

PFAS

PER- AND POLY-FLUOROALKYL SUBSTANCES



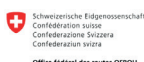
6th International Congress

Gestion des Risques Environnementaux & Sanitaires Management of Environmental & Health Risks

November 27, 2025 – Geneva, Switzerland

➤ www.webs-event.com ◀

En partenariat avec / In partnership with:



PFAS

PER- AND POLY-FLUOROALKYL SUBSTANCES

7th International Congress

Gestion des Risques Environnementaux & Sanitaires Management of Environmental & Health Risks

16, 17, 18 & 19/06/2026 – Paris

Appel à communications / Call for papers

Date limite de candidature / Deadline for application:

12/02/2026

➤ www.webs-event.com ◀

En partenariat avec / In partnership with:



Interprétation simultanée / Simultaneous translation

CONFÉRENCES - CONFERENCES

Inscription ▪ Registration

EXPOSITION - EXHIBITION - COMMUNICATION

Réserver un stand ▪ Book a stand

www.webs-event.com



Jeudi 27 novembre 2025

08h30

Accueil des participants

Présidents :

- *Jacques Martelain, Directeur du GESDEC, Service de géologie, sols et déchets - État de Genève, Suisse*
- *Dr. Frank Karg, Directeur scientifique et Expert judiciaire - HPC International, France & Allemagne*

09h00

Évaluation et gestion des pollutions aux PFAS : évolutions réglementaires en Suisse : OFEV & République et Canton de Genève

- *Christiane Wermeille, Cheffe de division Déchets et Matières Premières - Office fédéral de l'environnement (OFEV), Suisse*
- *Philippe Royer, Directeur général de l'Office cantonal de l'environnement (OCEV) - État de Genève, Suisse*

09h30

Responsabilités juridiques en lien avec les PFAS

- Prof. Dr. Isabelle Romy, Avocate, Associée - Kellerhals Carrard, Suisse*

10h00

Chimie des PFAS - Études de cas de forensie environnementales et applications concrètes
Zachary Neigh, Chimiste principal et Responsable de la chimie des PFAS - Aecom, États-Unis

10h30

Pause-café & thé

11h00

Identification et différenciation des sources de pollution par les PFAS dans les eaux souterraines et les eaux de surface avec l'intelligence artificielle MVA pour la détermination des responsabilités techniques et financières. Étude de cas en Suisse

- *Carlo Monti, Directeur général - ET&EC SAGL, Suisse*
- *Dr. Frank Karg, Directeur scientifique et Expert judiciaire - HPC International, France & Allemagne*

11h30

Utilisation des effets chromatographiques de différents PFAS dans la caractérisation et la remédiation efficaces des sites

Markus Ackermann, Associé - ERM, Suisse

12h00

Contamination par des PFAS d'un captage proche d'une autoroute : analyse d'un cas en Lavaux (Canton de Vaud)

· *Frédéric Rondeau, Responsable de projets - Office Fédéral des Routes (OFROU), Suisse*

· *Sébastien Fracheboud, Chef de la Division Assainissement - Direction Générale de l'Environnement (DGE) du Canton de Vaud, Suisse*

12h30

Déjeuner

14h00

Évaluation des risques toxicologiques pour la santé en cas d'exposition orale, cutanée et par inhalation aux PFAS (TERQ): Quantification des risques d'exposition toxicologique et définition des objectifs d'assainissement spécifiques à l'utilisation d'un site - État de l'art international & étude de cas en Suisse

Dr. Frank Karg, Directeur scientifique et Expert judiciaire - HPC International, France & Allemagne

14h30

Concentrations du bruit de fond et points chauds des PFAS dans les sols et les eaux souterraines

Dr. Bettina Hitzfeld, Cheffe de la division Sols et Biotechnologie - Office fédéral de l'Environnement (OFEV), Suisse

15h00

Remédiation des sols contaminés par les PFAS à l'aide de biopolymers - Traitement in situ d'un site aéroportuaire contaminé par les AFFF

Stephan Hüttmann, Directeur général - Sensatec, Allemagne

15h30

Monitoring des panaches de pollution aux PFAS et effets des barrières de confinement hydrauliques

Yves Degoumois, Adjoint à la Cheffe du Service de l'Environnement (SEN) - Canton du Valais, Suisse

16h00

Pause-café & thé

16h30

Solutions techniques actuelles pour le traitement des matériaux contaminés par les PFAS

Dr. Michael Evangelou, Chef d'équipe du laboratoire - Eberhard Recycling AG, Suisse

17h00

Résultats d'analyses de PFAS et leur évolution suite à des campagnes de mesures de mousses anti-incendie et objets divers en Suisse

Christophe Bleuler, Chimiste, service de l'Air, du Bruit et des Rayonnements non Ionisants - Office cantonal de l'Environnement - Canton de Genève, Suisse

17h30

Solutions modulaires pour éliminer les PFAS à chaîne courte et ultra-courte des eaux usées industrielles

Eleonore Morlas, Directrice commerciale - Oxyle, Suisse

18h00

Conclusions - Fin de la conférence



Thursday 27 November 2025

08:30

Welcoming participants

Presidents:

- Jacques Martelain, Director of GESDEC, Department of Geology, Soil and Waste - State of Geneva, Switzerland
- Dr. Frank Karg, Scientific Director and Court Expert - HPC International, France & Germany

09:00

Assessment and management of PFAS pollution: regulatory developments in Switzerland: FOEN & Republic and Canton of Geneva

- Christiane Wermeille, Head of Waste and Resources Division - Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland
- Philippe Royer, General Manager of the Cantonal Environment Office - State of Geneva, Switzerland

09:30

Legal responsibilities in relation to PFAS

Prof. Dr. Isabelle Romy, Lawyer, Partner - Kellerhals Carrard, Switzerland

10:00

PFAS Chemometrics - Forensic Case Studies and Real-World Applications

Zachary Neigh, Senior Chemist & PFAS Chemistry Lead - Aecom, United States

10:30

Coffee & Tea break

11:00

Identification and Differentiation of PFAS Pollution Sources in Groundwater and Surface Water by Application of MVA Artificial Intelligence for the Identification of Technical and Financial Responsibilities. Case Study in Switzerland

- Carlo Monti, General Manager - ET&EC SAGL, Switzerland
- Dr. Frank Karg, Scientific Director and Court Expert - HPC International, France & Germany

11:30

Using chromatographic effects of different PFAS in effective site characterisation and remediation

Markus Ackermann, Partner - ERM, Switzerland

12:00

PFAS contamination of a water catchment near a highway: A case study in Lavaux (Canton of Vaud)

· *Frédéric Rondeau, Project Manager - Office Fédéral des Routes (OFROU), Switzerland*

· *Sébastien Fracheboud, Head of the Sanitation Division - Direction Générale de l'Environnement (DGE) du Canton de Vaud, Switzerland*

12:30

Lunch

14:00

Toxicological health risk assessment for oral, dermal and inhalation exposure to PFAS (TERQ):

Quantification of toxicological exposure risks and definition of remediation objectives specific to site use - International state of the art & case study in Switzerland

Dr. Frank Karg, Scientific Director and Court Expert - HPC International, France & Germany

14:30

Background concentrations and PFAS hotspots in soil and groundwater

Dr. Bettina Hitzfeld, Head of Division Soil and Biotechnology - Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland

15:00

Biopolymer based remediation of PFAS contaminated soils - In situ treatment of an AFFF contaminated airport site

Stephan Hüttmann, Managing director - Sensatec, Germany

15:30

Monitoring PFAS pollution plumes and the effects of hydraulic containment barriers

Yves Degoumois, Deputy Head of the Environment Department (SEN) - Canton of Valais, Switzerland

16:00

Coffee & Tea break

16:30

Current technical solutions for treating materials contaminated with PFAS

Dr. Michael Evangelou, Laboratory Team Leader - Eberhard Recycling AG, Switzerland

17:00

PFAS analysis results and trends following measurement campaigns on fire-fighting foams and miscellaneous objects in Switzerland

Christophe Bleuler, Chemist, Air, Noise and Non-Ionizing Radiation Department - Office cantonal de l'Environnement - Canton of Geneva, Switzerland

17:30

Modular solutions to eliminate short and ultra-short chain PFAS from industrial wastewater

Eleonore Morlas, Chief Commercial Officer - Oxyle, Switzerland

18:00

Conclusions - End of the Congress

Assessment and management of PFAS pollution Regulatory developments in Switzerland

Christiane Wermeille

Head of the Waste and Resources Division

Federal Office for the Environment FOEN

3003 Bern

Tél. +41 (0)58 462 99 89

christiane.wermeille@bafu.admin.ch

In recent years, PFAS analyses have increased significantly in the various environmental compartments. These analyses, which are ongoing, reveal the almost universal presence of PFAS. Although concentrations are often very low, it is possible to identify polluted sites where PFAS amounts and concentrations may be high.

Legislation on waste, polluted sites and soil does not yet contain any limit values for assessing the need for remediation measures or waste disposal channels. In order to avoid blocking remediation or construction projects, limit values have been established on a case-by-case basis. In 2023, the Swiss Parliament adopted a motion calling for the development of limit values for risk assessment and necessary measures, including remediation measures. This work is still ongoing, but the first values have been proposed: they concern the disposal of PFAS-contaminated materials and the assessment of the need for remediation of contaminated sites. As with all pollutants, these values have been established by considering the toxicity of the substances, but also technical, economic and proportionality aspects. This work, which is particularly complex for PFAS, has led to numerous discussions and weighting of interests.

According to the Environmental Protection Act, the person responsible for the necessary measures bears the costs of investigation, monitoring and remediation of the contaminated site. To ensure that measures under the legislation on contaminated sites are not postponed due to lack of funds, the Confederation has created the OCRCS fund (Ordinance on the Charge for the Remediation of Contaminated Sites) as a financing instrument, which is financed by a charge on the final storage of waste. The OCRCS fund also promotes the cost-effective and environmentally compatible remediation of contaminated sites using the state-of-the-art techniques. With the amendment of 27 September 2024 to the Environmental Protection Act, the Parliament made it possible to pay OCRCS indemnities for the investigation, monitoring or remediation of contaminated sites following the use of PFAS-containing firefighting foams by public fire brigades.

PFAS - A Pragmatic Environmental Management

Philippe Royer
Directeur général

REPUBLIQUE ET CANTON DE GENEVE
Département du territoire (DT)
Office cantonal de l'environnement (OCEV)
Chemin de la Gravière 6
1227 Les Acacias
Tél. +41 (0)22 388 80 01
philippe.royer@etat.ge.ch

The talk sets out the canton of Geneva's overall approach to managing environmental contamination from perfluoroalkylated and polyfluoroalkylated substances (PFAS), especially in groundwater and soil. PFAS are persistent pollutants present at many sites, posing risks to ecosystems and human health.

The presentation covers four main areas: the current situation of PFAS in Geneva, the legal and practical framework, the cadaster of PFAS and an example project (PAV).

Geneva is a pioneer in the aim at getting a complete cadaster of PFAS over his territory, systematically identifying and classifying contaminated sites. This process involves reviewing existing data, conducting historical and technical surveys, and consulting with site owners. This cadaster makes it possible to determine which sites require further analysis or depollution according to the levels of PFAS and their environmental impact.

A fundamental principle is anticipation: carrying out environmental assessments before any land-use planning makes it possible to adapt projects to the specific features of the site and to avoid unpleasant surprises. The "polluter pays" principle provides a framework for financial responsibility: landowners bear part of the costs of cleaning up pollution, and the state intervenes when polluters are absent or insolvent.

The paper also discusses the method of analysis, initially focusing on nine PFAS compounds weighted for toxicity, and then extending the analysis to 23 compounds for completeness. Statistical analysis shows that nine compounds are generally sufficient for monitoring, offering a good and pragmatic compromise between accuracy and cost.

A sample project (PAV) illustrates the practical application, showing how PFAS data influences site management decisions.

Overall, the pragmatic and structured Geneva strategy combines legal frameworks, scientific analysis, communication with stakeholders and financial mechanisms to effectively combat PFAS contamination and protect the environment and public health.

Legal responsibilities related to PFAS

Isabelle Romy, Professeurs à l'UNIFR et à l'EPFL, avocate, associée

Kellerhals-Carrard, Rämistrasse 5, 8004 Zurich

isabelle.romy@kellerhals-carrard.ch, +41 58 200 39 00

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are toxic, persistent chemical substances that have been widely used in industrial and household products since the 1950s. These 'forever pollutants' build up in the environment and living organisms, leading to significant health risks and expensive clean-up costs.

While the chemical industry became aware of the harmful nature of these substances as early as the 1970s, it has only been in recent years that authorities and regulators have started to recognize their impact.

Legal responsibilities related to PFAS fall into two main categories. The first concerns responsibility for preventive measures, including monitoring, restrictions or bans on use, and setting limit values to assess harm to health or the environment. The regulatory framework, both international and national, remains incomplete and fragmented.

The second area concerns the remediation of damage to natural environments caused by PFAS under public law. It is important to distinguish between implementing technical remediation measures and allocating the costs of these measures. According to the Swiss Federal Supreme Court, the polluter-pays principle does not apply automatically; it must be embedded in a legal provision for authorities to be able to require measures or impose costs on polluters.

Under Swiss law, public responsibility regimes vary significantly depending on the asset to be protected and the source of pollution, whether point-source or diffuse. The most developed regime is that for *contaminated sites*. Article 32d of the Federal Environmental Protection Act (EPA) allocates responsibilities among various contributors. However, with regard to PFAS pollution, questions remain open regarding the definition of this group, particularly with regard to the roles of manufacturers, distributors and authorities. OTAS subsidies are granted for investigation, monitoring and remediation measures for specific sites.

However, the legal framework for the remediation of contaminated sites does not apply to other situations, such as diffuse soil or water pollution. This hinders the application of the polluter-pays principle.

Public law liability standards aim to remediate or repair certain damage to environmental assets. In contrast, compensation for bodily, material and economic damage caused by PFAS is covered by civil liability law. Lawsuits against the chemical industry are increasing in both the United States and Europe. In Switzerland, several legal bases could be invoked for claims against polluters for damages, but their scope is limited in cases of diffuse pollution or multiple causes, and claimants face several other hurdles. Furthermore, pure ecological damage cannot be compensated for under private law, except in rare cases.

Current liability regimes, both public and private, are inadequate in addressing PFAS pollution and do not permit full remediation of the damage caused. These deficiencies, combined with the challenges of implementing existing mechanisms, emphasize the importance of strengthening preventive and control measures to prevent the emergence of new 'forever pollutants'. They also demonstrate the need to adapt or reconsider traditional legal concepts in order to address the negative externalities associated with PFAS and other emerging pollutants more effectively.

PFAS Chemometrics - Forensic Case Studies and Real-World Applications

To identify and characterize potential sources, the complex nature of per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) contamination requires a data-rich forensic profiling approach, combining data science applications for pattern recognition with analytical chemistry techniques, in an approach known as chemometrics. AECOM has developed and applied an exploratory, adaptive forensic investigation approach that maximizes the information extracted from PFAS analytical data using various statistical programming techniques from the fields of chemometrics, unsupervised pattern recognition, and machine learning.

Our primary objective is to demonstrate the efficacy of these powerful tools as digital platforms that allow users to reveal emergent patterns and make forensic connections that are otherwise hidden by the limitations of our own perception.

The conceptual framework of the approach and several case studies will be demonstrated that reconstruct PFAS source compositions and build useful profiles of contaminant distribution at various scales in the environment. Real-world data and forensic outcomes will be explored from AECOM projects with examples of multiple PFAS source types, atmospheric emissions, multimedia impacts, site-specific anthropogenic background impacts, and specialized forensic laboratory data. This presentation will also provide examples where large publicly accessible datasets can be mined to provide additional insights for our clients, such as data from the “Forever Pollution Project” (<https://foreverpollution.eu/>).

The forensic profiling methods follow a phased approach, with successive phases decided adaptively based on the results of the prior phase. Typically, unsupervised machine learning methods (e.g. Principal Component Analysis, Hierarchical Clustering, Self-Organizing Maps, etc.) are first applied to the PFAS analytical results to identify patterns in the data and statistically define the relationships that differentiate key aspects of the PFAS samples. The exploratory results are then combined with additional site data and reference library data to further classify chemical compositions into various forensic profiles. These initial profiles may inform project decisions and serve as the roadmap to support additional geospatial, chemical, and statistical analyses. Examples of decision frameworks, including analyses of competing hypotheses, will be shown to demonstrate the paths that progressive phases of profiling may take.

Contacts :

Zach Neigh (USA) : zachary.neigh@aecom.com

Mathieu Charrier (Switzerland) : mathieu.charrier@aecom.com

William Leys (Belgium) : william.leys@aecom.com

Avancements dans l'identification et différenciation des sources de pollutions par les PFAS via la MVA sur base de l'IA : Intelligence Artificielle pour clarification des responsabilités /

Advancements of PFAS Source Identification & Differentiation based on MVA and AI : Artificial Intelligence Clustering for Responsibility Clearing

Carlo MONTI¹ & Frank KARG²

²Carlo Monti, General Manager - ET&EC SAGL (Switzerland) carlo.monti@etecons.ch

¹President HPC International SAS / Scientific Director HPC AG Group – ARET & SFSE and Court Expert (France)
Medical Center Perharidy, 29680 Roscoff, France & Dr. Alfred-Herrhausen-Allee 12, 47228 Duisburg, Germany
ATLANTIS Développement SAS / 17, rue Edouard Corbière, 29 6809 Roscoff
frank.karg@hpc-international.com / **Phone: +33 607 346 916**

1. Introduction

Concerning PFAS contamination, mostly all Groundwater Contaminations Plumes are showing multi-contamination Sources. The principal question is which PFAS Contamination Source is responsible for which part of the complete PFAS contamination. The following Article is showing the approach of MVA-AI to solve this question for limiting responsibilities only on the real pollution part, for the Industry, different other polluters, the Insurance companies and in case of Court Disputes, to share correctly and in Transparency the financial burdens.

Since the 1960s, PFAS monomers (Per- & Polyfluoro-Alkyl Substances) have gradually become a major environmental and public health problem in industrialized countries, due to their multiple and wide-ranging applications (historical and still current). This threat to the environment and to public health has been gradually coming to the fore since the 2010s and will be considered to a greater extent in 2022 - 2024. As a result, PFAS are now found in the soil at polluted sites, in groundwater, in food, drinking water, in soil gas and in ambient air (volatile PFAS, e.g. FTOH: Fluorotelomer alcohols, etc.). Between 9,000 and 12,000 synthetic PFAS pollutants have been produced, with some publications indicating as many as 15,000 molecules.

Polymeric PFASs such as Teflon (or PTFE etc.) are not very bioavailable and are therefore much less toxic than monomeric PFASs. These monomeric PFAS are the subject of the work presented below. PFASs are known for their toxicological effects as endocrine disruptors, hepatotoxicity, immunotoxicity, effects on fetal development and, in some cases, carcinogenicity (e.g. PFOA).

An important characteristic of PFASs is their behavior in Environmental Chemistry, since only polyfluorinated PFASs are modified by microbiological bio-transformation into perfluorinated PFASs,

which remain totally stable and non-degradable, and even bio-accumulable.

Particularly in the case of groundwater pollution by PFAS, it is becoming increasingly important to identify and, above all, differentiate the contribution of each PFAS source to pollution plumes. This need for clarification regarding the contribution of each PFAS source to pollution, e.g. in the vicinity of drinking water wells, etc., is becoming crucial for the protection of water resources, (shared) responsibilities and the search for the (multiple) origins of pollution in the context of legal court expertise.

Sources of pollution by PFAS are varied and can be found on industrial sites that have used these products, sites that have suffered fires or fire training sites where fire-fighting foams have been used. (**AFFF : Anti Fire Fighting Foams or Aqueous Film Forming Foam, e.g. at airports**) have been used. Agricultural land is also a source of PFAS pollution, due to the input of sewage sludge, which contains accumulated PFAS.

The following (historical) activities may be the source of PFAS pollution:

- ☐ Fire-fighting training,
- ☐ Airport or air base on a military site,
- ☐ Fire site and use of AFFF,
- ☐ Electrochemical galvanisation,
- ☐ Production of waxed paper and cardboard,
- ☐ Manufacture of waterproof textiles,
- ☐ Sprays, paints, waterproofing lacquers,
- ☐ Production and application of Teflons (PTFE, etc.),
- ☐ Petroleum and chemical industry sites and/or production and application of paints, dyes, inks, pigments, chemical waxes and polishing products,
- ☐ Solvent applications (garages, dry cleaners, laundries, etc.),
- ☐ Landfill sites and former municipal landfill sites, etc. (ISDD, ISDND, ISDD, etc.),
- ☐ Dyeing & Tanning,
- ☐ Carpets, rugs, fabrics and plastics with flame retardants,
- ☐ Production of objects and furniture containing surfaces,
- ☐ Production of cleaning products,
- ☐ Photographic chemistry (laboratories, paper and film production, etc.),
- ☐ Production of electronic components,
- ☐ Production and application of pesticides and biocides,
- ☐ Production of cosmetics,
- ☐ Sites receiving WWTP sludge.

2. Environmental chemistry

The environmental chemistry of PFAS is particularly important and complicated. There is no group of pollutants with a more complex environmental chemistry than PFAS. In particular, there are **more than 9,000 PFAS substances**, divided into **33 categories of substances**.

The best known are Perfluoroalkane sulphonic acids (PFASs), Perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), Perfluoroalkyl phosphates and their esters, Fluorotelomer alcohols (**FTOH**), etc. (including more than 29 other groups ...). Some of them, such as the **PFOA** : Perfluorooctanoic acid and **PFOS** : Perfluoro-octane-sulphonate are banned (and **prohibited in EC and USA & Canada**) by the **Stockholm Convention** in the category of **POPs** : Persistent Organic Pollutants. PFOA is carcinogenic. **Commercial products** mainly contain **mixes**.

The reason for the high solubility in water, associated with lipophilicity, is based on the fact that **PFAS** :

- **Anionics** (e.g. sulphonates, sulphates, carboxylates and phosphates),
- **Cationics** (e.g. quaternary ammonium),
- **Amphoteric** (e.g. betaines and sulfo-betaines): base + acid and
- **Non ionic** (e.g. polyethylene glycols, acrylamide oligomers).

It is very important to emphasize that poly-fluorinated PFAS that are not fully fluorinated ('precursors') can be converted by bio-transformation into persistent, fully fluorinated chemicals, per-fluorinated PFAS. The complete microbiological degradation of PFAS has not yet been demonstrated.

In recent AFFFs (since about 2006 – 2015) the part of 6,2-FTAB and 6,2-FTS is very dominant and especial that one of 6,2-FTAB (Capstone B).

Figs. 1a & 1b show an **example of the biotransformation of 6 :2-FTAB & 6 :2-FTS** in soil and water to volatile Fluorotelomer Alcohols (FTOHs) which then migrate into soil gas (vapor) and ambient air. FTOHs are then microbiologically transformed into stable per-fluorinated PFASs. For example, 6:2-FTOH is biotransformed into PFHxA, PFPeA and PFBA and 8:2-FTOH into PFOA, PFHpA, PFHxA, PFPeA and PFBA. Fig 1c shows the Photolysis pathways of 6:2-FTAB.

In top-soils and in surface waters an additional chemo-transformation happens by UV-based photolysis. In this case the final degradation products could be even ultrashort PFAS, like PFPrA (Perfluoro propionic Acid) and TFA (Trifluoro acetic acid), beside PFHxA, PFPeA and PFBA (Naveed, A. et al 2024, cf. Fig 1c).

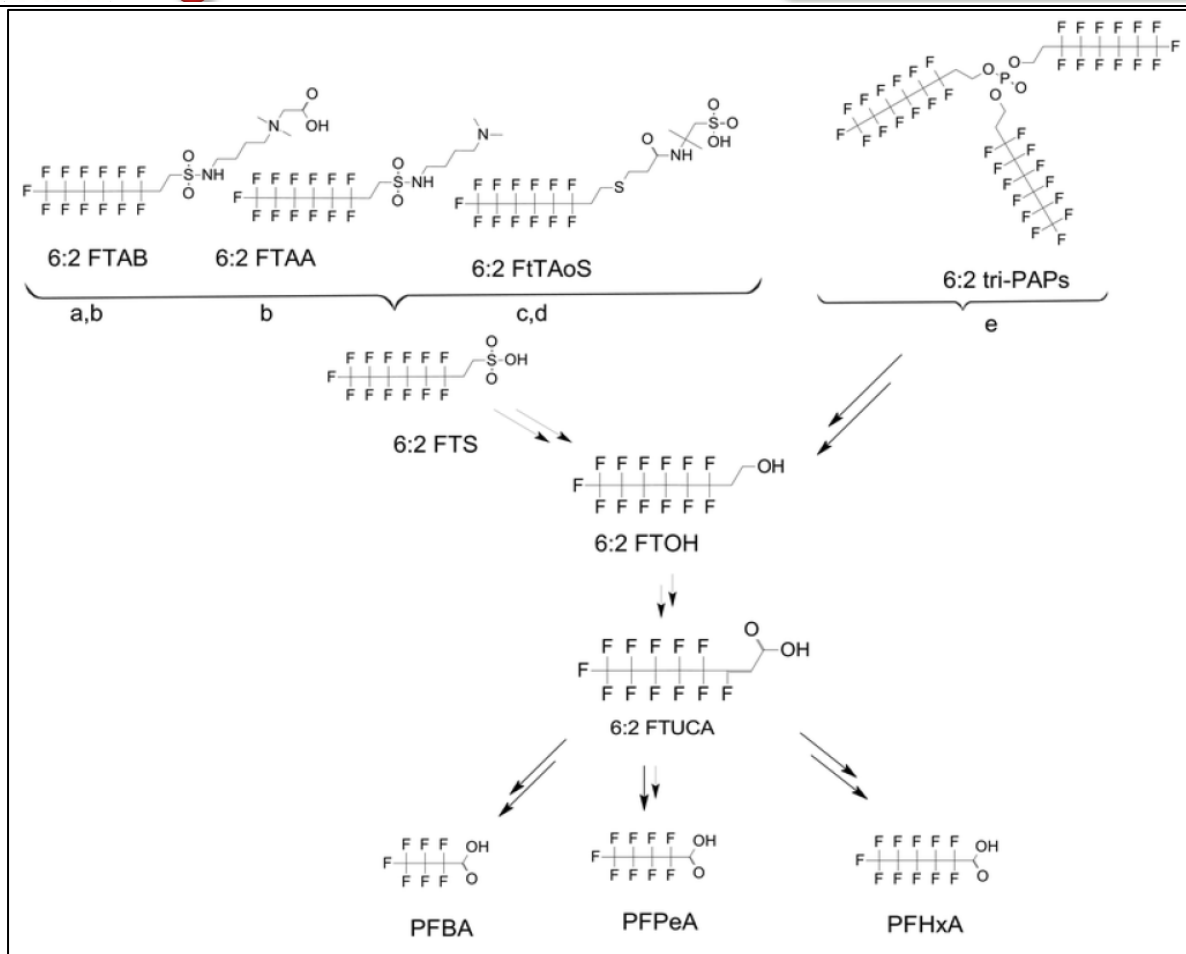


Fig. 1a : Biotransformation scheme of polyfluorinated PFAS (Precursors): Example: 6 :2 FTAB and its degradation via 6 :2 FTS and 6 :2 FTOH to per-fluorinated PFAS PFBA, PFPeA and PFHxA (LaFond et al. 2023, D.M.J. Shaw et al. 2019, Ying Shi, 2018 and V. Mendeza et. al. 2022)

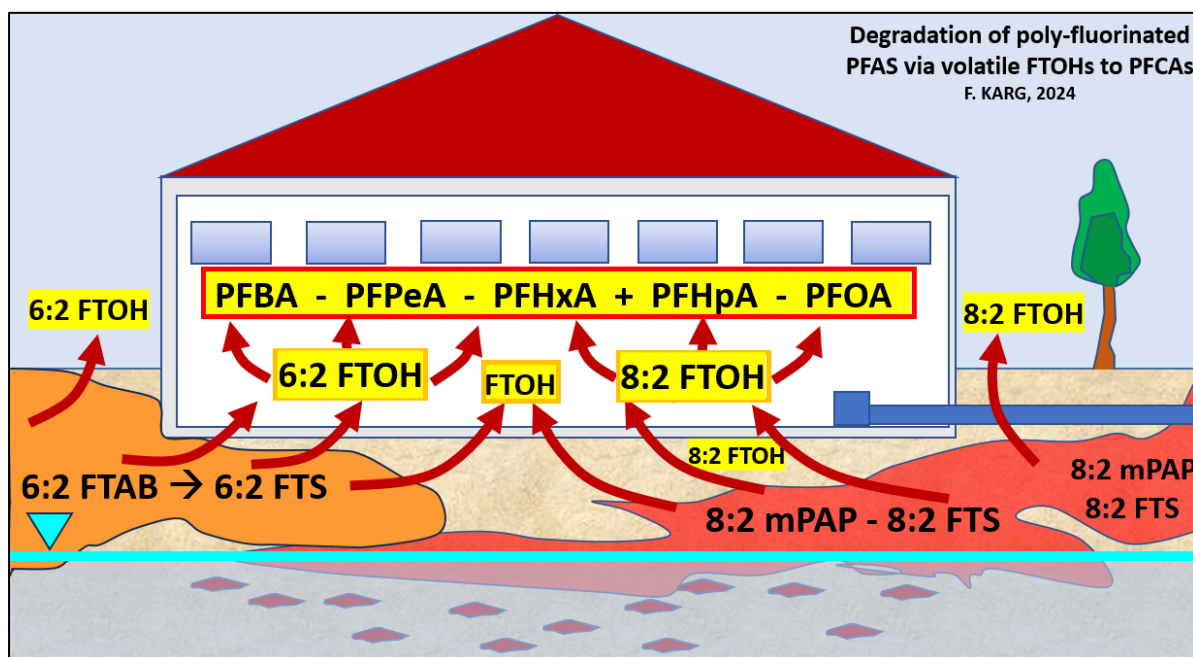


Fig. 1b : Example of the biotransformation of 6 :2 FTAB, 6 :2 FTS, 8 :2 FTS and polyfluorinated alkyl phosphates (PAP) in soil and water to Fluorotelomer alcohols (FTOH) and per-fluorinated PFAS, e.g. to PFOA, PFHpA, PFHxA, PFPeA and PFBA (L. KOPF / HPC, 2017 and F. KARG, 2022 & 2024).

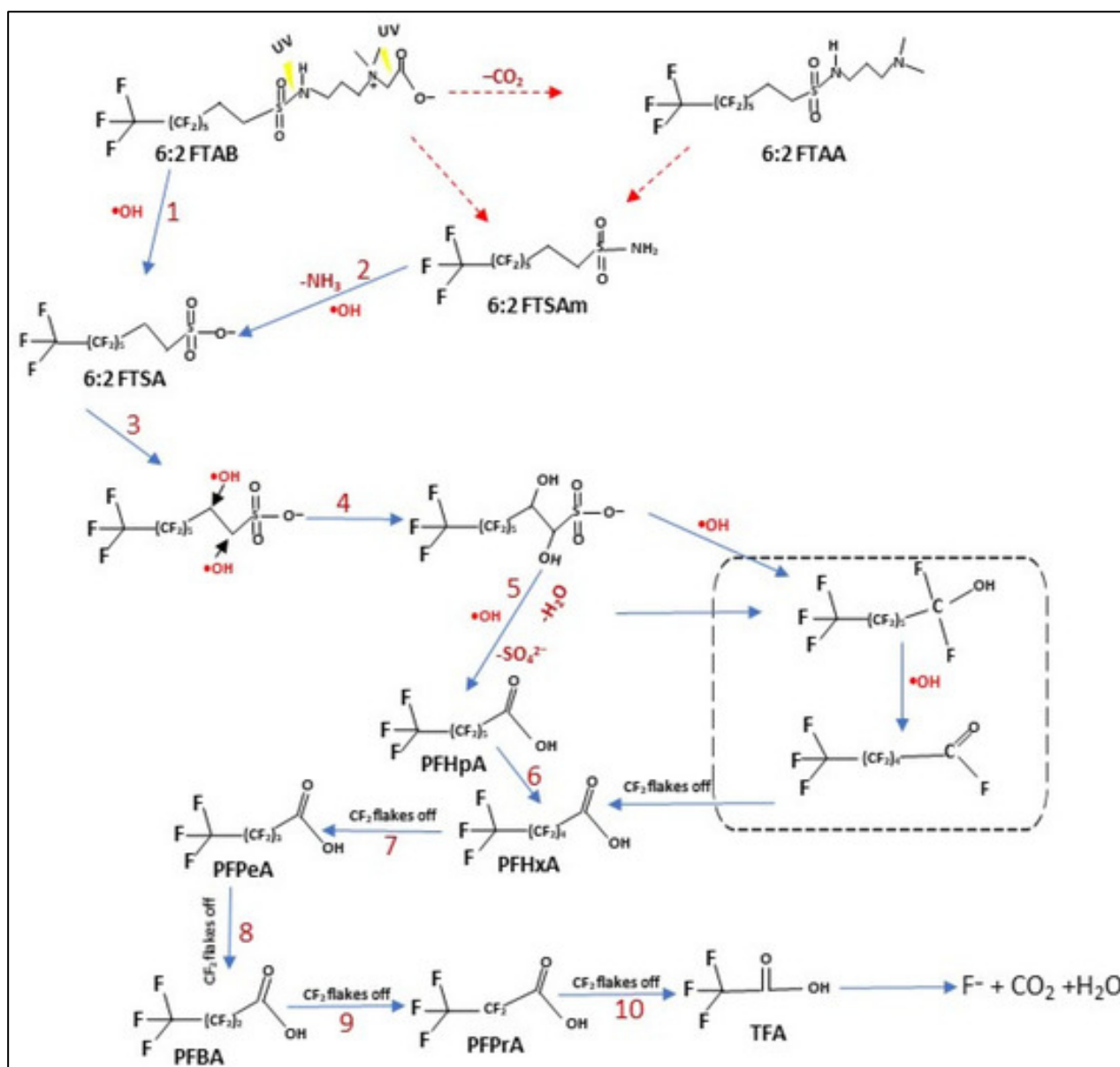


Fig. 1c: Photolysis of 6:2-FTAB to ultrashort PFAS, like PFPrA (Perfluoro propionic Acid) and TFA (Trifluoro acetic acid), beside PFHxA, PFPeA and PFBA (Naveed, A. et al 2024)

In the event of a change in pH, some PFAS may become more or less soluble, which also has an impact on emissions of volatile fluorinated telomers such as FTOH, etc. in soil gas (vapor). Certain precursors could change their solubility (and their extractable properties during chemical analysis procedures). For example, the intrusion of seawater into the aquifer could result in an increase in the basic pH and therefore in the solubility of Capstone B. This was observed in 2022 in the port area of Hamburg/Germany following seawater flooding and groundwater intrusion (see Fig. 2). These effects could result in groundwater concentrations more than 10 times higher than before seawater intrusion into the soil and groundwater.

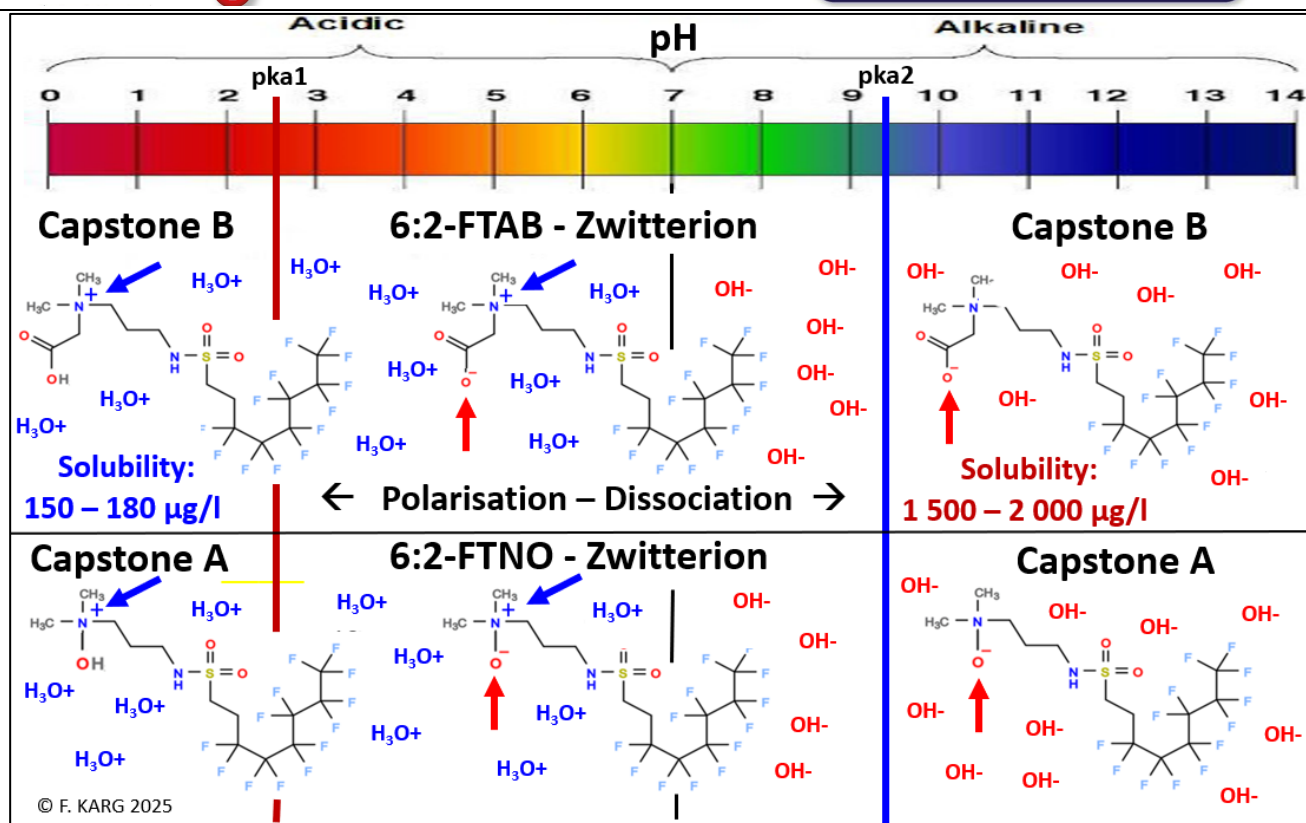


Fig. 2 : Solubility of 6:2-FTAB & 6:2-FTNO according to pH (example: before and after seawater intrusion into an aquifer and change to a slightly alkaline pH)

3. Differentiation of sources of PFAS pollution

Pollution of soil, groundwater and surface water by PFAS is frequently a mixture of several sources of commercial products and sources of pollution. It is possible to carry out complete screening of individual PFAS substances to identify between 9,000 and 12,000 molecules, but in the day-to-day management of pollution in the environment this is not applicable due to the limits of technical and economic feasibility.

For this reason, it is necessary to reduce the number of PFAS compounds to be analysed during environmental assessments by means of **the chemical Identification** of commercial products suspected of being the source of contamination. As PFAS are a family of more than 9,000 compounds, it would be impossible to quantify them all.

Typical sources of pollution caused by PFAS include, for example, applications of fire-fighting foams (AFFF = Aqueous Film Forming Foam or Anti Fire Fighting Foams), for example during fire drills and fires at airports, refineries and oil depots, industries involved in the production and processing of PFAS polymers, galvanizing activities such as chromium plating, the agricultural application of sewage WWTP sludge or fertilizers containing PFAS, the application of water-repellent coatings to paper, cardboard and textiles, etc., but also when they are used as flame retardants in the electrical and electronics industries... The list of sources of PFAS in the environment is long, and there are also

volatile PFAS pollutants that can enter indoor air via soil gases, such as fluorotelomer alcohols (FTOH).

One of the current challenges in managing environmental problems linked to PFAS is to identify the various sources of pollution caused by PFAS or their commercial products, for example in the case of major contamination of groundwater by PFAS.

Experience and assessments of more than 800,000 PFAS analyses in soil, groundwater and surface water show the presence of various PFAS clusters and substances, such as perfluorinated carboxylic acids (PFCAs), perfluorinated sulphonic acids (PFSA) and others, which are typical of certain industrial sectors. Other important PFAS groups are fluorotelomer sulphonic acids (FTS), fluorotelomer alcohols (FTOH) and fluorinated sulfo-betaines (FTAB), from a total of 33 different PFAS groups.

When identifying and differentiating PFAS sources, various relative concentration distributions, relationships with perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) and with various poly-fluorinated PFASs as ‘precursors’, as well as various statistical distribution models, are taken into account.

Commercial PFAS products are examined using non-target analyses to identify as many individual PFAS substances as possible present in PFAS products. To this end, percolation tests to simulate the ageing of ‘fresh’ commercial PFAS products are being carried out on lysimeters, with bacteriological degradation allowing the biotransformation of poly-fluorinated PFAS (precursors) to per-fluorinated PFAS, and to identify the chromatographic effects of soils (F. Karg et al.: 2023 and 2024).

The purpose is to record the resulting mixtures of individual PFAS molecules by HR-MS (high-resolution mass spectrometry). The results obtained are typical fingerprints of fresh and degraded commercial PFAS products for the complete database of parent mixtures of PFAS products.

PFAS sources can be identified from this database using standard analyses and a multivariate statistical identification program. Multi-Vector-Analysis (MVA) is carried out in several dimensions using artificial intelligence (machine learning), so that PFAS sources can also be determined in the event of groundwater pollution containing a mixture of several different PFAS sources.

In addition to the use of standard environmental analyses of polluted sites for MVA identification of the different sources of PFAS pollution, other analytical tools may also be applicable, such as the ‘Top Assay’ (Houtz & Sedlak: 2012, Glöckner et al.: 2021) to best determine the mass of poly-fluorinated precursors present, which can be oxidized to perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) (see Fig. 3). In addition, measurements of isotope ratios between PFAS source areas and plume

areas can be carried out to determine PFAS sources (Quian et al. 2023), as well as the use of comprehensive ‘untargeted analyses’, in which hundreds of individual PFAS molecules can be identified and at least semi-quantified.

Such applications are more time-consuming and expensive than the normal standard PFAS analysis for polluted sites, which is mainly used to identify PFAS sources. The MVA application can avoid this and be more cost-effective.

More than 9 000 – 12 000 PFAS have been polluting the environment and our health for decades. This also includes volatile PFAS, such as fluorotelomer alcohols (6:2 or 8:2 FTOH, etc.). The problem in investigating PFAS-contaminated sites lies mainly in the huge quantity of poly-fluorinated PFASs, which are biotransformed into per-fluorinated PFASs over time. Individual poly-fluorinated PFASs may also be relatively resistant in the environment and transform only very slowly into perfluorinated PFASs (such as Capstone B - FTAB, FTS or FTOH). In order to improve transparency and knowledge of this large number of PFAS pollutants, there are several approaches to the investigation, risk assessment and remediation of PFAS.

An important characteristic of PFASs is their chemical behavior in the environment, as poly-fluorinated PFASs (precursors) are converted to stable perfluorinated PFASs by biotransformation. The risk assessment of individual cases via a QSRA* (or RRA*) can estimate the future risks of most of the “precursors”, since an analysis based on 28 to 70 individual PFASs is carried out before and after examination by the ‘Top Assay’ test (see Fig. 3). In the Top Assay, poly-fluorinated PFAS are converted into stable per-fluorinated PFAS by oxidation via persulphate, into which they are generally biotransformed after a certain residence time in the environment (see also Fig. 2a & b). Thanks to the ‘Top Assay’ test, investigations and risk assessments include almost all transformable ‘precursors’ as well as the remaining per-fluorinated PFAS end products.

(*EQRS & *ARR: Quantitative Health Risk Assessment and Residual Risk Analysis).

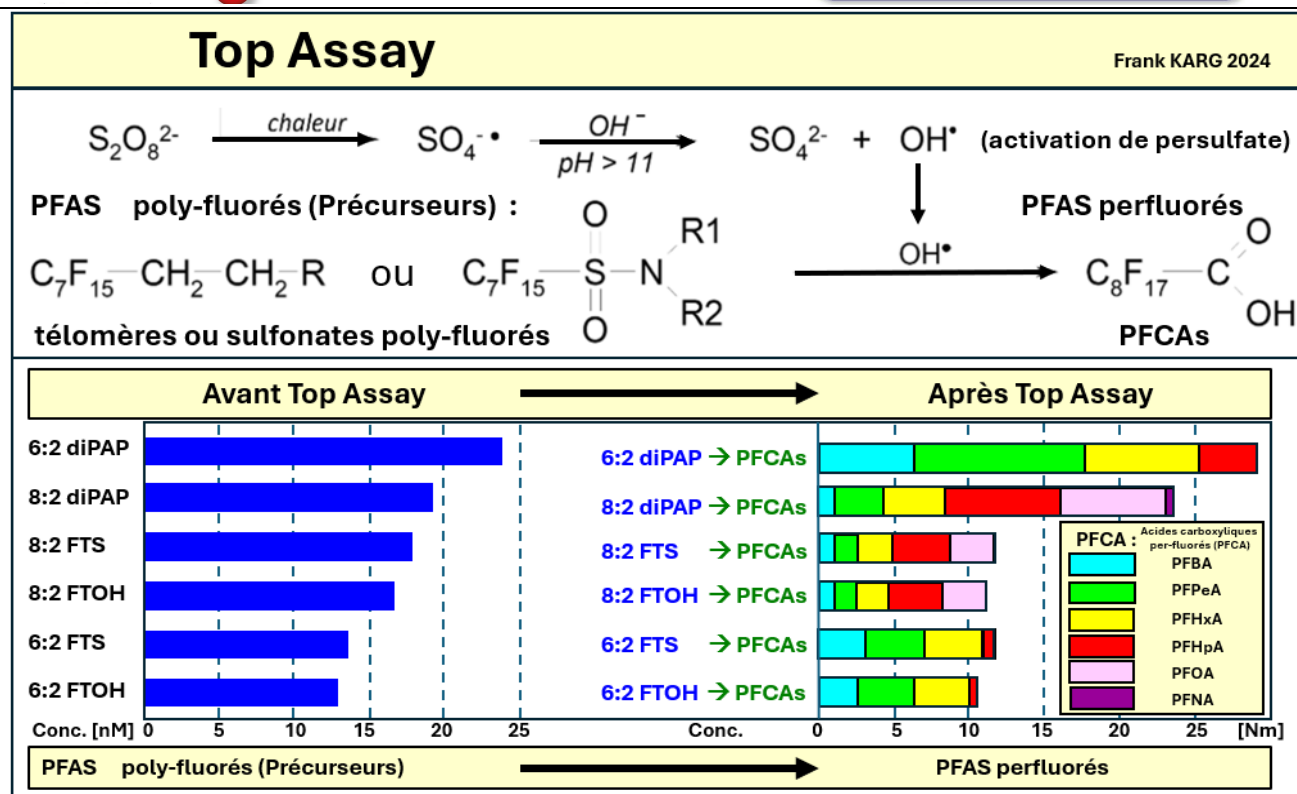


Fig. 3 : Top Assay (Total Oxidizable Precursor method) to quantify oxidizable poly-fluorinated PFAS, transformable into per-fluorinated carboxylic acids (F. Karg 2015, Houtz & Sedlac 2012, Glöckner et al.: 2021).

The following examples illustrate some of the ways in which sources of PFAS can be identified and differentiated using certain standard analyses, taking into account experience of MVA (Multi-Vector-Analysis) applications based on artificial intelligence in Europe (EU) and the United States.

Typical sources of PFAS include areas that have experienced fire and fire training events, civil and military airports (anti fire-fighting foams / AFFF), but other activities can also cause PFAS contamination in soils and groundwater.

These activities include, for example, the spreading of sewage sludge from wastewater treatment plants, galvanic chromium plating, landfill leachates, paper production, textile impregnation, the electrical and electronics industries, paint companies, cleaning products and fluor-polymer production, etc.

Various statistical analyses and visualizations, based on experiments and PFAS clusters from over 800,000 soil and groundwater analyses (NAS: 2023, F. Karg: 2024), help to identify PFAS sources.

The methodology for differentiation of PFAS sources can be divided into three main categories:

- I. Analysis of data and (historical) information available that can be used to identify potential sources of PFAS at different sites (specific industrial sites airports, landfills, etc.).
- II. Laboratory methods for analyzing PFAS in environmental samples.
- III. Advanced forensic investigations to identify potential sources of PFAS more precisely.

Category I. includes the following phases :

- Historical investigation of potential sources of PFAS from suspect areas. The objective is to list and map the areas of potential sources of PFAS pollution.
- Study the hydrogeological zones above the suspected areas to determine whether there are (or have been) activities that use (or have used) PFAS.
- To obtain a detailed understanding of the geology, hydrogeology, hydrology, stormwater infrastructure and surface water run-off of the sites. This also includes the nature of the soil, the location and depth of nearby wells, and the depth and direction of surface and groundwater flow.
- Prepare a conceptual plan of the site concerning PFAS sources, transfer paths and exposure paths to targets.

Categories II and III focus on :

- Evaluation of PFAS chemical analysis data as a screening step to determine whether indications or evidence of source differentiation can be identified.
- Analysis of advanced PFAS forensics on selected samples to differentiate potential sources of PFAS (e.g. by structural isomerism, isotopic studies, Top Assay, MVA applications, etc.).

The general differences between PFAS's commercial products can be identified, for example, through the following distinctions:

- Modern anti fire-fighting foams (AFFF) are based on fluoro-telomers, mainly with C6-PFAS molecules. Although these firefighting foams do not contain PFOA or PFOS, when emitted into the environment they can degrade to other shorter-chain PFAS, such as perfluoro-hexanoic acid (PFHxA), perfluoro-pentanoic acid (PFPeA), buntanonic acid and 5:3 fluorotelomer carboxylic acid (FTCA).

- In the early 2000s (following general requests from the US and European authorities), the chemical industry began to phase out anti fire-fighting foams based on C8-PFAS, as PFOS and PFOA were classified as being “too toxic”. Producers of fluorotelomer-based firefighting foams then turned to the use of short-chain forms of PFAS with six fluorinated carbons (called C6-PFAS), which did not contain PFOS or PFOA (and could not be broken down into these products either). These C6-PFAS firefighting foams can also contain PFHxA, PFPeA and 6:2-fluorotelomersulphonate (6:2-FTS) as well as fluorotelomers, which can be transformed over time into their end groups, perfluoro carboxylic acids with less than six carbon atoms. The exact period of transition from C8-PFAS fire-fighting foams to C6-PFAS fire-fighting foams varies according to the application site (civil or military airports, fire training areas, oil sites, etc.).
- Before 2016, many firefighting foams contained PFAS with eight fluorinated carbon chains. Some of these long-chain firefighting foams, or C8 PFASs, contained PFOS until the early 2000s, and PFOA and other long-chain PFCAs until around 2015, when these products were withdrawn from the market.
- Analyses of the molecular chemical structures of PFASs can be useful in relation to existing information such as origin, period and likely use. Structural differences include, for example, structural isomerism (linear and branched isomers, etc.). For example, if a particular cyclic PFAS with an eight-carbon chain, such as perfluoroethyl-cyclohexane sulphonate (PFECHS: CAS 335-24-0) is observed, it could originate from a corrosion inhibitor used in aircraft hydraulic fluids (MPART: 2020). PFECHS is not known to be a component of fire-fighting foams.
- Specific PFASs can be used as markers in the production of fluoropolymers, food packaging and paper coatings, as well as cosmetics. They are not currently thought to be related to fire-fighting foam products.
- Some PFASs can be chemically biotransformed (i.e. broken down into smaller, stable chemicals), but these poly-fluorinated PFASs (precursors) often transform into other PFASs, particularly per-fluorinated PFAAs.

Identifying and differentiation of PFAS Contamination Sources:

The standard environmental analyses used during investigations of sites polluted by PFAS can, in principle, be used to identify and differentiate sources of PFAS. Between 30 and 70 individual PFAS substances are analyzed. The analytical data obtained can be very complex due to the presence of many different PFAS in an environmental sample and pose a challenge in interpreting the data. For this reason, a computerized MVA application with artificial intelligence is required.

Because of this complexity, large amounts of data need to be interpreted on the basis of statistical experience gained from large amounts of analysis in multi-vector analysis (MVA or polytopic analysis) with artificial intelligence, so that the sources of PFAS can be identified and differentiated with a very high probability. This can only be done as part of a parallel analysis of different pieces of evidence, as each analysis on its own is generally not sufficiently significant. The basis for this are 'target' (and 'non-target') analyses as well as the 'Top Assay', total organic fluorine (TOF) or **AOF (adsorbable total organic fluorine)** and isotopic analyses.

The following Experiences can be applied for Identifying and differentiation of PFAS Contamination Sources:

- **TOF or Total Organo Fluorine** is measuring PFAS Monomers & Polymers and other organo-fluorine Compounds, like Pesticides, Pharmaceuticals, etc. No Compound Identification is realized. The use of TOF can't be really recommended for PFAS analysis appreciation.
- **AOF: Adsorbable Organic Fluorine** is only measuring compounds which were priorly adsorbed in Water samples. AOF is measuring PFAS Monomers, small PFAS Polymer particles and other organo-fluorine Compounds, like Pesticides, Pharmaceuticals, etc. No Compound Identification is realized. The use of AOF can't be really recommended for PFAS analysis appreciation.
- **NTA: Non-Target Analysis** is the semi-quantitative Identification of up to 12 000 Compounds of PFAS Monomers. The costs and time needs are very important.
- **QTA: Quantitative Target Analysis** of up to 500 – 700 Compounds of PFAS Monomers (in general 20 – 70 compounds).
- **QTA + TA: Quantitative Target Analysis after Top Assay** of 20 - 200 Compounds PFCA Monomers (in general 20 – 70 compounds). Only per-fluorinated PFAS are analyzed, including poly-fluorinated PFAS after transformation to PFCA by persulfate.

Recommended are **QTA: Quantitative Target Analysis** of about 70 choosen compounds before and after Top Assay. Its important to analyse via the QTA also the ultrashort PFCA, like TFA (trifluoro-acetic acid), PFPrA (perfluoro-propanoic acid), TFMS (trifluoro-methane-sulfonic acid), PFES (perfluoro-ethane-sulfonic acid) and PFPrS (perfluoro-propane-sulfonic acid).

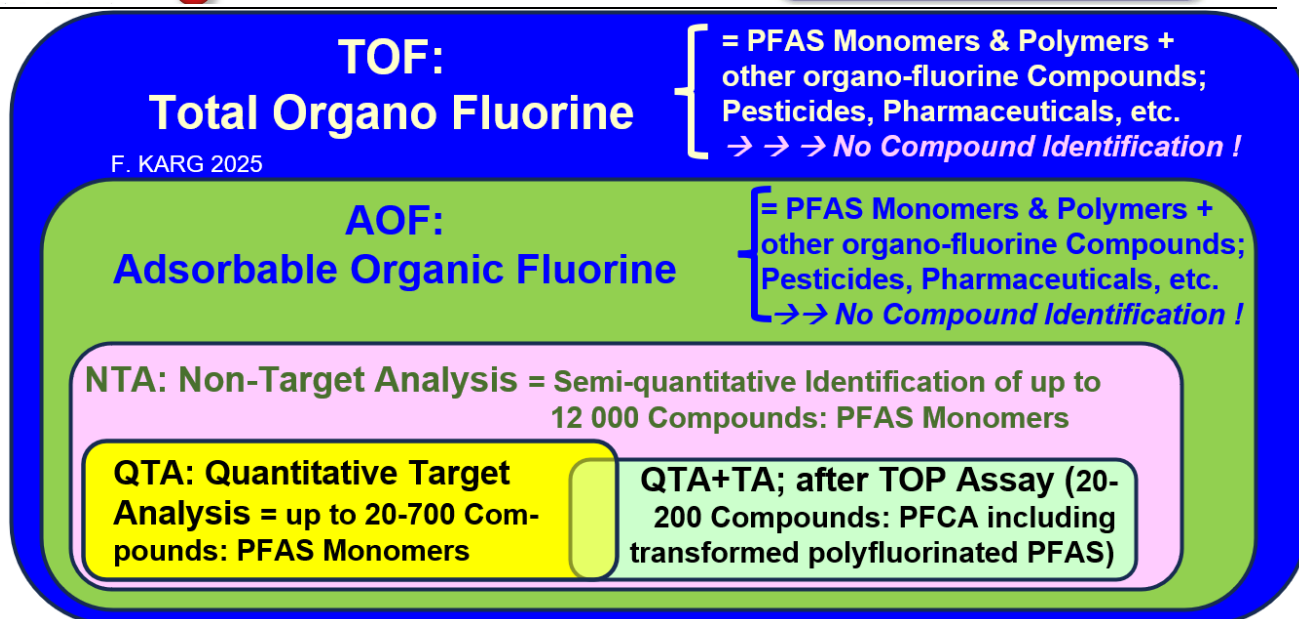


Fig. 4 : Analytical procedures for the identification and differentiation of PFAS sources using multi-vector analysis (MVA or poly-topic analysis) with artificial intelligence.

Figure 5 shows the procedure for identifying and differentiating potential sources of PFAS using MVA based on artificial intelligence (e.g. AFFF fire-fighting foams, sewage sludge, electroplating activities, textile and paper industries, waste dumps, etc.).

The procedure principles for identifying and differentiating potential PFAS Sources are the following:

- A. Lots of different Statistical Comparisons of Sample analyses with registered Standards** of chemical PFAS Spectrums on about 70 analyzed compounds from commercial PFAS Products (AFFF, Galvanic products, Paper related production Products, Surfactants mixtures, etc.).
- B. Identification and Differentiation of PFAS Clusters by MVA on Artificial Intelligence via Clustering.**

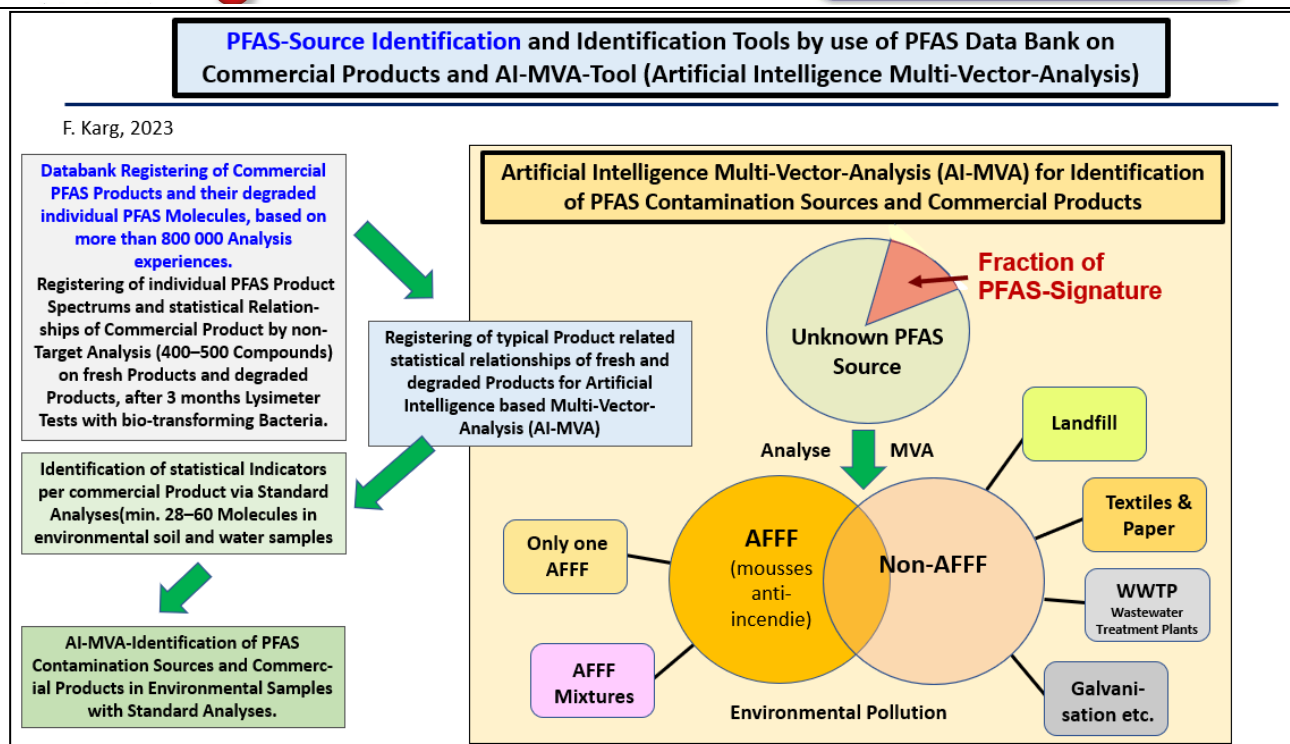


Fig. 5 : MVA analysis approach based on artificial intelligence to identify and differentiate sources of PFAS (e.g. AFFF fire-fighting foams, sewage sludge, galvanic activities, textile and paper industries, waste dumps, petroleum sites, etc.) (F. Karg et al.: 2023 & 2024).

Because of the many individual PFASs within this chemical family, ‘non-target analysis’ also offers the possibility of identifying unknown molecules, as the result is open-ended without any limitation on a standard list of pre-calibrated pollutants. Hundreds of individual compounds can be identified. The disadvantage is that non-targeted analysis is relatively expensive and time-consuming. Figure 6 shows the differences compared with standard analysis of selected PFAS parameters.

Figure 6 shows different AFFFs in Soil samples and the 6:2-FTAB & 6:2-FTS domination. The similarity of these analytical results needs the MVA-Application for product identification.

Figures 7 and 8 show PFAS cluster analyses to differentiate between several PFAS sources and Figure 9 shows PFAS Cluster Sources Overlapping and percentage parts of Groundwater pollution plume participation.

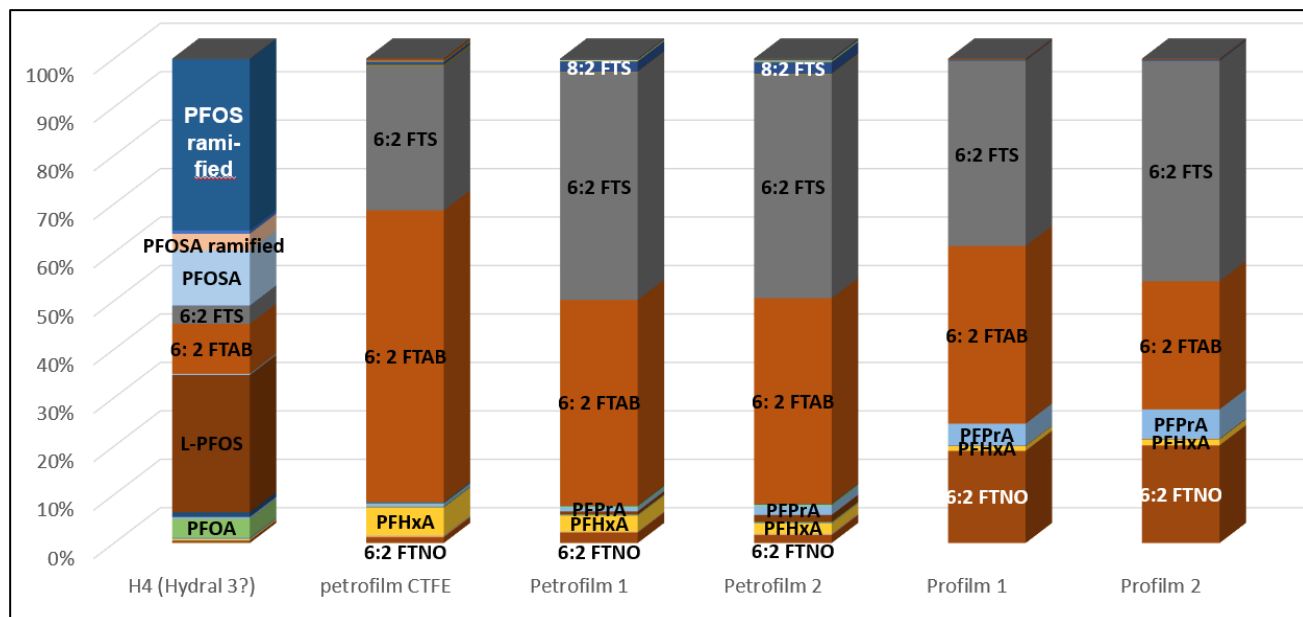


Fig. 6: Different AFFFs in Soil samples and the 6:2-FTAB & 6:2-FTS domination.

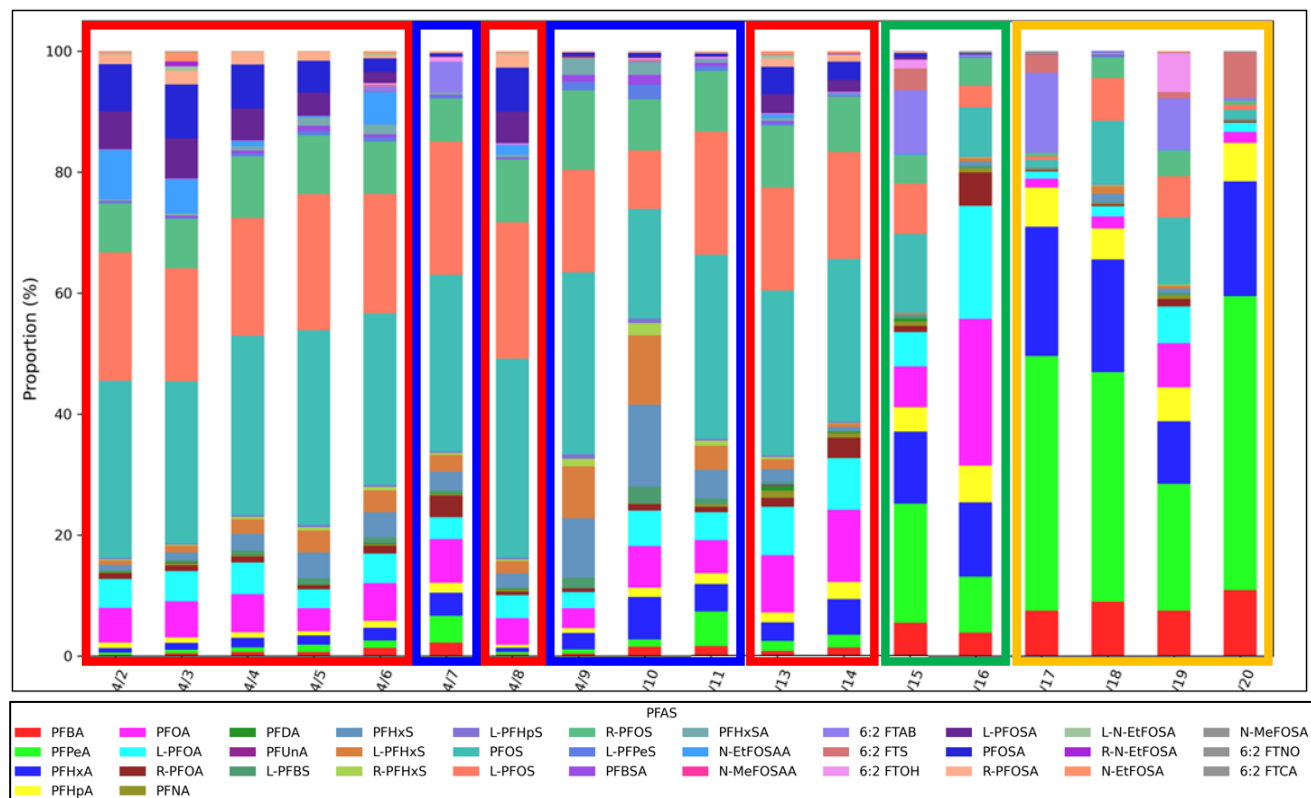


Fig. 7: Various PFAS Clusters and Cluster Mix, identified to determine the sources of PFAS

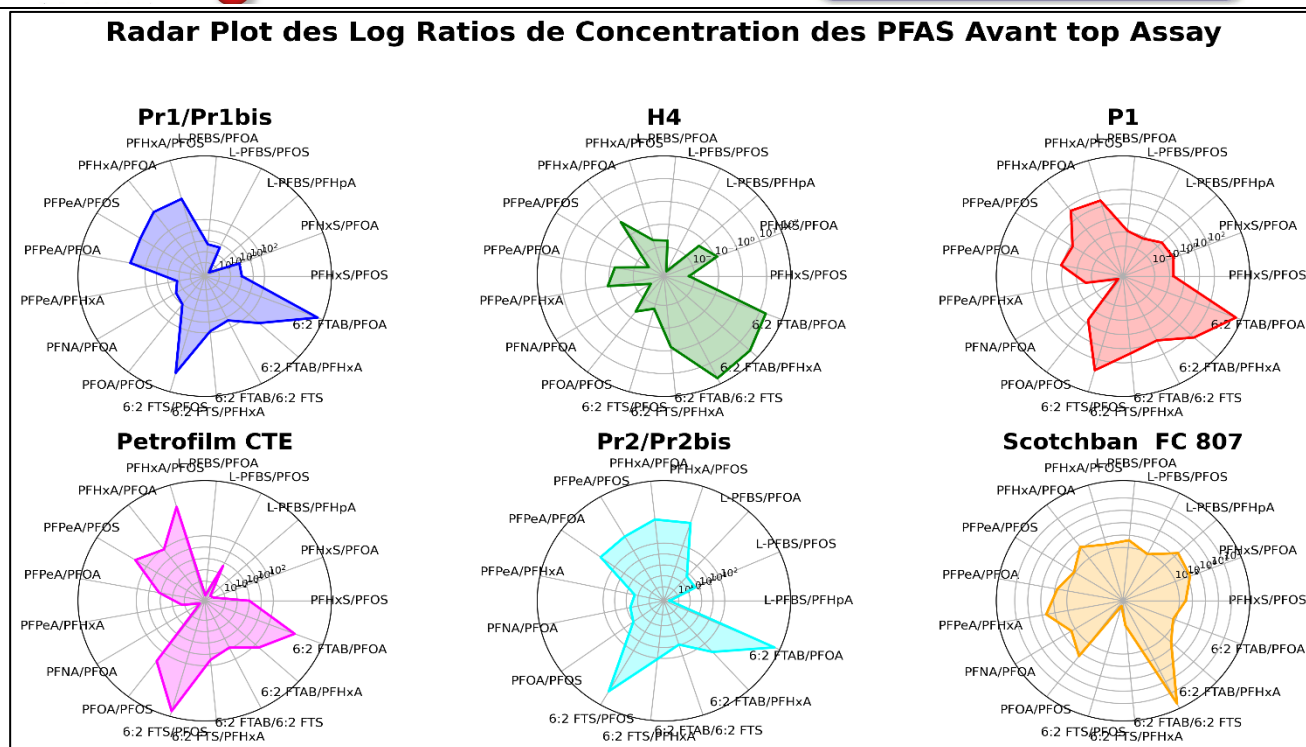


Fig. 8 : Various PFAS Clusters: Commercial PFAS Products and their chemical signature in Radargrams



Fig. 9 : Identification and differentiation of 4 different Sources of 3 different PFAS Clusters and commercial PFAS products on the basis of groundwater analysis and MVA-AI.

The multi-vector analysis (MVA) computer tool with artificial intelligence to identify and differentiate the sources of PFAS clusters was created on real commercial PFAS Product and environmental analyses.

The basis is, among others, the experiences of the US Airport Cooperative Research Program (ACRP), the Airports Council International - North America (ACI-NA), the American Association of Airport Executives (AAAE), the USA National Academy of Sciences Guide (NAS: 2023), as well as chemical cluster determinations of fresh commercial PFAS products and aged commercial PFAS products (according to degradation procedures applied by HPC International; F. Karg et al. 2023 - 2024) as standards for the MVA-PFAS database. The ageing of commercial PFAS products was carried out using bio-lysimetric tests in 2024 & 2025 with exposure to degrading bacteria for biotransformation of poly-fluorinated PFAS into per-fluorinated PFAS (F. Karg et al. 2023 – 2024, NAS, 2023).

The analysis of PFAS clusters takes into account the environmental chemistry of PFAS and in particular the metabolism or biotransformation of poly-fluorinated PFAS into stable per-fluorinated PFAS, e.g. the metabolism of poly-fluorinated PFAS into stable per-fluorinated PFAS, for example $6:2 \text{ FTAB} \rightarrow 6:2 \text{ FTS} \rightarrow 6:2 \text{ FTOH} \rightarrow \text{PFHxA} + \text{PFPeA} + \text{PFBA}$ etc. to determine the 'precursors' and final products in the event of environmental contamination by mixtures of PFAS through the biotransformation chain.

Site-specific investigations and the identification and differentiation of PFAS sources include the following multi-criteria applied in the MVA tool. All the criteria are always applied at the same time:

- A. Concentration ratios between PFAS:** this is a simple first screening technique, where one or more concentration ratios between two or more different PFAS compounds can be applied. For example, PFHxS/PFOS ratios within a certain range have been used as an indicator of a source of fire-fighting foam (McGuire et al. 2014), and PFHxS/PFOA ratios have been identified as markers of other sources of industrial PFAS production (Guelfo and Adamson 2018).
- B. Circular diagrams and other data visualizations:** These are statistical graphs showing **the relative contribution of several molecules** to the total PFAS concentration in the same study area.

They can help identify compositional differences between PFAS mixtures in different samples to determine whether there are chemical clues or evidence from different PFAS sources. It can also identify the mixing of different PFAS sources or changes in source signatures along a transport pathway (e.g. migration in groundwater) and also reveal biotransformations and soil chromatography effects.

- C. Isomer ratios:** Individual PFAS can exist in **different isomeric forms** and the relative abundance of different isomers in a sample can be used to infer the source of PFAS (Charbonnet et al. 2021). **The presence of branched isomers (structural isomers) in a sample can be measured using standard methods** (which analyse around 60 to 70 individual substances). **The two different PFAS production processes, ECF (electrochemical fluorination) and telomerisation, result either in a mixture of branched and linear PFAS (ECF) or in isomers of purely linear PFAS.**

This information could be useful as evidence to identify sources of PFAS. **Branched isomers indicate that PFAS come from the specific electrochemical fluorination (ECF) manufacturing process.** The proportion of branched isomers in ECF products falls within a relatively narrow range (ITRC 2022 a&b). If the proportion of branched isomers in a sample is below this range, this may indicate that products containing PFAS generated by telomerisation-based manufacturing processes are also present.

Modern firefighting foams (AFFFs) contain PFASs that are produced solely by telomerization processes. Older AFFF blends may contain PFAS produced by ECF manufacture or telomerization. In the USA and somewhat later in Western Europe, the production of AFFF mixes using ECF production was discontinued in the early 2000s.

Another important fact is that branched isomers of some PFAS (e.g. PFOS) propagate more rapidly in groundwater than linear isomers of the same compound (different chromatographic effects in soil) due to the different interactions of the isomers with the soil. This can lead to enrichment of **ramified isomers** in groundwater hydro-geologically downstream of a PFAS source (Nickerson et al. 2020).

- D. Analysis of the main components of PFAS and hierarchical classification study of PFAS clusters:** These statistical methods are used to analyze data associated with many variables (e.g. measured PFAS) in order to identify differences between clusters of PFAS that can be visualized graphically. This data analysis facilitates the identification of different groups (or clusters) of PFAS mixtures (each of which may come from different sources or commercial PFAS products (see Figs. 7 & 8), which clusters may overlap).

E. Research methods (screening): identification and characterization of sources of PFAS :

- **Frequency of detection:** Experimental statistics (from over 800,000 individual analyses from different PFAS source locations) on the relative detection of individual PFAS (in each analysis data set) help to distinguish between different PFAS sources. The absence (or low frequency of detection) of specific PFAS in samples from one type of site can also be used in the same way. Experiments with over 800,000 individual analyses of samples from various PFAS source locations show very clearly these differences depending on the PFAS source (NAS: 2023).
- **Concentration distributions:** These data help to determine the relative distribution of individual PFAS found in environmental samples from different locations. The average concentration of individual PFAS from the samples examined is used in the MVA assessment (see Fig. 7a - d). These data provide information on the relative proportion of different PFAS sources in a given site type, as well as the relative presence of PFAS associated with different sources.
- **PFAS composition ratios:** These ratios show the general distribution of PFAS within the sample groups. This includes the percentage of perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkyl sulphonic acids (PFSAAs) and non-perfluoroalkyl acids (non-PFAAs) relative to the total of overlapping PFAS mixtures (e.g. present in groundwater). The application of this methodology also includes the quantification of concentration ratios between frequently detected individual PFASs.
- **Statistics for identifying and characterizing sources of PFAS using multi-vector analysis (MVA):**

The results of the PFAS source determination are presented in five different types of statistical visualizations of PFAS source categories. These five types of MVA are:

- **MVA1 : PFAS composition circular diagrams,**
- **MVA2 : Boxplot distribution of concentrations and PFAS histograms,**
- **MVA3 : Average PFAS concentrations and detection frequency: Heat-Maps,**
- **MVA4 : Average PFAS concentration and detection frequency: 'Cross-plots',**
- **MVA5 : Report of PFAS logarithmic average concentrations: Relative and radial point diagrams.**

Figure 10 shows a summary of the parameters evaluated for the identification and

differentiation of AI-MVA (artificial intelligence-based multi-vector analysis) PFAS sources.

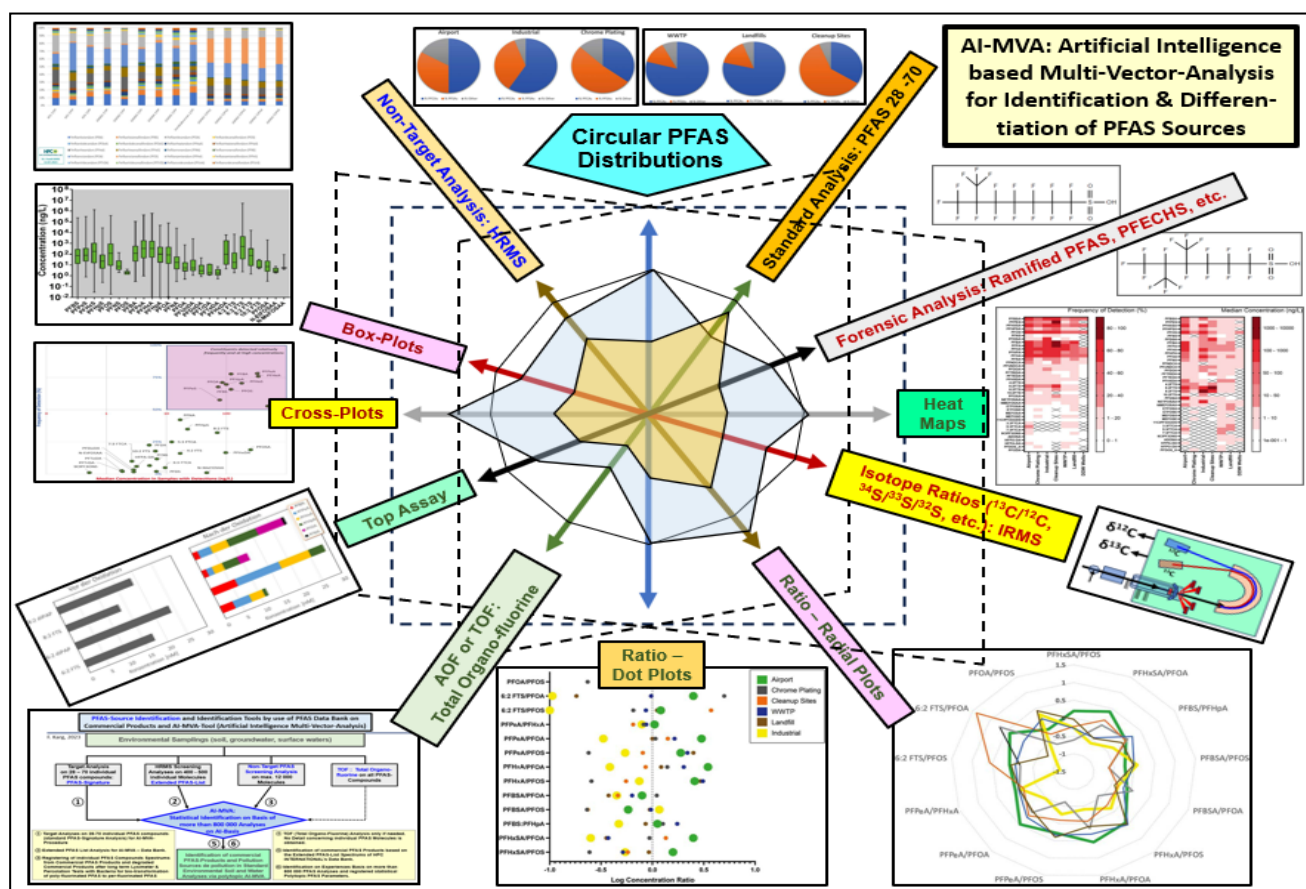


Fig. 10 : Parameters evaluated for the identification and differentiation of PFAS sources using AI-MVA (artificial intelligence-based multi-vector analysis).

Table 1a & b shows the recommended standard analysis parameters for using the multi-vector analysis (MVA) computer tool with artificial intelligence to identify and differentiate sources of PFAS.

PFAS	LQ Eaux		CAS	VTR	Dir. CE EP2020/ 2184	AM 20/06/23 France
PFBA (acide perfluorobutanoïque)	ng/l	1	375-22-4			
PFPeA (acide perfluoropentanoïque)	ng/l	5	2706-90-3			
PFHxA (acide perfluorohexanoïque)	ng/l	1	307-24-4			
PFHpA (acide perfluoroheptanoïque)	ng/l	1	375-85-9			
PFOA linéaire (acide perfluorooctanoïque)	ng/l	1	335-67-1			
PFOA ramifié (acide perfluorooctanoïque)	ng/l	1	335-67-1			
PFOA totale (acide perfluorooctanoïque)	ng/l	1	335-67-1			
PFNA (acide perfluorononanoïque)	ng/l	1	375-95-1			
PFDA (acide perfluorodécanoïque)	ng/l	1	335-76-2			
PFUnDA (acide perfluoroundécanoïque)	ng/l	1	2058-94-8			
PFDoDA (acide perfluorodécanoïque)	ng/l	2	307-55-1			
PFTTrDA (acide perfluorotridecanoïque)	ng/l	1	72629-94-8			
PFTeDA (acide perfluorotétradécanoïque)	ng/l	1	376-06-7			
PFHxDA (acide perfluorohexadécanoïque)	ng/l	2	67905-19-5			
PFOA (acide perfluorooctadécanoïque)	ng/l	1	16517-11-6			
PFBS (acide perfluorobutane sulfonique)	ng/l	1	375-73-5			
PFPeS (acide perfluoropentane sulfonique)	ng/l	1	2706-91-4			
PFHxS linéaire (acide perfluorohexane sulfonique)	ng/l	1	355-46-4			
PFHxS ramifié (acide perfluorohexane sulfonique)	ng/l	1	355-46-4			
PFHxS totale	ng/l	1	355-46-4			
PFHpS (acide perfluoroheptane sulfonique)	ng/l	1	375-92-8			
PFOS linéaire (acide perfluorooctane sulfonique)	ng/l	1	1763-23-1			
PFOS ramifié (acide perfluorooctane sulfonique)	ng/l	1	1763-23-1			
PFOS totale (acide perfluorooctane sulfonique)	ng/l	1	1763-23-1			
PFDS (acide perfluorodécane sulfonique)	ng/l	1	335-77-3			
4:2 FTS (acide 4:2 fluorotelomer sulfonique) H4-PFOS	ng/l	1	757124-72-4			
6:2 FTS (acide 6:2 fluorotelomer sulfonique)	ng/l	1	27619-97-2			
8:2 FTS (acide 8:2 fluorotelomer sulfonique)	ng/l	1	39108-34-4			
10:2 FTS (acide 10:2 fluorotelomer sulfonique)	ng/l	1	120226-60-0			
MePFOSAA (acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique)	ng/l	1	2355-31-9			
EtFOSAA (acide N-éthylperfluorooctane sulfonamide acétique)	ng/l	1	2991-50-6			
PFOSA linéaire (perfluoro-n-octanesulfonamide)	ng/l	2	754-91-6			
PFOSA ramifié (perfluoro-n-octanesulfonamide)	ng/l	2	754-91-6			
PFOSA totale (perfluoro-n-octanesulfonamide)	ng/l	2	754-91-6			
MeFOSA linéaire (N-méthylperfluorooctanesulfonamide) (MeFOSA)	ng/l	1	31506-32-8			
6:2-FTAB (6:2 fluorotelomer sulfonamido propyl betaine) Capstone B	ng/l	10	34455-29-3			

Table 1a: Recommended standard analysis parameters for using the multi-vector analysis (MVA) computer tool with artificial intelligence to identify and differentiate sources of PFAS.

PFAS	LQ Eaux		CAS	VTR	Dir. CE EP2020/ 2184	AM 20/06/23 France
MeFOSA ramifié (N-méthylperfluoro-n-octanesulfonamide) (MePFOSA)	ng/l	1	31506-32-8			
MeFOSA totale (N-méthylperfluoro-n-octanesulfonamide) (MePFOSA)	ng/l	1	31506-32-8			
8:2 DiPAP (8:2 polyfluoroalkyl phosphate diester)	ng/l	1	678-41-1			
HFPO-DA (acide hexafluoropropyleneoxide dimer) Gen X	ng/l	1	13252-13-6			
EtFOSA linéaire (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	ng/l	1	4151-50-2			
EtFOSA ramifié (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	ng/l	1	4151-50-2			
EtFOSA totale (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	ng/l	1	4151-50-2			
MeFBSAA (perfluorobutanesulfonamide(N-méthyl)acetate)	ng/l	5	159381-10-9			
5:3-FTCA: 5:3 acide carboxylique fluorotélomère	ng/l	1	914637-49-3			
6:2-FTCA: 6:2 acide carboxylique fluorotélomère	ng/l	5	53826-12-3			
8:2 FTUCA (acide 2H-perfluoro-2-décenoïque)	ng/l	1	70887-84-2			
DONA (acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque)ADONA	ng/l	1	919005-14-4			
MeFBSA (n-méthylperfluorobutanesulfonamide)	ng/l	1	68298-12-4			
PFBSA (perfluorobutanesulfonamide)	ng/l	1	30334-69-1			
PFECHS (acide perfluoro-4-éthylcyclohexanesulfonique)	ng/l	1	646-83-3			
PFNS (acide perfluorononane sulfonique)	ng/l	1	68259-12-1			
PFDoDS (acide perfluorododecane sulfonique)	ng/l	1	79780-39-5			
6:2 diester de phosphate fluorotélomérique. 6:2 diPAP	ng/l	10	57677-95-9			
6:2 8:2 diester de phosphate fluorotélomérique. 6:2 8:2 diPAP	ng/l	10	943913-15-3			
PFHxSA (perfluorohexanesulfonamide)	ng/l	1	41997-13-1			
PFUnDS (acide perfluoroundecane sulfonique)	ng/l	2	749786-16-1			
PFTTrDS (acide perfluorotridecane sulfonique)	ng/l	2	791563-89-8			
EtFOSE (2-(N-éthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol)	ng/l	5	1691-99-2			
MeFOSE (2-(N-méthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol)	ng/l	5	24448-09-7			
NFDHpA (Nonafluoro-3,6-dioxaheptanoic acid)	ng/l	1	151772-58-6			
PFMPA (Perfluoro-3-methoxypropanoic acid)	ng/l	1	377-73-1			
PFMBA (perfluoro-4-methoxybutanoic acid)	ng/l	1	863090-89-5			
C6O4 (Perfluoro([5-methoxy-1,3-dioxolan-4-yl]oxy)acetic acid)	ng/l	10	1190931-41-9			
6:2-FTOH (6:2 fluorotelemer alcohol) FHET	ng/l	20	647-42-7			
8:2-FTOH (8:2 fluorotelemer alcohol) FOET	ng/l	10	678-39-7			
PFAS Ultrashorts :						
TFA (trifluoroacetic acid)	ng/l	10				
PFPrA (perfluoropropanoic acid)	ng/l	10				
TFMS (trifluoromethanesulfonic acid)	ng/l	10				
PFES (perfluoroethanesulfonic acid)	ng/l	10				
PFPrS (perfluoropropanesulfonic acid)	ng/l	10				

Table 1b: Recommended standard analysis parameters for using the multi-vector analysis (MVA) computer tool with artificial intelligence to identify and differentiate sources of PFAS.

Summary

In the context of groundwater pollution by PFAS, it is becoming increasingly important to identify and, above all, to differentiate the contribution of each PFAS source to pollution plumes. This need for clarification of the contribution of each PFAS source to pollution, e.g. in the vicinity of catchments (for drinking water, etc.), is becoming increasingly crucial for the protection of water resources, (shared) responsibilities and the search for the (multiple) origins of pollution in the context of legal expertise.

To conclude, it is now possible (using comprehensive statistical, graphical & chemical-mathematical studies, including Artificial Intelligence based Clustering with Machine Learning) to use the Multi-Vector-Analysis (MVA) in several dimensions to identify and differentiate the sources of PFAS pollution in soils, groundwater and surface water, and in some cases even to identify the commercial PFAS products causing the pollution.

The procedure principles for identifying and differentiating potential PFAS Sources are the following:

- A. Lots of different Statistical Comparisons of Sample analyses with registered Standards of chemical PFAS Spectrums on about 70 analyzed compounds from commercial PFAS Products (AFFF, Galvanic products, Paper related production Products, Surfactants mixtures, etc.).**
- B. Identification and Differentiation of PFAS Clusters by MVA on Artificial Intelligence via Clustering.**

References :

- Charbonnet, J. A., A. E. Rodowa, N. T. Joseph, J. L. Guelfo, J. A. Field, G. D. Jones, C. P. Higgins, D. E. Helbling, and E. F. Houtz. 2021. Environmental Source Tracking of Per- and Polyfluoroalkyl Substances Within a Forensic Context: Current and Future Techniques. *Environmental Science & Technology*, Vol. 55, No. 11, pp. 7237–7245. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08506>.
- Göckener, B., Fliedner, A., Rüdell, H. et al. (2021): Exploring unknown per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – The total oxidizable precursor assay as helpful tool in research and regulation. *Science of The Total Environment*, 782, 146825. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146825>
- Guelfo, J. L., and D. T. Adamson (2018): Evaluation of a National Data Set for Insights into Sources, Composition, and Concentrations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in U.S. Drinking Water. *Environmental Pollution*, Vol. 236, pp. 505–513. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.066>.
- Houtz, E.F., Sedlak, D.L. (2012): Oxidative conversion as a means of detecting precursors to per-fluoroalkyl acids in urban runoff. *Environ. Sci. Technol.* 46, 9342-9349.
- Huang, S. & Jaffé, R. (2019): Defluorination of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) by Acidimicrobium sp. Strain A6. *Environmental Science & Technology*. 2019 Oct 1; 53(19):11410-11419. doi: 10.1021/acs.est.9b04047. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/acs.est.9b04047>
- ITRC (2022a): PFAS Technical and Regulatory Guidance Document. Interstate Technology Regulatory Council. https://pfas-1.itrcweb.org/#1_7.
- ITRC (2022b): PFAS – Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Interstate Technology Regulatory Council. <https://pfas-1.itrcweb.org/>.
- Karg, F. (2022): PFAS: Management of Pollution and Health Risks: Site Investigations, Environmental Chemistry, Risk Assessment (sensitive ERP and others), Regulatory Thresholds and Treatments (including volatile PFAS

FTOH in soils, groundwater, soil gas & ambient air). International PFAS-Congress ARET-SFSE-HPC INTERNATIONAL, Paris 20 October 2022. Minutes of Congress.

https://www.saturne.net/mud/index.php?d=pfas_congress22_abstracts_pg

Karg, F. (2023): Karg, F., Hintzen, U., Robin-Vigneron, L. et Girard, P. (2023): PFAS: Environmental Chemistry Investigations, Source Identification, Toxicology and TERQ Risk Assessments, including FTOH. Minutes of International Congress PFAS – Management of Environmental and Health Risks". Paris, June 13-14, 2023.

<https://hpc.ag/wp-content/uploads/PFAS-Congress-Abstract-KARG-HPC-INTERNATIONAL-2023-E.pdf>

Karg, F. (2024) : PFAS-Source Identification and Differentiation in Environmental Pollution by use Multi Vector Analysis (MVA) on artificial Intelligence Basis – Application on standard Soil & Water Analysis. Congress-Manuscript for the International PFAS-Congress 04 - 06 June 2024 in Paris.

193. Karg, F. (2024): Die Bedeutung der Identifizierung und Differenzierung von PFAS-Quellen im Grundwasser mittels Multi-Vektor-Analyse / Importance of Identification & Differentiation of PFAS Contaminations Source via Multi-Vector Analysis on Artificial Intelligence Basis. Seminar BEW - Duisburg / Germany. 06/09/2024.

<https://eur03.safelinks.protection.outlook.com/?url=https%3A%2F%2Fwww.bew.de%2Fveranstaltung%2Faltlasten-bodenschutz%2Fbodenschutz-und-altlastensanierung%2Fbew-forum-bodenschutz-und-altlasten-2021.html&data=05%7C02%7Cfrank.karg%40hpc-international.com%7Cfef5d313ceac431a841808dc8959fd49%7C22a00662dc9e4f69935f9c4326a5d620%7C0%7C0%7C638536266956240209%7CUnknown%7CTWFPbGZsb3d8eyJWljojMC4wLjAwMDAilCjQljojV2luMzliLCJBtI6lk1haWwiLCJXVCi6Mn0%3D%7C0%7C%7C%7C&sdata=UQGySGVG5eeQx5GcEKBsDRv%2BUKI877uFlyv8167Rrc%3D&reserved=0>

Karg, F. (2024) : PFAS-Quellen Identifizierung & Differenzierung via AI-MVA (Multi-Vektor-Analyse auf Basis von künstlicher Intelligenz). Symposium Script. BAFU Altlasten Symposium (Bundesamt für Umwelt), 31.10.2024. Solothurn – Schweiz / Switzerland.

<file:///C:/Users/fka/Downloads/Symposium%202024%20Pr%C3%A4sentationen-1.pdf>

Monti, C. & Karg, F. (2025): Identification and Differentiation of PFAS Contamination Sources in Groundwater and Surface Water for identification of technico-financial Responsibilities. 4th International PFAS Conference; 04th Feb. 2025, Milano – Italy. Conference Script.

https://www.webs-event.com/fr/event/PFAS_Italy/programme

Karg, F. (2025): Environmental behavior of some key-PFAS and aromatic amine pollutants of Benzidine type / Comportement environnemental de certains polluants : PFAS et Amines aromatiques de type Benzidine. INTERSOL Lyons – France 26 March 2025, Lyon. Conference Script.

<https://www.webs-event.com/en/event/intersol/programme>
<https://www.webs-event.com/en/event/intersol/appelacom/>
<https://www.webs-event.com/stock/archives/26-mars-2025.zip>

Karg, F. (2025): Identifizierung & Differenzierung von PFAS-Quellen im Grundwasser mittels Multi-Vektor-Analyse auf Basis künstlicher Intelligenz (MVA-AI) / Identification & Differentiation of PFAS Sources by Multi Vector Analysis on Artificial Intelligence Basis (MVA-AI). Altlasten Symposium. ITVA: Ingenieurtechnischer Verein Altlasten, 04 April 2025, Leipzig – Germany. Conference Script.

<https://www.itv-altlasten.de/altlastensymposium/altlastensymposium-2025-in-leipzig/programm/>

Karg, F. (2025) : Avancements dans l'identification et différenciation des sources de pollutions par les PFAS via la MVA sur base de l'IA : Intelligence Artificielle pour clarification des responsabilités / Advancements of PFAS Source Identification & Differentiation based on MVA and AI : Artificial Intelligence Clustering for Responsibility Clearing. 5th International PFAS-Conference, Paris 17/06/2025. Conference Script.

Karg, F. (2025) : Aktuelle Internationale Erfahrungen zur PFAS-Quellen-differenzierung in größeren Grundwasserfällen per MVA-AI (Multi-Vektor-Analyse auf Basis künstlicher Intelligenz) zum rechtssicheren Cost-sharing der Verantwortlichen. PerFluSan Workshop, Karlsruhe, 24.06.2025. Conference Script.

LaFond, Jessica A., Paul B. Hatzinger, Jennifer L. Guelfo, Kayleigh Millerick and W. Andrew Jackson (2023) : Department of Civil, Environmental & Construction Engineering, Texas Tech University, Lubbock, TX 79409, USA. Royal Society of Chemistry. DOI: 10.1039/D3VA00031A (Tutorial Review) Environ. Sci.: Adv., 2023, 2, 1019-1041 <https://pubs.rsc.org/en/content/articlepdf/2023/va/d3va00031a>

LANUV (2022): Bewertungsmaßstäbe für PFAS-Konzentrationen für NRW. Leitfaden des Bundes zur PFAS-Bewertung, in NRW per Erlass vom 04.03.2022 eingeführt.

<https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/gefahrstoffe/pfc/bewertungsmaassstaebe#c6521>

LAWA/LABO – Bund/Länderarbeitsgemeinschaften Wasser und Bodenschutz (2021): Fachbericht der PFAS-Koordinierungsgruppe - Fragestellungen zur konsistenten Ableitung von Bewertungskriterien für die Medien Grund- und Oberflächenwasser sowie Boden vor dem Hintergrund neuer EFSA-Empfehlungen. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, & M. Rosenkavalierplatz 2, © München, September 2021.

https://www.lawa.de/documents/lawa-labo-fachbericht-umk-fassung-211125-2_2_1649169943.pdf

Liu, J., Avendaño, S.M. (2013): Microbial degradation of polyfluoroalkyl chemicals in the environment: a review. *Environment international*. 1 November 2013, DOI:10.1016/j.envint. 2013.08.022. Corpus ID: 28773717.

<https://www.semanticscholar.org/paper/Microbial-degradation-of-polyfluoroalkyl-chemicals-Liu-Avenda%C3%B1o/cd3c413c79adf7cec83822997cf350a9705cd23d>

McGuire, M. E., C. Schaefer, T. Richards, W. J. Backe, J. A. Field, E. Houtz, D. L. Sedlak, J. L. Guelfo, A. Wunsch, and C. P. Higgins (2014): Evidence of Remediation-Induced Alteration of Subsurface Poly- and Perfluoro- alkyl Substance Distribution at a Former Firefighter Training Area. *Environmental Science & Technology*, Vol. 48, No. 12, pp. 6644–6652.

<https://doi.org/10.1021/es5006187>.

Méndeza, Valentina, Sophie Holland, Shafali Bhardwaja, James McDonalda, Stuart Khan, Denis O'Carroll, Russell Pickford, Sarah Richards, Casey O'Farrell, Nicholas Coleman, Matthew Lee, Michael J. Manefield (2022) : Aerobic biotransformation of 6:2 fluorotelomer sulfonate by *Dietzia aurantiaca* J3 under sulfur-limiting conditions. *Science of the Total Environment* 829 (2022) 154587.

MPART (2020): Perfluoroethylcyclohexane Sulfonate (PFECHS): Current Knowledge of Physiochemical Properties, Environmental Contamination and Toxicity. Michigan PFAS Action Response Team.

<https://www.michigan.gov/-/media/Project/Websites/pfasresponse/documents/MPART/Workgroups/Human-Health/White-Paper-Physiochemical-Properties-Environmental-Contamination-Toxicity-FECHS.pdf?rev=677c70c658e44688aa72e440c7847dac>.

Monti C & K. Dasu (2023): Advanced fingerprinting analysis of PFAS in groundwaters: the use of advanced multivariate statistics and Machine learning techniques. Abstract submitted to the Congress "PFAS – Management of Environmental and Health risks". Paris, June 13-14, 2023, 6 pp.

NAS: US National Academy of Science (2023): PFAS Source Differentiation Guide for Airports. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/27164>

Naveed, A., Martienssen, M., Mbir Bryant, I., Vione, D., Bruzzoniti, M.C., Riedel, R. (2024): Investigation on UV Degradation and Mechanism of 6:2 Fluorotelomer Sulfonamide Alkyl Betaine, Based on Model Compound Perfluorooctanoic Acid. *MDPI: ChemEngineering*, Volume 8, Issue 2, 10.3390/chemengineering8020032. <https://www.mdpi.com/2305-7084/8/2/32>

Nickerson, A., A. C. Maizel, P. R. Kulkarni, D. T. Adamson, J. J. Kornuc, and C. P. Higgins (2020): Enhanced Extraction of AFFF-associated PFASs From Source Zone Soils. *Environmental Science & Technology*, Vol. 54, No. 8, pp. 4952–4962.

Qian, L; Sühnhholz, S., Kümmel, S., Georgi, A., Fischer, A., Kuntze, K. (2023): Compound-Specific Stable Isotope Analysis to Determine Sources and Sinks of PFAS. *AquaConSoil 2023*, Session 3b17, Prague, Sept 13, 2023. Congress Minutes.

Shaw, Dayton M.J., Gabriel Munoz, Eric M. Bottos, Sung Vo Duy, Sébastien Sauvé, Jinxia Liu, Jonathan D. Van Hamme (2019): Degradation and defluorination of 6:2 fluorotelomer sulfonamidoalkyl betaine and 6:2 fluorotelomer sulfonate by *Gordonia* sp. strain NB4-1Y under sulfur-limiting conditions. Volume 647, 10 January 2019, Pages 690-698.

SHI, Yin (2018) : BACTERIAL DESULFONATION AND DEFLUORINATION OF 6:2 FLUOROTELOMER SULFONATE (6:2 FTS). Submitted to the Office of Graduate and Professional Studies of Texas A&M University.

Wang, N. Szostek, B., Buck, R.C., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Gannonet, J.T. (2009): Fluortelomer alcohol aerobic soil biodegradation: Pathways, metabolites and metabolite yields. *Chemosphere*. Volume 75, Issue 8, May 2009, Pages 1089-1096 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653509000496>

Using chromatographic effects of different PFAS in effective site characterisation and remediation

Speaker:

Dr. Markus Ackermann, Partner
ERM Swiss GmbH
10 avenue de la Gare
CH-1001 Lausanne
+41 79 440 3093 / +49 6102 206482
markus.ackermann@erm.com
erm.com

PFAS are a huge group of partially of fully fluorinated organic substances with strongly varying properties and transport behaviour in the environment. Whilst industrial and farming applications typically use very few selected compounds in each application, fire-fighting products (AFFF foam) did in the past rely on a range of different compounds in the formulation. Understanding the speciation of the various constituents and their specific behaviour in the environment is key to proper site characterisation and remedial approaches.

This presentation looks into the relative distribution of the various constituents of AFFF foams in shallow source areas at different sites and the change of the composition of the blend as transport within the soil and then groundwater sets in. Similar conditions in hydrogeology but different exposure of shallow source areas to infiltration lead to widely different distribution of the constituents in the groundwater. Whilst fate and transport modelling would predict similar distribution patterns, the real-world data obtained for any given site will help fine tune the site conceptual model and quantify the effective source-pathway-receptor linkages. Testing for the appropriate range of constituents borrowed from the specific product composition will inform site characterisation planning and avoid leaving data gaps leading to incomplete site conceptual models. Proper mapping of the various constituents will also help distinguishing mixing or overlapping groundwater plumes and thus enable targeting the appropriate treatment areas.

PFAS Contamination of a Water Intake Near a Highway Case Analysis in Lavaux (Canton of Vaud, Switzerland)

Sébastien Fracheboud, Chef de la Division Assainissement
Département de la jeunesse, de l'environnement et de la sécurité (DJES)
Direction Générale de l'Environnement (DGE) du Canton de Vaud
Ch. des Boveresses 155, CP 33, 1066 Epalinges
Tél. +41 21 316 75 64
sebastien.fracheboud@vd.ch

Frédéric Rondeau, Responsable de projets
Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC
Office fédéral des routes OFROU
Division Infrastructure routière Ouest
Filiale Estavayer-le-Lac
Place de la gare 7, 1470 Estavayer-le-Lac
Tél. +41 58 467 67 99
frederic.rondeau@astra.admin.ch

In 2022, PFAS pollution was detected in the drinking water network of Bourg-en-Lavaux, in the Canton of Vaud, Switzerland. The Dares water intake was identified as the source of this pollution. It is located in the heart of the Lavaux vineyards, a UNESCO World Heritage site. Lavaux is also crossed by transportation routes, including a railway line connecting Lausanne to Fribourg and a highway running along Lake Geneva towards the Canton of Valais.

The Dares water intake intercepts water flowing through fractured bedrock beneath relatively impermeable morainic deposits laid down by the Rhône Glacier. The clay-loam overlying soils are known to be relatively impermeable. The slope is shaped by stabilized or relatively inactive landslides.

Following the discovery, analyses revealed a pollution peak in autumn 2023, reaching 1700 ng/l for the sum of a selection of 20 PFAS, before stabilizing between 250 and 500 ng/l in the following months.

Initial investigations ruled out conventional sources of pollution (landfills, industrial activities, accidents, fires involving the use of extinguishing agents). Vineyards, cultivated using integrated production methods, showed an absence of PFAS in the soil.

Further investigations then focused on railway and highway infrastructure. The use of herbicides on railways has been limited to glyphosate since 1993, although the potential presence of PFAS in its composition is uncertain. This hypothesis remains unlikely, however, given the absence of similar cases identified near railway lines, to our knowledge.

Major motorway works began in 2020 and are currently ongoing. In the affected area, these works have included the repair of viaducts and the reinforcement of retaining walls with anchors. Investigations around these structures have revealed high concentrations of PFAS in piezometers located behind the motorway's anchored retaining walls and in the viaduct foundation piers, with a chemical signature similar to that of the water intakes (PFHxA, PFPeA, PFBA). The pollution peak coincides with the anchoring work carried out in 2023.

The pollution may originate from the use of an additive in the anchor cement. The drilling operations intercepted the water flow towards the Dares catchment area. Other sources, such as the concrete in the walls or construction runoff, are considered to be of little consequence due to the low levels measured and the low permeability of the covering materials, preventing deep dispersal. The

contribution of the pollutant load from stagnant water in the bridge foundation piers still needs to be clarified.

Further investigations were launched in both the new concrete (2022) and the old concrete (1970). Only a low concentration of PFHxA (0.57 µg/kg) was found in the old concrete. The planned methods for further investigating water flow and pollution include confirming the link between the water in the piezometers, located behind the walls, and the groundwater flowing into the wells, particularly through tracer tests; adding piezometers directly above the walls with anchors to better define the connection with pollution; and finally, demolishing an anchor and analyzing the products used.

These analyses have led the Federal Roads Office (FEDRO) to implement new regulations for construction sites, notably requiring monthly monitoring of PFAS in wastewater treatment and the use of materials free of these substances. Companies must act with caution, or risk bearing the costs associated with preventable pollution. Before any work begins, a preventative assessment is now required to evaluate the risks related to water sources, materials, and the receiving environment.

In the specific context of the Bahyse bridge construction project, concentrations exceeding 20 ng/l were measured in well water. The authorities then decided to treat this water directly on-site, according to current best practices. The activated carbon method was chosen, allowing for the effective removal of PFAS before discharge.

Contamination par des PFAS d'un captage proche d'une autoroute Analyse d'un cas en Lavaux (Canton de Vaud - Suisse)

Sébastien Fracheboud, Chef de la Division Assainissement
Département de la jeunesse, de l'environnement et de la sécurité (DJES)
Direction Générale de l'Environnement (DGE) du Canton de Vaud
Ch. des Boveresses 155, CP 33, 1066 Epalinges
Tél. +41 21 316 75 64
sebastien.fracheboud@vd.ch

Frédéric Rondeau, Responsable de projets
Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC
Office fédéral des routes OFROU
Division Infrastructure routière Ouest
Filiale Estavayer-le-Lac
Place de la gare 7, 1470 Estavayer-le-Lac
Tél. +41 58 467 67 99
frederic.rondeau@astra.admin.ch

En 2022, une pollution par les PFAS a été détectée dans le réseau d'eau potable de Bourg-en-Lavaux, dans le Canton de Vaud en Suisse. Le captage des Dares a été identifié comme étant l'origine de cette pollution. Il se situe au cœur du vignoble du Lavaux, région inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO. Lavaux est aussi traversé par des voies de communication, dont une ligne de chemin de fer reliant Lausanne à Fribourg et une autoroute longeant le Léman en direction du canton du Valais.

Le captage des Dares intercepte des eaux circulant dans un substratum rocheux fracturé, sous des terrains morainiques peu perméables déposés par le glacier du Rhône. Les terrains de couvertures de nature argilo-limoneux sont réputés peu perméables. Le versant est modelé par des glissements de terrain stabilisés ou peu actifs.

Après la découverte, des analyses ont révélé un pic de pollution en automne 2023, atteignant 1700 ng/l pour la somme d'une sélection de 20 PFAS, avant de se stabiliser entre 250 et 500 ng/l dans les mois suivants.

Les premières recherches ont exclu les sources classiques de pollution (décharges, activités industrielles, accidents, incendies avec utilisation d'agents d'extinction). Les vignes, cultivées en production intégrée, montrent une absence de PFAS dans les sols.

Les investigations se sont ensuite concentrées sur les infrastructures ferroviaires et autoroutières. L'usage d'herbicides sur les voies ferrées est limité depuis 1993 au glyphosate, dont la présence éventuelle de PFAS dans la composition est incertaine. Cette hypothèse demeure néanmoins peu vraisemblable, en l'absence de cas similaires recensés à proximité des voies ferrées à notre connaissance.

D'importants travaux autoroutiers ont démarré en 2020 et se poursuivent actuellement. Dans la zone concernée, ils ont notamment consisté à la réfection de viaducs et au renforcement de murs avec des ancrages. Les investigations autour de ces ouvrages ont mis en évidence des concentrations élevées de PFAS dans les piézomètres à l'arrière des murs de soutènement ancrés de l'autoroute les eaux et dans les piles de fondation des viaducs, avec une signature chimique similaire à celle des captages (PFHxA, PFPeA, PFBA). Le pic de pollution coïncide avec les travaux d'ancrage réalisés en 2023.

L'origine de la pollution pourrait être due à l'utilisation d'adjuvant dans les ciments des ancrages. Les forages ont en effet intercepté les flux d'eau vers le captage des Dares. Les autres sources, comme le béton des murs ou les eaux de chantier, sont jugées peu contributives en raison des faibles teneurs mesurées et de la faible perméabilité des matériaux de couverture, empêchant une propagation en

profondeur. La contribution de la charge polluante des eaux stagnant dans les piles de fondation des ponts doit encore être clarifiée.

Des investigations complémentaires ont été lancées dans les nouveaux bétons (2022) ainsi que dans les anciens bétons (1970). Seule une faible présence de PFHxA (0.57 µg/kg) a été trouvée dans les anciens bétons. Les moyens envisagés pour approfondir l'étude de la circulation des eaux et de la pollution sont de confirmer le lien entre les eaux des piézomètres, situées derrière les murs, et les écoulements en profondeur alimentant les captages, notamment à travers des essais de traçage, d'ajouter des piézomètres au droit des murs avec ancrages afin de mieux préciser le lien avec la pollution. Enfin, la démolition d'un ancrage et l'analyse des produits utilisés sera menée.

Ces analyses ont conduit l'OFROU à instaurer de nouvelles règles pour les chantiers, imposant notamment un contrôle mensuel des PFAS dans les eaux de traitement, ainsi que l'utilisation de matériaux exempts de ces substances. Les entreprises doivent agir avec précaution, sous peine d'assumer les coûts liés à une pollution évitable. Avant tout démarrage de travaux, un contrôle préventif est désormais requis pour évaluer les risques liés aux sources d'eau, aux matériaux et au milieu récepteur.

Dans le cadre concret du chantier des ponts de Bahyse, des concentrations supérieures à 20 ng/l ont été mesurées dans les eaux des puits. Les autorités ont alors décidé de traiter ces eaux directement sur site, selon l'état de la technique. La méthode du charbon actif a été retenue, permettant d'éliminer efficacement les PFAS avant rejet.

Évaluation des risques toxicologiques pour la santé en cas d'exposition orale, cutanée et par inhalation aux PFAS (TERQ): Quantification des risques d'exposition toxicologique et définition des objectifs d'assainissement spécifiques à l'utilisation d'un site - État de l'art international & étude de cas en Suisse

Toxicological Health Risk Assessment for oral, dermal and inhalation Exposure to PFAS (TERQ): Quantification of Toxicological Exposure Risks and definition of remediation objectives specific to site use - International State of the Art & Case study in Switzerland

Frank KARG¹ (Géochimiste en Environnement, Evalueur des Risques et Expert Judiciaire),

Jean-François HEILIER² (Toxicologue) / Sylvaine RONGA-PEZERET³ (Toxicologue) /

Lucie ROBIN-VIGNERON⁴ (Ingénieur Sanitaire et Chimique)

(1) Président HPC International SAS / Scientific Director HPC AG Group / Groupe GINGER – Centre Médical de Perharidy, 29680 Roscoff, France & Dr. Alfred-Herrhausen-Allee 12, 47228 Duisburg, Germany

(2) SPAQUE / Avenue Maurice Destenay, 13 - 4000 Liège – Belgique

(3) EDF - DRH Groupe - DSSPT – PSS - Service des Etudes Médicales / 4 rue Floréal, 75017 Paris – France

(4) HPC International SAS / Groupe GINGER, Directeur Général / Centre Médical de Perharidy, 29680 Roscoff, France

Contact : Email: frank.karg@hpc-international.com / Phone: +33 607 346 916

Abstract

The objective of the article is the methodology for Human Health Risk Assessment (HHRA), applicable to exposure to PFAS, their biotransformation products and their mixtures. It described the quantification of oral exposure (e.g., in the case of ingestion of water or food), inhalation of contaminated dust and volatile PFAS, as well as dermal contact (e.g., dust and water) or, for example, on polluted sites. The article presents the HHRA methodology for exposure to PFAS mixtures especially concerning the high number of polyfluorinated PFAS.

PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) have gradually become a major environmental problem since the 1960s, also for public health, due to their toxic exposure effects based on water, soil, air and food pollution. These pollutions are based on their multiple and extensive applications (historical and current), for example, in detergents, fire-fighting foams (AFFF), the treatment and waterproofing of textiles, paper, cardboard, and wood, in galvanizing, in paints and lacquers, in electronic components, certain hydraulic oils, and in the production of fluoropolymers.

Other sources of environmental pollution (air, water, soil, and food) are leachate from (old) landfills and the spreading of certain wastewater treatment plants' sludge on agricultural land, and even incinerator emissions, which are still poorly characterized. This environmental and public health threat of PFAS has gradually been recognized in Europe since the 2010s, and the issue has been widely publicized and increasingly managed and regulated since 2022. PFAS are now found in soil, groundwater, food, and drinking water, as well as in soil vapor and ambient air. Between 9,000 and more than 12,000 synthetic PFAS pollutants have been produced.

Polymeric PFAS of the "Teflon" type (or PFTE) do not have good bioavailability and are considered much less toxic (or even non-toxic) than monomeric PFAS. However, their manufacture and disposal can result in the release of toxic PFAS. The toxicity of monomeric PFAS is the most studied, at least for some of them, and is the subject of the article presented below. In total, thirty-three

families of monomeric PFAS exist, such as perfluorinated carboxylic or sulfonic acids or various polyfluorinated PFAS (or "precursors") that can be (bio-)transformed into stable perfluorinated PFAS.

This article describes the quantitative human health risk assessment in case of PFAS presence and their biotransformation products in the environment and the human exposure pathways and their toxicological effects.

The greatest unknown in the effects of PFAS mixtures concerns the large proportion of polyfluorinated PFAS. It is recommended to apply the PFAS analyses of PFAS-65 + 5 ultrashort PFAS before and after the "Top Assay" for the needed minimum PFAS analyses in exposure media (food, drinking water, bathing water, soil, dust, and ambient air (not forgetting soil gases for volatile PFAS)).

The "Top Assay" (Total Oxidizable Precursor), according to Houtz and Sedlak: 2012 [63], transforms polyfluorinated PFAS into perfluorinated PFAS. In the environment, all polyfluorinated PFAS (Precursors) are biotransformed into stable perfluorinated PFAS. Via the "Top Assay", it is possible to integrate also perfluorinated PFAS products of nearly all polyfluorinated PFAS biotransformations in an exposure scenario into the health risk assessment.

However, it is not sufficient to conduct health risk assessments solely on perfluorinated PFAS after the "Top Assay," as the dose-effects thresholds (TDVs) or toxicological Reference Doses (TRD) of certain polyfluorinated PFAS may be significant in subchronic and chronic exposures, such as for volatile PFAS (like FTOH: fluorotelomer-alcohols, etc.).

A description of the scientific selection criteria for TDVs (Toxicological Dose-Effect Values) is provided to choose well-founded TDV. For certain important PFAS that are highly prevalent in the environment, TDVs may be defined, e.g., based on NOAELs, such as for 6:2-FTAB (Capstone B) and 6:2-FTNO (Capstone A) or on Unit Risks or Slope Factors for carcinogenic PFAS, like PFOA and PFOS...

1. Introduction

L'objectif de l'article est la méthodologie de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS), applicable concernant les PFAS, leurs produits de bio-transformation et leurs mélanges dans le cas des expositions orales (par ex. dans le cas de l'ingestion des eaux ou aliments) ou dans le cas de l'inhalation des poussières contaminés et PFAS volatils mais aussi dans le cas des contacts cutanés (par ex. aux poussières et eaux superficielles) ou par ex. sur des sites pollués. L'article présente la méthodologie de l'EQRS dans le cas des expositions aux mélanges des PFAS.

Les PFAS : per- & poly-fluoro-alkyl substances sont devenus progressivement depuis des années 1960 un problème environnemental majeur, également pour la Santé Publique du fait de leurs effets sur la santé humaine et leur application multiple et vaste (historique et actuelle) par exemple dans les détergents, des mousses anti-incendies (AFFF), le traitement et l'imperméabilisation des textiles, papiers, cartons et bois, pour la galvanisation, dans les peintures et laques, dans les éléments électroniques, certaines huiles hydrauliques et pour la production des fluoro-polymères.

D'autres sources de pollution de l'environnement (air, eaux, sols et aliments) sont les lixiviats des anciennes décharges et les épandages des certaines boues de stations d'épurations sur des terrains agricoles voire les émissions des incinérateurs encore mal caractérisées. Cette menace environnementale et pour la santé publique des PFAS est peu à peu prise en compte en Europe depuis les années 2010 et la problématique médiatisée et de plus en plus gérée et réglementée depuis 2022.

Les PFAS se retrouvent aujourd'hui dans les sols, les eaux souterraines, les aliments et l'eau potable ainsi que dans les gaz du sol et l'air ambiant. Entre 9 000 à 12 000 polluants synthétiques de PFAS ont été produits.

Les PFAS polymères du type « Teflon » (ou PFTE) ne disposent pas une bonne biodisponibilité et sont considérés comme beaucoup moins toxiques (voir non-toxiques) que les PFAS monomères. Cependant leur fabrication et élimination peut engendrer des rejets de PFAS toxiques. La toxicité des PFAS monomères est la plus étudiée, du moins pour quelques-uns d'entre eux et fait l'objet du chapitre présenté ci-après. Au total, trente-trois familles de PFAS monomères existent, comme par ex. les acides carboxyliques ou sulfoniques per-fluorés ou divers PFAS poly-fluorés (ou « Précurseurs ») qui peuvent être (bio-)transformés en PFAS perfluorés stables.

2. Toxicité des PFAS :

L'OCDE (OCDE, 2021 [1]) définit les PFAS comme des substances contenant au moins un « un méthylène totalement fluoré sans être lié à un atome d'hydrogène ou à un autre halogéné ». Les PFAS constituent donc un large groupe de congénères qui diffèrent par la longueur de leur chaîne fluor-carbonée, la présence d'une chaîne alkylénique (poly-fluorée) et la fonctionnalisation de leur terminaison hydrophile (carboxylique ou sulfonique par exemple). Par contre, cette simple définition des PFAS par est couramment critiquée, car elle concerne également certains médicaments (monomères), fluor-polymères inertes (comme des dispositifs médicaux d'implantation, etc.) et d'autres produits plutôt bénéfiques en industrie aérospatiale, automobile etc. Uniquement les PFAS monomères toxiques sont visées par les Evaluations Quantitatives des Risques Sanitaires (EQRS).

Parmi les congénères perfluorés, possédant une fonctionnalisation carboxylique (PFCA) ou sulfonique (PFSA), on distingue les composés à longue chaîne (PFCA avec plus de 7 atomes de carbone (p.ex. PFOA et PFNA) et PFSA avec plus de 5 atomes de carbone (p.ex. PFOS et PFHxS). Les composés à chaînes courtes (p.ex. PFBA) et à chaînes très courtes (p.ex. TFA, acide trifluoro-acétique) complètent le tableau.

Les caractéristiques des congénères influencent leurs paramètres toxicocinétiques mais également leurs propriétés toxico-dynamiques, à savoir notamment l'interaction avec des récepteurs nucléaires.

Les effets délétères associés aux PFAS sont nombreux et touchent des cibles biologiques diverses. Les données toxicologiques sont historiquement obtenues avec des composés à chaînes longues. Les récentes évaluations réalisées par des organismes nationaux ou supranationaux (ATSDR, 2021 [2] ; IARC, 2016 [3]; US-EPA, 2016a,b [4, 5] ; Zahm et al., 2023 [6], US-EPA 2024a [7], 2024b [8]) indiquent que certains PFAS à longue chaîne sont (sur base de données souvent issues de l'étude du PFOA et du PFOS) cancérogènes, reprotoxiques, immuno-toxiques et perturbateurs endocriniens. En outre, ils exercent une toxicité sur le métabolisme des lipides.

a. Effets non-cancérigènes (effets systémiques):

Les PFAS sont hépatotoxiques chez le rongeur. La toxicité hépatique, mise en évidence essentiellement pour des composés à longues chaînes, se caractérise par une hypertrophie hépatocellulaire due à une augmentation du nombre et de la taille des peroxyosomes. Les PFAS sont susceptibles d'augmenter l' α -oxydation des acides gras. D'une manière générale les PFAS perturbent le métabolisme lipidique. De récentes publications montrent une association positive entre les taux

circulant de PFOS et les taux de cholestérol total et de cholestérol non HDL (« mauvais cholestérol ») (Ho, 2022 [9]; Rosen, 2022 [10]).

Dans l'ensemble, les effets hépatotoxiques rapportés dans les études disponibles sont des indicateurs potentiels d'altérations induites par le PFHxS dans la fonction hépatocytaire, qui pourraient éventuellement conduire à un métabolisme hépatique anormal et à une accumulation d'acides gras entraînant une stéatose hépatique. L'accumulation hépatique excessive et prolongée d'espèces lipidiques lipotoxiques (par exemple, le cholestérol libre et les acides gras libres) (US-EPA-IRIS, 2025 [69], Younossi et Henry, 2024 [74] ; M et al., 2024 [75]) est associée à une stéatose hépatique, à la promotion de la lipotoxicité, aux réponses pro-inflammatoires, à la cytotoxicité et à la progression de la stéatose hépatique vers la stéatohépatite. L'exposition au PFHxS (60 à 110 mg • kg⁻¹ • jour⁻¹ ou mg polluant par kg poids corporel par jour) pendant 12 semaines a augmenté les taux d'ARNm hépatique de la cytokine pro-inflammatoire (IL-1 β) et du facteur pro-fibrogène Coll α (He et al., 2022 [78]). L'IL-1 β et Coll α jouent un rôle dans la perte des fonctions hépatiques et la progression de la stéatose hépatique vers la stéatohépatite et des lésions fibrotiques (US-EPA-IRIS, 2025 [69], Vesković et al., 2024 [76]; Sultan et al., 2017 [77]; He et al., 2022 [78]).

Le TFA présente également une toxicité hépatique mise en évidence dans plusieurs études par une perturbation des enzymes hépatiques (ASAT, ALAT, phosphatases alcalines). Dekant et Dekant (2023) [11] signent une revue récente de la littérature sur le sujet.

L'immunotoxicité des PFAS a été étudiée sous différents aspects, notamment l'hypersensibilité, la réponse auto-immune et la réduction de la production d'anticorps (Bil & Ehrlich et al., 2023 [12]). Dans ce contexte, l'EFSA (EFSA, 2020 [13]) a défini une dose hebdomadaire tolérable (TWI : total weekly intake) en se basant sur l'étude d'Abraham et al. (Abraham, 2020 [14]). Cette recherche a révélé des associations significatives entre les concentrations sériques de PFOA (mais non de PFOS) et les taux ajustés d'anticorps contre *Haemophilus influenzae* type b (Hib, $r = 0.32$), contre l'anatoxine tétanique (*Clostridium tetani*, $r = 0.25$) et l'anatoxine diphtérique (*Corynebacterium diphtheriae*, $r = 0.23$). Après avoir converti ces données à l'aide d'un modèle PBPK, l'EFSA [13] a fixé une TWI de 4,4 ng/kg de poids corporel par semaine pour la somme des PFOA, PFNA, PFHxS et PFOS.

L'ATSDR (ATSDR, 2021 [2]) a retenu des effets reprotoxiques, spécifiquement liés au développement, pour établir les niveaux minimaux de risque (MRL) de trois composés : le PFOA, le PFOS et le PFNA. Les effets critiques identifiés ont été observés chez la souris et incluent, pour le PFOA, une altération du squelette (Koskela, 2016 [15]), pour le PFOS, une réduction du poids des portées et un retard dans l'ouverture des yeux (Luebker, 2005 [16]), et pour le PFNA, une diminution du poids des portées ainsi qu'un retard dans le développement (Das, 2015 [17]). Pendant la grossesse et le développement précoce, les perturbations de la fonction thyroïdienne par les PFAS et particulièrement par le PFHxS peuvent avoir des répercussions sur la croissance normale et le développement neurologique de la progéniture (US-EPA-IRIS, 2025 [69], Zoeller et Rovet, 2004 [70]; Y et al., 2024 [71]; Street et al., 2024 [72]; Stagnaro-Green et Rovet, 2016 [73]).

Les MRL, calculés pour une durée d'exposition chronique et intermédiaire, sont respectivement fixés à 3, 2 et 3 ng/kg de poids corporel par jour pour le PFOA, le PFOS et le PFNA.

Concernant le PFHxS, l'ATSDR (ATSDR, 2021 [2]) a sélectionné un autre effet critique, illustrant la diversité des dangers liés aux PFAS : son impact sur la thyroïde, en tant que perturbateur endocrinien. L'effet critique, identifié par Butenhoff et al. (Butenhoff, 2009 [18]), est l'hyperplasie/l'hypertrophie de l'épithélium des follicules thyroïdiens chez le rat. Sur cette base, l'ATSDR a calculé un MRL oral intermédiaire de $2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg de poids corporel (pc) par jour. Malgré cela, l'ATSDR souligne, à travers la revue de nombreuses études épidémiologiques, que la relation

entre les PFAS et les perturbations thyroïdiennes reste controversée. Les observations épidémiologiques ont mis en évidence une réduction des poids de naissance des nouveau nées associée à une sur-exposition aux PFAS (Engström, 2022 [19]).

b. Effets cancérogènes :

L'IARC (agence de l'OMS spécialisée dans l'évaluation des effets cancérogènes) avait classé en 2016 [20] le PFOA (acide perfluoro-octanoïque) en catégorie 2B (L'agent est peut-être cancérogène pour l'Homme) sur la base d'éléments de preuve limités tant chez l'Homme (cancers des testicules et du rein) que chez l'animal.

L'IARC [20] a pris en considération deux études épidémiologiques relatives à l'exposition professionnelle (par inhalation) au PFOA : Steenland et Woskie (Steenland et Woskie, 2012 [21]) et Raleigh et al. (Raleigh et al., 2014 [22]). L'étude de Raleigh et al. (2014 [22]) ne conclut pas à l'existence d'une association entre les effets critiques observés et l'exposition au PFOA (en l'occurrence son sel d'ammonium). Toutefois, l'IARC considérait que, dans cette étude, l'incidence et la mortalité du cancer de la vessie sont associées à l'exposition au PFOA (sel d'ammonium), bien qu'aucun de ces paramètres ne conduise à une association statistiquement significative.

En 2023, L'IARC (Zahm et al., 2023 [6]) a revu sa position et classé le PFOA comme une substance cancérogène pour l'humain (Groupe 1). La classification du PFOA repose aujourd'hui sur des preuves suffisantes de cancers chez l'animal (exposé via l'alimentation) (foie et pancréas) et sur des preuves fortes relatives aux mécanismes pouvant être mis en œuvre chez l'Homme. Le lien entre le PFOA et l'apparition de carcinome des cellules rénales et de cancer des testicules reste limité. Le PFOS a été classé comme potentiellement cancérogène pour l'humain (Groupe 2B).

Au vu des processus industriels mettant en œuvre ces composés, il n'est pas aisé d'établir dans les études épidémiologiques la distinction entre exposition au PFOS/PFOA et autres PFAS.

En 2016, l'US-EPA, dans un health advisory PFOA (US-EPA, 2016a [4]) pour l'eau de boisson, proposait un OSF (Oral Slope Factor / estimateur quantitatif du risque de cancers) de $0,07 \text{ (mg/kg pc} \cdot \text{j)}^{-1}$ dérivé de l'étude de Butenhoff (Butenhoff, 2012 [23]) analysant les tumeurs dans les cellules de Leydig chez le rat mâle. En 2024, (huit ans après), l'US-EPA (US-EPA, 2024a [7]) propose un nouvel OSF de $0,0293 \text{ (mg/kg p.c.} \cdot \text{j)}^{-1}$ soit $29,300 \text{ (ng/kg p.c.} \cdot \text{j)}^{-1}$. Ce nouvel OSF est basé sur l'apparition de carcinome des cellules rénales mis en évidence par Shearer et al. (2021) [24]. Le nouvel OSF est près de 500.000 fois plus précautionneux.

Pour le PFOS, les données de l'étude de Buttenhoff et al. [23] ont notamment été utilisées par l'US-EPA pour produire un « Oral Slope-Facteur » : OSF de $39,5 \text{ (mg/kg p.c.} \cdot \text{j)}^{-1}$.

Le TFA n'apparaît ni mutagène (le test de Ames avec et sans activation métabolique est globalement négatif), ni clastogène. Le TFA n'est pas classé cancérogène.

c. Mécanismes d'action

i. Mécanisme médié par le récepteur PPAR-alpha

La principale cible des PFAS est le récepteur PPAR- α (peroxisome proliferator-activated receptor – alpha) chez l'animal de laboratoire (rongeurs). Toutefois, il est nécessaire de signaler que d'une manière générale, les rats et les souris possèdent des récepteurs PPAR- α plus sensibles aux PFAS que ceux des primates (humains et non-humains). Les différences entre espèces s'expliquent

notamment par l'expression du récepteur dans les tissus.

Le récepteur PPAR- α est un récepteur nucléaire présent dans de nombreux organes caractérisés par un taux élevé de catabolisme des acides gras (foie, rein, cœur ...). Ses ligands endogènes sont principalement les acides gras, ainsi que, dans une moindre mesure, certains dérivés des eicosanoïdes... Les gènes activés par le récepteur PPAR- α (après translocation nucléaire) sont responsables, entre autres, de l'absorption cellulaire des acides gras et de leur oxydation métabolique (Boelsterli, 2007 [25]; Landry, 2019 [26]).

Les congénères PFOA*, PFOS*, PFUnA*, PFHpA* et PFDoDA* activent le récepteur PPAR-alpha. Les congénères sulfoniques sont réputés moins puissants que les congénères carboxyliques. La puissance augmente en fonction de la longueur de la chaîne fluorocarbonée. (* : cf. aussi le tableau 9.1 & 9.2. et la nomenclature des PFAS dans les chapitres – fiches du Guide de gestion des PFAS de la SFSE [46]).

Les gènes dont l'expression est augmentée appartiennent au métabolisme des acides gras, à la biosynthèse des peroxysomes et à la structure et à l'organisation des protéasomes. Les gènes dont l'expression est diminuée interviennent notamment dans la réponse inflammatoire.

ii. Le mécanisme médié par d'autres voies

Les mécanismes indépendants de l'activation de PPAR-alpha peuvent être médiés par d'autres récepteurs nucléaires tels PPAR-gamma, CAR (constitutive androstane receptor) ou ER-alpha. Des réactions de stress oxydant mises en évidence en particulier par la présence de 8-OH-dG peuvent résulter soit d'une activation via Nrf-2 ou via PPAR-alpha (Boelsterli, 2007 [25]; Landry, 2019 [26]).

d. Toxicocinétique

L'EFSA (2020 [13]) a réévalué la toxicocinétique des PFAS, en particulier chez l'Homme. L'exposition humaine est principalement due à l'ingestion d'aliments contaminés (eau de boisson contaminée, produits de la mer, etc.) ainsi que l'inhalation de l'air intérieur. Les substances PFOS et PFOA sont majoritairement absorbées par voie orale, cette voie d'exposition étant plus significative que l'inhalation ou la voie transdermique (Sunderland, 2019 [27]). Dans certains cas, la modélisation de la toxicocinétique nécessite l'utilisation de logiciels PBPK.

Pour le PFOA et le PFOS, leur distribution dans l'organisme se caractérise par une liaison à l'albumine plasmatique. Ces composés ne sont pas connus pour être métabolisés. Leur élimination se fait par les voies biliaire et urinaire. Par exemple, le PFOA subit une réabsorption tubulaire via des transporteurs d'anions organiques (OAT, pour "organic anion transporters"), tandis que la réabsorption biliaire joue également un rôle majeur. La demi-vie des PFOS et PFOA se mesure en années. Les données concernant les composés à chaînes courtes et ultra-courtes laissent supposer qu'ils présenteraient une demi-vie bien plus courte (quelques jours) (Fenton, 2021 [28], Bouttonnet, 1999 [29]). Concernant les composés poly-fluorés comme le 8 :2 FTOH, Nabb et al. (Nabb et al., 2007 [30]) ont démontré à l'aide de microsomes humains la métabolisation du 8 :2 FTOH en composés perfluorés. Les observations de Nilsson et al. (Nilsson et al., 2013 [31]) suite à l'exposition de travailleurs fartant des skis avec de la cire contenant du 8 :2 FTOH confirment les résultats expérimentaux.

3. Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) :

Les valeurs présentées dans cet article sont issues des rapports rédigés par des institutions nationales et supra-nationales (cf. Tableau 1 à 3) :

Tableau 1 : Organismes proposant des VTR pour les PFAS

ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)
EFSA	European Food and Safety Authority
IRIS	Integrated Risk Information of Substances (États-Unis)
UBA	Umweltbundesamt (Allemagne)
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung (Allemagne)
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment (États-Unis)
WHO	World Health Organization
RIVM	Netherlands Environmental & Health Institute (Pays-Bas)
MDHHS	Michigan Department of Health and Human Services, Division of Environmental Health (États-Unis)
TCEQ	Texas Commission on Environmental Quality (États-Unis)
NJ-DWQIHES	New Jersey Drinking Water Quality Institute Health Effects Sub-committee (États-Unis)
SLU	Swedish University of Agricultural Science (Suède)

Il peut exister par ailleurs, dans la littérature scientifique des « Points of Departures (POD) » et VTR plus récentes ou plus spécifiques. Le choix des VTR constitue une étape importante de l'EQRS car leur évolution est rapide en ce qui concerne les PFAS. Par ex., l'ANSES a publié en 2017 un guide PFAS comportant certaines VTR pour les PFAS (ANSES, 2017 [32]). Aujourd'hui, les VTR publiées sont devenues beaucoup plus sévères, comme le montre l'évolution des VTRs publiées par l'EFSA depuis 2015 [33] (cf. Tableau 2).

Tableau 2 : Évolution des VTR orales pour des PFAS publiées par l'EFSA de 2005 à 2020 (EFSA 2005 [33] et 2020 [13])

Année de publication	Voie d'exposition	Substance(s)	VTR
2020	Ingestion	Σ4 PFAS	TWI = 4,4 ng/kg pc·semaine
2018	Ingestion	PFOA	TWI = 6 ng/kg pc·semaine
2018	Ingestion	PFOS	TWI = 13 ng/kg pc·semaine
2005	Ingestion	PFOA	TDI = 1500 ng/kg pc·jour

Il est important de prendre en compte que les administrations de certains Etats américains sont très avancées dans la recherche toxicologique et la publication de VTR concernant les PFAS, du fait de la forte présence sur leur territoire d'industries chimiques et pétrolières (avec une utilisation historique importante de mousses anti-incendie) ainsi que de vastes décharges industrielles (avec les pollutions environnementales associées). Il s'agit notamment des Etats du Texas (TCEQ, 2023 [34]), du Michigan (MDHHS, 2019 [35]) et de New Jersey (NJ-DW-QI, 2017 [36]). Ces VTR servent souvent

de bases pour les VTRs des PFAS proposées par l'US-EPA.

Afin de s'assurer du bon choix des VTR des PFAS, il est recommandé d'appliquer des critères de choix scientifiques et non des critères nationaux. Le tableau 3 montre des critères de choix de VTR applicables, afin de prendre en compte les meilleures connaissances toxicologiques concernant les relations de dose à effet des PFAS.

Tableau 3.1. : Critères de choix qualitatifs des VTR applicables dans les cas de présence de plusieurs VTR (F. Karg, 2022a,b – 2024a-g [41 - 46])					
N°	Critères de choix des VTR	Appréciation			
		Favorable	Correct	Not favorable	Exclusion ¹
1	Variabilité des VTR	(+/- 0%)	≤ (+/-30%)	> (+/-30%)	
2	Classe cancérogène EC: Classe 3 US-EPA: Class B2, C / IARC: Group 1	CE, US-EPA, IARC, etc.	2 organisations	1 organisation	
3	Plusieurs organisations montrent des VTRs similaires (+/-50%)	3 organisations	2 organisations	1 organisation	
4	Age de l'étude de base	≤ 15 années	15-25 années	> 25 années	
5	Etude de base toxicologique mécanistique de base (par ex. génotoxicité)	Epidémiologie	In vivo	In-Vitro/In-sillico	
6	Etude de base ² : Critères de qualité Klimisch	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Clases 3
7	Pureté vérifiée du polluant étudié	Oui	< 95%	Non	
8	Excipient potentiellement toxique	Non	Négligeable	Yes	
9	Présence d'une population ou cohorte sans exposition (test témoin)	Oui	Indirecte en comparaison	Non	
10	Critères généraux de qualité (Klimisch) des études d'effets toxicologiques	Etude standardisée (OCDE, UE, US-EPA, FDA, etc.)	Etude standardisée sans détails mais suffisamment documentée	Document insuffisant pour l'évaluation des déficiences	
11	Dose de départ des effets toxiques = « Point of Departure (POD) »	Données Epidémiologiques quantifiées : BMLD, etc. (PBPK)	NOAEL et NOAEL sensible	LOAEL et LOAEL sensible, autres	
12	Facteurs d'incertitudes = « Uncertainty (or Assessment) Factors »	1 – 100	> 100 – 1000	> 1000 – 10000	> 10000
13a	Transpositions entre des voies d'exposition	Non	Argumenté	Oui	
13b	Transpositions: Animal vers l'Humain	Non	Oui, argumenté	Oui	

Tableau 3.2. : Critères de choix qualitatifs des VTR applicables dans les cas de présence de plusieurs VTR (F. Karg, 2022a,b – 2024a-g [41 - 46])					
N°	Critères de choix des VTR	Appréciation			
		Favorable	Correct	Not favorable	Exclusion ¹
13c	Transpositions: à partir in-vitro	Non	Oui, argumenté	Oui	
13d	Transpositions: à partir in-silico	Non	Oui, argumenté	Oui	
14	Représentativité du budget espace-temps de l'étude	≥ chronique (> 180 jours)	Sub-chronic (90 jours) à chronique (180 jours)	< subchronique (< 90 d)	
15	Integration de la biodisponibilité / Bio-résorption (par ex. selon: DIN 19738)	oui	Ne pas connue (100%)	Connue mais ne pas considéré	

(1 : uniquement applicable pour les critères 6 & 12,

2 : Base Study concernant les effets et mécanismes toxicologiques)

Une **Dose Hebdomadaire Tolérable** (DHT) de 4,4 ng/kg pc·semaine (ou une Dose Journalière Tolérable (DJT) de 0,63 ng/kg pc·j) pour la somme de 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS) a été publiée par l'EFSA, le 17/09/2020 [13]. En 2020, des **facteurs d'équivalence de toxicité** (RFP : Relative Potency Factors) par rapport au PFOA ont aussi été publiés par Bil et al. (2020) [37], 2021 [47] et 2023 [12] pour tenir compte de la toxicité de mélanges de PFAS.

L'application de ces critères de choix, début 2025, conduit à sélectionner, par ex., les VTR indiquées dans le Tableau 4 :

Tableau 4.1. : Exemple de choix des VTR en 2024 pour les PFAS en appliquant les critères du tableau 3 (F. Karg et al. 2023a – 2024g [38 - 46])									
Subst.	CAS Nr.	C: Cancero-gène / NC: non cancéro-gène	Valeure toxicologique d'exposition chronique			Espèce de l'étude	Sigle	Facteur de sécurité & origine	Organi-sation & date
			Voie d'ex-position	Organe ou effet cible	Valeur				
PFBA	375-22-4	NC	oral	Hépatotoxique	1 µg/kg/j	Rat	RfD	POD _{HED} / 900	TCEQ 2023 US-EPA IRIS 2022
			inhalation	Hépatotoxique	3,5 µg/m ³	Rat	RfC	from oral value	TCEQ 2023
PFPeA	2706-90-3	NC	oral	Hépatotoxique	0,5 µg/kg/j	Rat	RfD	POD _{HED} / 90	TCEQ 2023
PFHxA	307-24-4	NC	oral	Hépatotoxique	0,5 µg/kg/j	Rat	RfD	POD _{HED} / 90	TCEQ 2023 US-EPA IRIS 2023
PFHpA	375-85-9	NC	oral	Hépatotoxique	25 ng/kg/j	Rat	DJT	Extrapolation of DJT of Health Canada	ANSES 2017 TCEQ 2023

**Tableau 4.2. : Exemple de choix des VTR en 2024
pour les PFAS en appliquant les critères du tableau 3
(F. Karg et al. 2023a – 2024g [38 - 46])**

Subst.	CAS Nr.	C: Cancero- gène / NC: non cancero- gène	Valeurs toxicologiques d'exposition chronique			Espèce de l'étude	Sigle	Facteur de sécurité & origine	Organi- sation & date
			Voie d'ex- position	Organe ou effet cible	Valeur				
PFOA	335- 67-1	NC	oral	Hématotoxique	0,86 ng/kg/j	Rat	TDI	BMDL 5	UBA 2023 BFR & EFSA 2018
				Hépatotoxique, Perturbateur endocrinien (mamelles), Hématotoxique	12 ng/kg/j	Souris	RfD	LOAEL / (81 * 300)	TCEQ 2023
				Immunotoxique, Fœtotoxique et effets cardiovasculaires	0,03 ng/kg/j	Epidémiologique	RfD	Several studies	US-EPA 2024 [7]
			inhalation	Hépatotoxique	4,1 ng/m ³	Rat	RfC	NOAEL / (81 * 3 000)	TCEQ 2023
		C	oral	Perturbateur endocrinien (testicules), Néphrotoxique, Carcinogène.	2,52 x 10 ⁻⁶ (ng/kg/j) ⁻¹	Epidémiologique	SF	-	New Jersey 2017
					0,0293 (ng/kg/j) ⁻¹	Epidémiologique	SF	-	US-EPA 2024 [7]
PFNA	375- 95-1	NC	oral	Hématotoxique	2,5 ng/kg/j	Souris	RfD	NOAEL / 300	US-EPA IRIS 2019 / New Hampshir e DES 2019
			inhalation	Pulmotoxique	28 ng/m ³	Rat	RfC	NOAEL / (81 * 30 000)	US-EPA IRIS 2019 TCEQ 2023
PFDA	335- 76-2	NC	oral	Hépatotoxique	15 ng/kg/j	Rat	RfD	LOAEL / (81 * 1 000)	TCEQ 2023
				Immunotoxique, Fœtotoxique	0,002 ng/kg/j	Rat	RfD	BMDL / 30	US-EPA IRIS 2024
			inhalation	Hépatotoxique	53 ng/m ³	Rat	RfC	from oral value	TCEQ 2023
PFBS	375- 73-5	NC	oral	Hématotoxique, Néphrotoxique	1,4 µg/kg/j	Rat	RfC	NOAEL / (142*300)	TCEQ 2023
			inhalation		4,9 µg/m ³	Rat	RfC	from oral value	TCEQ 2023
PFHxS	355- 46-4	NC	oral	Hématotoxique, Perturbateur endocrinien (thyroïde)	3,8 ng/kg/d	Rat	RfC	LOAEL / (263*300)	TCEQ 2023
			inhalation		13 ng/m ³	Rat	RfC	from oral value	TCEQ 2023
PFHpS	375- 92-8	NC	oral	Hépatotoxique	0,43 ng/kg/d	Rat	TDI	Potency Factor : 0,6-2	UBA 2020, EFSA 2018, BfR 2018

**Tableau 4.3. : Exemple de choix des VTR en 2024
pour les PFAS en appliquant les critères du tableau 3
(F. Karg et al. 2023a – 2024g [38 - 46])**

Subst.	CAS Nr.	C: Cancero-gène / NC: non cancero-gène	Valeurs toxicologiques d'exposition chronique			Espèce de l'étude	Sigle	Facteur de sécurité & origine	Organisation & date
			Voie d'exposition	Organe ou effet cible	Valeur				
PFOS	1763-23-1	NC	oral	Hépatotoxique	1,86 ng/kg/d	Singe	TDI	NOAEL	UBA 2020 BfR & EFSA 2018
				Decreased birth weight and increased cholesterol	0,1 ng/kg/d	Epidémiologique	RfD	POP / 10	US-EPA 2024
			inhalation	Perturbateur endocrinien (thyroïde), Fœtotoxique	81 ng/m ³	Rat	RfC	from oral value (23 ng/kg/j)	TCEQ 2023
		C	oral	Hépatotoxique	39,5 (mg/kg/d) ⁻¹	Rat	SF	-	US-EPA 2024
PFOSA	754-91-6	NC	oral	Perturbateur endocrinien (mamelles),	12 ng/kg/d	Souris	RfD	As PFOA: NOAEL / (81 * 300)	TCEQ 2023
			inhalation		4,1 ng/m ³	Rat	RfC	As PFOA NOAEL/ (81 * 3 000)	TCEQ 2023
6:2-FTOH	647-42-7	NC	oral	Hepatotoxic	43 ng/kg/d	Rat	RfD	RPF based on PFOA's RfD x 0,02	RIVM / Bil et al. 2020 & 2021
8:2-FTOH	678-39-7	NC	oral	Hepatotoxic	21,5 ng/kg/d	Rat	RfD	RPF based on PFOA's RfD x 0,04	RIVM / Bil et al. 2020 & 2021
			oral		1,5 x 10 ³ ng/kg/d	Rat	RfD	RfD assimilated to PFOA transformation Product 8:2-FTOH & Inhalation: 20 m ³ /d	SLU 2018 (Sweden) (Ingestion based on EFSA 2008)

4. Évaluation des risques sanitaires :

Comme indiqué, cette évaluation consiste à mettre en relation les doses de PFAS ingérées ou inhalées avec les VTR.

Dans le cas des alcools fluoro-télomères (FTOH) et d'autres PFAS volatils (TFA, etc.), présents dans les sols, eaux souterraines et gaz du sol, il faudra aussi réaliser des investigations dans l'air ambiant des bâtiments destinés à des usages sensibles (Etablissements Recevant du Public : Ecoles, Crèches, etc.) ou résidentiels., sur une base de seuils de quantification suffisamment bas et adaptés. Ainsi, les seuils de quantification des analyses chimiques ne devraient pas être plus élevés que les VTR applicables (cf. Bil et al. 2020, 2021 et 2023 [12, 37 et 47] et SLU 2017 [48]).

L'EQRS peut permettre de fixer des Concentrations Maximales Acceptables (CMA) dans des milieux d'exposition. Les CMA sont couramment utilisées sous forme de Valeurs de contrôle de conformité sanitaire, afin de vérifier ou de co-élaborer des objectifs de mesures correctives, voire des objectifs de dépollution ou des valeurs limites recommandées ou réglementaires. Ces évaluations sont

réalisées substance par substance, des méthodes permettent d'intégrer des expositions combinées à de multiples PFAS, par exemple en additionnant les augmentations de risques du fait de l'exposition (Excès de risque individuel ou ERI), par pour les effets sans seuil (le plus souvent cancérogènes, par ex. d'un ERI $> 10^{-5}$) ou les Quotient de danger ou de risque (rapports niveau d'exposition sur VTR à seuil) pour les effets dits « à seuil » : Indice de Risque systémique de IR < 1 (= DJE / DJT : Dose Journalière d'Exposition par rapport à la Dose Journalière Tolérable).

L'évaluation des risques nécessite aussi une bonne prise en compte des précurseurs (PFAS poly-fluorés) et de leur chimie environnementale, afin d'apprécier le potentiel de formation environnementale et dans l'organisme de PFAS per-fluorés stables. La Figure 1a ci-dessous donne un exemple de biotransformations de précurseurs poly-fluorés vers des PFAS per-fluorés stables. La Fig. 1b montre la Photolyse du 6:2-FTAB envers les PFAS ultrashorts, comme le PFPrA (Acide perfluoropropionique) et TFA (Acide trifluoroacétique), à côté des PFHxA, PFPeA and PFBA (Naveed, A. et al 2024) [80], particulièrement applicable dans les eaux superficielles et la chaîne alimentaire associée.

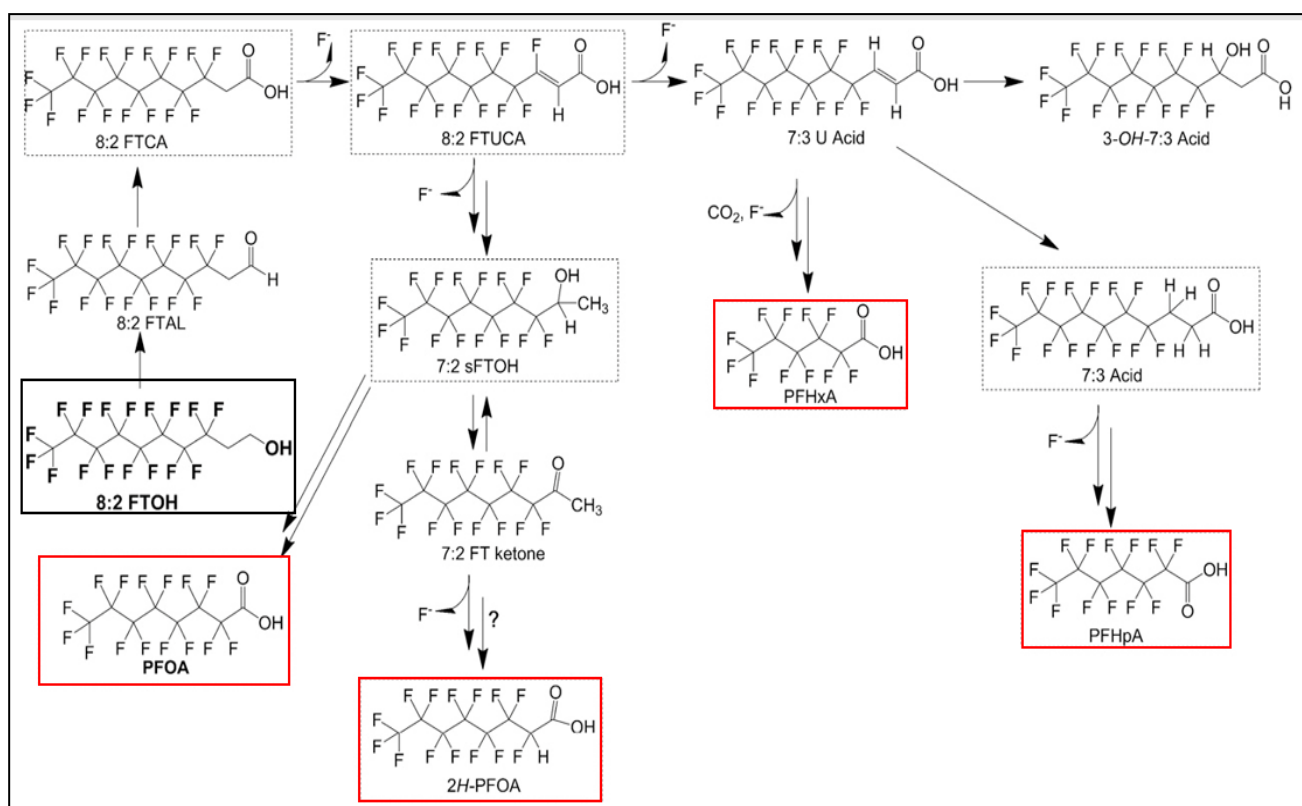


Fig. 1a : Exemple de biotransformation de précurseurs (PFAS poly-fluorés) vers des PFAS per-fluorés stables : le 8:2 FTOH est transformé en PFHxA, PFHpA et PFOA : Graphique modifié selon N. Wang et al. 2009 [49] et J. Liu & S. M. Avendaño, 2013 [50].

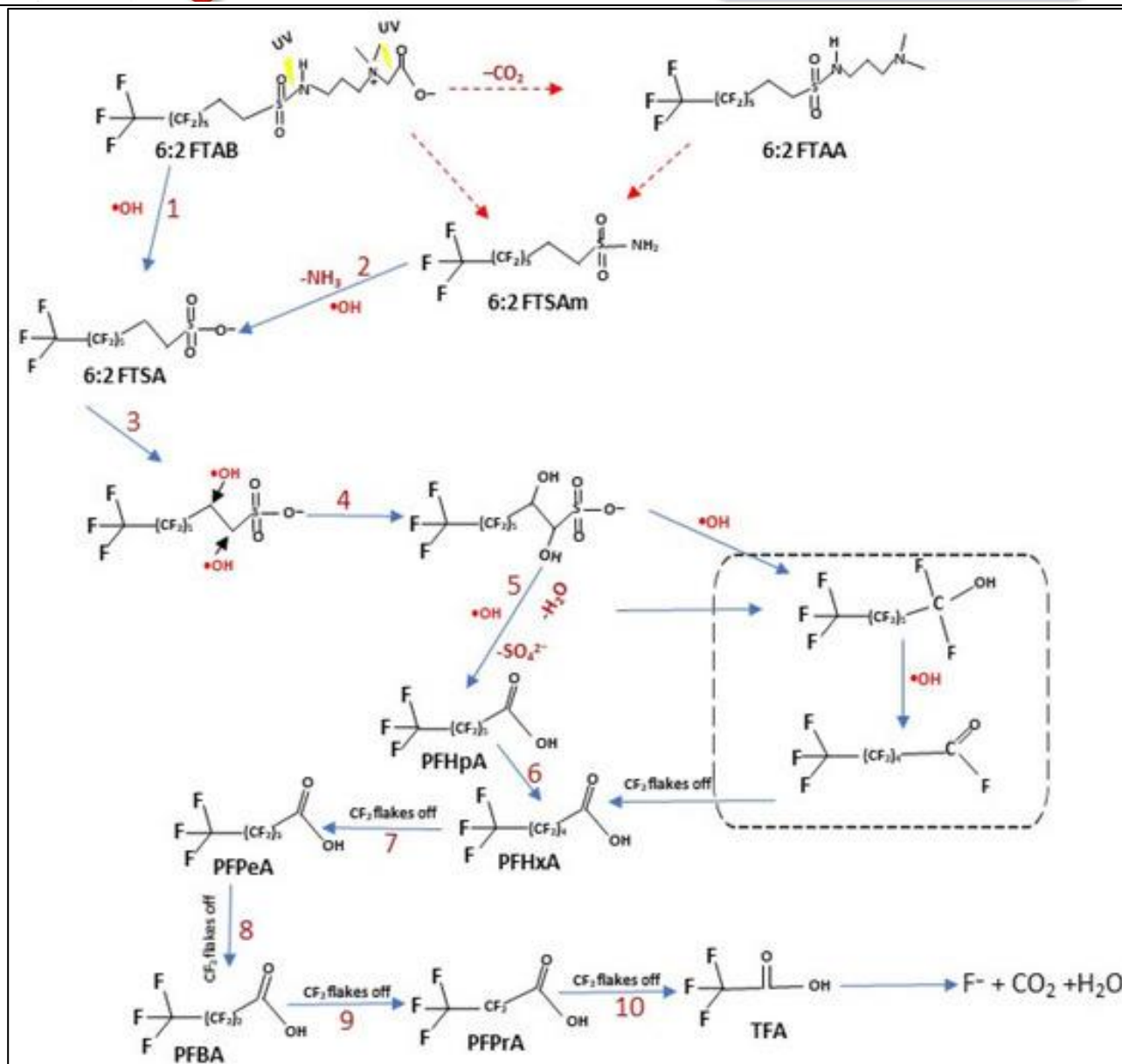


Fig. 1b : Photolyse du 6:2-FTAB envers les PFAS ultrashorts, comme le PFPrA (Perfluoro-propionic Acid) et TFA (Trifluoro-acetic-acid), à côté des PFHxA, PFPeA and PFBA (Naveed, A. et al 2024).

Les quelques VTR présentées dans cet article sont issues des rapports rédigés par des institutions nationales et internationales (cf. le tableau 4). Pour sélectionner des VTR pour des PFAS, il est recommandé d'appliquer des critères de choix scientifiques et non des critères de gestion nationaux (cf. le tableau 3). Pour réaliser une EQRS il est recommandé d'appliquer les étapes suivantes :

4.1. Identification des scénarios et des voies d'exposition applicables :

Les voies d'exposition suivantes peuvent exister sur un site :

➤ Inhalation :

- de polluants sous forme gazeuse et particulaires ,
- de poussières sur lesquelles est adsorbé le polluant,
- de vapeur d'eau de distribution contaminée lors de la prise d'une douche ou d'un bain.

L'inhalation concerne les vapeurs des polluants PFAS (comme les FTOHs) et les poussières, principalement fines ou poussières alvéolaires, soit les particules dont le diamètre est inférieur à 10 μm de taille. Les poussières de dimension inférieure à 1 μm se déposent dans les alvéoles, où la vitesse de l'air est nulle.

➤ **Ingestion :**

- directe du sol (terres à l'extérieur d'un bâtiment) et de poussières (terres à l'intérieur d'un bâtiment),
- des aliments auto-produits (fruits, légumes, etc.),
- d'eau de distribution contaminée,
- d'eau lors de la prise d'une douche ou d'un bain, y compris dans une eau superficielle (étang, rivière, eau souterraine pompée, etc.).

Absorption cutanée :

- de sol et de poussières,
- de polluant par l'eau de distribution contaminée lors de la prise d'une douche ou d'un bain,
- lors de la prise d'un bain dans les eaux superficielles (étang, rivière, eau souterraine pompée, etc.).

Chaque EQRS doit définir un scénario d'exposition avec des voies exposition dédiées. En principe, les scénarios d'exposition et les voies d'exposition associées sont à identifier via un schéma conceptuel (cf. Fig. 2), montrant les sources potentielles de pollution, des voies de transfert des polluants et les cibles concernées (adultes, enfants...).

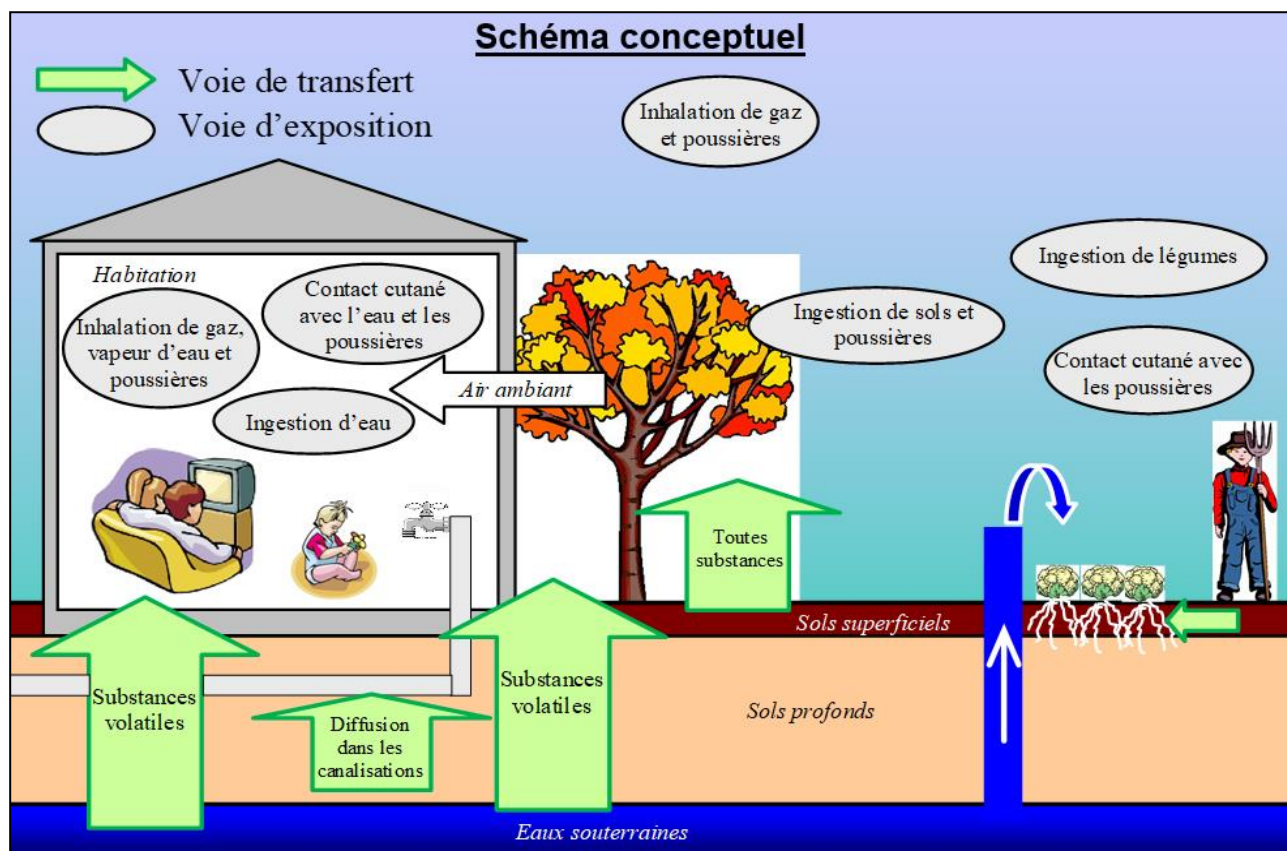


Fig. 2 : Exemple d'un schéma conceptuel, afin de bien visualiser les voies d'expositions applicables par scénario d'exposition (F. Karg & L. Robin-Vigneron 2023a [38]).

Une attention particulière doit être apportée aux PFAS volatils, comme par ex. les alcools fluorotélomères (FTOH), en particulier le 6 :2-FTOH et le 8 :2-FTOH. Le tableau 5 montre les voies d'expositions par scénario d'usage ou d'exposition d'un site.

Les taux de respiration sont dépendants selon les âges et les intensités des activités. Des exemples de taux de respiration, selon l'âge et des activités physiques sont indiqués dans le Tableau suivant (ALMBL 2000 [86] et INVS - CIBLEX [87]) :

Tableau 5 : Taux de respiration, selon l'âge et des activités physiques (ALMBL 2000 [86] et INVS - CIBLEX [87])							
Age	< 1	1 – 3	4 - 6	7 - 9	10 - 14	15 - 19	20 - 75
Repos (m ³ /j)	1,9	3,8	7,6	11	15	17	17
Activité faible (m ³ /j)	3,8	7,6	15	23	30	34	34
Activité moyenne (m ³ /j)	7,6	15	30	46	61	68	68
Activité intense (m ³ /j)	13	27	53	80	106	120	120

L'évaluation des risques sanitaires nécessite une adaptation du scénario d'exposition à la réalité, soit la correction des taux de respiration prises en compte dans les VTR de respiration.

Tableau 6.1. : Scénarios d'expositions et voies d'expositions associées sur des sites							
Scénario d'exposition sur site / Voies d'exposition		Industrie et Commerce	Parcs & Loisirs / Activités sportives	Jardins d'enfants	Résidentiel collectif et Crèches & Ecoles	Agricole et production des aliments	Résidentiel avec jardins individuels
Inhalation	Respiration de Vapeurs ou gaz : Gaz du sol → Air Ambient (Intérieur & Extérieur)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
	Respiration de poussières	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
	Respiration de vapeur contaminée pendant la douche ou d'un bain chaud*	(Oui)	(Oui)	Non	Oui	Non	Oui

Tableau 6.2. : Scénarios d'expositions et voies d'expositions associées sur des sites

Scénario d'exposition sur site / Voies d'exposition		Industrie et Commerce	Parcs & Loisirs / Activités sportives	Jardins d'enfants	Résidentiel collectif et Crèches & Ecoles	Agricole et production des aliments	Résidentiel avec jardins individuels
Oral	Ingestion passive (Enfants & Adultes) ou active (Enfants) du sol contaminé	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
	Aliments autoproduits	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui
	Ingestion d'eau contaminée*	(Oui)	(Oui)	Non	Oui	Oui	Oui
Dermal	Contact direct au sol pollué	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
	Contact cutané: douche ou bain	(Oui)	(Oui)	Non	(J)	Non	Oui
	Contact cutané: bain dans les eaux superficielles ou eaux souterraines pompées contaminées	Non	Oui	Non	(Non)	(Non)	(Oui)

(*) : par exemple dans le cas des conduites d'eau potable enterrées en sous-sol contaminé

4.2. Quantifier les doses journalières d'exposition (DJE) :

Les doses journalières d'exposition - DJEing (voie orale), DJEinh (voie respiratoire), DJEcut (voie cutanée) - sont toutes exprimées en mg polluant / kg poids corporel / jour [$\text{mg} \bullet \text{kg}^{-1} \bullet \text{j}^{-1}$] et dépendent :

- **des concentrations en polluants** dans les médias d'exposition (par ex. en mg/kg ou $\mu\text{g/l}$ dans les aliments ou de l'eau potable ou en mg/kg ou $\mu\text{g/l}$ dans les poussières ou eaux successibles de provoquer un contact cutané ou en $\mu\text{g/m}^3$ pour l'air ambiant) ;

C_m = Concentration en polluant dans le médium d'exposition : C_{sol} [mg/kg], C_{eau} [mg/l], C_{aliment} [mg/kg],
 C_a = Concentration en polluant dans l'air [mg/m^3] intérieur et/ou extérieur,
 C_s = Concentration en polluant dans le sol [mg/kg] ou dans les eaux (mg/l)

Deux grandes démarches sont applicables pour déterminer les concentrations en polluants dans les médias d'exposition : les mesures directes (prélèvements et analyses) et les modélisations par simulation des transferts de polluants vers les médias d'exposition.

Les modélisations des transferts des polluants entre des médias (par ex. des eaux souterraines ou des sols vers des gaz du sol et de l'air ambiant ou vers des aliments) sont possibles et pourront être

calibrées via des analyses réelles des échantillons (recommandé, si possible).

Concernant la prise en compte des concentrations des polluants dans les sols, les gaz du sol, l'air ambiant, les eaux souterraines et les eaux superficielles, il est possible d'appliquer, pour les expositions chroniques (supérieures à 6 mois) uniquement, des concentrations moyennes prenant en compte l'atténuation naturelle mesurée. Cette atténuation naturelle de dégradation des PFAS concerne uniquement la biotransformation des PFAS poly-fluorés mais pas des PFAS per-fluorés (cf. par ex. la Fig. 1).

- **des budgets espace-temps** (présence des personnes exposées dans le milieu pollué en tenant compte du nombre d'heures par jour, nombre de jours par an et nombre d'années),

- Ex = Exposition totale par adulte ou enfant [a]
- Ve = Années de la vie entière par adulte ou enfant [a]. En cas d'exposition aux substances avec seuil : $Ve = Ex [a]$
- Fexa = Fréquence d'exposition annuelle [j/365 j]
- Fexj = Fréquence d'exposition journalière [hrs/24 hrs]

- **des quantités d'aliments ou d'eau potable ingérés** (en kg/j) et/ou du volume d'air inhalé par jour (en m³/j) et/ou de la quantité de sol ou de l'eau en contact avec la peau (par ex. en g/cm² de surface cutanée),

- Qing = Quantité ingérée de sol et/ou aliment [kg/j] et/ou d'eau [l/j], distincte entre les adultes (Qinga) et les enfants (Qinge)
- Qinh = Quantité inhalée d'air [m³/j], distincte entre adultes (Qinha) et enfants (Qinhe)
- Fa = Facteur d'absorption (par biorésorption) du polluant (à défaut : 100 % = [1])
- Facut = Facteur d'absorption d'un polluant (à défaut : 100 % = [1]) ou vitesse d'absorption [m/h] pour la voie cutanée
- Fsp = Fraction de sol dans la poussière (à défaut : 100 % = [1])
- Spex = Surface de peau exposée, distincte entre les adultes et des enfants [m²]
- Qsp = Quantité du sol (ou poussières) sur la peau [kg/m²]
- du poids corporel.
- P(a) = Poids corporel d'un adulte [70 kg]
- P(e) = Poids corporel d'un enfant [15 kg]

Les formules de la quantification des doses journalières d'exposition sont les suivantes :

Exposition orale par ingestion :

$$DJEing = Cm \bullet Qing \bullet P^{-1} \bullet Fa \bullet Ex \bullet Ve^{-1} \bullet Fexa \bullet Fexj$$

Exposition par inhalation * :

$$DJEinh = Ca \bullet Qinh \bullet P^{-1} \bullet Fa \bullet Ex \bullet Ve^{-1} \bullet Fexa \bullet Fexj$$

* Il est possible d'évaluer l'exposition via l'air ambiant extérieur séparément de **l'exposition via l'air ambiant d'intérieur**.

Exposition par contact cutané (sol, poussières, eaux) :

$$DJEcut = Cs \bullet Fsp \bullet Qing \bullet P^{-1} \bullet Facut \bullet Ex \bullet Ve^{-1} \bullet Fexa \bullet Fexj$$

Les paramètres applicables sont à justifier. Une application des valeurs par défaut des logiciels d'évaluation des risques de type « Black-Box » sont à prescrire, s'ils ne sont pas justifiables de façon transparente pour le scénario d'exposition concerné.

4.3. Sélection des VTR adaptées :

I : Les Effets sans seuil de dose :

- ☐ En général, il s'agit des effets cancérogènes, mutagènes ou teratogènes via un mode d'action génotoxique), à l'exception des effets épigénétiques.
- ☐ Dans ce cas, les Doses Journalières d'Exposition (DJE) sont multipliées par la VTR, (Excès de Risque Unitaire (ERU) dénommé également selon les organismes élaborateurs Slope Factor (SF) ou Unit Risk (UR), exprimés par ex. en $[(\text{mg/kg/j})^{-1}]$, soit :

$$\text{ERU} \cdot [(\text{mg/kg/j})^{-1}] \bullet \text{DJE} (\text{mg/kg/j}) = \text{ERI} (-) : \text{Excès de Risque Individuel}$$
- ☐ L'ERI doit rester inférieur à « 10^{-5} », valeur de gestion des risques sans seuil, sinon le risque est considéré comme non-acceptable.

II : Effets avec seuil de dose :

- ☐ Il s'agit des effets de toxicité apparaissant au-delà d'une certaine dose (neurotoxicité, hépatotoxicité, néphrotoxicité, etc.).
- ☐ Dans ce cas, les Doses Journalières d'Exposition (DJE) sont divisées par la VTR, sous forme de DJT (Dose journalière Tolérable), exprimée par ex. en $[\text{mg/kg/j}]$, soit:

$$\text{DJE} (\text{mg/kg/j}) / \text{VTR} (\text{mg/kg/j}) = \text{QR} (\text{Quotient de Risque}) \text{ ou } \text{QD} (\text{Quotient de Danger})$$
- ☐ Le QDQR doit rester inférieur à « 1 », sinon le risque est considéré comme non-acceptable.

Par ex. les VTR pour le PFOA existent pour les effet cancérogènes (ERU) et systémiques (DJT), cf. Tableau 4.

5. Effets de mélange

5.1. Généralités

En général, les effets de mélange de polluants (ou « Combined Exposure to multiple Chemicals ») sont considérés depuis 2009 par l'IPCS & OMS (WHO) [51] etc. via une additivité des doses d'exposition, si les organes cibles et les effets toxicologiques sont similaires. Les exceptions sont :

- **les synergies** : interactions qui montrent des effets toxicologiques plus importants que prévus selon l'additivité des doses ou
- **les antagonismes** : interactions qui provoquent des effets toxicologiques moins importants que prévus selon l'additivité des doses.

Selon l'IPCS & OMS (WHO) 2009 [51] etc., une différence doit être faite entre :

- **l'exposition agrégée** (« Aggregate Exposure ») à un même polluant par diverses voies d'exposition,
- **l'exposition cumulée** (« Cumulative Exposure ») évaluant un risque combiné par plusieurs polluants.

Dans le cas de l'évaluation d'une exposition cumulée, il faudra donc identifier les polluants montrant les mêmes mécanismes toxicologiques (ou organes cibles). Ces groupes de polluants sont appelés les « MOA: Common Toxic Mode of Action ».

L'addition des doses est prise en compte pour chaque groupe MOA montrant les mêmes

mécanismes toxicologiques (ou organes cibles), par ex. via l'application suivante :

$$\begin{aligned}\text{Quotient de Risque : QR} &= \text{Exposition 1/DJT} + \text{Exposition 2/DJT} + \dots \\ \text{Excès de Risque Individuel : ERI} &= \text{Exposition 1} \bullet \text{ERU} + \text{Exposition 2} \bullet \text{ERU} + \dots\end{aligned}$$

Cette application est peut-être simplifiée, comme par exemple dans le cas des Facteurs d'équivalence de toxicité pour les Dioxines (PCDD/F) et les « Dioxine-like PCB », les HAP et aussi par des « Potency-Corrections » pour les PFAS, par ex. via les RPF : Relative Potency Factors, cf. ci-après (Tableau 7).

Afin de définir des valeurs guides pour la santé humaine pour un groupe de congénères aussi important (quelques milliers de molécules), pour des raisons éthiques et financières, l'expérimentation animale n'est pas possible sur un si grand ensemble de molécules (Cousins, 2020 [52]). D'autres approches, in vitro voire in silico, peuvent être envisagées pour récolter suffisamment d'informations afin d'établir ces valeurs.

En effet, les composés chimiques peuvent interagir lorsqu'ils sont combinés, produisant ainsi des effets synergiques ou antagonistes. En l'absence d'interaction, et si les substances partagent un mécanisme de toxicité et une cible biologique similaires, un modèle additif (par exemple, l'addition des concentrations) peut être envisagé pour décrire l'effet du mélange (Heys, 2016 [53]). A l'inverse, les informations obtenues sur des composés pris individuellement ne pourront pas être suffisantes pour déterminer leur action en mélange.

5.2. Facteurs d'équivalence de toxicité

L'approche d'équivalence toxique s'applique aux mélanges dont les effets sont additifs. Elle est utilisée, notamment, pour interpréter l'effet de certains mélanges d'organochlorés (comme les chloro-dibenzo-p-dioxines, chloro-dibenzofuranes et polychloro-biphényles) qui partagent un mode d'action commun, médié par la liaison à un récepteur spécifique, le récepteur AhR (Guyton et al. 2018 [54]).

Étant donné que chaque congénère n'a pas la même efficacité, ils sont classés à l'aide de facteurs de puissance relative (Relative Potency Factors, RPF) par rapport à un congénère de référence, appelé composé index. Ce dernier est souvent le plus toxique ou celui dont les effets sont les mieux documentés. Pour les dioxines et furanes, la dioxine de Seveso (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine) est utilisée comme référence, avec un facteur de 1, et son facteur de toxicité est désigné sous le nom de Toxic Equivalency Factor (TEF).

L'usage de RPF reste toutefois soumis au respect de conditions strictes :

1. en application de la définition présentée ci-avant, les composés doivent partager un même mode d'action ;
2. l'effet critique identifié pour le composé de référence doit l'être également pour les autres composés. Autrement dit, un composé index présentant un effet critique neurotoxique ne peut servir de référence pour un autre composé dont la toxicité s'exprimerait principalement au niveau rénal, par exemple ;
3. idéalement, les composés devraient posséder des courbes de relation dose-réponse de même efficacité tout en se différenciant, bien évidemment, par des puissances différentes. En outre, les courbes devraient être congruentes, c'est-à-dire qu'elles ne se croisent pas. Ces conditions

sont nécessaires à la comparaison des Benchmark doses (BMD*) pour un même niveau de réponse (Benchmark Response : BMR*). (* : Relation dose-réponse permet généralement de définir une dose avec un effet - réponse toxicologique critique, qui sert de « point de départ » pour la construction d'une VTR.)

Les chercheurs du RIVM (Bil et al., 2020, 2021 et 2023 [12, 37, 47] ; Zeilmaker et al., 2018 [55]) proposent une approche RPF appliquée à la toxicité orale de 14 PFAS et de deux précurseurs (6:2 FTOH et 8:2 FTOH). Ils ont sélectionné le PFOA (acide perfluoro-octanoïque [335-67-1]) comme composé index. Le PFOA est avec le PFOS (acide perfluorooctane-sulfonique [1763-23-1]), l'un des PFAS les plus étudiés. Parmi les effets toxiques attribués au PFOA (mais également au PFOS), ils identifient l'hypertrophie hépatique comme effet critique.

Le RPF est établi sur la base du rapport entre la BMD du PFOA et la BMD (Benchmark Dose) du congénère d'intérêt (équation 1).

Equation 1

$$\frac{BMD_{PFOA}}{BMD_i}$$

La BMD correspond à un BMR équivalent à 5% d'augmentation du poids du foie (absolu et relatif) établi sur des données continues ou à un excès de risque de 10 % d'hypertrophie hépatique. Cette dernière expression du risque est établie sur base de données dichotomisées. L'excès de risque est ajusté pour les taux d'incidence pour un même effet.

En 2023, le RIVM (Zeilmaker et al. 2023 [56] a complété ses premiers travaux en appliquant cette méthode au TFA.

L'approche de Zeilmaker [56] et Bil et al. 2020, 2021 et 2023 [12, 37 et 47] débouche sur la proposition de RPF résumée dans le Tableau 7.

Tableau 7 : RPF selon Bil et al. 2020, 2021 et 2023 [12, 37 et 47] et Zeilmaker et al. (2023) [56]		
Congénères	Numéro CAS	RPF
Acides sulfoniques		
PFBS	375-73-5	0,001
PFPeS	2706-91-4	$0,001 \leq RPF \leq 0,6$
PFHxS	355-46-4	0,6
PFHpS	375-92-8	$0,6 \leq RPF \leq 2$
PFOS	1763-23-1	2
PFDS	335-77-3	2
Acides carboxyliques		
TFA	76-05-1	0,002
PFBA	375-22-4	0,05
PFPeA	2706-90-3	$0,01 \leq RPF \leq 0,05$
PFHxA	307-24-4	0,01
PFHpA	375-85-9	$0,01 \leq RPF \leq 1$

PFOA	335-67-1	1
PFNA	375-95-1	10
PFDA	335-76-2	$4 \leq \text{RPF} \leq 10$
PFUnDA	2058-94-8	4
PFTTrDA	72629-94-8	3
PFDoDA	307-55-1	$0,3 \leq \text{RPF} \leq 3$
PFTeDA	376-06-7	0,3
PFHxDA	67905-19-5	0,02
PFODA	16517-11-6	0,02
Ethers des acides carboxyliques		
HFPO-DA	13252-13-6	0,06
ADONA	919005-14-4	0,03
Alcools télomériques		
6:2 FTOH	647-42-7	0,02
8:2 FTOH	678-39-7	0,04

L'approche de Zeilmaker (Zeilmaker et al. 2023 [56]) a été sélectionnée par l'Etat de Hawaï (State of Hawaii - Department of Health, 2020; 2021 [57, 58]) afin d'établir certaines VTR orales (preliminary RfD oral) nécessaires à l'établissement des valeurs guides environnementales (eaux souterraines et sol).

L'emploi des RPF produits par Zeilmaker (Zeilmaker, 2018 et 2023 [48, 49]) et Bil (Bil et al., 2021 [40]) dans le cadre de l'évaluation des risques est fortement contesté par Rietjens (Rietjens, 2022 [59]). Rietjens et al. soutiennent l'usage de RPF dans les études de risques mais contestent la robustesse de ceux calculés par Bil (Bil et al. 2020, 2021 et 2023 [12, 37 et 47]). Rietjens et Bil s'opposent sur la sélection des données et sur l'impact du mode d'administration des PFAS chez les rongeurs. Bil et al. (Bil, 2022a [60]) rejettent ces critiques signalant que numériquement les valeurs ne diffèrent pas significativement en modifiant le jeu de données selon les recommandations de Rietjens.

Goodrum et al. (Goodrum et al., 2021 [61]) critiquent également l'approche de Bil et Zeilmaker en soulignant les différences dans le mode d'action des PFAS à chaînes courtes par rapport à ceux à chaînes longues ($C > 8$). Les PFAS à chaînes longues présenteraient la capacité de se fixer à un nombre plus important de récepteurs nucléaires (entre 6 et 16) que ceux à chaînes courtes qui seraient limités à deux récepteurs. Goodrum et al. contestent également l'existence d'une congruence dans les relations dose-réponse. La mise en œuvre de cette approche pour les PFAS à chaînes ultra-courtes est également contestable.

Par conséquent, l'application des RPF n'est pas recommandée (en 2025), sauf dans exceptionnellement et avec une bonne argumentation.

Récemment, Bil et al. (Bil et al., 2022b [62]; Bil, 2023 [12] ; Vil et al., 2025 []) ont publié une approche similaire pour le biomonitoring humain (sang). Les RPF proposés sont résumés dans le tableau 8. Les RPF ont été établis sur la base de modèles toxicocinétiques conçus à partir d'expérimentations chez le rat.

Tableau 8 : RPF selon Bil et al, 2022b [62] pour le biomonitoring (sang)

Congénères	Numéro CAS	RPF
PFBS	375-73-5	0,2
PFHxS	355-46-4	0,6
PFOS	1763-23-1	3
PFBA	375-22-4	2
PFHxA	307-24-4	10
PFOA	335-67-1	1
PFNA	375-95-1	5
PFDODA	307-55-1	10
HFPO-DA	13252-13-6	9

5.3. Application du Top Assay

La plus grande inconnue dans les effets des mélanges de PFAS concerne la grande partie des PFAS poly-fluorés. En fait, des milliers des PFAS poly-fluorés sont à évaluer, qui ne sont, dans leur plus grande partie, ne pas analysables (< 9 000 à 12 000 molécules). Ces substances pourront être évaluer sous leur forme finale des PFAS per-fluorés, produits de la bio-transformation naturelle. Le Top Assay accélère chimiquement via le persulfate cette transformation, afin de permettre d'évaluer la quasi-totalité des PFAS poly-fluorés dans leur forme finale des per-fluorés.

Il est recommandé d'appliquer les analyses des PFAS (28 – 70 molécules, cf. aussi l'Arrêté Ministériel en France du 20/06/2023) avant et après le « Top Assay ».

Le « Top Assay » (Total Oxidizable Precursor), selon Houtz et Sedlak : 2012 [63] transforme les PFAS poly-fluorés vers les PFAS perfluorés. Dans l'environnement, l'ensemble des PFAS poly-fluorés (Précurseurs) sont bio-transformés vers les PFAS per-fluorés stables. Via le « Top Assay » (cf. Fig. 3) il est possible d'intégrer dans l'évaluation des risques sanitaires immédiatement les PFAS per-fluorés, produits des bio-transformations dans un scénario d'exposition.

Par contre, il ne faut pas se contenter de réaliser l'évaluation des risques sanitaires uniquement sur les PFAS per-fluorés après le « Top Assay », car les effets avec-seuil de dose de certains PFAS poly-fluorés pourront être importants dans les expositions sub-chroniques et chroniques, comme par ex. concernant les PFAS volatils (FTOH : fluorotélomère-alcools, etc.) (Karg et al. 2023a, 2024a-g, 2025 [38, 40 – 46, 68, 79]).

Conformément à la méthodologie présentée par Karg et al. 2024 et 2025 [81, 82, 84], Bil et al. 2025 [85] confirment la préférence d'une évaluation des risques sanitaires pour les expositions aux mélanges des PFAS par la prise en compte des substances PFAS individuelles via des additivités des risques, sans la prise en compte d'interaction des PFAS entre eux.

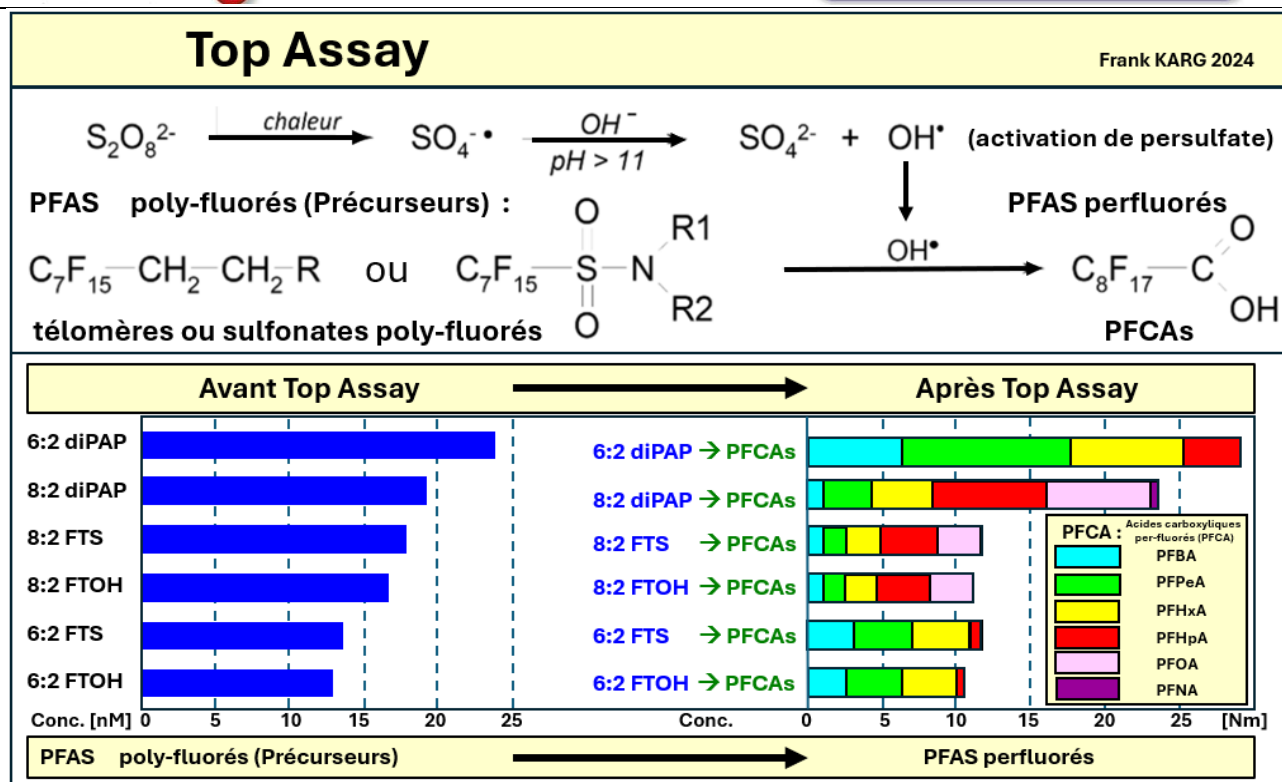


Fig. 3 : Top Assay (Total Oxidizable Precursor) : Exemple de quantification des PFAS poly-fluorés via leurs acides carboxyliques perfluorés finaux correspondants après dégradation (Houtz et Sedlak : 2012 [63]) et Karg et al. 2025 [84] prendre en compte dans une EQRS.

Certaines expositions aux mélanges sont à évaluer attentivement dans le cas d'une exposition aux mélanges de PFOA, bisphénol-A et méthyle-parabène provoque la prolifération des cellules épithéliales des seins par suppression de l'apoptose (Dairkee et al. 2018 [64] et Pesonen et al. 2024 [65]).

L'exposition faible aux mélanges de PFOA et PFOS a montré un effet synergique, cancérigène en transformant des cellules épithéliales du sein (MCF-10A) en tumeurs malignes phénotypiques, ce qui permet la prolifération des métastases (Pierozan et al. 2023 [66] et Pesonen et al. 2024 [65]). Les auteurs ont aussi décrit des approches plus détaillées de l'EQRS, notamment avec une prise en compte large des PFAS poly-fluorés par Top Assay dans le Guide (fiches) de gestion des PFAS de la SFSE (Société Francophone de Santé et Environnement / Heilier et al. 2023 - 2024) [67] et F. Karg et al. 2023 - 2024 [68] et 2025 [79].

6. Conclusion :

La méthodologie de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS), applicable concernant les PFAS, leurs produits de bio-transformation et leurs mélanges est décrit dans l'article relatif aux expositions orales (par ex. dans le cas de l'ingestion des eaux ou aliments) ou dans le cas de l'inhalation des poussières contaminés et PFAS volatils mais aussi dans le cas des contacts cutanés (par ex. aux poussières et eaux superficielles) ou par ex. sur des sites pollués. L'article présente la méthodologie de l'EQRS dans le cas des expositions aux mélanges des PFAS.

L'article décrit la présence des PFAS et leurs produits de biotransformation en environnement et les voies d'exposition humaines, les effets toxicologiques et l'évaluation quantitatives des risques sanitaires (EQRS) dans le cas des expositions aux mélanges de PFAS.

La plus grande inconnue dans les effets des mélanges par des PFAS concerne la grande partie des PFAS poly-fluorés. Il est recommandé d'appliquer les analyses des PFAS (28 – 70 molécules, cf. aussi l'Arrêté Ministériel en France du 20/06/2023) et la liste des PFAS-65 + 5 PFAS ultrashorts avant et après le « Top Assay » (Tableaux 9.1. & 9.2.). Les Tableaux 9.1. & 9.2 montrent les PFAS à analyser en minimum dans les médias d'expositions (aliments, eau potable, eau de baignade, sols, poussières et air ambiant (sans oublier les gaz du sol concernant les PFAS volatils) (F. Karg et al. 2024 – 2025) [81 – 84].

Le « Top Assay » (Total Oxidizable Precursor), selon Houtz et Sedlak : 2012 [63] transforme les PFAS poly-fluorés vers les PFAS perfluorés. Dans l'environnement, l'ensemble des PFAS poly-fluorés (Precurseurs) sont bio-transformés vers les PFAS per-fluorés stables. Via le « Top Assay » (cf. Fig. 3) il est possible d'intégrer dans l'évaluation des risques sanitaires immédiatement les PFAS per-fluorés, produits des bio-transformations dans un scénario d'exposition.

Par contre, il ne faut pas se contenter de réaliser l'évaluation des risques sanitaires uniquement sur les PFAS per-fluorés après le « Top Assay », car les effets avec-seuil de dose de certains PFAS poly-fluorés pourront être importants dans les expositions sub-chroniques et chroniques, comme par ex. concernant les PFAS volatils (FTOH : fluorotélomère-alcools, etc.) (Karg et al.2023a, 2024a-g, 2025 [38, 40 – 46, 68, 79]).

Une description des critères de choix scientifiques des VTR est indiquée, afin d'assurer une EQRS bien fondée. Pour certains PFAS importants et très présents en environnement des VTR pourront être définies, par ex. à partir des NOAEL, comme pour le 6 :2-FTAB (Capstone B) et le 6 :2-FTNO (Capstone A).

Tableau 9.1. : Paramètres PFAS à recommander pour les évaluations des risques sanitaires.

PFAS	CAS	Dir. CE EP2020/2184 [88]
PFBA (acide perfluorobutanoïque)	375-22-4	
PFPeA (acide perfluoropentanoïque)	2706-90-3	
PFHxA (acide perfluorohexanoïque)	307-24-4	
PFHpA (acide perfluoroheptanoïque)	375-85-9	
PFOA linéaire (acide perfluorooctanoïque)	335-67-1	
PFOA ramifié (acide perfluorooctanoïque)	335-67-1	
PFOA totale (acide perfluorooctanoïque)	335-67-1	
PFNA (acide perfluorononanoïque)	375-95-1	
PFDA (acide perfluorodécanoïque)	335-76-2	
PFUnDA (acide perfluoroundécanoïque)	2058-94-8	
PFDoDA (acide perfluorododécanoïque)	307-55-1	
PFTTrDA (acide perfluorotridécanoïque)	72629-94-8	
PFTeDA (acide perfluorotétradécanoïque)	376-06-7	
PFHxDA (acide perfluorohexadécanoïque)	67905-19-5	
PFODA (acide perfluorooctadécanoïque)	16517-11-6	
PFBS (acide perfluorobutane sulfonique)	375-73-5	
PFPeS (acide perfluoropentane sulfonique)	2706-91-4	
PFHxS linéaire (acide perfluorohexane sulfonique)	355-46-4	
PFHxS ramifié (acide perfluorohexane sulfonique)	355-46-4	
PFHxS totale	355-46-4	

En vert : Les PFAS couverts par la 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 [88]

Tableau 9.2. : Paramètres PFAS à recommander pour les évaluations des risques sanitaires.

PFHpS (acide perfluoroheptane sulfonique)	375-92-8	
PFOS linéaire (acide perfluorooctane sulfonique)	1763-23-1	
PFOS ramifié (acide perfluorooctane sulfonique)	1763-23-1	
PFOS totale (acide perfluorooctane sulfonique)	1763-23-1	
PFDS (acide perfluorodécane sulfonique)	335-77-3	
4:2 FTS (acide 4:2 fluorotéoméromer sulfonique) H4-PFOS	757124-72-4	
6:2 FTS (acide 6:2 fluorotéoméromer sulfonique)	27619-97-2	
8:2 FTS (acide 8:2 fluorotéoméromer sulfonique)	39108-34-4	
10:2 FTS (acide 10:2 fluorotéoméromer sulfonique)	120226-60-0	
MePFOSAA (acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique)	2355-31-9	
EtFOSAA (acide N-éthylperfluorooctane sulfonamide acétique)	2991-50-6	
PFOSA linéaire (perfluoro-n-octanesulfonamide)	754-91-6	
PFOSA ramifié (perfluoro-n-octanesulfonamide)	754-91-6	
PFOSA totale (perfluoro-n-octanesulfonamide)	754-91-6	
MeFOSA linéaire (N-méthylperfluorooctanesulfonamide) (MePFOSA)	31506-32-8	
6:2-FTAB (6 :2 fluorotéoméromer sulfonamido propyl betaine) Capstone B	34455-29-3	
MeFOSA ramifié (N-méthylperfluoro-n-octanesulfonamide) (MePFOSA)	31506-32-8	
MeFOSA totale (N-méthylperfluoro-n-octanesulfonamide) (MePFOSA)	31506-32-8	
8:2 DiPAP (8:2 polyfluoroalkyl phosphate diester)	678-41-1	
HFPO-DA (acide hexafluoropropylèneoxyde dimer) Gen X	13252-13-6	
EtFOSA linéaire (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	4151-50-2	
EtFOSA ramifié (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	4151-50-2	
EtFOSA totale (N-éthylperfluorooctanesulfonamide) (EtPFOSA)	4151-50-2	
MeFBSAA (perfluorobutanesulfonamide(N-méthyl)acetate)	159381-10-9	
5:3-FTCA: 5:3 acide carboxylique fluorotéoméromère	914637-49-3	
6:2-FTCA: 6:2 acide carboxylique fluorotéoméromère	53826-12-3	
8:2 FTUCA (acide 2H-perfluoro-2-décénoïque)	70887-84-2	
DONA (acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque)ADONA	919005-14-4	
MeFBSA (n-méthylperfluorobutanesulfonamide)	68298-12-4	
PFBSA (perfluorobutanesulfonamide)	30334-69-1	
PFECHS (acide perfluoro-4-éthylcyclohexanesulfonique)	646-83-3	
PFNS (acide perfluorononane sulfonique)	68259-12-1	
PFDODS (acide perfluorododécane sulfonique)	79780-39-5	
6:2 diester de phosphate fluorotéoméromérique. 6:2 diPAP	57677-95-9	
6:2 8:2 diester de phosphate fluorotéoméromérique. 6:2 8:2 diPAP	943913-15-3	
PFHxSA (perfluorohexanesulfonamide)	41997-13-1	
PFUnDS (acide perfluoroundécane sulfonique)	749786-16-1	
PFTTrDS (acide perfluorotridecane sulfonique)	791563-89-8	
EtFOSE (2-(N-éthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol)	1691-99-2	
MeFOSE (2-(N-méthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol)	24448-09-7	
NFDHpA (Nonafluoro-3,6-dioxaheptanoïque acid)	151772-58-6	
PFMPA (Perfluoro-3-méthoxypropanoïque acid)	377-73-1	
PFMBA (perfluoro-4-méthoxybutanoïque acid)	863090-89-5	
C6O4 (Perfluoro([5-méthoxy-1,3-dioxolan-4-yl]oxy)acetic acid)	1190931-41-9	
6:2-FTOH (6:2 fluorotéoméromer alcool) FHET	647-42-7	
8:2-FTOH (8:2 fluorotéoméromer alcool) FOET	678-39-7	
TFA (trifluoroacetic acid)		
PFPrA (perfluoropropanoïque acid)		
TFMS (trifluoromethanesulfonic acid)		
PFES (perfluoroethanesulfonic acid)		
PFPrS (perfluoropropanesulfonic acid)		

En vert : Les PFAS couverts par la 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 [88]

7. Références :

- [1] OCDE / OECD (2021): Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. On-line 09 jul. 2012: <https://doi.org/10.1787/f7f30439-en>
https://www.oecd-ilibrary.org/environment/reconciling-terminology-of-the-universe-of-per-and-polyfluoroalkyl-substances_e458e796-en
- [2] ATSDR (2021): Toxicological Profile for Perfluoroalkyls. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200-p.pdf>
- [3] IARC (2016). Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture. 110. International Agency for Research on Cancer Lyon, France.
- [4] US-EPA (US-Environmental Protection Agency) (2016a). Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA).
- [5] US-EPA (US-Environmental Protection Agency) (2016b). Health Effects Support Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) ;
- [6] Zahm S, et al. (2023). Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluoro-octanesulfonic acid. *Lancet Oncol.* 25 (1): 16-17.
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/38043561/>
- [7] US-EPA (2024a) Human Health Toxicity Assessment for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Related Salts. EPA Document No. 815R24006.
https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/main_final-toxicity-assessment-for-pfoa_2024-04-09-refs-formatted.pdf
- [8] US-EPA (2024b) Human Health Toxicity Assessment for Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) and Related Salts. EPA Document No. 815R24007
https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/main_final-toxicity-assessment-for-pfos_2024-04-09-refs-formatted_508c.pdf
- [9] Ho S.H., et al. (2022). Perfluoroalkyl substances and lipid concentrations in the blood: A systematic review of epidemiological studies. *Sci Total Environ.* 850: 158036.
- [10] Rosen E.M., et al. (2022). Drinking Water-Associated PFAS and Fluoroethers and Lipid Outcomes in the GenX Exposure Study. *Environ Health Perspect.* 130 (9): 97002.
- [11] Dekant W. et Dekant R. (2023). Mammalian toxicity of trifluoroacetate and assessment of human health risks due to environmental exposures. *Arch Toxicol.* 97 (4): 1069-1077.
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36800005/>
- [12] Bil. W., Ehrlich, V., Chen, G., Vanderbriel, R., Zeilmakler, M., Luijten, M., Uhl, M., Marx-Stoelting, P., Halldorsson, T., I., Bokkers, B. (2023) : Internal relative potency factors based on immunotoxicity for the risk assessment of mixtures of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in human biomonitoring. *Environment International*, Volume 171, January 2023, 107727
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412022006547>

- [13] EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal Volume 18, Issue 9
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2020.6223> &
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/32994824>
- [14] Abraham K. et al., (2020). Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological marker in 101 healthy 1-year-old children: associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response. *Archives of Toxicology*, 94, 2131–2147. doi: 10.1007/s00204-020-02715-4; <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7303054/>
- [15] Koskela A, et al. (2016). Effects of developmental exposure to perfluorooctanoic acid (PFOA) on long bone morphology and bone cell differentiation. *Toxicol Appl Pharmacol*. 301: 14-21.
- [16] Luebker DJ, et al. (2005). Neonatal mortality from in utero exposure to perfluorooctanesulfonate (PFOS) in Sprague-Dawley rats: dose-response, and biochemical and pharmacokinetic parameters. *Toxicology*. 215 (1-2): 149-69.,
- [17] Das K.,P., et al. (2015). Developmental toxicity of perfluorononanoic acid in mice. *Reprod Toxicol*. 51: 133-44.
- [18] Butenhoff JL et al. (2009). Evaluation of potential reproductive and developmental toxicity of potassium perfluorohexanesulfonate in Sprague Dawley rats. *Reproductive Toxicology*, 27, 331–341. DOI: 10.1016/j.reprotox.2009.01.004.
- [19] Engström K, Axmon A, Nielsen C, Rignell-Hydbom A et al. (2022) High in Utero Exposure to Perfluoroalkyl Substances from Drinking Water and Birth Weight: A Cohort Study among Infants in Ronneby, Sweden *Int J Environ Res Public Health*.19(4):2385. doi: 10.3390/ijerph19042385
- [20] IARC (2016). Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture. 110. International Agency for Research on Cancer Lyon, France.
- [21] Steenland K et Woskie S (2012). Cohort mortality study of workers exposed to perfluorooctanoic acid. *Am J Epidemiol*. 176 (10): 909-17.
- [22] Raleigh KK, Alexander BH, Olsen GW, et al. (2014). Mortality and cancer incidence in ammonium perfluorooctanoate production workers. *Occup Environ Med*, 71(7): 500–6. doi:10.1136/oemed-2014-102109 PMID:24832944.
- [23] Butenhoff JL, et al. (2012). Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with ammoniumperfluorooctanoate in Sprague-Dawley rats. *Toxicology*. 298 (1-3): 1-13.
- [24] Shearer, JJ; Callahan, CL; Calafat, AM; Huang, WY; Jones, RR; Sabbisetti, VS, et al. (2021). Serum concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances and risk of renal cell carcinoma. *Journal of the National Cancer Institute* 113: 580-587.
- [25] Boelsterli U (2007). *Mechanistic Toxicology* CRC Press: Potassium perfluoro-hexanesulfonate in Sprague Dawley rats. *Reprod Toxicol*. 27 (3-4): 331-341.
- [26] Landry Y, et al. (2019). *Pharmacologie* (4^{ième} édition). Dunod.
- [27] Sunderland EM, et al. (2019). A review of the pathways of human exposure to poly- and

perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 29 (2): 131-147.

[28] Fenton SE, et al. (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;

[29] Boutonnet JC, et al. (1999). Environmental Risk Assessment of Trifluoroacetic Acid. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal.* 5 (1): 59-124.

[30] Nabb DL, et al. (2007). In vitro metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicol Sci.* 100 (2): 333-44

[31] Nilsson H, et al. (2013). Professional ski waxers' exposure to PFAS and aerosol concentrations in gas phase and different particle size fractions. *Environ Sci Process Impacts.* 15 (4): 814-22.

[32] ANSES (2017): AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Saisine n° 2015-SA-0105 Saisine liée n° 2012-SA-0001

<https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2015SA0105.pdf>

[33] EFSA (European Food Safety Authority), 2005. Opinion of the Scientific Committee on quest from EFSA related to a harmonised approach for risk assessment of substances which are both genotoxic and carcinogenic. *EFSA Journal* 2005; 3(10): 282, 31 pp.

<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2005.282>

[34] TCEQ (2023) : Perfluoro Compounds (PFCs): RfD Values. Texas Commission on Environmental Quality.

<https://www.tceq.texas.gov/assets/public/implementation/tox/evaluations/pfcs.pdf>

[35] MDHHS (2019). Michigan Department of Health and Human Services, Division of Environmental Health Michigan PFAS Action Response Team Human Health Workgroup. Public health drinking water screening levels for PFAS.

https://www.michigan.gov/documents/pfasresponse/MDHHS_Public_Health_Drinking_Water_Screening_Levels_for_PFAS_651683_7.pdf

[36] NJ-DW-QI (2017). HEALTH-BASED MAXIMUM CONTAMINANT LEVEL SUPPORT DOCUMENT: PERFLUOROCTANOIC ACID (PFOA). New Jersey Drinking Water Quality Institute Health Effects Subcommittee February 15, 2017.

<https://www.state.nj.us/dep/watersupply/pdf/pfoa-appendixa.pdf>

[37] Bil, W., B. ; Zeilmaker, M. ; Fragki, S.; Lijzen, J.; Verbruggen, E.; Bokkers, B. (2020): Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* Volume 40, Issue 3 p. 859-870

<https://doi.org/10.1002/etc.4835>

<https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.4835>

[38] Karg, F., Hintzen, U., Robin-Vigneron, L. et Girard, P. (2023a) : PFAS : Chimie Environnementale, Diagnostics & Identification des Sources, Toxicologie et Evaluation des Risques (EQRS), incluent les FTOH. PFAS / Environmental Chemistry Investigations, Source Identification, Toxicology and TERQ

Risk Assessments, including FTOH. Minutes of International Congress PFAS – Management of Environmental and Health Risks”. Paris, June 13-14, 2023.

<https://hpc.ag/wp-content/uploads/PFAS-Congress-Abstract-KARG-HPC-INTERNATIONAL-2023-F.pdf>

<https://hpc.ag/wp-content/uploads/PFAS-Congress-Abstract-KARG-HPC-INTERNATIONAL-2023-E.pdf>

[39] Karg. F. (2023b) : Pollution par PFAS volatils : risques pour la santé dus aux émanations et contaminations de l'air ambiant. Minutes du Congrès Atmosfair, Paris 27 & 28/06/2023.

<https://hpc.ag/wp-content/uploads/PFAS-AtmosFair-KARG-HPC-INTERNATIONAL-27-06-2023-F.pdf>

<https://hpc.ag/wp-content/uploads/PFAS-Atmosfair-Karg-HPC-INTERNATIONAL-E-2023.pdf>

[40] Karg, F. (2024a) : Evaluation des risques sanitaires d’une multitude des PFAS par application des Top Assays sur les substances polyfluorés (Précurseurs). Health Risk Assessments for large PFAS Cocktails by Application of the Top Assays concerning the poly-fluoro Substances (Precursors). Congress-Manuscript for the INTERSOL Congress at 26-28 Mars 2024 / Paris.

https://www.saturne.net/mud/index.php?d=intersol2024_pg_abstracts

[41] Karg, F. (2024b) : Integrated PFAS Quantitative Health Risk Assessments via TERQ (Toxicological Exposure Risk Quantification) by use of Top Assay Analysis for integration of the large Mass of poly-fluorinated Alkyl Substances. Évaluations quantitatives des risques pour la santé des PFAS via des EQRS, en application des Analyses du Top Assay pour l'intégration de la grande masse de substances alkyles polyfluorées. Congress-Manuscript for the International PFAS-Congress at 04 – 06 Juin 2024 / Paris.

[PFAS24_ABSTRACTS_PG.pdf](#)

[42] Karg, F. (2024c): International Experiences and innovative PFAS Management in Germany: Health Risk Assessment & PFAS Pollution Sources identification and Differentiation / Internationale Erfahrungen und innovatives PFAS-Management in Deutschland: PFAS Source Differentiation and site specific Health Risk Assessments for sustainable site remediation. PFAS-Quellendifferenzierung sowie Einzelbewertung der Vielstoffbelastungen gemäß BBodSchV § 15.4. für verhältnismäßige Sanierungen unter Berücksichtigung der flüchtigen Fluortelomeralkohole (FTOH). Congress-Document for Karlsruher Altlasten-PFAS-Seminar - Perflursan-Workshop / Germany: 18/06/2024.

[ICP perflusan \(icp-ing.de\)](#)

[43] Karg, F. (2024d) : Mesures et évaluations des risques des expositions par des PFAS volatils dans l’air ambiant intérieur (FTOH : Fluortélomère alcools, etc.). Avancement concernant les travaux relatifs aux Crèches et Ecoles en Rhône-Alpes : Choix et application des VTR*, Budgets Espace-Temps, Taux de respiration, etc. des PFAS volatils. Measurements and Health Risk assessments of volatile PFAS in indoor Ambient Air (FTOH: Fluortelomere alcohols, etc.). Progress concerning work relating to Nurseries and Schools in Rhône-Alpes / France: Choice and application of TRV*, Space-Time Budgets, Respiration Rates, etc. for volatile PFAS & COHV, etc.) (* Toxicological Reference Values). Congress-Manuscript ATMOSFAIR, Lyon: 22-23/10/2024

<https://www.webs-event.com/en/event/atmosfair/programme/>

[44] Karg. F. (2024e) : Evaluation des risques toxicologiques dans le cas des multi-expositions aux PFAS poly- & perfluorés, via l’application des Top Assays sur les substances polyfluorés (Précurseurs). Document du Congrès de Toxicologie de la SFT : Société Française de Toxicologie, Lyon : 14 – 15/11/2024.

<https://www.sftox.com/index.php/actualites/congres>

[45] Karg, F. (2024f) : PFAS : Évaluation des Risques toxicologiques (EQRS) avec la prise en compte des précurseurs & métabolites stables et expériences et applications conforme au Guide de Gestion des PFAS de la SFSE. Congrès de la SFSE : Société Francophone de Santé et Environnement. Paris 21/11/2024. Seminar Script.

[46] SFSE (2024 & 2025) : Guide de gestion des PFAS de la SFSE, chapitres – fiches 1 – 14 : <https://sfse.wetransfer.com/previews/e193f037a0dcb952f56e28b7e58a989220231123142128/f19c7b>

[47] Bil, W.; Zeilmaker, M.; Fragki, S.; Lijzen, J.; Verbruggen, E.; Bokkers, B. (2021): Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environmental Toxicology and Chemistry Volume 40, Issue 3 p. 859-870

<https://doi.org/10.1002/etc.4835>

<https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.4835>

[48] SLU (Swedish University of Agricultural Science) / Bo Sha (2017): Perfluoroalkyl substances (PFASs), flame retardants and cyclic volatile methyl-siloxanes in indoor air in Uppsala, Sweden – occurrence and human exposure assessment. Department of Aquatic Sciences and Assessment Master thesis • 30hec • Advanced level A2E. Sustainable Development, Uppsala 2017

https://stud.epsilon.slu.se/10280/1/sha_b_170913.pdf

[49] Wang, N. Szostek, B., Buck, R.C., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Gannonet, J.T. (2009): Fluorotelomer alcohol aerobic soil biodegradation : Pathways, metabolites and metabolite yields. Chemosphere. Volume 75, Issue 8, May 2009, Pages 1089-1096

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653509000496>

[50] Liu, J., Avendaño, S.M. (2013): Microbial degradation of polyfluoroalkyl chemicals in the environment: a review. Environment international. 1 November 2013, DOI:10.1016/j.envint.2013.08.022. Corpus ID: 28773717.

<https://www.semanticscholar.org/paper/Microbial-degradation-of-polyfluoroalkyl-chemicals-Liu-Avenda%C3%B1o/cd3c413c79adf7cec83822997cf350a9705cd23d>

[51] IPCS / WHO (2009): International Program on Chemical Safety. Assessment of combined Exposures to Multiple Chemicals: Report WHO/IPCS International Workshop. 75 pages.

[52] Cousins IT, et al. (2020). The high persistence of PFAS is sufficient for their management as a chemical class. Environ Sci Process Impacts. 22 (12): 2307-2312.

[53] Heys KA, et al. (2016). Risk assessment of environmental mixture effects. RSC Advances. 6 (53): 47844-47857.

[54] Guyton, K.Z.; Rusyn, I.; Chiu, W.A.; Corpet, D.E.; van den Berg, M.; Ross, M.K.; Christiani, D.C.; Beland, F.A.; Smith, M.T. (2018) : Application of the key characteristics of carcinogens in cancer hazard identification. Carcinogenesis 2018, 39, 614–622.

<https://academic.oup.com/carcin/article/39/4/614/4883395>

[55] Zeilmaker M, et al. (2018). Mixture exposure to PFAS: A Relative Potency Factor approach. Rapport RIVM: 2018-0070

[56] Zeilmaker, R. (2023) : Internal relative potency factors based on immunotoxicity for the risk assessment of mixtures of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in human biomonitoring. Environment International, Volume 171, January 2023, 107727

[57] State of Hawaii – Department of Health (State of Hawaii, Department of Health) (2020). Interim Soil and Water Environmental Action Levels (EALs) for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)

- [58] State of Hawai - Department of Health (State of Hawai - Department of Health) (2021). Interim Soil and Water Environmental Action Levels (EALs) for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs), UPDATE
- [59] Rietjens, 2022, contestation de l'utilisation de RPF dans le cadre d'évaluation des risques Rietjens I, et al. (2022). Letter to the Editor on Bil et al. 2021 "Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach". Environ Toxicol Chem. 41 (1): 7-12.
<https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.4835>
- [60] Bil W, et al. (2022a). Response to Letter to the Editor on Bil et al. 2021 "Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach". Environ Toxicol Chem. 41 (1): 13-18.
- [61] Goodrum PE, Anderson, J., K., Luz, A. L., Ansell, G., K. (2021). Application of a Framework for Grouping and Mixtures Toxicity Assessment of PFAS: A Closer Examination of Dose-Additivity Approaches. Toxicol Sci. 179 (2): 262-278.
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32735321/>
- [62] Bil W, et al. (2022b). Internal Relative Potency Factors for the Risk Assessment of Mixtures of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Human Biomonitoring. Environ Health Perspect. 130 (7): 77005.
- [63] Houtz, E.F., Sedlak, D.L. (2012): Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. Environ. Sci. Technol. 46, 9342-9349.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412022006547>)
- [64] Daikee SH, Luciani-Torres, G., es G, Moore DH, Jaffee IM, Goodson WH 3rd (2018). A ternary mixture of common chemicals perturbs benign human breast epithelial cells more than the same chemicals do individually. Toxicol Sci 165:131–144.
<https://doi.org/10.1093/toxsci/kfy126>
- [65] Pesonen, M. & Vähäkangas (2024) : Involvement of per- and polyfluoroalkyl compounds in tumor development. Archives of Toxicology, Springer, Published on-line 13 March 2024.
<https://doi.org/10.1007/s00204-024-03685-7>
- [66] Pierozan P, Kosnik M, Karlsson O. (2023). High-content analysis shows synergistic effects of low perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) mixture concentrations on human breast epithelial cell carcinogenesis. Environ Int 172:107746
. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107746>
- [67] Heilier, J.F., Rousselle, C., Karg, F., Ronga, S., Charlate, P., Pouzaud, F., Robin-Vigneron, L. (2023 + 2024) : Evaluation et Gestion des PFAS : 9. Toxicité et Valeurs Toxicologiques de Référence. Guide de Gestion des PFAS de la SFSE : Société Francophone de Santé et Environnement. Mise en ligne, le 27/11/2023.
<https://sfse.wetransfer.com/downloads/e193f037a0dcb952f56e28b7e58a989220231123142128/f19c7b>
- [68] Karg, F., Heilier, J.-F., Ronga-Pezeret, S., Rousselle, C., Bouhouille, E., Robin-Vigneron, L. (2023 + 2024) : Evaluation et Gestion des PFAS : 10. Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires et mélanges. Guide de Gestion des PFAS de la SFSE : Société Francophone de Santé et Environnement.

Mise en ligne, le 27/11/2023.

<https://sfse.wetransfer.com/downloads/e193f037a0dcb952f56e28b7e58a989220231123142128/f19c7b>

[69] US-EPA / IRIS (2025): Toxicological Review of Perfluorohexanesulfonic Acid (PFHxS, CASRN 335-46-4) and Related Salts. Integrated Risk Information System /Center for Public Health and Environmental Assessment Office of Research and Development / U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC .

file:///C:/Users/fka/Downloads/FINAL_HERO-PFHXS_TOX_JANUARY2025_STEP7_FINAL.PDF

[70] Zoeller, RT; Rovet, J. (2004). Timing of thyroid hormone action in the developing brain: Clinical observations and experimental findings [Review]. J Neuroendocrinol 16: 809-818. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2826.2004.01243.x>

[71] A; SC, F; E, R. (2024). Recent insights into the role of hormones during development and their functional regulation. Front Endocrinol (Lausanne) 15.

<http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2024.1340432>.

[72] Street, ME; Shulhai, AM; Petraroli, M; Patianna, V; Donini, V; Giudice, A; Gnocchi, M; Masetti, M; Montani, AG; Rotondo, R; Bernasconi, S; Iughetti, L; Esposito, SM; Predieri, B. (2024). The impact of environmental factors and contaminants on thyroid function and disease from fetal to adult life: current evidence and future directions [Review]. Front Endocrinol (Lausanne) 15: 1429884.

<http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2024.1429884>.

[73] Stagnaro-Green, A; Rovet, J. (2016). Pregnancy: Maternal thyroid function in pregnancy - A tale of two tails [Comment]. Nat Rev Endocrinol 12: 10-11.

<http://dx.doi.org/10.1038/nrendo.2015.212>.

[74] Younossi, ZM; Henry, L. (2024). Understanding the Burden of Nonalcoholic Fatty Liver Disease: Time for Action. Diabetes Spectrum 37: 9-19. <http://dx.doi.org/10.2337/dsi23-0010>.

[75] M, B; S, A; S, Z; A, S. (2024). Management of metabolic-associated fatty liver disease/metabolic dysfunction-associated steatotic liver disease: from medication therapy to nutritional interventions. Nutrients 16. <http://dx.doi.org/10.3390/nu16142220>.

<http://dx.doi.org/10.3390/nu16142220>.

[76] Vesković, M; Pejović, M; Šutulović, N; Hrnčić, D; Rašić-Marković, A; Stanojlović, O; Mladenović, D. (2024). Exploring fibrosis pathophysiology in lean and obese metabolic-associated fatty liver disease: An in-depth comparison. INTERNATIONAL JOURNAL OF MOLECULAR SCIENCES 25. <http://dx.doi.org/10.3390/ijms25137405>.

<http://dx.doi.org/10.3390/ijms25137405>.

[77] Sultan, M; Ben-Ari, Z; Masoud, R; Pappo, O; Kamari, Y; Safran, M. (2017). Interleukin-1 α and Interleukin-1 β play a central role in the pathogenesis of fulminant hepatic failure in mice. PLoS ONE 12: e0184084. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0184084>.

[78] He, X; Jiang, J; Zhang, XX. (2022). Environmental exposure to low-dose perfluorohexanesulfonate (PFHxS) promotes obesity and non-alcoholic fatty liver disease in mice fed a high-fat diet. Environ Sci Pollut Res Int 29: 49279-49290.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-19369-7>.

[79] Karg, F. (2025): Toxicological Health Risk Assessment in Case of oral, dermal and Inhalation Exposure of PFAS (TERQ: Toxicological Exposure Risk Quantification and definition of site use

specific Remediation Goals – International State-of-the-Art 4th International PFAS Conference; 04th Feb. 2025, Milano – Italy. Conference Script.

https://www.webs-event.com/fr/event/PFAS_Italy/programme

[80] Naveed, A., Martienssen, M., Mbir Bryant, I., Vione, D., Bruzzoniti, M.C., Riedel, R. (2024): Investigation on UV Degradation and Mechanism of 6:2 Fluorotelomer Sulfonamide Alkyl Betaine, Based on Model Compound Perfluorooctanoic Acid. MDPI: ChemEngineering, Volume 8, Issue 2, 10.3390/chemengineering8020032. <https://www.mdpi.com/2305-7084/8/2/32>

[81] Karg. F. (2024) : Evaluation des risques toxicologiques dans le cas des multi-expositions aux PFAS poly- & perfluorés, via l'application des Top Assays sur les substances polyfluorés (Précurseurs). Document du Congrès de Toxicologie de la SFT : Société Française de Toxicologie, Lyon : 14 – 15/11/2024.

<https://www.sftox.com/index.php/actualites/congres>

[82] Karg. F. (2024) : PFAS : Évaluation des Risques toxicologiques (EQRS) avec la prise en compte des précurseurs & métabolites stables et expériences et applications conforme au Guide de Gestion des PFAS de la SFSE. Congrès de la SFSE : Société Francophone de Santé et Environnement. Paris 21/11/2024. Seminar Script.

<https://www.sfse.org/congres/presentations/21>

[83] Karg. F. (2025): Environmental behavior of some key-PFAS and aromatic amine pollutants of Benzidine type / Comportement environnemental de certains polluants : PFAS et Amines aromatiques de type Benzidine. INTERSOL Lyons – France 26 March 2025, Lyon. Conference Script.

<https://www.webs-event.com/en/event/intersol/programme>

<https://www.webs-event.com/en/event/intersol/appelacom/>

<https://www.webs-event.com/stock/archives/26-mars-2025.zip>

[84] Karg, F., Heilier, J.-F., Ronga-Pezeret, S., Robin-Vigneron, L. (2025): Evaluation des risques toxicologiques dans le cas des multi-expositions aux PFAS poly- & per-fluorés, via l'application des Top Assays sur les substances polyfluorés (Précurseurs). Dans : Traité en Toxicologie et d'évaluation des risques. SFT : Société Française de Toxicologie et d'évaluation des risques. TDM Editions. Script transmis à la SFT en Avril 2025.

[85] Bil, W., Hartmann, J., Bakker, M., Bokkers, B. (2025): Mixture risk assessment approaches to evaluate oral exposure to PFAS: Outputs and recommendations of an expert workshop. Regulatory Toxicology and Pharmacology, Volume 162, 2025, 105907.

<https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2025.105907>

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273230025001370?via%3Dihub>

[86] ALMBL (2000): Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -Beamten der Länder: Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. 152 p.

[87] INVS: Institut de Veille Sanitaire (2011) : Variables humaines d'exposition (VHE) disponibles en France pour les évaluations quantitatives des risques sanitaires (EQRS).

file:///C:/Users/fka/Downloads/37763_11922-ps-1.pdf

[88] 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) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).

<https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045770552>

Background concentrations and PFAS hotspots in soil and groundwater

Dr. Bettina Hitzfeld
Abteilungschefin
Eidgenössisches Departement für Umwelt,
Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Umwelt BAFU
Abt. Boden und Biotechnologie
Monbijoustrasse 40, 3011 Bern
Tel +41 58 46 317 68

Natel +41 79 776 79 56
bettina.hitzfeld@bafu.admin.ch
www.bafu.admin.ch

In-situ-remediation of a PFAS contaminated site by biopolymer elution

Stephan Hüttmann, Anja Wilken, and Miriam Kunz; Sensatec GmbH, Kiel, Germany

Dr. Stephan Hüttmann, Dipl.-Biol – Geschäftsführung - Sensatec GmbH

Phone: +49 (431) 389 009-2

e-mail: s.huettmann@sensatec.de

On a former naval site in Kiel, there is a contamination in the soil and groundwater with PFAS, which can be traced back to the introduction of fluorine-containing firefighting foams. For the approximately 7,000 m² pollution source, the results of the ongoing remediation investigation suggest that in-situ soil flushing may be a potentially suitable method to reduce the pollutant potential. A sorption barrier to be constructed in the plume is intended to prevent further pollutant entry into the uncontaminated groundwater or into the nearby Kiel Fjord.

Laboratory investigations in preparation of PFAS elution

Using a multi-stage laboratory feasibility study in a column setup, a suitable biopolymer was identified to elute PFAS from the homogenized sample material derived from the treatment area, along with its concentration and an effective elution regime. By applying this biopolymer, PFAS concentrations could be reduced by approximately 97% both in the eluate and in the solid material. The cleanup efficiency was determined based on soil samples taken before and after elution. Further, the column percolates were analysed. The analytics show a significant increase in PFAS concentrations in the percolate during biopolymer flushing compared to the untreated reference.

Pilot test for PFAS elution

The field trial was conducted within a pilot test site of approximately 200 m². In five sub-areas of the test field, the initial loads of PFAS and their precursor substances in the solid phase and eluate were measured in the 2.5 m thick unsaturated zone and in the top meter of the saturated zone. The elution took place in several cycles over a total period of seven months by surface application of site water or the biopolymer condensate solution. The flushing water introduced into the groundwater aquifer was extracted through a downstream well and, after conventional treatment using a gravel filter and activated carbon, discharged into the stormwater sewer.

Analogous to the initial assessment of the baseline contamination, two further soil samplings were conducted to determine the pollutant concentrations remaining in the soil or still eluable during the elution phase, as well as a final sampling. The main pollutant components detected were PFOS, PFNA, PFUnA, and PFHxS, which were primarily found in the unsaturated zone. A vertical distribution of the individual components prior to the start of the measure is shown in Figure 1.

In the final testing, soil samples from the unsaturated zone showed a removal of approximately 96% (PFNA) and 65% (PFOS) in the solid phase. In the eluates, the removal was 97% (PFNA) and 73% (PFOS), respectively. Upon completion of the elution, about 350 g of PFNA and about 550 g of PFOS were flushed from the unsaturated soil zone. This roughly corresponds to the pollutant mass flux accumulated over 13 years in the downstream contamination plume.



Figure 1: Photograph of the pilot installation with drainage trenches

The regular monitoring of groundwater at 5 groundwater monitoring points within the test field and at the production well allows for a further estimation of the amounts of pollutants released from the polluted soil into and actively extracted from the aquifer. Compared to the initial contamination levels, the concentrations initially increase by up to three orders of magnitude. Over the course of the measurements, PFOS shows a significantly reduced release behavior compared to PFHxS and PFNA. The perfluorinated anions also sorb at the soil water/soil air interface due to their surfactant-like nature. The differing release behavior of PFNA and PFOS in the unsaturated zone is attributed to the different air/water interfacial activities of the two individual substances.

Longevity analysis of an additional adsorption barrier / Feasibility of PFAS remediation target levels

The knowledge gained from the accounting of in-situ elution is taken into account for the calculation of the service life of an in-situ adsorption barrier to be constructed in the plume in order to minimize further contaminant input into the uncontaminated groundwater. The biopolymer elution specifically eliminated the short-chain and more mobile PFAS from the soil matrix. These compounds are more critical for any adsorption process because they may easily be displaced by long-chain PFAS that adsorb more strongly. Thus, the elimination of the mobile PFAS components from the soil matrix strongly improve the longevity of an adsorption barrier erected after PFAS soil elution. The service life of a sorption barrier will, in any case, increase as the substance concentrations in the inflow to the barrier decrease. Furthermore, the reduction of the contaminant source's lifespan will result in a significant reduction of the required service life of the barrier.

Monitoring of PFAS pollution plumes and the effects of hydraulic containment barriers

Yves Degoumois
Deputy Head of the Environment Office
State of Valais - Switzerland
CP 670 – 1951 Sion
yves.degoumois@admin.vs.ch - +41 27 606 31 81

In Valais, the Rhône Plain aquifer extends over more than 110 km and is highly vulnerable to pollution due to the shallow depth of the groundwater table and the industrial activity that has taken place there since the beginning of the last century, including three aluminium electrolysis sites, three large chemical plants, and a refinery.

As a result, large landfill sites complement the long-established industrial areas. With the implementation of the ordinance on the remediation of polluted sites in the early 2000s, pollution from fluorides, mercury, PAHs, solvents and anilines seemed to cover the entire industrial past of Valais and to engage remediation professionals for two generations.

This was without considering the awareness of the impact that the regular use of PFAS-based foam concentrates could have on these same sites. Investigations carried out by Lonza in 2017 in Visp on the former firefighters training ground revealed the extent of the impact that the use of PFAS-based foams could have on the groundwater.

This site, which was heavily contaminated with PFAS, was cleaned up in 2020. A total of 373 kg of PFOS and 64 kg of PFHxS were removed by excavating 68,094 tons of soil and subsoil material. In a year and a half, 11 kg of PFAS were extracted by pumping the groundwater beneath the contaminated area. Since then, the site has been contained, allowing 2 kg of PFAS to be extracted per year. As a result, 200 m downstream, the PFAS concentration decreased by a factor of 4 between the end of 2023 and August 2024.

In the Chablais region of Valais, a chemical site (in Monthey) and a former refinery (in Collombey), covering a total area of more than 120 hectares, are contaminated with PFAS and are subject to hydraulic containment. Located 3.5 km apart, each has a significant impact on groundwater quality and, consequently, on the surface water of two large fish ponds and the Stockalper Canal. The canal is affected over a distance of more than 16 km, all the way to Lake Geneva. Fishing has had to be banned in most of the Chablais Plain, and farmers can no longer use groundwater or certain canals to irrigate their fields.

At the chemical site in Monthey, 18 pumping wells were installed in 2009 as a temporary measure to contain solvent and aniline pollution, most of which has now been cleaned up. These hydraulic containment barriers had to be reinforced in 2022 to contain PFAS pollution. The thickness of the unsaturated zone in Monthey ranges between 5 and 12 meters, and there are multiple sources of PFAS pollution, not all of which are likely to be known yet. According to the available data, the persistence of high PFAS concentrations downstream of certain containment barriers may be due either to unidentified sources of pollution located downstream of the pumping stations or to the heterogeneity of the aquifer, with fine grained areas that retain more PFAS and release them over the long term.

3.5 km further, immediately downstream from the former refinery of Collombey, over a width of more than 500 m, nine pumping wells with a capacity of 20 m³/s have been in operation since January 2024. The effect of this significant hydraulic barrier is already noticeable 300 m and more than 500 m downstream, where PFAS concentrations have fallen by around 30% in the first year. The former

refinery site is huge, covering 70 hectares, and is characterized by its proximity to the water table (2 m) and the influence of the Rhône in feeding the water table.

The PFAS loads extracted by the hydraulic barriers operating at the Monthey chemical site and downstream of the former refinery total more than 2.8 kg per year, considering only the sum of the four main PFAS (PFOS, PFHxS, PFOA and PFNA). By way of comparison, before the installation of PFAS-specific barriers, the PFAS load transported by the Stockalper Canal was estimated at 1.4 kg per year.

Although ubiquitous in soil, PFAS polluting groundwater in the Rhône Plain mainly originate from sites contaminated by the repeated use of fire-fighting foams containing these substances. The priority is therefore to “turn off the tap” as quickly as possible by hydraulically confining PFAS-contaminated sites, given the persistence and mobility of these pollutants. Nevertheless, cleaning up the sources of pollution is essential and remains the only way to ensure the long-term protection of water resources against PFAS.

Current technical solutions for treating materials contaminated with PFAS

Dr. Michael Evangelou, Laboratory Team Leader - Eberhard Recycling AG, Switzerland
Breitloostrasse 7, 8154 Oberglatt, michael.evangelou@eberhard.ch

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are ubiquitous in the environment, occurring in the atmosphere, water, and soil. Numerous technologies have been developed for PFAS removal from water (groundwater, drinking water, process water, landfill leachate, etc.), including sorption (granular activated carbon, ion exchange resins), high-pressure membranes (nanofiltration, reverse osmosis), precipitation/coagulation/flocculation, foam fractionation, and destructive methods such as sonochemical and photochemical oxidation. The variety of available water treatment technologies reflects both the complexity of PFAS chemistry and the regulatory importance of water protection. The wide range of PFAS treatment technologies for water stems from both its essential role and its intrinsic stability. Water has long been the focus of research and regulation, and, unlike soil, its properties remain largely unchanged during treatment—facilitating the adaptation of many established technologies for PFAS removal.

For contaminated soils and solids, however, the range of treatment options is far more limited — typically including excavation and landfilling, immobilization/stabilization, washing, and thermal treatment. While excavation and landfilling are well-established and widely used, they neither remove PFAS from the environment nor provide a long-term solution, as PFAS-containing leachates from landfills have demonstrated. The treatment of PFAS-containing leachates is complex and costly, owing to their challenging composition (high DOC and salt loads) and the extended operating times required for the leachate treatment plants. Immobilization or stabilization can be applied in the field but must also be considered only a short-term measure, since PFAS remain in the environment. Moreover, this approach fails to meet Swiss requirements for long-term sustainable remediation, defined as a state in which “after no more than one or two generations, the remediated site can be safely left to posterity without further measures.”

Soil washing and thermal treatment therefore represent the most promising approaches for the remediation of PFAS-contaminated soils and solids. These technologies should be regarded as complementary rather than independent and must be considered within the framework of the circular economy. Beyond contaminant removal or destruction, they should aim to recover reusable raw materials. Challenges in soil washing include compliance with threshold values, heterogeneity of material composition (e.g., high TOC or anthropogenic content), and the origin of PFAS contamination (e.g., AFFF, mixed demolition debris, industrial processes). Depending on these parameters and the intended reuse, the configuration of the washing plant and process must be adapted. PFAS-contaminated mineral demolition materials, in particular, require advanced processing plants equipped with dedicated units for targeted PFAS removal, as PFAS originating from surface coatings cannot be sufficiently removed using conventional methods such as dry screening and fine fraction separation.

Thermal treatment, conducted via desorption or destruction, can remove PFAS at temperatures above 350 °C and destroy them above 1000 °C, achievable through pyrolysis, gasification, or cement kiln co-processing. Concentrated PFAS fractions from washing can be thermally treated and recycled.

Finally, rigorous quality control of treated materials is essential—not only for environmental compliance but also to build confidence among regulators, clients, and the public in circular remediation systems. Effective quality assurance strengthens trust and promotes the broader adoption of circular practices in contaminated material management.



PFAS analysis results and trends following measurement campaigns on fire-fighting foams and miscellaneous objects in Switzerland

Christophe Bleuler, Chemist, Air, Noise and Non-Ionizing Radiation Service
Office of the environment - Canton of Geneva, Switzerland

Email: christophe.bleuler@etat.ge.ch

Phone : +41 22 388 80 83

Abstract

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) comprise a vast class of synthetic chemicals, numbering in the thousands, that have been widely utilized since the 1960s across industrial and commercial sectors. Their exceptional thermal and chemical stability, combined with hydrophobic and lipophobic properties, render them highly effective for conferring water, stain, and grease resistance to consumer products. However, these same characteristics contribute to their environmental persistence, raising significant concerns regarding human health and ecological impacts.

Commercial products, including impregnation liquids, outdoor textiles, and food contact materials (e.g., papers and cardboards), represent critical sources of PFAS pollution and human exposure. The textile industry alone accounts for approximately 35% of global demand for fluorinated polymers, constituting roughly one-third of the European Union's PFAS production, estimated at 41,000 to 143,000 tonnes annually. Consequently, textiles are identified as the largest contributor to PFAS pollution in Europe. Extensive research has documented the presence of volatile and ionic PFAS in textiles across diverse applications, such as outdoor, indoor, maritime, transport, and construction sectors. Waterproofing and stain-resistant properties are key indicators of PFAS content in textile products. Manufacturing processes, washing cycles, and discharges further exacerbate environmental release.

Studies have also quantified PFAS concentrations in impregnation products and food contact materials, focusing on specific compounds (e.g., PFOS, PFOA, FTOHs) and characterizing polyfluorinated substances like monoPAPs, diPAPs, and FTMAPs. The use of impregnation products emits volatile FTOHs and respirable microdroplets containing ionic PFAS, leading to direct human exposure and indoor contamination. For food contact materials, PFAS migration into foodstuffs poses demonstrated health risks.

To comprehensively assess PFAS content in commercial products, recent studies have employed total fluorine measurement techniques, enabling rapid identification of fluorine-containing materials in both polymeric and non-polymeric forms. Complementary methods, such as the TOP assay, involve oxidative conversion of precursors into detectable perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), a technique widely applied to firefighting foams and environmental samples. While less commonly adapted for commercial products (e.g., textiles, papers), this approach provides semi-quantitative data on precursor concentrations and perfluorinated chain lengths, albeit representing only a fraction of total PFAS content. Alkaline hydrolysis of polymeric materials has further revealed unknown PFAS, such as fluorotelomer alcohols. These methods are particularly valuable for detecting precursors of regulated or soon-to-be-regulated compounds (e.g., PFOA, PFHxA).

In response to concerns over persistence, bioaccumulation, and toxicity, regulatory bodies have progressively restricted PFAS use since 2006. In the United States, the Environmental Protection Agency (EPA) has classified certain PFAS (e.g., PFOA, PFOS) as hazardous substances under the Toxic



Substances Control Act (TSCA), while the Food and Drug Administration (FDA) has phased out PFAS-containing grease-proofing agents in food contact materials as of 2024. For textiles, state-level regulations, such as California's 2025 ban on intentionally added PFAS (>100 ppm total organic fluorine, reducing to 50 ppm by 2027), have emerged in the absence of federal oversight.

In the European Union, PFAS regulation in food contact materials and textiles is similarly tightening. Under REACH (Regulation (EC) No 1907/2006), specific PFAS (e.g., PFOA, PFOS) are already restricted, with broader measures targeting PFHxA scheduled for 2026. A global ban on PFAS in food contact packaging will take effect in 2026 under the Packaging and Packaging Waste Regulation (PPWR). Switzerland is preparing analogous restrictions under the Ordinance on Risk Reduction for Certain Dangerous Substances (ORRChem) by late 2026. Several EU member states, including Denmark, France, and the Netherlands, have implemented national bans on PFAS in consumer products.

This study aims to evaluate total fluorine content and PFAS concentrations in impregnation products, food contact materials, and textiles, providing a comprehensive assessment of their current market presence. Data were analyzed to identify usage trends and compare measured concentrations against existing and forthcoming regulatory thresholds. The findings seek to assess the efficacy of current regulations and outline further actions required to mitigate commercial PFAS sources, informing both industry practices and policy development.

Modular solutions to eliminate short and ultra-short chain PFAS from industrial wastewater & groundwater

Eleonore Morlas, CCO of Oxyle

Abstract:

Short- and ultra-short-chain PFAS such as PFBA and TFA are increasingly recognized as a critical challenge in industrial wastewater treatment. Their small molecular size, high mobility, and weak sorption affinity allow them to pass through conventional treatment. As regulatory attention expands beyond legacy long-chains, such as PFOS and PFOA, scalable solutions capable of addressing these highly mobile short and ultra-short chain PFAS are needed.

This presentation will examine Oxyle's modular treatment approach, designed to target short- and ultra-short-chain PFAS, combining separation, elimination and monitoring. The central elimination step is OxLight, a photochemical reduction process that combines UV light with mediator chemicals to degrade and defluorinate short- and ultra-short-chain PFAS. We will discuss the design rationale behind this approach, including when and how separation processes such as foam fractionation, nanofiltration, or reverse osmosis may be paired with the elimination step to increase treatment efficiency and reduce energy demand.

Customer cases will be presented, covering industrial wastewater and groundwater remediation cases. Those will show degradation up to 99% of TFA, mixture of ultrashort and mid-long chain PFAS, and PFBA.

Overall, the session will explore the characteristics that make short- and ultra-short-chain PFAS difficult to treat, design considerations for modular treatment system design, and performance data demonstrating the potential of OxLight as a permanent PFAS elimination strategy for the most challenging-to-treat PFAS.

intersol'2026

Congrès-Exposition International sur les Sols, les Sédiments et l'Eau
International Conference-Exhibition on Soils, Sediments and Water



Les sols pollués et dégradés : gestion des risques et des incertitudes Vision croisée des parties prenantes

- Conception du projet • Diagnostic • Travaux • Réception et suivi
- Innovation : session jeunes chercheurs, créateurs, startups

Polluted and degraded soils: risk and uncertainty management A cross-section of stakeholders

- Project design • Diagnosis • Work • Acceptance and monitoring • Technical
- Innovation: young researchers, creators, startups session

Appel à communications / Call for papers Deadline: December 5, 2025

www.intersol.fr

24, 25 & 26 mars 2026 – Lille, France

En partenariat avec :
In partnership with:



Entreprises / Companies (2025)



Institutionnels / Institutionals (2025)





World Event Business Solutions

18, rue Jules César - 78420 Carrières-sur-Seine - France

Tél. : +33 (0)1 39 68 26 08

E-mail : contact@webs-event.com

www.webs-event.com