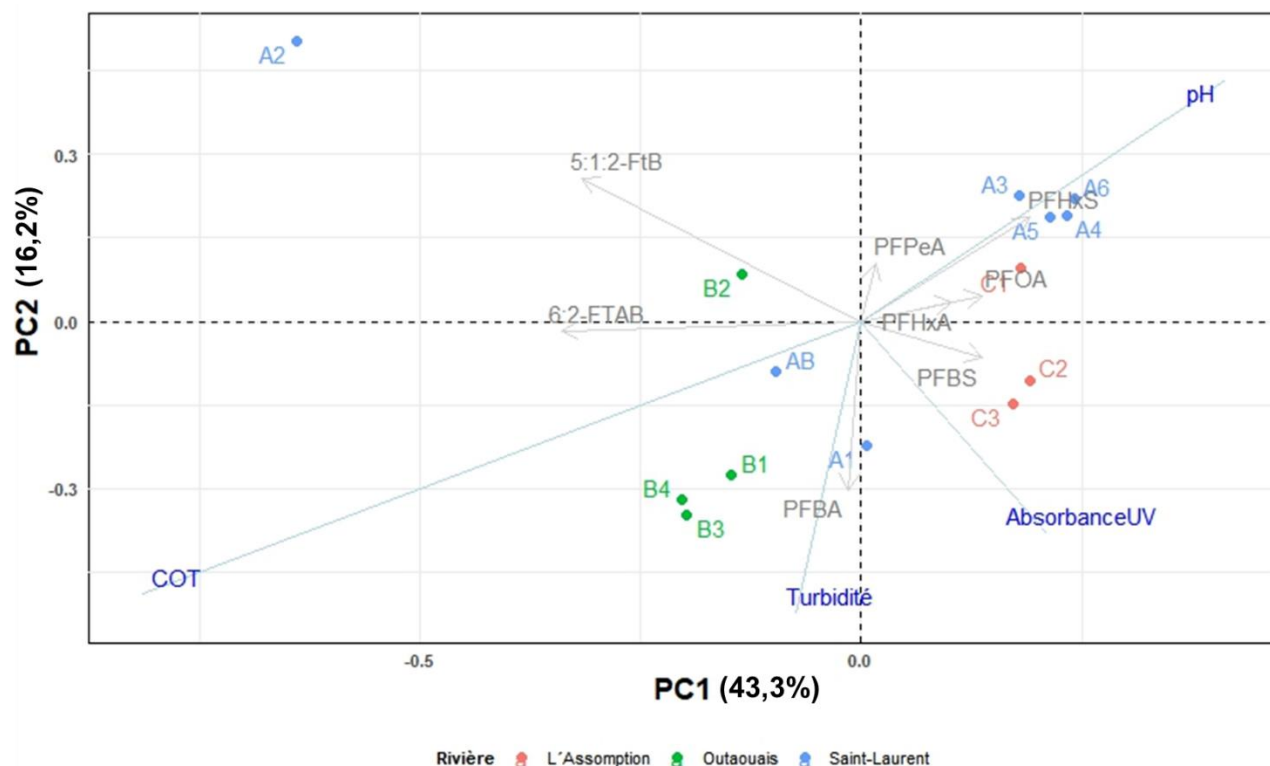


Figure 4.13 – PCA montrant les sites d'échantillonnage en hiver (eau brute)

Comme on peut voir dans la Figure 4.13 les groupes les plus remarquables sont A3, A4, A5 et A6 qui sont presque toujours regroupés. Les usines C2 et C3 de la rivière de L'Assomption sont également corrélées entre elles. Par contre, l'usine C1 est plutôt groupée avec les usines du Saint-Laurent (Catégorie A). Cette usine est la plus isolée des sites, avec une population plus faible, et elle est localisée dans une zone qui peut être affectée par le ruissellement agricole.

L'usine AB est regroupée avec les usines de la rivière des Outaouais. Le comportement plus proche aux usines du type B est attendu, car l'usine AB reçoit une eau de mélange du fleuve et de la rivière des Outaouais. D'autre part, nous avons également observé un certain éloignement de l'usine A1 par rapport au reste des usines correspondant à la rivière Saint-Laurent. Pour comprendre ce

positionnement, nous avons procédé à l'analyse de l'influence que la rivière des Outaouais et que certaines stations d'épuration peuvent avoir sur la prise d'eau de l'usine A1. Les données de débit de trois stations de relèvement hydrométrique (Environnement Canada, 2022a, 2022b, 2022c) ont été utilisées pour obtenir le ratio de débit entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent. Grâce à cette relation, il a été conclu que les conditions hydrodynamiques présentes sont similaires à un scénario modélisé par Lasalle NHC (2017). Alors, l'usine A1 est influencée non seulement par la rivière des Outaouais, mais aussi par une station d'épuration des eaux usées. Cela pourrait expliquer pourquoi, dans la Figure 4.13, on observe que l'usine A1 est plus proche des usines de type B. Un autre fait à noter est le comportement de l'usine A2, qui est isolée. Cette usine a été analysée à cause de sa proximité au ruisseau urbain. Ceci est clairement visible tant en hiver (Figure 4.13) qu'au printemps (Figure 4.14).

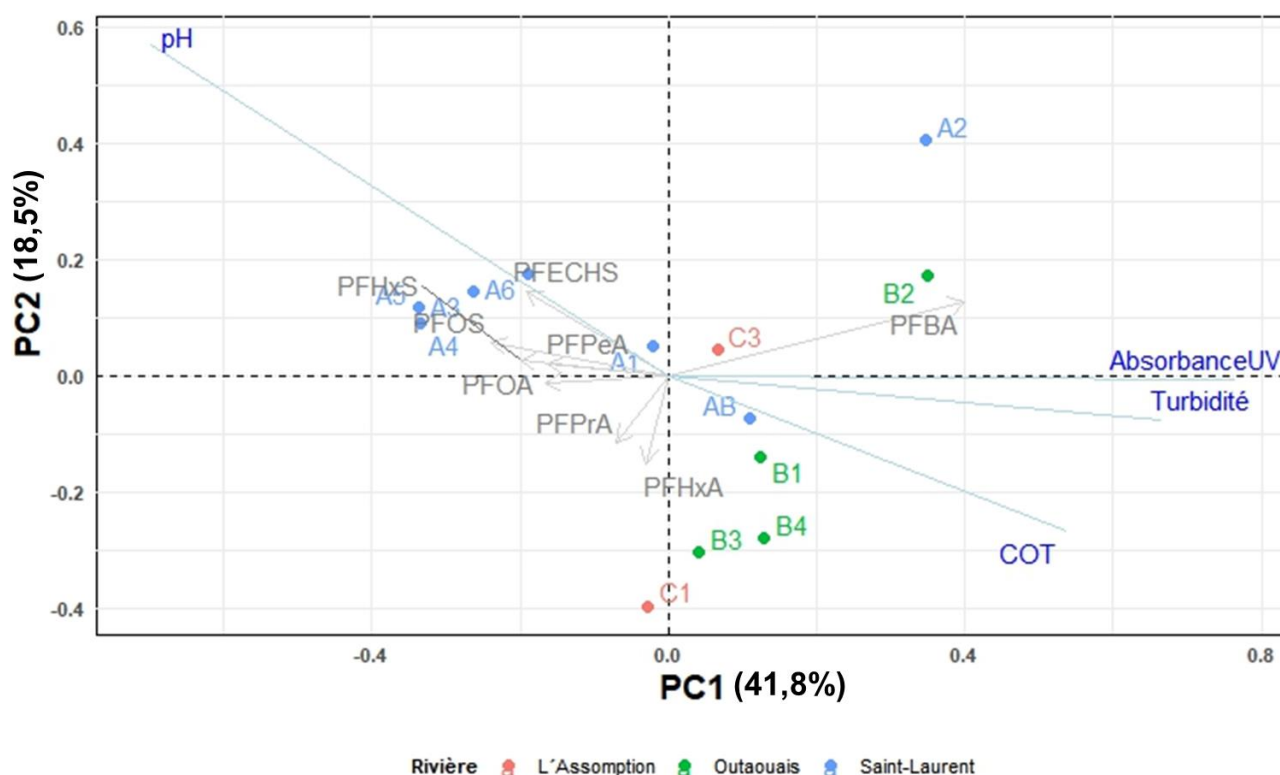


Figure 4.14 PCA montrant les sites d'échantillonnage en printemps (eau brute)

Au printemps (Figure 4.14), les usines du fleuve Saint-Laurent sont regroupées par rapport aux PFAS. Il n'y a pas d'échantillon pour l'usine C2. En ce qui concerne les usines C1 et C3, nous observons qu'elles ne sont pas regroupées. L'usine C1 est la plus en amont de grands centres de

population avec une population plus faible et dans une zone d'activité agricole. En la comparant avec C3, nous observons qu'en général, les mêmes composés ont été détectés, mais C3 a des concentrations plus élevées que C1.

L'usine A2 maintient son signal de PFAS particulier (même usine qui a été analysée à cause de sa proximité au ruisseau urbain dans la section 4.6). Ce site ne ressemble pas aux autres, en hiver et au printemps (Figure 4.13 et Figure 4.14).

Le site AB est généralement regroupé avec les sites correspondant à la rivière des Outaouais, en particulier avec le site B1. Cette corrélation était prévue, car cette usine reçoit un mélange d'eau provenant du fleuve Saint-Laurent et du Lac de Deux-Montagnes provenant de la rivière des Outaouais. De plus, lors de l'analyse des données d'alcalinité entre les sites AB et B1, des valeurs similaires sont observées tout au long des saisons (Tableau A.10), ce qui impliquerait que l'apport de la rivière des Outaouais contribue au profil de cette usine.

Les sites B, correspondant à la rivière des Outaouais, ont tendance à être regroupés, ce qui est un résultat attendu. Cependant, le site B2 a un comportement unique en hiver et au printemps. En fait, on pourrait dire que son comportement est similaire à celui de A2, isolée du reste des usines de la même rivière. En analysant sa position géographique dans la rivière, nous avons localisé un autre cours d'eau urbain qui pourrait avoir un impact sur le profil des PFAS de cette usine de traitement. D'autres études ont montré que le ruissellement urbain peut avoir un impact sur la pollution des sources d'eau par les PFAS, encore plus que les stations d'épuration des eaux usées (Lalonde & Garron, 2022). Bien que nous ne disposions pas d'informations sur ce cours d'eau urbain, ses caractéristiques pourraient être similaires à celles du cours d'eau analysé dans la section 4.5. D'une part, il est situé à proximité d'un aéroport et d'autre part, une partie de son territoire abrite de vastes surfaces minérales de secteurs industriels (Ville de Montréal, 2002-2012, 2014). Il reçoit les eaux de ruissellement des quartiers voisins, dont un parc industriel et un aéroport (Ville de Montréal, 2004). De même, si l'on compare les composés présents dans B2 avec ceux de l'usine de traitement en amont, on constate que 4 composés n'apparaissent que dans B2. En hiver, il s'agit du PFPeS et du FBSA, tandis qu'au printemps, il s'agit du 3,6-OPFHpA et du PFEtS. L'ordre de grandeur de ces composés est quand même faible. Toutefois, la dilution des composés, l'adsorption aux sédiments ou d'autres transformations pourraient entrer en jeu. Si l'on fait le parallèle avec le ruisseau urbain que nous avons surveillé, les concentrations à l'usine, située à une certaine distance,

ont considérablement diminué. Tous ces composés détectés à B2 sont liés à l'AFFF (Barzen-Hanson & Field, 2015; Kaboré et al., 2022; Z. Liu et al., 2022). En revanche, en regardant vers l'aval (B3), le PFPeS et le FBSA sont toujours détectés en hiver, tandis que le PFEtS est détecté au printemps. Il convient toutefois de noter qu'en amont de B2, d'autres composés PFAS associés à l'AFFF, tels que le 6:2-FTAB et le PFECHS, sont également détectés. Une étude plus approfondie des caractéristiques de ce ruisseau urbain pourrait aider à comprendre son impact sur les sources d'eau potable de la rivière des Outaouais.

Des concentrations importantes de PFCA et PFSA aux usines situées dans le fleuve Saint-Laurent ont été observées et il existe une corrélation entre ces usines et l'occurrence de composés tels que le PFOS et le PFOA, entre autres. Il y a également une certaine corrélation entre les précurseurs mesurés en hiver et l'usine A2, qui peut indiquer l'influence du ruisseau urbain sur ce dernier. Ces composés précurseurs ont aussi une corrélation avec l'usine B2 en hiver. Au printemps, la tendance pour les PFCA et PFSA se répète, avec la particularité que l'occurrence du composé PFBA a une forte présence à l'usine B2.

### 4.7.1.3 Classes des PFAS présentes dans la grande région de Montréal

Quant aux classes de PFAS présentes dans chaque saison, il est intéressant d'analyser leur corrélation (ou non) et leurs particularités. Pour ce faire, nous avons analysé le profil des PFAS au cours de chaque saison.

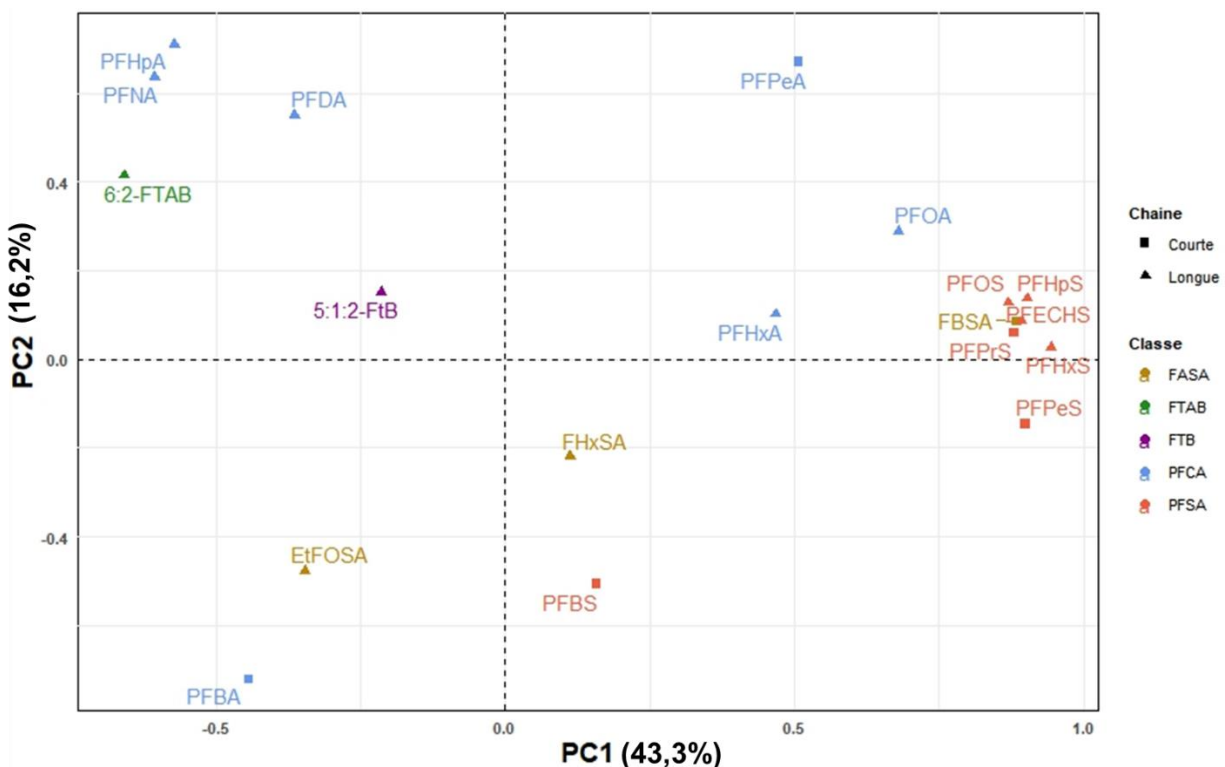


Figure 4.15 – PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (eau brute)

Selon la Figure 4.15, nous pouvons constater que les PFSA sont majoritairement regroupés, sauf pour la version à chaîne courte du PFOS, le PFBS. Il existe une forte corrélation entre le PFOA, le PFOS et le PFHxS (anciens PFAS considérés comme des polluants organiques persistants par la convention de Stockholm). La corrélation avec le PFOS et le PFSA a déjà été étudiée, montrant qu'il existe une forte corrélation entre le PFOS et des composés tels que le PFHxS et le PFHpS (Nøst et al., 2014). De la même façon, une corrélation entre PFOS et PFOA est attendue, comme décrite par la Figure 4.15. Cependant, Nøst et al. (2014) ont montré une corrélation entre les PFOS et les composés PFCA tels que le PFNA et le PFDA, tendance que nous n'observons pas ici. Par contre, il existe une forte corrélation entre les deux composés (PFNA et le PFDA), ce qui a été observé par Nøst et al. (2014). En ce qui concerne la longueur de la chaîne des PFAS, les PFAS à

chaîne courte et à chaîne longue sont dispersés et donc il n'y a pas de corrélation. Le 5:1:2 FTB et le 6:2 FTAB sont les PFAS dont la chaîne détectée est la plus longue (12 et 14 respectivement).

Le PFBA, la version la plus courte du PFOA, est faiblement corrélé avec le reste des PFCA. Leur corrélation entre les principaux composés PFAS a également été observée par Kaboré et al. (2018). Cependant, des différences entre les corrélations sont attendues, car elles sont également liées aux sources de contamination, incluant des sources locales. Le composé PFBA présente la plus forte concentration en hiver et au printemps, et sa concentration est presque le double de celle du second composé (voir Figure 4.9 et Figure 4.10).

Nous observons une corrélation négative entre les principaux PFSA et le 6:2 FTAB, tant en hiver qu'en printemps. Comme il a été démontré, le 6:2 FTAB est sujet à la photodégradation dans les eaux exposées au soleil (Trouborst, 2016). Ainsi, la présence de ce composé pourrait indiquer qu'il existe une source de contamination à proximité de la zone. Les sources de 6:2 FTAB sont l'utilisation d'AFFF qui peuvent se retrouver à l'effluent des usines de traitement des eaux usées (D'Agostino & Mabury, 2017). En fait, les données montrent que le 6:2 FTAB est peu enlevé par le traitement dans les stations d'épuration d'eau usée (Dauchy et al., 2017).

La perfluorobutane sulfonamide (FBSA) a déjà été détectée dans l'eau du robinet en même temps que le FHxSA. (Kaboré et al., 2018). De plus, le FBSA pourrait être un composé de décomposition des PFAS présents dans certaines mousses AFFF et agents de surface (Kaboré et al., 2022). Dans le contexte canadien, le composé FBSA a été aussi détecté dans des truites collectées dans les Grands Lacs (Chu, Letcher, McGoldrick, & Backus, 2016), qui pourrait être un indicateur de la présence de ces contaminants dans l'eau. Par rapport au composé EtFOSA, bien qu'il ait été détecté en faibles concentrations, la concentration la plus importante au cours de l'hiver a été observée à une usine de traitement située sur la rivière des Outaouais. Son occurrence peut être liée à l'activité agricole, car il s'agit d'un ingrédient actif des pesticides commerciaux et en plus possède la capacité de se décomposer en PFOS (Zabaleta et al., 2018).

Le PFECHS est utilisé depuis des décennies, mais ce n'est que ces dernières années que la technologie a permis de le détecter ; il est donc considéré comme un PFAS émergent (Q. Wang et al., 2023). En ce qui concerne les eaux canadiennes, des concentrations de PFECHS ont été mesurées dans les Grands Lacs, bien que leur origine dans cette région ne soit pas claire puisqu'elle peut être causée par un événement de décharge ou par des émissions au fil des ans (De Silva et al.,

2011). De plus, d'autres composés détectés tels que le FBSA, le FHxSA et le PFECHS ont déjà été détectés dans le fleuve Saint-Laurent (Munoz et al., 2022).

Selon De Silva et al. (2011), il n'y a pas de corrélations statistiques entre les PFOS/PFOA et les PFECHS dans les eaux de surface. Cependant, nous pouvons constater qu'en hiver et au printemps, il existe une forte corrélation entre les PFECHS et la plupart des anciens PFAS. Cela est en accord avec l'origine des PFECHS, qui semble être similaire à d'autres anciens PFAS (Mahoney et al., 2022). La présence de concentrations significatives de PFECHS dans les eaux de surface est à surveiller, car il n'est pas considéré comme un polluant organique persistant selon la Convention de Stockholm (Nations Unies, 2009). La contamination par le PFECHS est fortement liée aux aéroports, car la détection du composé est typiquement dans les plans d'eau proches des aéroports même dans les zones éloignées et isolées dans le monde (Mahoney et al., 2022).

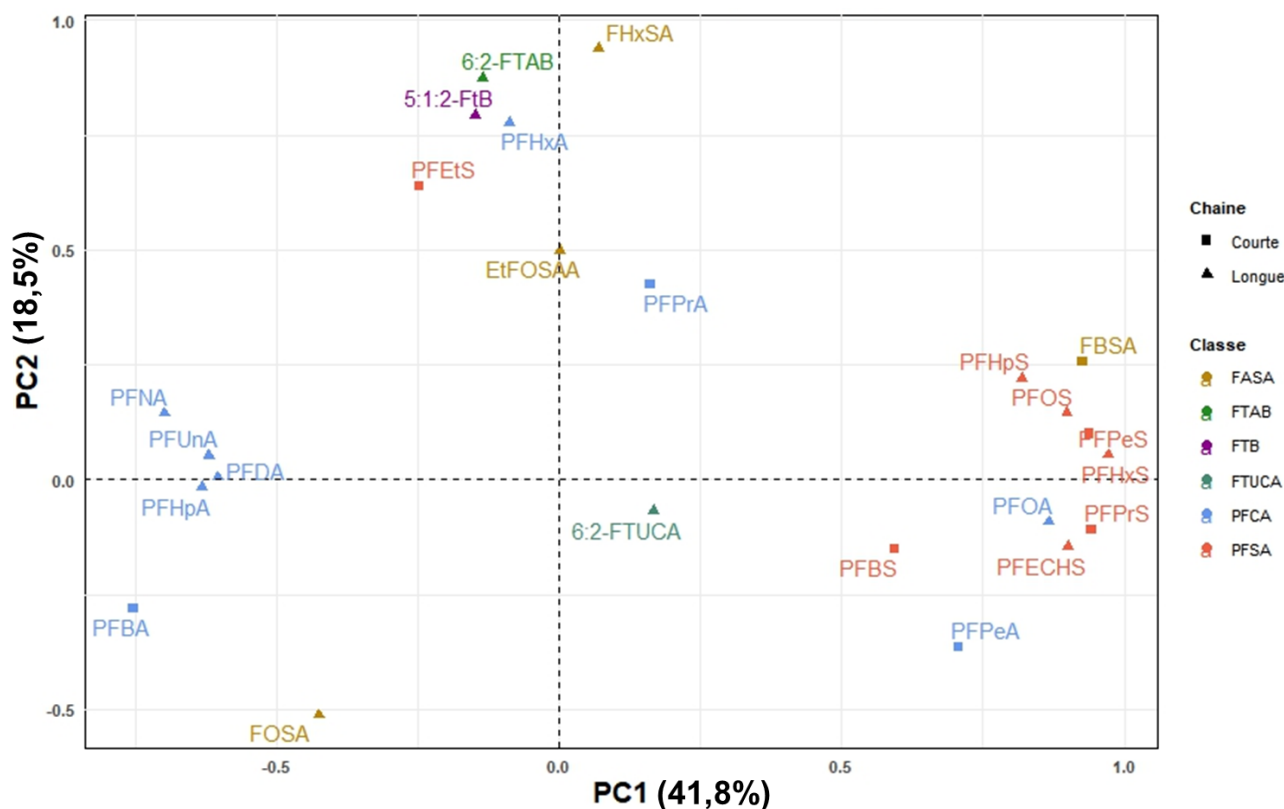


Figure 4.16 - PCA pour les classes des PFAS présentes en printemps (eau brute)

En analysant les données du printemps (Figure 4.16), on trouve encore une forte corrélation entre les PFOS et le PFOA. La diversité des composés et des classes est similaire à celle de la saison hivernale. Parmi les PFSA, il existe une forte corrélation, car ils sont regroupés, quelle que soit la

longueur de leur chaîne. Cependant, les PFCA sont plus faiblement répartis. Les PFCA à longue chaîne (PFDA, PFUnA, PFNA et PFHpA) sont regroupés, tandis que les PFCA à courte chaîne sont répartis dans le plot (PFPrA, PFPeA, et PFBA). Le PFPeA, PFAS à chaîne courte, est fortement corrélé avec les autres PFSA. Un autre point à souligner est le fait que le PFHxA est fortement corrélé aux composés considérés comme des précurseurs. Il est important de souligner une fois de plus que le PFHxA est un PFAS qu'il peut se former grâce à la dégradation de PFAS à chaîne plus longue (Cortina & Korzeniowski, 2008). Cette fois, le PFBA est plutôt corrélé aux autres PFCA.

En comparaison avec l'hiver, on constate l'apparition du composé EtFOSAA. Ce composé a également été détecté précédemment dans l'eau et son apparition pourrait être liée à la transformation des précurseurs de la perfluorooctane sulfonamide (Nguyen, Reinhard, Chen, & Gin, 2016). En fait, des études sur les eaux usées ont montré que le composé EtFOSAA est un produit de dégradation du composé EtFOSE, et qu'au même temps, il peut se dégrader en EtFOSA. Ce dernier va éventuellement se décomposer encore une fois pour devenir en FOSA, qui va se transformer encore jusqu'à atteindre le PFOS (Rhoads, Janssen, Luthy, & Criddle, 2008). Quant au PFNA, qui a également été détecté en hiver, il s'agit d'un composé qui a été utilisé dans la production de fluorure de polyvinylidène (PVDF). On estime que la plupart des fabricants ont également abandonné progressivement la production de PFNA, en le remplaçant par des homologues. (Buck et al., 2011).

Le composé 3,6-OPFHpA (qu'on ne voit pas dans la Figure 4.16), également connu sous le nom de NFDHA (Z. Liu et al., 2022), est l'un des composés suivis par Santé Canada. Ce composé à chaîne courte est principalement utilisé dans la production d'AFFF moins persistants (Z. Liu et al., 2022). Ce composé a été détecté à l'usine B2, que nous avons vu précédemment qui se comporte d'une manière particulière et pourrait être influencée par les charges d'un autre ruisseau urbain. Même si la concentration est relativement faible, le composé PFEtS a été détecté dans les sites d'échantillonnage correspondant à la rivière des Outaouais ainsi que dans la rivière de L'Assomption. Le PFEtS est également lié à production des mousses AFFF. L'une des caractéristiques de ce composé est que, bien qu'il s'agisse d'un PFAS à chaîne courte, il semble aussi persistant que ses homologues à chaîne longue, puisqu'il a été associé à la contamination de sites militaires utilisés à des fins d'entraînement aux États-Unis (Barzen-Hanson & Field, 2015).

#### 4.7.1.4 Eau traitée

#### 4.7.1.5 Analyse des sites d'échantillonnage

Bien que nous ayons vu dans les sections précédentes que l'élimination des PFAS par les usines de traitement des eaux est pratiquement nulle, il est intéressant d'étudier ce qu'il advient de l'eau traitée. A priori, on pourrait dire que les composés que l'on trouvera seront les mêmes que ceux présents dans l'eau brute, mais la capacité de dégradation ou de transformation de certains composés pourrait avoir un impact.

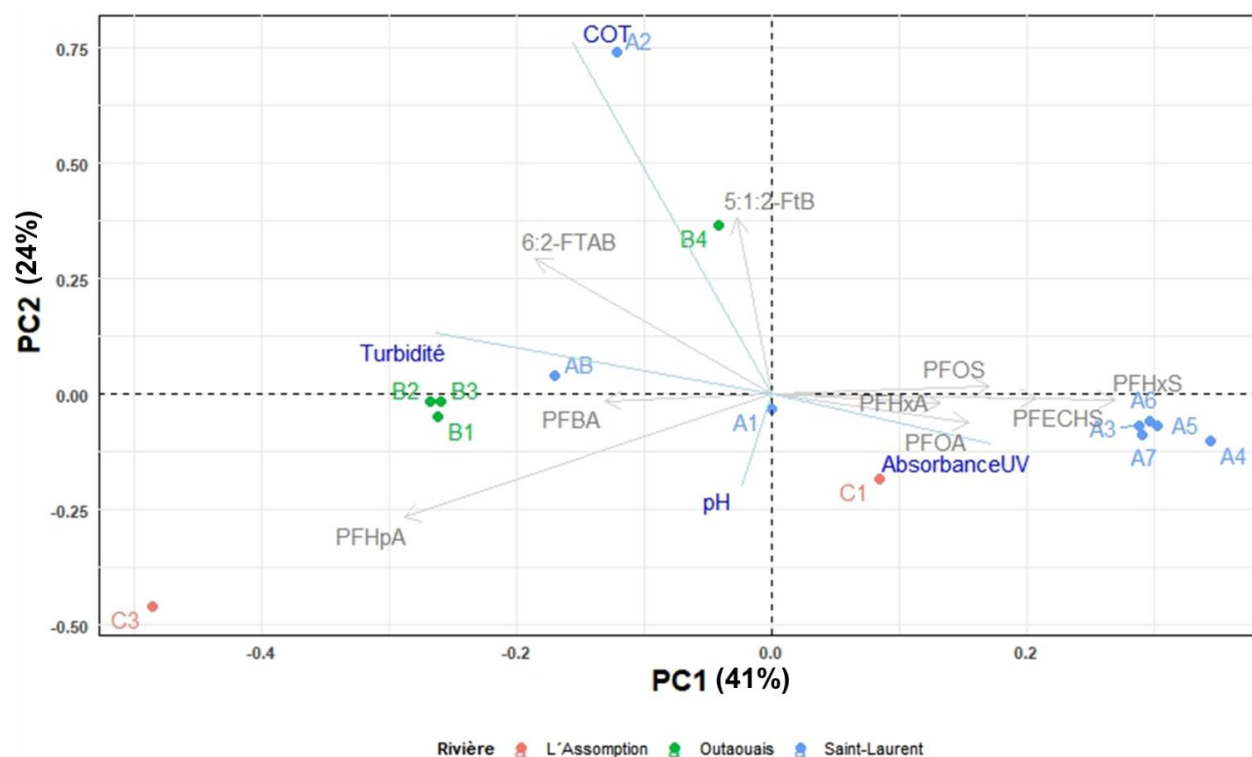


Figure 4.17 PCA pour l'eau traitée (Hiver)

Dans le cas de la Figure 4.17, nous constatons une forte corrélation entre les composés PFOS et PFOA, ainsi qu'avec les composés à longue chaîne appartenant à la classe des PFSA et PFCA, tels que PFHxA et PFHxS. Les précurseurs (FTAB et FTB) ont aussi une corrélation positive, car ils sont regroupés. Nous constatons également que, dans le cas des eaux traitées, il y a un regroupement important des principales usines du fleuve Saint-Laurent : A3, A4, A5, A6 et A7. En ce qui concerne ces usines, leur chaîne de traitement de l'eau est similaire et comprend la chloration, la filtration, l'ozonation et UV (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements

Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2024b, 2024c). Cependant, si nous analysons la chaîne de traitement de l'eau potable de l'usine A1, nous constatons que, contrairement au reste des usines du groupe A, elle comprend la chloration, la filtration et l'ozonation. Une fois de plus, le comportement de l'usine AB ressemble à celui de la rivière Outaouais, tandis que l'usine A2 continue avec son comportement particulier. Ceci n'est pas du tout surprenant, étant donné la faible capacité d'élimination des PFAS des usines de traitement, on peut s'attendre à ce que le profil de l'eau traitée soit très similaire à celui de l'eau brute. L'usine B2, qui avait un comportement singulier à l'eau brute, est maintenant regroupée avec les autres usines de la rivière des Outaouais. Cela pourrait être dû à une augmentation de la concentration de PFBA dans l'eau traitée, qui passe de valeurs négligeables à environ 0,75 ng/L. En revanche, l'usine B4, qui était regroupée avec le reste des usines B, semble maintenant avoir un comportement plus isolé de l'eau traitée. En comparant le comportement de l'eau brute avec celui de l'eau traitée, nous avons observé que 6 composés supplémentaires ont été détectés dans cette dernière. De même, si l'on compare avec le reste des usines B, B1, B2 et B3 ont une chaîne de traitement de l'eau composée de la chloration, de la filtration et de l'ozonation, tandis que la chaîne de B4 est complétée par des filtres à charbon (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), 2024a, 2024c).

En ce qui concerne les usines de type C, C1 continue à se regrouper avec les usines du Saint-Laurent, tandis que nous n'avons pas d'échantillon pour l'usine C2. En relation à l'usine C3 on voit que son comportement change dans l'eau traitée, cela pourrait s'expliquer par la concentration accrue de PFAS dans l'eau traitée par rapport à l'eau brute.

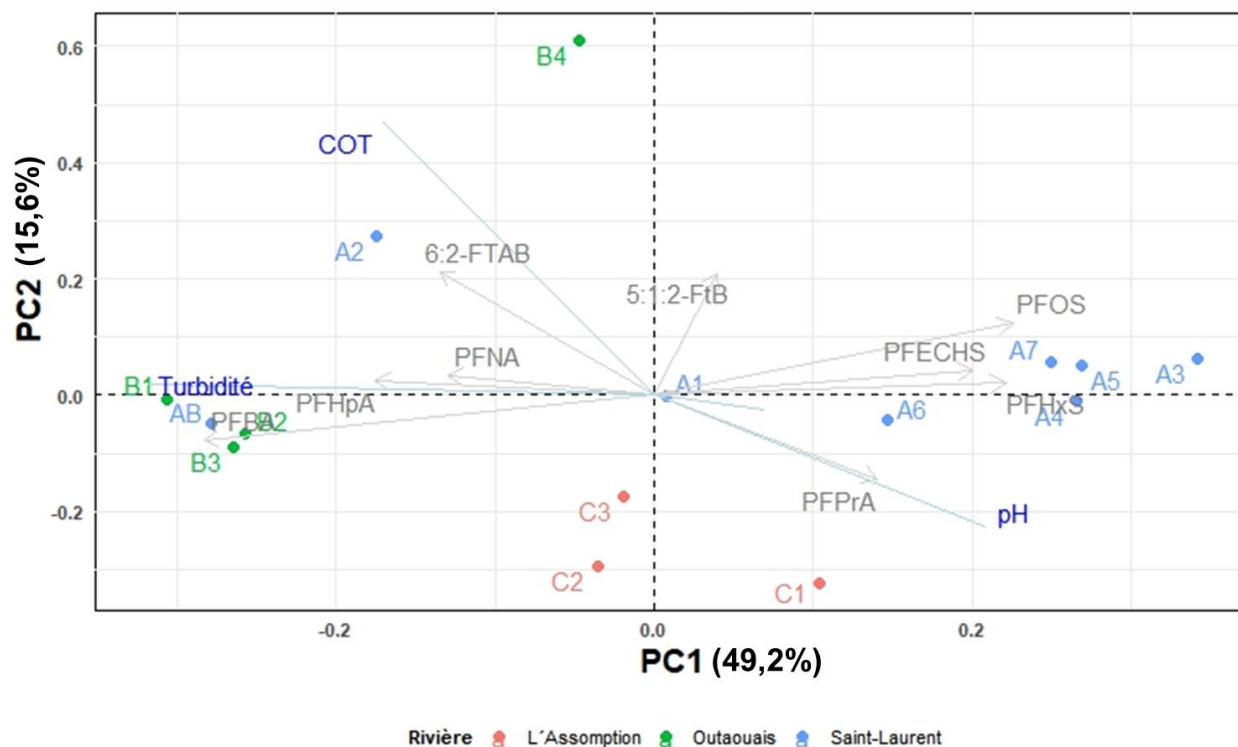


Figure 4.18 PCA pour l'eau traitée (Printemps)

Au printemps, comme le montre la Figure 4.18, les usines du fleuve Saint-Laurent, A3, A4, A5, A6 et A7 sont toutes regroupées. L'usine AB est corrélée avec celles de la rivière des Outaouais. Comme en hiver, l'usine B2 est regroupée avec les autres usines B. L'exception est à nouveau B4, et si l'on compare spécifiquement ce qui se passe avec les composés dans cette usine, on constate une augmentation de la concentration des précurseurs tels que le 5:1:2-FTB, et le 5:3-FTB. Il y a également une augmentation d'autres PFSA et PFCA, tels que PFHxA, PFOA, PFOS ou PFPeA qui pourraient être associés à la dégradation d'autres composés dans le processus de traitement. Les usines de la rivière L'Assomption sont corrélées au printemps.

De manière générale, la qualité de l'eau traitée est similaire à la qualité de l'eau brute, et il n'y a pas des différences significatives selon le test statistique (Tableau 4.3). Certaines variations spécifiques se produisent, possiblement à cause de la capacité des substances PFAS à se décomposer et à se transformer en d'autres composés. Cela renforce la nécessité d'étudier les caractéristiques chimiques qui permettent aux PFAS de se transformer à la fois dans l'environnement mais aussi lors du traitement de l'eau potable.

#### 4.7.1.6 Classes des PFAS présentes dans l'eau potable

À la suite de l'analyse du profil des PFAS obtenu à la sortie des usines de traitement, nous pouvons analyser les classes de PFAS présentes dans l'eau potable de la région métropolitaine.

Selon la Figure 4.19 les PFSA sont à nouveau regroupés avec les FBSA et les PFCA ont un comportement similaire à celui de l'eau brute. En ce qui concerne les composés qui n'ont été détectés que dans l'eau traitée, il faut souligner le PFOPA et le FDSA. Ils sont tous deux fortement corrélés et ont été détectés dans les usines de traitement des eaux A5, A6 et A7, qui fournissent de l'eau à la même municipalité.

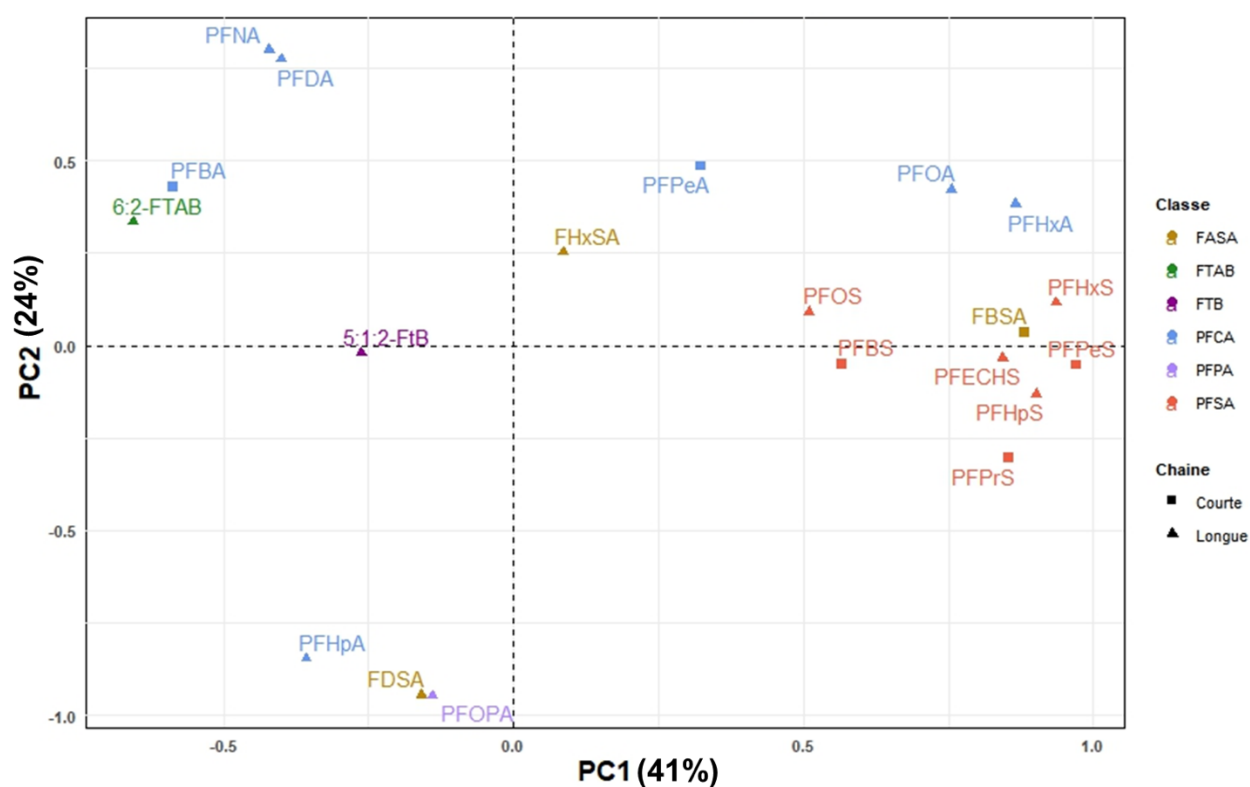


Figure 4.19 PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (eau traitée)

Le composé EtFOSA n'est présente dans le PCA de l'eau traitée, tandis qu'il était dans celui de l'eau brute, ce qui pourrait indiquer une certaine dégradation de cette substance en un autre composé apparenté aux PFOS (Rhoads et al., 2008). Il y a une forte corrélation entre les PFCA à chaîne longue PFNA et PFDA, tandis que le PFOA et PFHxA sont plutôt corrélés avec les PFSA.

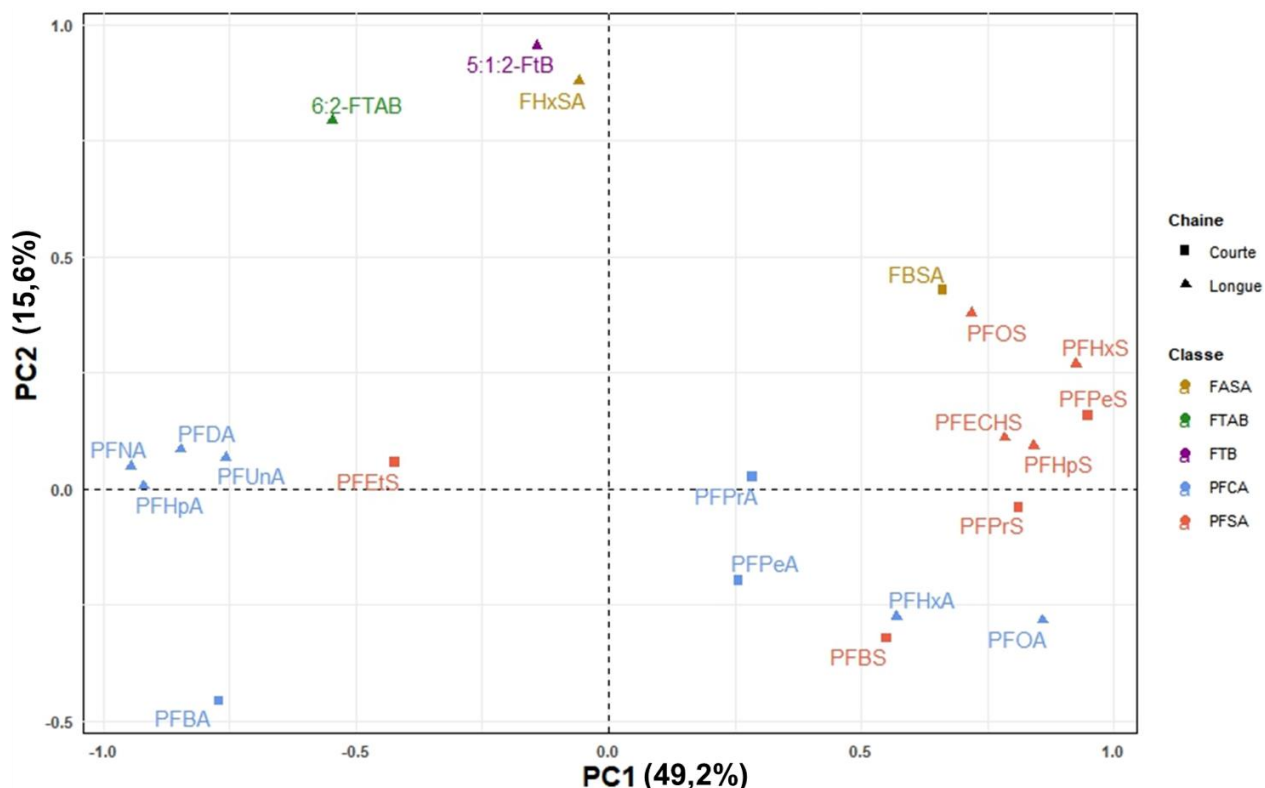


Figure 4.20 PCA pour les classes des PFAS présentes au printemps (eau traitée)

Au printemps, selon la Figure 4.20 les mêmes PFAS sont présents dans l'eau brute et l'eau traitée. EtFOSAA, FOSA et 6:2-FTUCA sont des composés que l'on ne trouve plus dans la Figure 4.20, tandis qu'ils étaient présents dans l'eau brute du printemps (Figure 4.16). Par exemple, les composés FTUCA sont capables de se dégrader en PFCA, et ils pourraient également être des intermédiaires dans la transformation des alcools fluorotélomères (FTOH) en PFCA (Myers & Mabury, 2010). Dans notre cas, l'absence de 6:2-FTUCA pourrait être due à une sorte de transformation dans le processus de traitement. D'autre part, des composés tels que l'EtFOSAA et le FOSA sont des produits de dégradation intermédiaires qui peuvent être transformés pour générer des PFOS ou d'autres PFAS (Buck et al., 2011; Rhoads et al., 2008).

#### 4.7.1.7 Phase particulière

Cette section présente les résultats des échantillons de la phase particulière. En premier lieu, la longueur de la chaîne de carbone influence la capacité des composés PFAS à se lier aux particules en suspension ou aux sédiments. L'une des caractéristiques des PFAS à chaîne courte est leur grande mobilité, tandis que le comportement d'adsorption des PFAS à chaîne longue est différent

(Li, Liu, Mao, & Wang, 2023). L'analyse de la phase particulaire de l'eau brute est intéressante pour comprendre le devenir de certains PFAS à chaîne longue. Par conséquent, il est bon de prêter une attention particulière à la longueur de la chaîne de chaque composé. Le nombre de composés mesurés dans la phase particulaire est plus faible que dans la phase dissoute, comme on voit dans la Figure 4.21.

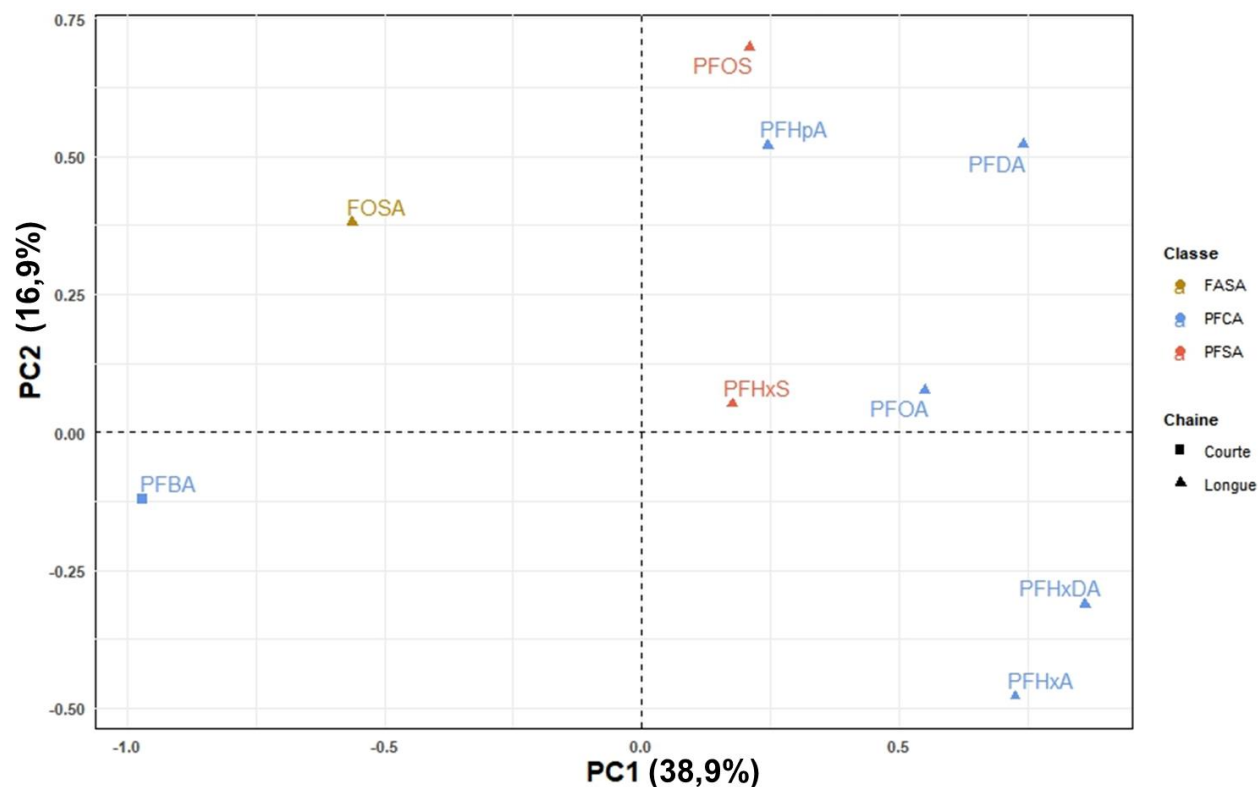


Figure 4.21 PCA pour les classes des PFAS présentes en hiver (phase particulaire)

Il convient de souligner que la concentration la plus élevée d'un composé PFAS dans les solides en suspension correspond au PFBA, l'homologue à chaîne courte du PFOA. Ce composé est légèrement suivi par le PFHxDA. Le PFDA présente la plus faible concentration dans la phase particulaire. Dans la Figure 4.21, nous pouvons voir la longueur de la chaîne de carbone de chaque composé présent dans la phase particulaire pour l'hiver. Comme prévu, à l'exception de la présence du PFBA, les autres composés ont une longue chaîne de carbone, ce qui est en accord avec la littérature (Zhao et al., 2016). En fait, sur la concentration totale dans la phase particulaire, les PFAS à chaîne longue représentent 62,5 % du total. Des études antérieures (Li et al., 2023) ont également montré le pourcentage élevé de PFAS à longue chaîne dans les solides en suspension, bien qu'il soit d'environ 80 %.

En comparant avec les composés détectés dans l'eau brute en hiver, on constate que deux d'entre eux ne sont présents que dans la phase particulaire : le FOSA et le PFHxDA. Ce dernier est un PFAS hydrophobe et possède l'une des chaînes les plus longues (Gouvernement de Nouveau Hampshire, 2024) détectées dans cette étude (C16). Comme nous l'avons vu, ces caractéristiques le rendent plus susceptible de se fixer aux solides en suspension. D'autres composés tels que le PFHxA et PFHpA ont été mesurés dans la matière en suspension par d'autres études (Chen et al., 2015) et de même le PFOS, PFOA ou PFDA (Nguyen et al., 2016), tous des composés qui nous avons détectés dans la phase particulaire de l'hiver.

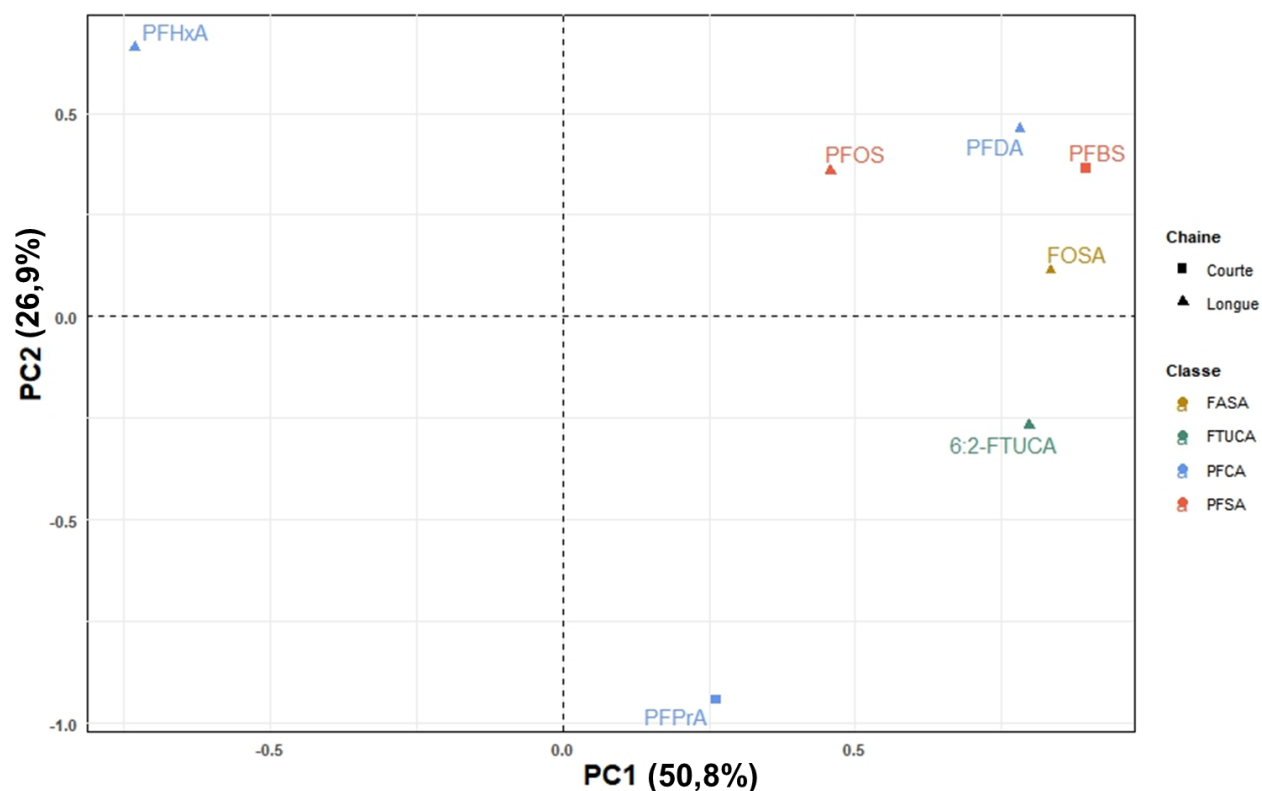


Figure 4.22 PCA pour les classes des PFAS présentes en printemps (phase particulaire)

Les résultats pour le printemps (Figure 4.22) sont surprenants, car la tendance attendue, et ce qui s'est passé en hiver se sont inversés. Cela signifie que la concentration des PFAS à chaîne courte est plus élevée que celle des PFAS à chaîne longue. Cette fois-ci, ces derniers ne représentent que 32,6 % de la concentration totale, mais il convient de souligner que la concentration totale a également diminué par rapport à l'hiver. En hiver, la concentration totale de PFAS dans la phase particulaire était d'environ 4,50 ng/L et elle a diminué à 1,50 ng/L au printemps. En ce qui concerne

la turbidité des échantillons de la phase dissoute, la moyenne est plus élevée au printemps (5,65 UTN) qu'en hiver (3,25 UTN).

En conclusion, nous pouvons constater que nos données montrent que des PFAS sont présents dans les solides en suspension. Cependant, l'ordre de grandeur est beaucoup plus faible que les valeurs trouvées dans la phase dissoute. Le nombre de PFAS détectés dans la phase particulaire est également beaucoup plus faible que dans l'eau brute et l'eau traitée. En ce qui concerne la longueur des chaînes, la plupart des composés détectés en hiver sont des chaînes longues, certains composés n'étant détectés que dans cette phase. Le PFAS le plus long a été détecté dans les solides en suspension de la saison hivernale. Il s'agit du PFHxDA, dont la structure chimique comporte 16 carbones. Au printemps, le pourcentage des PFAS à chaîne courte est plus important. Au printemps, les contaminants et effluents sont plus dilués et il y a une augmentation des matières en suspension. Certains composés pourraient se retrouver plus facilement sous les limites de détection à la fois pour la phase aqueuse et la phase particulaire. Des échantillons des sédiments fluviaux pourraient aider l'interprétation des variations entre phases et saisons.

## CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Au début du projet de recherche, et dans les premiers paragraphes de ce document, la question était la suivante : quelle est la situation dans la grande région de Montréal en ce qui concerne l'occurrence des substances PFAS et leur lien avec le traitement de l'eau potable sur place ?

La revue de littérature, les campagnes d'échantillonnage, la collecte de données et l'analyse subséquente ont permis de répondre en partie à cette question et donc on peut conclure :

- Parmi les 77 composés PFAS suivis, y compris les 29 composés proposés par Santé Canada, une trentaine ont été détectés dans la source d'eau et l'eau traitée de la grande région de Montréal.
- Les concentrations des PFAS les plus importantes se trouvent dans les usines ayant leurs prises d'eau au fleuve Saint-Laurent. Tandis que les concentrations à la rivière des Outaouais et L'Assomption nous donnent une idée de l'existence des sources de contamination locales.
- En ce qui concerne la caractérisation de la source selon les classes des PFAS présents, on constate qu'il y a des acides des PFAS et des précurseurs. Ces deux font en même temps partis des classes PFSA, PFCA, FASA, FTS, FTB, FTAB, FTCA, PFECA et PFESA entre autres.
- L'occurrence des PFAS à chaîne longue et courte indique le remplacement par des homologues à chaîne courte sans l'élimination environnementale des PFAS à chaîne longue. Connaître la chaîne de carbone des composés se traduit en connaître la facilité ou la difficulté d'enlever les composés par les chaînes de traitement.
- Composés dans la phase particulaire : Le composé ayant la chaîne de carbone la plus longue, le PFHxDA, a été détecté en hiver. La détection de ce composé dans la phase particulaire est en accord avec la littérature, mais d'autres composés tels que le PFBA ont également été détectés dans la matière en suspension.
- Toutes les usines de traitement ont des concentrations en dessous de la limite proposée par Santé Canada et par USEPA. Notamment, la somme de 29 composés spécifiques est inférieure à 30 ng/L (Santé Canada), et la concentration de PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS, GenX et PFBS est inférieure aux limites établies (USEPA).

- Faible enlèvement des composés PFAS avec l'infrastructure existante : L'étude a permis de connaître la capacité d'élimination des usines de traitement actives dans la région, ainsi que d'observer le type d'eau que reçoivent les consommateurs en ce qui concerne les substances PFAS. Si nous prenons les résultats de la période hiver/printemps, ils montrent que les usines de traitement conventionnels n'ont pas une grande capacité d'élimination des PFAS (en moyenne, les usines ont un taux d'élimination de -11,5 % en hiver et de 20 % au printemps.), principalement en raison de leurs caractéristiques physico-chimiques. Afin d'obtenir une élimination plus importante, les usines seront obligées de recourir à des traitements plus avancés, ce qui se traduit par des investissements importants.
- Le ruissellement urbain pourrait avoir un impact sur les substances et les concentrations de PFAS mesurées dans la source : Ce type de surveillance plus ciblée a permis de confirmer que la proximité d'une source de polluants telle qu'un aéroport pourrait avoir influencé non seulement la concentration de PFAS dans la masse d'eau, mais aussi ce qui peut se produire en aval, par exemple à l'usine A2.
- L'analyse PCA a permis de détecter une usine (B2) dont le comportement est similaire à celui de l'usine A2. Lors de l'étude de sa localisation géographique et de son environnement, un cours d'eau urbain a été détecté à proximité, ce qui peut avoir un impact sur les concentrations mesurées à l'usine B2.
- En raison de leur persistance dans l'environnement, les PFAS peuvent servir comme outil pour le dépistage de sources de contamination : Nous avons constaté une prédominance des PFCA et des PFSA, ce qui est conforme à la littérature. En outre, le rôle clé des composés précurseurs, qui sont capables de se dégrader et de se transformer dans l'environnement pour former d'autres composés PFAS, n'est pas négligeable. Certaines de ces transformations peuvent expliquer la fluctuation des composés non seulement dans l'eau brute et l'eau traitée, mais aussi au fil des saisons de l'année.

L'idée de ce document et des différents points de conclusion est de générer des informations qui serviront de précédent pour de futures mesures d'atténuation, des investissements dans des usines de traitement ou à des fins académiques. Par conséquent, les recommandations suivantes peuvent être prises en compte par les villes, les municipalités et les opérateurs de systèmes de traitement de l'eau :

- Identification et échantillonnage des points potentiels de contamination : Il sera important de surveiller ce qui se passe dans le ruisseau urbain en amont de l'usine B2. Cela peut également être considéré comme un déclencheur pour identifier d'autres points de contamination probable dans la région de Montréal. Pour commencer, les points d'intérêt à échantillonner pourraient être les ruisseaux recevant les eaux de ruissellement urbain et les eaux en amont des stations d'épuration.
- Usines de traitement : Prévoir des améliorations à un futur pour s'adapter dans un contexte des changements des réglementations et recommandations gouvernementales. Travailler avec des chercheurs pour comprendre quelles sont les meilleures options selon l'eau à traiter de chaque site.
- Travail multidisciplinaire : Ce type de travail permet de partager des informations entre différentes entités, juridictions et niveaux de gouvernement (municipalités, ministères provinciaux et fédéraux). Il s'agit d'un élément important qui permet de créer davantage d'outils pour protéger la source d'eau.
- Diffusion, éducation et sensibilisation sociale : Il est important que la population soit consciente de l'existence des PFAS en tant que polluants, de leurs conséquences sur l'environnement et sur la santé des personnes. Il est nécessaire que les gens soient conscients de la situation actuelle et future, de manière responsable, et qu'ils participent à la préservation de l'environnement.

En conclusion, la situation dans la région métropolitaine de Montréal n'est pas critique en termes de niveaux de contamination par les PFAS. Si les recommandations de Santé Canada entrent en vigueur, les usines de traitement ne seront pas obligées de modifier leur procédé de traitement à court terme. Il est donc extrêmement important de protéger la source d'eau potable. La capacité d'élimination des composés PFAS par les usines étant très faible, toute contamination exceptionnelle pourrait avoir de graves répercussions non seulement sur l'environnement, mais aussi sur la santé publique. La surveillance continue des sites à fort potentiel de contamination et des usines, ainsi que la mise à jour des normes, peut contribuer de manière significative à la protection de la population et de ses sources d'eau. Cependant, la présence de PFAS dans les eaux de surface de la région ajoute une charge supplémentaire à l'infrastructure locale de l'eau, qui doit déjà s'adapter à un rythme accéléré aux conséquences liées aux changements climatiques.

## RÉFÉRENCES

- Ahrens, L., Norström, K., Viktor, T., Cousins, A. P., & Josefsson, S. (2015). Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*, *129*, 33-38. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.136>
- American Public Health Association, Baird, R., Eaton, A. D., Rice, E. W., Bridgewater, L., American Water Works, A., & Water Environment, F. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd edition. ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- American Water Works, A., Letterman, R. D., Letterman, R. D., & American Water Works, A. (1999). *Water quality and treatment : a handbook of community water supplies* (5th ed. ed.). New York: McGraw-Hill.
- American Water Works Association. (2023). PFAS National Cost Model Report. Retrieved from <https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/Government/2023030756BVFinalTechnicalMemorandum.pdf?ver=2023-03-14-102450-257>
- Barzen-Hanson, K. A., & Field, J. A. (2015). Discovery and Implications of C2 and C3 Perfluoroalkyl Sulfonates in Aqueous Film-Forming Foams and Groundwater. *Environmental Science & Technology Letters*, *2*(4), 95-99. doi:10.1021/acs.estlett.5b00049
- Brendel, S., Fetter, É., Staude, C., Vierke, L., & Biegel-Engler, A. (2018). Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe*, *30*(1), 9. doi:10.1186/s12302-018-0134-4
- Brooke, D., Footitt, A., & Nwaogu, T. A. (2004). *Environmental Risk Evaluation Report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS)*. Retrieved from [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/290857/sch\\_o1009brbl-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290857/sch_o1009brbl-e-e.pdf)
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., . . . van Leeuwen, S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *7*(4), 513-541. doi:<https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Buck, R. C., Korzeniowski, S. H., Laganis, E., & Adamsky, F. (2021). Identification and classification of commercially relevant per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS). *Integrated Environmental Assessment and Management*, *17*(5), 1045-1055. doi:<https://doi.org/10.1002/ieam.4450>
- Buck, R. C., Murphy, P. M., & Pabon, M. (2012). Chemistry, Properties, and Uses of Commercial Fluorinated Surfactants. In T. P. Knepper & F. T. Lange (Eds.), *Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products* (pp. 1-24). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Carson, R. (2002). *Silent Spring* (40 ed.). Boston, MA: Houghton Mifflin (Trade).
- Chen, X., Zhu, L., Pan, X., Fang, S., Zhang, Y., & Yang, L. (2015). Isomeric specific partitioning behaviors of perfluoroalkyl substances in water dissolved phase, suspended particulate matters and sediments in Liao River Basin and Taihu Lake, China. *Water Research*, *80*, 235-244. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.032>

- Cheremisinoff, N. P. (2017). *Perfluorinated chemicals (PFCs) : contaminants of concern* [1 online resource]. Retrieved from <https://doi.org/10.1002/9781119363828>
- Chu, S., Letcher, R. J., McGoldrick, D. J., & Backus, S. M. (2016). A New Fluorinated Surfactant Contaminant in Biota: Perfluorobutane Sulfonamide in Several Fish Species. *Environmental Science & Technology*, *50*(2), 669-675. doi:10.1021/acs.est.5b05058
- Communauté métropolitaine de Montréal. (2019). *Bilan économique du grand Montréal*. Retrieved from
- Communauté métropolitaine de Montréal. (2024). À propos de la Communauté métropolitaine de Montréal. Retrieved from <https://cmm.qc.ca/a-propos/>
- Corporation de l'Aménagement de la Rivière l'Assomption. (2019). Plan directeur de l'eau (PDE). Retrieved from <https://www.cara.qc.ca/plan-directeur-de-leau/>
- Cortina, T., & Korzeniowski, S. H. (2008). AFFF industry in position to exceed environmental goals. *Asia Pacific Fire June*, 18-22. Retrieved from <https://www.yumpu.com/en/document/read/7496859/afff-industry-in-position-to-exceed-environmental-goals-the-fire->
- Crone, B. C., Speth, T. F., Wahman, D. G., Smith, S. J., Abulikemu, G., Kleiner, E. J., & Pressman, J. G. (2019). Occurrence of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Source Water and Their Treatment in Drinking Water. *Crit Rev Environ Sci Technol*, *49*(24), 2359-2396. doi:10.1080/10643389.2019.1614848
- D'Eon, J. C., Crozier, P. W., Furdui, V. I., Reiner, E. J., Libelo, E. L., & Mabury, S. A. (2009). Perfluorinated phosphonic acids in Canadian surface waters and wastewater treatment plant effluent: Discovery of a new class of perfluorinated acids. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *28*(10), 2101-2107. doi:<https://doi.org/10.1897/09-048.1>
- D'Agostino, L. A., & Mabury, S. A. (2014). Identification of Novel Fluorinated Surfactants in Aqueous Film Forming Foams and Commercial Surfactant Concentrates. *Environmental Science & Technology*, *48*(1), 121-129. doi:10.1021/es403729e
- D'Agostino, L. A., & Mabury, S. A. (2017). Certain Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances Associated with Aqueous Film Forming Foam Are Widespread in Canadian Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, *51*(23), 13603-13613. doi:10.1021/acs.est.7b03994
- Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A. J., Niwagaba, C. B., & Ahrens, L. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Sci Total Environ*, *631-632*, 660-667. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.024
- Dauchy, X., Boiteux, V., Bach, C., Colin, A., Hemard, J., Rosin, C., & Munoz, J.-F. (2017). Mass flows and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the wastewater treatment plant of a fluorochemical manufacturing facility. *Science of The Total Environment*, *576*, 549-558. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.130>
- De Silva, A. O., Spencer, C., Scott, B. F., Backus, S., & Muir, D. C. G. (2011). Detection of a Cyclic Perfluorinated Acid, Perfluoroethylcyclohexane Sulfonate, in the Great Lakes of

- North America. *Environmental Science & Technology*, 45(19), 8060-8066. doi:10.1021/es200135c
- de Solla, S. R., De Silva, A. O., & Letcher, R. J. (2012). Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton, Ontario, Canada. *Environment International*, 39(1), 19-26. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.09.011>
- Derome, R. (2023, 16-11-2023). Est-ce la fin des PFAS? *Québec Science*. Retrieved from <https://www.quebecscience.qc.ca/environnement/est-ce-la-fin-des-pfas/>
- Environnement Canada. (1996). *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent: L'écosystème du Saint-Laurent*. Retrieved from
- Environnement et Changement Climatique Canada. (2019). *Examen de la gouvernance, des données existantes, des indicateurs potentiels et des valeurs dans le Bassin Versant de la Rivière des Outaouais*. Retrieved from
- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P., & De Voogt, P. (2012). Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environmental Science & Technology*, 46(3), 1708-1715. doi:10.1021/es201662b
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., . . . Roberts, S. M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environ Toxicol Chem*, 40(3), 606-630. doi:10.1002/etc.4890
- Flores, C., Ventura, F., Martin-Alonso, J., & Caixach, J. (2013). Occurrence of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in N.E. Spanish surface waters and their removal in a drinking water treatment plant that combines conventional and advanced treatments in parallel lines. *Science of The Total Environment*, 461-462, 618-626. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.026>
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., . . . Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2345-2373. doi:10.1039/DOEM00291G
- Goss, K.-U. (2008). The pKa Values of PFOA and Other Highly Fluorinated Carboxylic Acids. *Environmental Science & Technology*, 42(2), 456-458. doi:10.1021/es702192c
- Gouvernement de l'Australie. (2022). *National Water Quality Management Strategy (Australian Drinking Water Guidelines 6 2011)*.
- Gouvernement de la Nouvelle-Zélande. (2022). *Water Services (Drinking Water Standards for New Zealand) Regulations 2022*.
- Gouvernement de Nouveau Hampshire. (2024). *REPORT ON THE OCCURRENCE OF PER- AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFAS) IN FLOOR STRIPPING AND REFINISHING WASTEWATER AT FOUR SCHOOLS IN NEW HAMPSHIRE*. Retrieved from <https://www.des.nh.gov/sites/g/files/ehbemt341/files/documents/r-wd-24-04.pdf>

- Gouvernement du Canada. (2006). Liste de quasi-élimination. Retrieved from <https://laws.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2006-298/page-1.html>
- Gouvernement du Canada. (2008). Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et certains autres composés. Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2008-178/20080529/p1tt3xt3.html>
- Gouvernement du Canada. (2012). Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012). Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2012-285/index.html>
- Gouvernement du Canada. (2021). Canada Gazette, Part I, Volume 155, Number 17: GOVERNMENT NOTICES. Retrieved from <https://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p1/2021/2021-04-24/html/notice-avis-eng.html>
- Gouvernement du Canada. (2022). La Gazette du Canada, Partie I, volume 156, numéro 20 : Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2022). Retrieved from <https://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2022/2022-05-14/html/reg2-fra.html>
- Gouvernement du Québec. (2019). Guide de conception des installations de production d'eau potable. *Direction générale des politiques de l'eau*.
- Grgas, D., Petrina, A., Štefanac, T., Bešlo, D., & Landeka Dragičević, T. (2023). A Review: Per- and Polyfluoroalkyl Substances-Biological Degradation. *Toxics*, *11*(5). doi:10.3390/toxics11050446
- Guerra, P., Kim, M., Kinsman, L., Ng, T., Alae, M., & Smyth, S. A. (2014). Parameters affecting the formation of perfluoroalkyl acids during wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, *272*, 148-154. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.016>
- Hagenaars, A., Meyer, I. J., Herzke, D., Pardo, B. G., Martinez, P., Pabon, M., . . . Knapen, D. (2011). The search for alternative aqueous film forming foams (AFFF) with a low environmental impact: Physiological and transcriptomic effects of two Forafac® fluorosurfactants in turbot. *Aquatic Toxicology*, *104*(3), 168-176. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.04.012>
- Hamid, H., & Li, L. (2016). Role of wastewater treatment plant in environmental cycling of poly- and perfluoroalkyl substances. *Ecocycles*, *2*(2), 43-53. doi:10.19040/ecocycles.v2i2.62
- Harris, K. J., Munoz, G., Woo, V., Sauvé, S., & Rand, A. A. (2022). Targeted and Suspect Screening of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Cosmetics and Personal Care Products. *Environmental Science & Technology*, *56*(20), 14594-14604. doi:10.1021/acs.est.2c02660
- Interstate Technology & Regulatory Council. (2022). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances Technical and Regulatory Guidance*. Retrieved from Washington, DC: <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- Kaboré, H. A., Goeury, K., Desrosiers, M., Vo Duy, S., Liu, J., Cabana, G., . . . Sauvé, S. (2022). Novel and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in freshwater sporting fish from background and firefighting foam impacted ecosystems in Eastern Canada. *Science of The Total Environment*, *816*, 151563. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151563>
- Kaboré, H. A., Vo Duy, S., Munoz, G., Méité, L., Desrosiers, M., Liu, J., . . . Sauvé, S. (2018). Worldwide drinking water occurrence and levels of newly-identified perfluoroalkyl and

- polyfluoroalkyl substances. *Science of The Total Environment*, 616-617, 1089-1100. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.210>
- Kempisty, D. M., Xing, Y., & Racz, L. (2018). *Perfluoroalkyl Substances in the Environment: Theory, Practice, and Innovation* (1st Edition ed.). Boca Raton: CRC Press.
- Kunacheva, C., Fujii, S., Tanaka, S., Boontanon, S. K., Poothong, S., Wongwatthana, T., & Shivakoti, B. R. (2010). Perfluorinated compounds contamination in tap water and bottled water in Bangkok, Thailand. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 59(5), 345-354. doi:10.2166/aqua.2010.063
- Kurwadkar, S., Dane, J., Kanel, S. R., Nadagouda, M. N., Cawdrey, R. W., Ambade, B., . . . Wilkin, R. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Science of The Total Environment*, 809, 151003. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151003>
- Lalonde, B., & Garron, C. (2022). Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Canadian Freshwater Environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(4), 581-591. doi:10.1007/s00244-022-00922-x
- Lenka, S. P., Kah, M., & Padhye, L. P. (2022). Occurrence and fate of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in urban waters of New Zealand. *Journal of Hazardous Materials*, 428, 128257. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128257>
- Li, W., Liu, X., Mao, H., & Wang, S. (2023). Concentration, distribution, and bioconcentration of short- and long-chain perfluoroalkyl substances in the water, suspended particulate matter, and surface sediment of a typical semi-enclosed bay. *Science of The Total Environment*, 890, 164416. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164416>
- Liu, M., Munoz, G., Hermiston, J., Zhang, J., Vo Duy, S., Wang, D., . . . Liu, J. (2023). High Persistence of Novel Polyfluoroalkyl Betaines in Aerobic Soils. *Environmental Science & Technology*, 57(19), 7442-7453. doi:10.1021/acs.est.2c07395
- Liu, Z., Zhou, J., Xu, Y., Lu, J., Chen, J., & Wang, J. (2022). Distributions and sources of traditional and emerging per- and polyfluoroalkyl substances among multiple environmental media in the Qiantang River watershed, China. *RSC Advances*, 12(33), 21247-21254. doi:10.1039/d2ra02385g
- Mahoney, H., Xie, Y., Brinkmann, M., & Giesy, J. P. (2022). Next generation per- and polyfluoroalkyl substances: Status and trends, aquatic toxicity, and risk assessment. *Eco-Environment & Health*, 1(2), 117-131. doi:<https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.05.002>
- McLaughlin, C. L., Blake, S., Hall, T., Harman, M., Kanda, R., Foster, J., & Rumsby, P. C. (2011). Perfluorooctane sulphonate in raw and drinking water sources in the United Kingdom. *Water and Environment Journal*, 25(1), 13-21. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00183.x>
- Mejia-Avenidaño, S., Munoz, G., Vo Duy, S., Desrosiers, M., Benoît, P., Sauvé, S., & Liu, J. (2017). Novel Fluoroalkylated Surfactants in Soils Following Firefighting Foam Deployment During the Lac-Mégantic Railway Accident. *Environmental Science & Technology*, 51(15), 8313-8323. doi:10.1021/acs.est.7b02028

- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2020). *Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau du Québec méridional*. Gouvernement du Québec Retrieved from [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/toxique/contaminants-emergent-Quebec-meridional.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/contaminants-emergent-Quebec-meridional.pdf)
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2022). COMPOSÉS PERFLUORÉS DANS L'EAU POTABLE AU QUÉBEC: Suivis réalisés de 2016 à 2021. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/composes-perfluores/rapport-composes-perfluores-eau-potable-2016-2021.pdf>
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2023). Les composés perfluorés et l'eau potable. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/composes-perfluores/index.htm>
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2024a). Répertoire des installations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface - Région administrative: Laval. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/production/resultats.asp>
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2024b). Répertoire des installations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface - Région administrative: Montérégie. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/production/resultats.asp>
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2024c). Répertoire des installations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface - Région administrative: Montréal. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/production/resultats.asp>
- Ministère des Affaires municipales et de la Métropole. (2001). *Une vision d'action commune: CADRE D'AMÉNAGEMENT ET ORIENTATIONS GOUVERNEMENTALES*. Bibliothèque nationale du Québec
- Bibliothèque nationale du Canada: Gouvernement du Québec
- Ministère des transports et de la mobilité durable. (2024). Région métropolitaine de Montréal: Territoire et population. Retrieved from Région métropolitaine de Montréal
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). *Portrait sommaire du bassin versant de la rivière des Outaouais*. Retrieved from Québec, QC, Canada: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/outaouais/portrait-sommaire.pdf>
- Ministry of Environment and Food of Denmark. (2018). *Risk assessment of fluorinated substances in cosmetic products (Survey of chemical substances in consumer products No. 169)*. Kingdom of Denmark: The Danish Environmental Protection Agency Retrieved from <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/10/978-87-93710-94-8.pdf>

- Moe, M. K., Huber, S., Svenson, J., Hagenaaars, A., Pabon, M., Trümper, M., . . . Herzke, D. (2012). The structure of the fire fighting foam surfactant Forafac®1157 and its biological and photolytic transformation products. *Chemosphere*, 89(7), 869-875. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.012>
- Montembeault, M. (2023). Le verre à moitié vert. *Radio Canada*. Retrieved from <https://ici.radio-canada.ca/recit-numerique/6867/recyclage-verre-groupe-bellmare-2m-ressources-pollution>
- Moody, C. A., Martin, J. W., Kwan, W. C., Muir, D. C. G., & Mabury, S. A. (2002). Monitoring Perfluorinated Surfactants in Biota and Surface Water Samples Following an Accidental Release of Fire-Fighting Foam into Etobicoke Creek. *Environmental Science & Technology*, 36(4), 545-551. doi:10.1021/es011001+
- Munoz, G., Liu, M., Vo Duy, S., Liu, J., & Sauve, S. (2023). Target and nontarget screening of PFAS in drinking water for a large-scale survey of urban and rural communities in Québec, Canada. *Water Research*, 233. doi:10.1016/j.watres.2023.119750
- Munoz, G., Mercier, L., Duy, S. V., Liu, J., Sauvé, S., & Houde, M. (2022). Bioaccumulation and trophic magnification of emerging and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a St. Lawrence River food web. *Environmental Pollution*, 309, 119739. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119739>
- Murray, C. C., Marshall, R. E., Liu, C. J., Vatankhah, H., & Bellona, C. L. (2021). PFAS treatment with granular activated carbon and ion exchange resin: Comparing chain length, empty bed contact time, and cost. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102342. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102342>
- Myers, A. L., & Mabury, S. A. (2010). Fate of fluorotelomer acids in a soil–water microcosm. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(8), 1689-1695. doi:<https://doi.org/10.1002/etc.211>
- National Association of Clean Water Agencies. (2023). *Correcting PFAS Myths: Misperceptions Risk Higher Clean-up Costs for Water Ratepayers*. Retrieved from [https://www.nacwa.org/docs/default-source/resources---public/water-coalition-fact-sheet-202307-v1-2.pdf?sfvrsn=8694c161\\_2](https://www.nacwa.org/docs/default-source/resources---public/water-coalition-fact-sheet-202307-v1-2.pdf?sfvrsn=8694c161_2)
- National Chemicals Working Group of the Heads of EPAs Australia and New Zealand. (2020). *PFAS National Environmental Management Plan Version 2.0*.
- Nationes Unies. (2009). *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP)*. Retrieved from [http://chm.pops.int/Portals/0/sc10/files/a/stockholm\\_convention\\_text\\_f.pdf](http://chm.pops.int/Portals/0/sc10/files/a/stockholm_convention_text_f.pdf)
- Nguyen, T. V., Reinhard, M., Chen, H., & Gin, K. Y. H. (2016). Fate and transport of perfluoro- and polyfluoroalkyl substances including perfluorooctane sulfonamides in a managed urban water body. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10382-10392. doi:10.1007/s11356-016-6788-9
- Ogunsuyi, O. M., Fasakin, P. T., Ajibiye, O. P., Ogunsuyi, O. I., & Adekoya, K. O. (2023). Perfluoroundecanoic acid induces DNA damage, reproductive and pathophysiological dysfunctions via oxidative stress in male Swiss mice. *Chemosphere*, 338, 139491. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139491>

- Ouyang, Y., Nkedi-Kizza, P., Wu, Q. T., Shinde, D., & Huang, C. H. (2006). Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, *40*(20), 3800-3810. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.030>
- Parlement et Conseil de l'Union Européenne. (2020). *DIRECTIVE (UE) 2020/2184 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte)*. Journal officiel de l'Union européenne
- Patterson, Z., Ewing, G. O., & Haider, M. (2008). The potential for premium-intermodal services to reduce freight CO<sub>2</sub> emissions in the Quebec City–Windsor Corridor. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *13*(1), 1-9. doi:<https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.10.001>
- Picard, J.-C., Munoz, G., Vo Duy, S., & Sauvé, S. (2021). Longitudinal and vertical variations of waterborne emerging contaminants in the St. Lawrence Estuary and Gulf during winter conditions. *Science of The Total Environment*, *777*, 146073. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146073>
- Pickard, H. M., Ruyle, B. J., Thackray, C. P., Chovancova, A., Dassuncao, C., Becanova, J., . . . Sunderland, E. M. (2022). PFAS and Precursor Bioaccumulation in Freshwater Recreational Fish: Implications for Fish Advisories. *Environmental Science & Technology*, *56*(22), 15573-15583. doi:10.1021/acs.est.2c03734
- Quiñones, O., & Snyder, S. A. (2009). Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States. *Environmental Science & Technology*, *43*(24), 9089-9095. doi:10.1021/es9024707
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org>
- Rahman, M. F., Peldszus, S., & Anderson, W. B. (2014). Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review. *Water Research*, *50*, 318-340. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>
- Rhoads, K. R., Janssen, E. M. L., Luthy, R. G., & Criddle, C. S. (2008). Aerobic Biotransformation and Fate of N-Ethyl Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N-EtFOSE) in Activated Sludge. *Environmental Science & Technology*, *42*(8), 2873-2878. doi:10.1021/es702866c
- Ritscher, A., Wang, Z., Scheringer, M., Boucher, J. M., Ahrens, L., Berger, U., . . . Vierke, L. (2018). Zürich Statement on Future Actions on Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environ Health Perspect*, *126*(8), 84502. doi:10.1289/ehp4158
- Sana, T., Chowdhury, M. I., Logeshwaran, P., & Megharaj, M. (2023). Behavioural, developmental and reproductive toxicological impacts of perfluorobutanoic acid (PFBA) in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Challenges*, *10*, 100662. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100662>
- Santé Canada. (2006). Rapport sur l'état des connaissances scientifiques sous-jacentes à une évaluation préalable des effets sur la santé : Le sulfonate de perfluorooctane, ses sels et ses précurseurs contenant la fraction C<sub>8</sub>F<sub>17</sub>SO<sub>2</sub> ou C<sub>8</sub>F<sub>17</sub>SO<sub>3</sub>. Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/rapport-etat-connaissances->

scientifiques-sous-jacentes-evaluation-prealable-effets-sante-sulfonate-perfluorooctane-sels-precurseurs.html

- Santé Canada. (2018a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – L'acide perfluorooctanoïque (APFO). Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-acide-perfluorooctanoique.html>
- Santé Canada. (2018b). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Document technique: Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO)*. Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-sulfonate-perfluorooctane.html>
- Santé Canada. (2019). Parlons d'eau : Sommaire des valeurs de l'eau potable pour le SPFO, l'APFO et les autres SPFA. Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/services/sante/publications/vie-saine/valeurs-preliminaires-substances-perfluoroalkyliques-leau-potable.html>
- Santé Canada. (2023a). Ébauche du rapport sur l'état des substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA). Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/ebauche-rapport-etat-substances-perfluoroalkyliques-polyfluoroalkyliques.html>
- Santé Canada. (2023b). Objectif proposé pour la qualité de l'eau potable au Canada pour les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées Retrieved from <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/programs/consultation-draft-objective-per-polyfluoroalkyl-substances-canadian-drinking-water/overview/apercu.pdf>
- Schellenberger, S., Liagkouridis, I., Awad, R., Khan, S., Plassmann, M., Peters, G., . . . Cousins, I. T. (2022). An Outdoor Aging Study to Investigate the Release of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Functional Textiles. *Environmental Science & Technology*, 56(6), 3471-3479. doi:10.1021/acs.est.1c06812
- Schlummer, M., Solch, C., Meisel, T., Still, M., Gruber, L., & Wolz, G. (2015). Emission of perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCA) from heated surfaces made of polytetrafluoroethylene (PTFE) applied in food contact materials and consumer products. *Chemosphere*, 129, 46-53. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.11.036
- Schwartz-Narbonne, H., Xia, C., Shalin, A., Whitehead, H. D., Yang, D., Peaslee, G. F., . . . Diamond, M. L. (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Canadian Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters*, 10(4), 343-349. doi:10.1021/acs.estlett.2c00926
- Shi, G., Xie, Y., Guo, Y., & Dai, J. (2018). 6:2 fluorotelomer sulfonamide alkylbetaine (6:2 FTAB), a novel perfluorooctane sulfonate alternative, induced developmental toxicity in zebrafish embryos. *Aquat Toxicol*, 195, 24-32. doi:10.1016/j.aquatox.2017.12.002
- Sun, H., Zhang, X., Wang, L., Zhang, T., Li, F., He, N., & Alder, A. C. (2012). Perfluoroalkyl compounds in municipal WWTPs in Tianjin, China—concentrations, distribution and mass flow. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1405-1415. doi:10.1007/s11356-011-0727-6

- Sun, M., Arevalo, E., Strynar, M., Lindstrom, A., Richardson, M., Kearns, B., . . . Knappe, D. R. U. (2016). Legacy and Emerging Perfluoroalkyl Substances Are Important Drinking Water Contaminants in the Cape Fear River Watershed of North Carolina. *Environmental Science & Technology Letters*, 3(12), 415-419. doi:10.1021/acs.estlett.6b00398
- Szajdzinska-Pietek, E., & Gebicki, J. L. (2000). Pulse radiolytic investigation of perfluorinated surfactants in aqueous solutions. *Research on Chemical Intermediates*, 26(9), 897-912. doi:10.1163/156856700X00381
- Tabe, S., Yang, P., Zhao, X., Hao, C., Seth, R., Schweitzer, L., & Jamal, T. (2010). Occurrence and Removal of PPCPs and EDCs in the Detroit River Watershed. *Water Practice and Technology*, 5(1), wpt2010015. doi:10.2166/wpt.2010.015
- Takagi, S., Adachi, F., Miyano, K., Koizumi, Y., Tanaka, H., Mimura, M., . . . Kannan, K. (2008). Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in raw and treated tap water from Osaka, Japan. *Chemosphere*, 72(10), 1409-1412. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.034
- Takagi, S., Adachi, F., Miyano, K., Koizumi, Y., Tanaka, H., Watanabe, I., . . . Kannan, K. (2011). Fate of Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in drinking water treatment processes. *Water Research*, 45(13), 3925-3932. doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.052
- Thalheimer, A. H., McConney, L. B., Kalinovich, I. K., Pigott, A. V., Franz, J. D., Holbert, H. T., . . . Puchacz, Z. J. (2017). *Use and Potential Impacts of AFFF Containing PFASs at Airports*.
- Thalheimer, A. H. M., Leah B., Kalinovich, I. K., Pigott, A. V., Franz, J. D., Holbert, H. T., Mericas, D., & Puchacz, Z. J. (2017). *Use and Potential Impacts of AFFF Containing PFASs at Airports*.
- Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., & Mueller, J. F. (2011). Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere*, 82(1), 9-17. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.040
- Trouborst, L. J. (2016). *Aqueous photolysis of 6:2fluorotelomersulfonamide alkylbetain*. (Master of Science Degree). University of Toronto, University of Toronto. Retrieved from <https://dam-oclc.bac-lac.gc.ca/eng/9bca6612-a3b2-4537-acc2-fc03bfe1df0e>
- Ullah, S., Alsberg, T., & Berger, U. (2011). Simultaneous determination of perfluoroalkyl phosphonates, carboxylates, and sulfonates in drinking water. *Journal of Chromatography A*, 1218(37), 6388-6395. doi:https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.07.005
- Union québécoise pour la conservation de la nature. (2005). La gestion du territoire et des activités agricoles dans le cadre de l'approche par bassin versant Retrieved from <https://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs62167>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). 2010/15 PFOA Stewardship Program: Guidance on Reporting Emissions and Product Content.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2019). *Method 533: Determination of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Drinking Water by Isotope Dilution Anion*

- Exchange Solid Phase Extraction and Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry.* Retrieved from Washington, DC: <https://www.epa.gov/dwanalyticalmethods/method-533-determination-and-polyfluoroalkyl-substances-drinking-water-isotope>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2020). *Method 537.1: Determination of Selected Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances in Drinking Water by Solid Phase Extraction and Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS).* Retrieved from Washington, DC: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_Report.cfm?dirEntryId=343042&Lab=NERL](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=343042&Lab=NERL)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2023a). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): Proposed PFAS National Primary Drinking Water Regulation.* Retrieved from [https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas#:~:text=On%20March%2014%2C%202023%20%2C%20EPA,known%20as%20GenX%20Chemicals\)%2C%20perfluorohexane](https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas#:~:text=On%20March%2014%2C%202023%20%2C%20EPA,known%20as%20GenX%20Chemicals)%2C%20perfluorohexane)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2023b). *PFAS National Primary Drinking Water Regulation Rulemaking.* Retrieved from <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2023-03-29/pdf/2023-06234.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2024a). *Designation of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS) as CERCLA Hazardous Substances (PRE-PUBLICATION).* (EPA-HQ-OLEM-2019-0341). Retrieved from <https://www.epa.gov/superfund/designation-perfluorooctanoic-acid-pfoa-and-perfluorooctanesulfonic-acid-pfos-cercla>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2024b). *PFAS National Primary Drinking Water Regulation Rulemaking.* Retrieved from [https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/pfas-ncpdwr\\_prepubfederalregisternotice\\_4.8.24.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/pfas-ncpdwr_prepubfederalregisternotice_4.8.24.pdf)
- United States Senate Committee on Environment & Public Works. (2019). *Superfund Sites Identified by EPA To Have PFAS Contamination.* Retrieved from <https://www.epw.senate.gov/public/index.cfm/superfund-sites-identified-by-epa-to-have-pfas-contamination>
- Ville de Montréal. (2002-2012). *Les 10 écoterritoires.*
- Ville de Montréal. (2004). *Bilan environnemental: Qualité des cours d'eau de Montréal.* Retrieved from <https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/reservoirs-mtl-est/documents/DB11.pdf>
- Ville de Montréal. (2014). *Plan Concept: Écoterritoire de la coulée verte du ruisseau Bertrand.* Ville de Montréal Retrieved from [https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS\\_PARCS\\_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PLANCONCEPTBR.PDF](https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PLANCONCEPTBR.PDF)
- Wang, N., Szostek, B., Buck, R. C., Folsom, P. W., Sulecki, L. M., Capka, V., . . . Gannon, J. T. (2005). Fluorotelomer Alcohol Biodegradation Direct Evidence that Perfluorinated Carbon Chains Breakdown. *Environmental Science & Technology*, 39(19), 7516-7528. doi:10.1021/es0506760

- Wang, Q., Ruan, Y., Jin, L., Tao, L. S. R., Lai, H., Li, G., . . . Lam, P. K. S. (2023). Legacy and Emerging Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Subtropical Marine Food Web: Suspect Screening, Isomer Profile, and Identification of Analytical Interference. *Environ Sci Technol*, 57(22), 8355-8364. doi:10.1021/acs.est.3c00374
- Wang, Z., Cousins, I. T., Scheringer, M., & Hungerbuehler, K. (2015). Hazard assessment of fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors: Status quo, ongoing challenges and possible solutions. *Environment International*, 75, 172-179. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.013
- Wang, Z., DeWitt, J. C., Higgins, C. P., & Cousins, I. T. (2017). A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*, 51(5), 2508-2518. doi:10.1021/acs.est.6b04806
- Xu, Y., Fletcher, T., Pineda, D., Lindh Christian, H., Nilsson, C., Glynn, A., . . . Li, Y. (2020). Serum Half-Lives for Short- and Long-Chain Perfluoroalkyl Acids after Ceasing Exposure from Drinking Water Contaminated by Firefighting Foam. *Environmental Health Perspectives*, 128(7), 077004. doi:10.1289/EHP6785
- Zabaleta, I., Bizkarguenaga, E., Nunoo, D. B. O., Schultes, L., Leonel, J., Prieto, A., . . . Benskin, J. P. (2018). Biodegradation and Uptake of the Pesticide Sulfluramid in a Soil-Carrot Mesocosm. *Environ Sci Technol*, 52(5), 2603-2611. doi:10.1021/acs.est.7b03876
- Zhao, P., Xia, X., Dong, J., Xia, N., Jiang, X., Li, Y., & Zhu, Y. (2016). Short- and long-chain perfluoroalkyl substances in the water, suspended particulate matter, and surface sediment of a turbid river. *Science of The Total Environment*, 568, 57-65. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.221

## ANNEXE A TABLEAUX ANNEXES

Tableau A.1 – Niveaux de détection pour les différents composés PFAS

<b>Composé PFAS</b>	<b>Hiver/Printemps</b>	<b>Été/Automne</b>
Cl-PFOS	0.0005	0.589469
PFPrA	0.025	0.259764
PFEtS	0.000878	0.372395
PFBA	0.054946	0.191572
PFPeA	0.034841	0.204739
PFMPA	0.031271	0.243682
PFPrS	0.004071	0.154403
PFMBA	0.006957	0.246177
4:2-FTS	0.001237	0.363683
PFHxPA	0.0029	0.085054
3,6-OPFHpA	0.008083	0.157328
PFBS	0.00088	16.73397
PFHxA	0.013857	0.134586
5:3-FtB	0.001609	0.331541
GenX	0.088592	0.244657
5:1:2-FtB	0.001341	0.543878
PFEESA	0.001122	0.282632
3:3-Acid	0.104313	0.338738
PFHpA	0.010519	0.607363
PFPeS	0.000198	0.607597
FBSA	0.002702	0.134985
ADONA	0.000633	0.659073
PFHxSAm	0.001672	0.519534
PFHxSAmS	0.001388	0.290722
6:2-FTS	0.085785	0.726064
6:2-FTAB	0.012019	8.259299
PFOAB	0.008621	0.472665
PFOANO	0.003119	1.192905
PFOPA	0.001556	0.293296
4:3-Acid	0.008614	0.37281
PFOA	0.007678	0.802832

Tableau A.1 – Niveaux de détection pour les différents composés PFAS (suite)

<b>Composé PFAS</b>	<b>Hiver/Printemps</b>	<b>Été/Automne</b>
PFH <sub>x</sub> S	0.001207	0.242338
MeFBSA	0.000433	0.173725
PFOSAm	0.006562	0.579741
PFOSNO	0.008063	0.596238
PFOSAmS	0.009174	0.332993
PFNA	0.004824	0.704607
5:3-Acid	0.005856	0.293127
PFECHS	0.000574	0.17033
PFOSB	0.018602	0.281127
PFHpS	0.000635	0.490377
6:2-FTUCA	0.002872	0.425705
8:2-FTS	0.000764	0.12733
FH <sub>x</sub> SA	0.001337	0.379718
6:2-FTCA	0.012255	0.157529
PFDA	0.001729	0.679492
PFOS	0.004175	0.929232
FHpSA	0.001251	0.764292
7:3-Acid	0.003788	0.937934
6:2-Cl-PFESA	0.00125	0.594724
FOSAA	0.005431	1.253804
PFUnA	0.003269	1.479204
8:2-FTUCA	0.002064	0.311471
FOSA	0.000424	0.185857
8:2-FTCA	0.009921	0.443509
PFNS	0.001363	15.51899
10:2-FTS	0.004845	1.00754
PFDoDA	0.002272	8.310565
MeFOSAA	0.0025	1.42862
MeFOSA	0.007699	0.284277
PFDS	0.000141	0.418097
EtFOSAA	0.005099	0.508926
FDSA	0.003832	0.595287

Tableau A.1 – Niveaux de détection pour les différents composés PFAS (suite)

<b>Composé PFAS</b>	<b>Hiver/Printemps</b>	<b>Été/Automne</b>
EtFOSA	0.006065	0.148253
6:6-PFPi	0.000871	0.597277
10:2-FTCA	0.012376	2.154921
10:2-FTUCA	0.003342	0.975187
8:2-CI-PFESA	0.002389	0.529832
PFTrDA	0.000352	0.631345
PFUdS	0.001564	0.182585
PFDoS	0.011569	0.441237
6:8-PFPi	0.143619	0.929342
PFTeDA	0.081203	0.637691
PFTrDS	0.074878	0.963256
8:8-PFPi	0.087296	0.369099
PFHxDA	0.022339	0.518624
PFOcDA	0.1	0.401325

Tableau A.2 Composés mesurés pour la campagne d'hiver

<b>Composé PFAS</b>	<b>Eau brute</b>			<b>Eau traitée</b>			<b>Classe</b>
	<b>Moyenne</b>	<b>Max.</b>	<b>Écart-type</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Max.</b>	<b>Écart-type</b>	
PFBA	0.96	1.69	0.60	1.06	1.85	0.56	PFCA
PFPeA	0.50	1.13	0.40	0.54	1.02	0.37	
PFHxA	0.49	1.04	0.37	0.52	1.28	0.42	
PFHpA	0.39	0.73	0.22	0.61	3.53	1.04	
PFOA	0.36	0.95	0.32	0.39	0.99	0.34	
PFNA	0.15	0.26	0.08	0.16	0.27	0.08	
PFDA	0.02	0.04	0.01	0.02	0.04	0.01	
PFEtS	ND	ND	ND	0.00	0.01	0.00	PFSA
PFPrS	0.02	0.06	0.02	0.03	0.08	0.03	
PFBS	0.28	0.61	0.21	0.26	0.52	0.19	
PFPeS	0.03	0.08	0.03	0.03	0.09	0.04	
PFHxS	0.33	0.92	0.36	0.34	0.96	0.35	
PFECHS	0.05	0.19	0.08	0.08	0.40	0.13	
PFHpS	0.01	0.03	0.01	0.01	0.03	0.01	

Tableau A.2 Composés mesurés pour la campagne d'hiver (suite)

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFOS	0.08	0.23	0.09	0.16	0.73	0.23	PFSA
FBSA	0.02	0.06	0.02	0.02	0.06	0.02	FASA
FHxSA	0.01	0.02	0.01	0.01	0.04	0.01	
MeFOSA	ND	ND	ND	0.01	0.03	0.01	
FDSA	ND	ND	ND	0.01	0.05	0.01	
EtFOSA	0.01	0.03	0.01	0.01	0.04	0.01	
PFHxPA	0.00	0.02	0.01	0.00	0.03	0.01	
PFOPA	ND	ND	ND	0.00	0.04	0.01	
6:2-FTS	0.10	0.40	0.11	0.11	0.54	0.15	FTSA
8:2-FTS	0.00	0.01	0.00	ND	ND	ND	
PFEESA	ND	ND	ND	0.00	0.01	0.00	PFECA & PFESA
6:2-FTUCA	ND	ND	ND	0.00	0.04	0.01	FTUCA
6:2-FTCA	0.02	0.07	0.02	ND	ND	ND	FTCA
5:3-FtB	0.01	0.13	0.04	0.02	0.19	0.06	FTB
5:1:2-FtB	0.07	0.93	0.30	0.12	1.42	0.45	
6:2-FTAB	0.06	0.40	0.12	0.10	0.58	0.18	FTAB

Tableau A.3 Composés mesurés pour la campagne du printemps

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFPrA	0.07	0.22	0.07	0.09	0.24	0.08	PFCA
PFBA	1.51	3.13	1.00	1.22	3.05	0.74	
PFPeA	0.45	1.18	0.42	0.44	1.27	0.35	
PFHxA	0.82	1.73	0.58	0.53	1.34	0.39	
PFHpA	0.42	0.84	0.26	0.42	0.75	0.16	
PFOA	0.64	1.65	0.58	0.65	1.59	0.46	
PFNA	0.17	0.32	0.10	0.18	0.34	0.07	
PFDA	0.03	0.05	0.02	0.03	0.05	0.01	
PFUnA	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.00	
PFTTrDA	ND	ND	ND	0.00	0.01	0.00	
PFEtS	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	PFSA

Tableau A.3 Composés mesurés pour la campagne du printemps (suite)

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFPrS	0.02	0.07	0.03	0.02	0.06	0.02	PFSA
PFBS	0.23	0.54	0.19	0.25	0.49	0.16	
PFPeS	0.03	0.10	0.04	0.04	0.11	0.04	
PFHxS	0.20	0.63	0.24	0.23	0.63	0.22	
PFECHS	0.07	0.26	0.10	0.08	0.26	0.10	
PFHpS	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.01	
PFOS	0.41	1.29	0.47	0.46	1.36	0.45	
FBSA	0.02	0.05	0.02	0.02	0.06	0.02	FASA
FHxSA	0.01	0.03	0.01	0.01	0.09	0.03	
FOSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
EtFOSAA	0.01	0.01	0.00	0.01	0.06	0.02	PFPA
6:2-FTCA	0.01	0.04	0.01	ND	ND	ND	FTCA
6:2-FTUCA	0.01	0.03	0.01	ND	ND	ND	FTUCA
8:2-FTS	ND	ND	ND	0.00	0.01	0.00	FTSA
ADONA	ND	ND	ND	0.00	0.01	0.00	PFECA & PFESA
5:3-FtB	ND	ND	ND	0.00	0.04	0.01	FTB
5:1:2-FtB	0.01	0.06	0.02	0.03	0.20	0.06	
6:2-FTAB	0.02	0.12	0.04	0.05	0.25	0.08	FTAB
MeFBSA	0.00	0.00	0.00	ND	ND	ND	PASF
3,6-OPFHpA	0.01	0.03	0.01	ND	ND	ND	Autres
PFMBA	ND	ND	ND	0.01	0.03	0.01	

Tableau A.4 Composés mesurés pour la campagne de l'été

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFBA	1.32	5.46	1.91	0.24	0.60	0.23	PFCA
PFPeA	0.20	0.77	0.28	0.13	0.65	0.23	
PFHxA	5.41	7.43	2.21	0.34	0.77	0.27	
PFOA	0.35	0.68	0.20	ND	ND	ND	
PFBS	0.15	0.33	0.10	0.14	0.34	0.10	PFSA
PFHxS	0.06	0.27	0.09	0.10	0.32	0.13	

Tableau A.4 Composés mesurés pour la campagne de l'été (suite)

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFOS	0.36	0.88	0.32	0.34	0.94	0.38	PFSA
4:3-Acid	ND	ND	ND	0.02	0.31	0.10	Autres

Tableau A.5 Composés mesurés pour la campagne de l'automne

Composé PFAS	Eau brute			Eau traitée			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFPrA	0.13	1.92	0.62	ND	ND	ND	PFCA
PFBA	0.75	5.03	1.59	0.46	1.55	0.50	
PFPeA	0.08	0.53	0.18	0.11	0.63	0.21	
PFHxA	0.27	0.82	0.31	0.26	0.80	0.32	
PFOA	ND	ND	ND	0.10	0.63	0.22	
PFBS	0.12	0.42	0.16	0.10	0.38	0.13	PFSA
PFHxS	0.06	0.32	0.12	0.06	0.32	0.12	
PFOS	0.23	0.85	0.34	0.24	0.88	0.35	
6:2-FTS	2.35	15.38	5.74	0.06	0.92	0.30	FTSA

Tableau A.6 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'hiver

Composé PFAS	MES - HIVER			Classe
	Moyenne	Max.	Écart-type	
PFBA	0.11	0.30	0.10	PFCA
PFHxA	0.04	0.05	0.01	
PFHpA	0.009	0.03	0.01	
PFOA	0.03	0.07	0.01	
PFNA	0.002	0.01	0.004	
PFDA	0.005	0.009	0.003	
PFTTrDA	0.0002	0.001	0.0004	
PFHxDA	0.08	0.10	0.03	
PFHxS	0.007	0.02	0.005	PFSA
PFOS	0.01	0.06	0.02	

Tableau A.6 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'hiver (suite)

Composé PFAS	MES - HIVER			Classe
	Moyenne	Max.	Écart- type	
FOSA	0.0003	0.001	0.0006	FASA
8:2- FTUCA	0.0007	0.01	0.003	FTUCA

Tableau A.7 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne du printemps

Composé PFAS	MES - PRINTEMPS			Classe
	Moyenne	Max.	Écart- type	
PFPPrA	0.06	0.09	0.03	PFCA
PFHxA	0.01	0.08	0.03	
PFDA	0.001	0.005	0.002	
PFBS	0.005	0.007	0.002	PFSA
PFOS	0.002	0.01	0.004	
FOSA	0.0005	0.002	0.0007	FASA
8:2-FTS	0.0004	0.005	0.001	FTSA
6:2- FTUCA	0.01	0.01	0.005	FTUCA

Tableau A.8 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'été

Composé PFAS	MES - ÉTÉ			Classe
	Moyenne	Max.	Écart- type	
PFBA	0.008	0.01	0.003	PFCA
PFHxA	0.04	0.08	0.02	
PFOA	0.001	0.01	0.005	
PFEtS	0.008	0.01	0.003	PFSA
PFOS	0.0003	0.004	0.001	
MeFOSAA	0.008	0.01	0.003	FASA
4:2-FTS	0.006	0.01	0.004	FTS
6:2-FTS	0.2	0.37	0.1	
8:2-FTS	0.0003	0.005	0.002	

Tableau A.9 Composés mesurés dans la phase particulière pour la campagne de l'automne

Composé PFAS	MES - AUTOMNE			Classe
	Moyenne	Max.	Écart- type	
PFBA	0.007	0.009	0.002	PFCA
PFHxA	0.004	0.06	0.020	
PFOA	0.0006	0.009	0.003	
PFEtS	0.007	0.009	0.002	PFSA
MeFOSAA	0.006	0.009	0.002	FASA
4:2-FTS	0.003	0.009	0.002	FTSA
6:2-FTS	0.09	0.26	0.07	

Tableau A.10 Données d'alcalinité pour les usines AB et B1

Usine	Alcalinité [mg/L]		
	Printemps	Été	Automne
AB	25	45	26
B1	24	47	27

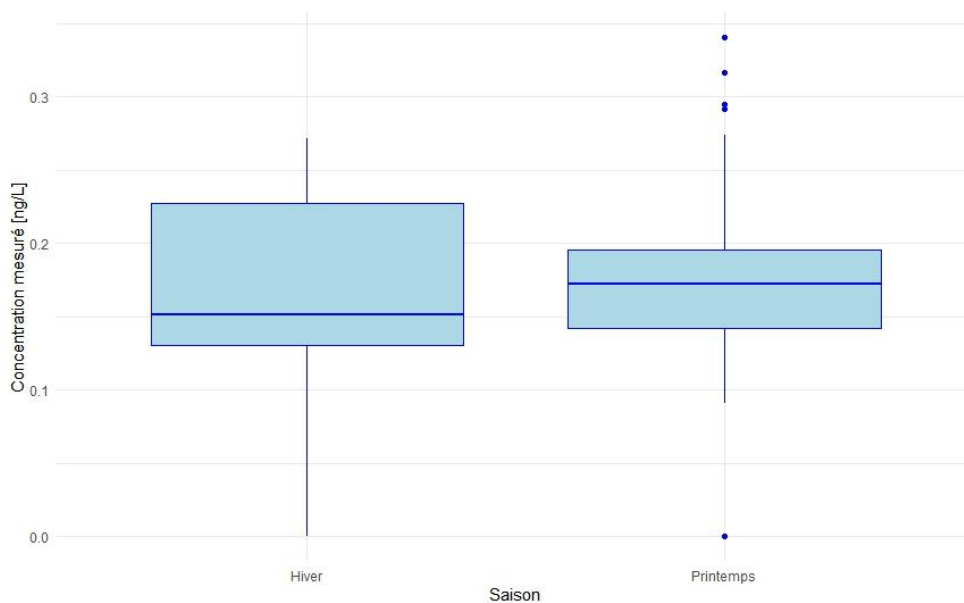
**ANNEXE B FIGURES ANNEXES (USEPA)**

Figure B.1 Diagramme à boîte pour le composé PFNA

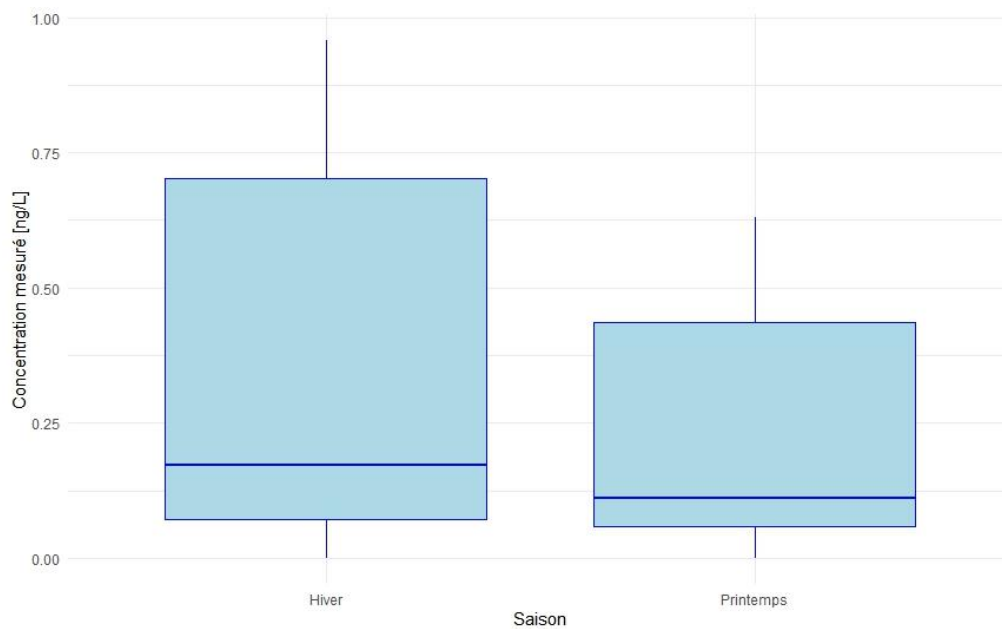


Figure B.2 Diagramme à boîte pour le composé PFHxS

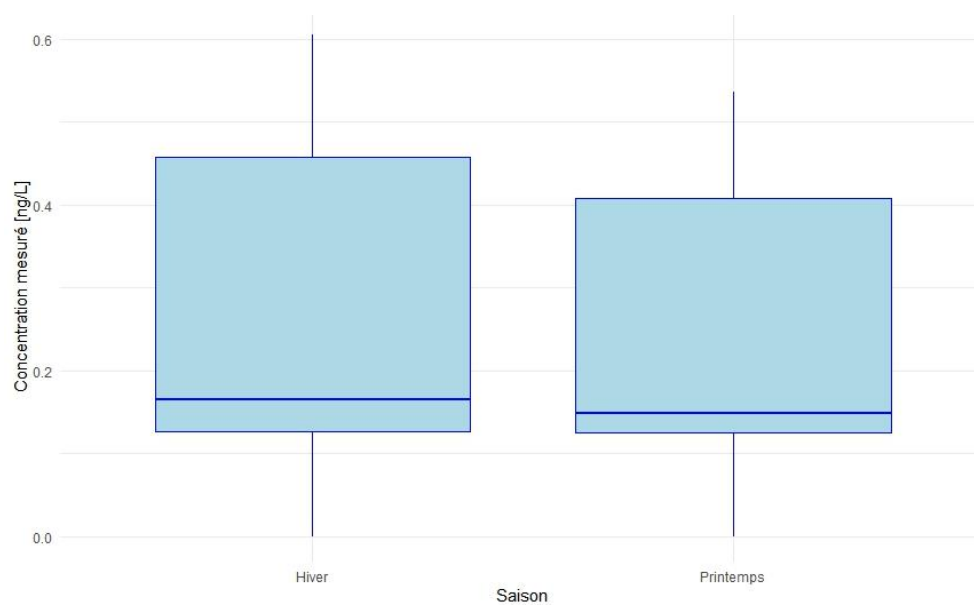


Figure B.3 Diagramme à boîte pour le composé PFBS