

Mémoire IGEAT ULB – 2024/25

« Les actions juridico-politiques et technologiques répondant à la contamination des eaux continentales européennes par les substances per- et polyfluoroalkylées »



UNIVERSITÉ LIBRE DE BRUXELLES

Université Libre de Bruxelles

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

Faculté des Sciences

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Les actions juridico-politiques et technologiques répondant à la contamination des eaux continentales européennes par les substances per- et polyfluoroalkylées

Mémoire de fin d'études présenté par

LA GIOIA, Laura

en vue de l'obtention du grade académique de

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Finalité Gestion de l'Environnement M-ENVIG

Année Académique 2024-2025

Directrice-promotrice : Prof. GYPENS, Nathalie

RÉSUMÉ

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), utilisées depuis les années 1940 dans de nombreuses applications industrielles, sont devenues un défi majeur pour la qualité des eaux continentales en Europe. Leur caractère persistant, qui leur vaut le surnom de « polluants éternels », menace à la fois la santé humaine et environnementale. Ce mémoire analyse les actions juridico-politiques et technologiques répondant à la contamination des eaux européennes par les PFAS, tout en identifiant les limites techniques et politiques de ces initiatives.

Les PFAS sont une famille complexe de 12 000 substances (dont 4 700 réglementées) caractérisées par leur structure chimique et la longueur de leur chaîne carbonée, ce qui leur confère une grande résistance chimique. Ces substances sont biopersistantes et bioaccumulables ce qui entraîne la contamination de l'environnement et des êtres humains par diverses voies, avec des effets toxiques multiples.

En dépit de leur toxicité et malgré une longue histoire de conscientisation via des initiatives médiatiques et citoyennes, certains acteurs industriels ont adopté des stratégies visant à minimiser les risques que posent ces substances pour la santé et l'environnement, ce qui a ralenti le processus de régulation de l'utilisation des PFAS.

Concernant la régulation des PFAS en Europe, ce mémoire identifie des actions juridico-politiques relatives aux mesures visant à réduire ou à interdire la fabrication et l'utilisation des PFAS telles que les principes directeurs, les réglementations internationales, la stratégie européenne pour les produits chimiques, les règlements européens (REACH, POP) ainsi que les règlements sectoriels. Concernant la remédiation des PFAS, ce mémoire évalue les actions qui portent sur des techniques de traitement, telles que la séparation, la destruction, la dégradation et la bioremédiation, en fonction de leur efficacité, de leur applicabilité et de leurs coûts logistiques, économiques et environnementaux.

Afin de répondre aux défis techniques et politiques que pose la contamination des PFAS, il est nécessaire d'adopter une approche technologique combinée, incluant plusieurs techniques de traitement, ainsi qu'une approche intégrée concernant leur régulation.

Ce mémoire vise par conséquent à sensibiliser sur l'ampleur de cette problématique au sein de l'Europe, à adresser des recommandations aux acteurs politiques, scientifiques, industriels et citoyens ainsi qu'à inciter à des actions renforcées, s'appuyant sur les leçons tirées d'un cas international.

Mots-clés : PFAS, Europe, biopersistance, bioaccumulation, contamination, environnement, santé, toxicité, actions juridico-politiques, régulation, actions technologiques, remédiation

TABLE DES MATIÈRES

Préambule	6
Introduction	7
I. Etat de l'art	9
I.I Compréhension et composition des PFAS	9
I.II Classification des PFAS	11
I.III Émergence de la problématique des PFAS	12
I.III.I Utilisation industrielle des PFAS	12
I.III.II Voies de contamination dans l'environnement et le corps humain	15
I.IV Enjeux de santé publique	17
I.V Dissimulation des risques sur la santé : exemples des stratégies utilisées par DuPont et 3M	19
I.VI Situation actuelle en Europe	24
I.VI.I Cartographie des PFAS en Europe du Forever Pollution Project	24
II. Typologie des actions	27
II.I Actions juridico-politiques	27
II.I.I Principes directeurs : les principes de précaution, de prévention et du pollueur-payeur	27
II.I.II Régulations internationales : les Convention de Stockholm et d'Aarhus et les déclarations de Madrid et de Zurich	28
II.I.III Cadre législatif européen : le Pacte Vert, sa stratégie « Zéro pollution » et ses directives sur l'eau 2000/60/CE, 2006/118/CE et 2008/105/CE	29
II.I.IV La directive 2006/122/CE transitoire avant le REACH	31
II.I.V Règlements européens : le REACH n°1907/2006 et les règlements POP n°850/2004 et n°2019/1021	31
II.I.VI Application du règlement REACH : la restriction universelle des PFAS proposée par les cinq États membres	32
II.I.VII Règlementations sectorielles : les directives 2020/2184 et 2010/75/UE et le règlement 2023/915	34
II.I.VIII Synthèse des actions juridico-politiques pour la régulation des PFAS en Europe	35
II.II Actions technologiques : Techniques de traitement des PFAS	36
II.II.I Les stations de traitement des eaux usées : le traitement quaternaire	36
II.II.II Techniques de séparation des PFAS	37
II.II.III Techniques de destruction des PFAS	39
II.II.IV Techniques de dégradation des PFAS	41
II.II.V Technique de dégradation biologique des PFAS	43

II.II.VI Synthèse comparative des actions technologiques pour la remédiation des PFAS en Europe	45
III. Discussion	46
III.I Défis et obstacles techniques : la nécessité d'une approche technologique combinée	46
III.II Défis et obstacles juridico-politiques : la nécessité d'une approche intégrée dans la régulation des PFAS	47
IV. Recommandations	49
V. Conclusion	52
Bibliographie	53

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Structure générale des PFAS (Panieri et al., 2022)	9
Figure 2 : Résumé des classes et sous-classes de PFAS (Wang et al., 2017) cité dans (Itumoh et al., 2024)	11
Figure 3 : Exemples sélectionnés d'utilisation des PFAS dans différents secteurs et alternatives potentielles (Itumoh., 2024)	13
Figure 4 : Voies de libération et d'exposition des PFAS dans l'environnement et chez l'homme (We et Aris., 2023)	15
Figure 5 : Effets différenciés des PFAS sur la santé humaine (EEA, 2023)	18
Figure 6 : Cartographie des sites de contamination détectés et présumés par les PFAS en Europe (Forever Pollution Project, 2023)	25
Figure 7 : Fonctionnement d'un procédé d'oxydation avancé : l'oxydation électrochimique (Meegoda et al., 2022)	40
Figure 8 : Processus de dégradation des PFAS à l'aide d'une décharge de plasma non thermique dans une solution aqueuse (Meegoda et al., 2022)	41
Figure 9 : Processus de dégradation des PFAS par sonolyse (Meegoda et al., 2022)	42
Figure 10 : Diagramme de phase de l'eau mettant en évidence la région de l'eau supercritique (Meegoda et al., 2022)	43
Figure 11: Fonctionnement du Renewable Artificial Plant for In-situ Microbial Environmental Remediation (Li et al., 2022)	44

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Classification de la longueur des chaînes carbonées des PFAS	12
Tableau 2: Synthèse des actions juridico-politiques pour la régulation des PFAS en Europe	35
Tableau 3: Synthèse comparative des technologies pour la remédiation des PFAS en Europe	45

LISTE DES ACRONYMES

ALT	Acceptable Limit Threshold (en français : Seuil de la limite acceptable)
AOP	Advanced Oxydation Process (en français : Procédés d'oxydation avancée)
AFFF	Aqueous Film Forming Foam (en français : Mousse à formation de film aqueux)
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CSS	Chemical Strategy for Sustainability (en français : Stratégie chimique pour la durabilité)
ECHA	European Chemicals Agency (en français : Agence européenne des produits chimiques)
EEA	European Environment Agency (en français : Agence européenne pour l'environnement)
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register (en français : Registre européen des rejets et transferts de polluants)
EPA	Environmental Protection Agency (en français : Agence de Protection de l'Environnement)
EDCH	Eau Destinée à la Consommation Humaine
EFSA	European Food Safety Authority (en français : Autorité européenne pour la sécurité des aliments)
EWG	Environmental Working Group (en français : Groupe de travail sur l'environnement)
GAC	Granular Activated Carbon (en français : Charbon Actif Granulaire)
ITRC	Interstate Technology Regulation Council (en français : Conseil interétatique de régulation technologique)
IXR	Ion Exchange Resin (en français : Résineuses échangeuses d'ions)
OE	Oxydation Electrochemical (en français : Oxydation électrochimique)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (en français : Organisation de Coopération et de Développement Économiques)
PBT	Persistantes, Bioaccumulatives et Toxiques
PFAS	Per- and Polyfluoroalkyl Substances (en français : Substances Perfluoroalkylées et Polyfluoroalkylées)
PFBA	Perfluorobutanoic Acid (en français : Acide Perfluorobutanoïque)
PFBS	Perfluorobutane Sulfonate (en français : Sulfonate de perfluorobutane)
PFCA	Perfluoroalkyl Carboxylic Acid (en français : Acide Perfluoroalkylcarboxylique)
PFHxS	Perfluorohexanesulfonic Acid (en français : Acide Perfluorohexanesulfonique)
PFNA	Perfluorononanoic acid (en français : Acide Perfluorononanoïque)
PFOA/C8	Perfluorooctanoic Acid (en français : Acide Perfluorooctanoïque)
PFOS	Perfluorooctane Sulfonate (en français : Sulfonate de Perfluorooctane)
PFSA	Perfluoroalkyl Sulfonic Acid (en français : Acide Perfluoroalkylsulfoné)
PNT	Plasma Non Thermique
POP	Polluants Organiques Persistants
RAC	Risk Assessment Committee (en français : Comité d'évaluation des risques)
RAPIMER	Renewable Artificial Plant for In-situ Microbial Environmental Remediation
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (en français : Enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques)
RO	Reverse Osmosis (en français : Osmose inverse)
SEAC	Socio-Economic Analysis Committee (en français : Comité d'analyse socio-économique)
SCWO	Super Critical Water Oxidation (en français : Oxydation de l'eau supercritique)
SVHC	Substances of Very High Concern (en français : Substances extrêmement préoccupantes)
STEP	Station de Traitement des Eaux Usées
TFA	Trifluoroacetic Acid (en français : Acide Trifluoroacétique)
vPvB	Very Persistent, Very Bioaccumulative (en français : Très persistants, très bioaccumulables)

Préambule

P-F-A-S, un acronyme de seulement quatre lettres. Derrière ces quatre lettres se cache pourtant l'un des pires cas de contamination environnementale de l'histoire moderne.

Tout commence en 1998 lorsque Robert Bilott, un avocat spécialisé en droit de l'environnement reçoit l'appel de Wilbur Tennant, un fermier de Virginie-Occidentale qui l'informe de l'état désastreux de sa ferme. L'avocat se rend sur place et découvre des centaines de vaches mortes, des eaux troubles et un terrain qui semble contaminé. Le fermier soupçonne l'usine voisine DuPont, un géant de la chimie, de polluer l'eau avec une substance mystérieuse. En consultant des documents internes de DuPont, Robert Bilott découvre un composé chimique appelé PFOA¹ que la société DuPont utilise pour produire du Téflon² en raison de ses caractéristiques antiadhésives. Il apprend que ce produit chimique est conçu pour résister à la chaleur et aux agressions chimiques, mais qu'il possède aussi une autre caractéristique inquiétante puisqu'il est bioaccumulatif, c'est-à-dire qu'il persiste dans le corps humain en s'accumulant dans les tissus et dans l'environnement. Robert Bilott constate que malgré des preuves accablantes des risques pour la santé, DuPont a gardé ces informations secrètes pendant des années afin de préserver ses intérêts économiques. L'avocat se lance alors dans un combat judiciaire pour exposer la vérité et protéger les communautés contaminées. Après plus de 20 ans de lutte, l'avocat finit par obtenir une indemnité massive de plus de 600 millions de dollars pour les victimes contaminées au PFOA. Toutefois, cette victoire n'est que relative car les PFAS dont le PFOA continuent de contaminer d'autres régions du monde.

Ce combat judiciaire, raconté dans le livre *Exposure* (2019) de Robert Bilott, a inspiré le choix de ce mémoire en rendant compte du danger sanitaire et environnemental que représentent les PFAS. La prise de conscience de l'impact des PFAS sur la population étasunienne et de son environnement, a amené divers acteurs à s'interroger sur l'impact de ces mêmes substances « éternelles » en Europe. Le projet de cartographie Forever Pollution Project, réalisé par *Le Monde*, a permis de montrer l'ampleur de cette contamination également en Europe. Ainsi, les PFAS, « ces polluants éternels », représentent un défi qu'il convient de relever via diverses actions à la fois juridiques, politiques et technologiques.

¹ Le PFOA est l'acide perfluorooctanoïque qui fait partie des PFAS, les substances per- et polyfluoroalkylées.

² Téflon™ est le nom de la marque déposée par DuPont mais fait référence au polytétrafluoroéthylène (PTFE) qui fait également partie des PFAS et est utilisé dans les revêtements antiadhésifs.

Introduction

Les PFAS sont des substances per- et polyfluoroalkylées purement anthropogéniques, c'est-à-dire produites par l'activité humaine, employées depuis les années 40 en très large quantité à des fins industrielles (Gaber et al., 2023) qui contaminent les eaux, les sols, les écosystèmes et par ce fait, mettent en danger à la fois la santé environnementale et humaine. Ces « polluants éternels », surnommés comme tels en raison de leur très grande persistance induisant leur bioaccumulation dans l'environnement, posent un défi majeur pour la qualité des eaux continentales en Europe. La lutte contre la contamination des eaux par les PFAS nécessite une approche interdisciplinaire impliquant des stratégies de sensibilisation, de prévention, de traitement et de régulation. Dans ce mémoire, nous verrons comment l'Europe développe et met en œuvre des politiques publiques efficaces pour réduire la présence des PFAS dans ses eaux continentales et nous verrons quelles en sont les limitations techniques et politiques.

Pour commencer, nous dresserons un état de l'art sur les PFAS, en abordant leur composition, leurs caractéristiques chimiques et leurs classifications. Dans cette partie, nous développerons également l'émergence de la problématique des PFAS en expliquant comment ces substances ont été utilisées à des fins industrielles ainsi que les voies de contamination dans l'environnement et le corps humain. Nous aborderons le lien entre l'exposition à ces substances et leurs effets sur la santé publique et la santé environnementale. Un contexte historique de leur usage industriel et de la prise de conscience de leurs impacts sera également établi tout en donnant un aperçu des dissimulations d'informations sur les PFAS par les entreprises, notamment par la compagnie DuPont. Enfin, grâce à la cartographie du Forever Pollution Project, les sites de contaminations en Europe seront présentés.

La deuxième partie de ce mémoire sera dédiée à la typologie des actions entamées pour lutter contre la contamination des PFAS en Europe. Nous y développerons les actions juridico-politiques et technologiques. Remarquons qu'il est plus adéquat de parler d'actions mises en place pour réduire leur utilisation, leur propagation et les risques associés plutôt que de parler de « solutions » définitives. Dans un premier volet juridico-politique, nous examinerons les principes directeurs, les régulations internationales en vigueur, notamment les conventions d'Aarhus et de Stockholm et les déclarations de Madrid et Zurich ainsi que le cadre législatif européen avec ses règlements européens REACH et POP et ses réglementations sectorielles. Dans un deuxième volet sur les actions technologiques, nous verrons que celles-ci portent sur les différentes techniques de traitement des PFAS à savoir, les techniques de séparation, de destruction, de dégradation et de bioremédiation. Une synthèse comparative des méthodes disponibles et une évaluation de leur efficacité en fonction de leurs coûts logistiques, économiques et environnementaux suivra.

Avec une approche multidisciplinaire, nous viserons à répondre à la question de recherche suivante:
Comment lutter contre la contamination des eaux continentales européennes par les PFAS nonobstant les obstacles techniques et politiques ?

L'objectif de ce mémoire est de comprendre avant tout comment la politique de régulation et de remédiation des PFAS est mise en place au niveau européen.

Dans le cadre de la discussion, nous analyserons les principaux défis associés à la remédiation des PFAS, en tenant compte des dimensions techniques, environnementales et financières et en montrant le besoin d'une approche technologique combinée. Nous examinerons également les difficultés liées à la régulation des PFAS, notamment en raison de la fragmentation et de la lenteur des actions juridico-politiques, des lacunes en matière de données disponibles et de l'influence exercée par les pressions industrielles, tout en montrant la nécessité d'une approche intégrée.

Des recommandations seront ensuite adressées aux acteurs concernés. Ce mémoire se clôturera par une conclusion comprenant une réflexion sur les limites rencontrées ainsi que sur les perspectives d'avenir. Avec ce mémoire, nous espérons offrir une compréhension globale de l'impact des PFAS et des actions pour y remédier dans le contexte européen.

I. Etat de l'art

I.I Compréhension et composition des PFAS

Avant d'analyser le contexte global et l'émergence de la problématique des PFAS, il est nécessaire de comprendre ce que sont les substances per- et polyfluoroalkylées.

Les PFAS sont des substances per- et polyfluoroalkylées qui comprennent une large gamme d'environ 12 000 substances chimiques anthropogéniques (dont 4700 réglementées) et qui ont des propriétés physico-chimiques uniques dues à leur structure moléculaire (Ng et al., 2021).

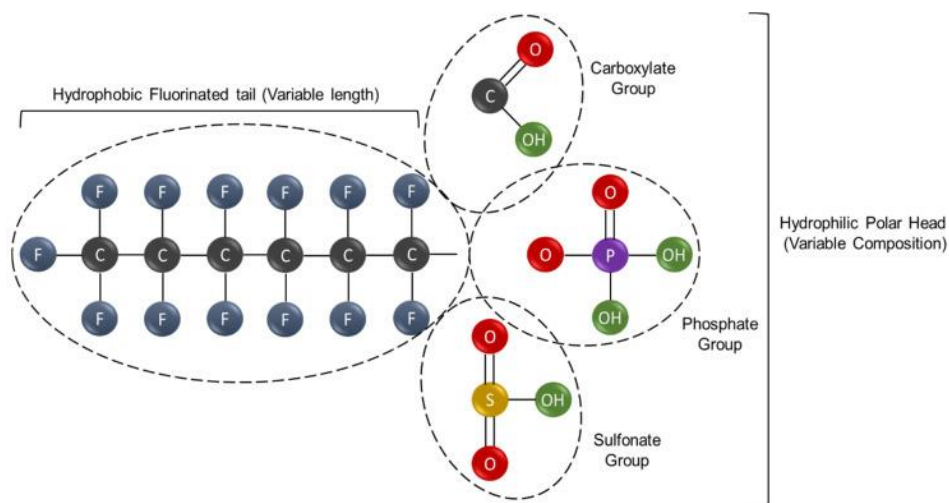


Figure 1 : Structure générale des PFAS (Panieri et al., 2022)

La structure moléculaire des PFAS consiste en des liaisons de fluor (F) et de carbone (C) et les termes « perfluoroalkylées » et « polyfluoroalkylées » se distinguent par le degré de substitution par des atomes de fluor sur la chaîne carbonée. De fait, les substances perfluoroalkylées ont tous leurs atomes d'hydrogène remplacés par des atomes de fluor, créant des molécules extrêmement stables et persistantes (Buck et al., 2011), tandis que les substances polyfluoroalkylées ont seulement certains atomes d'hydrogène qui sont remplacés par du fluor, avec une stabilité chimique moindre et un potentiel de conversion en perfluorés (Wang et al., 2017).

Synthétisés de manière artificielle, les atomes d'hydrogène sont remplacés par des atomes de fluor (F_{2n+1}) qui se lient aux atomes de carbone (C_n), ce qui forme une chaîne carbonée (C_nF_{2n+1}) appelée groupe perfluoroalkyle (Buck et al., 2011) et représentée comme la queue hydrophobe fluorée dans la figure 1. Cette chaîne carbonée est arrangée en chaîne ouverte linéaire et non cyclique qui permet de la qualifier d'« aliphatique » et également d'« hydrophobe/lipophobe » puisqu'elle repousse l'eau, ce qui rend par conséquent les PFAS insolubles dans l'eau et contribue à leur capacité à repousser l'huile et d'autres substances (Kissa, 2001). La longueur de cette chaîne est variable et constitue un critère pour distinguer les PFAS à chaîne longue et courte.

Par ailleurs, en plus de la chaîne carbonée hydrophobe, les PFAS comprennent également un groupe fonctionnel hydrophile qui permet à certaines parties de la molécule de se lier à l'eau. Comme l'indique la figure 1, cette tête hydrophile polaire peut avoir différentes compositions fonctionnelles : un groupe carboxylate (-COOH) présent dans les PFCA (dont le PFOA) ; un groupe sulfonate (-SO₃H) présent dans les PFSA (comme le sulfonate de perfluorooctane PFOS) ou un groupe phosphate (-PO₄) qui est moins courant mais présent dans certaines PFAS spécialisées. Cette tête va déterminer les interactions avec l'eau.

Cette dualité hydrophobe/hydrophile donne aux PFAS des propriétés de surfactants, c'est-à-dire une capacité à réduire la tension de surface entre différentes substances (Lu et al., 2020). Les liaisons carbone-fluor possèdent de fortes énergies de liaison, ce qui signifie qu'il faut beaucoup d'énergie pour casser ces liaisons, ce qui rend par conséquent les PFAS chimiquement stables et résistantes à la dégradation dans l'environnement. En effet, les molécules PFAS ne se dégradent pas facilement sous l'effet de la lumière, de la chaleur ou des processus oxydatifs normaux, ce qui limite les voies de dégradation dans les environnements naturels (Wang et al., 2017). Un autre facteur contribuant à l'extrême résistance de ces polluants est le potentiel d'oxydoréduction élevé du fluor (Lu et al., 2020), ce qui indique que le fluor est un élément très électronégatif et a tendance à capturer des électrons pour se transformer en ion fluorure (F⁻).

Ainsi, la solidité de la liaison C-F, la structure moléculaire perfluorée et son inertie chimique, les propriétés hydrophobes et lipophobes, les fortes énergies de liaison et le potentiel d'oxydoréduction du fluor rendent les PFAS extrêmement résistantes aux réactions chimiques (Itumoh et al., 2024), y compris les processus naturels de dégradation, d'où l'appellation de « polluants éternels » (Glüge et al., 2020). Nous analyserons en détail les défis liés à la remédiation des PFAS dans la partie II.II Actions technologiques.

Outre l'appellation médiatique de « polluants éternels », les PFAS sont classifiées comme substances « persistantes, bioaccumulatives et toxiques » (PBT) dans le cadre de la Convention de Stockholm voire « très persistantes et très bioaccumulables » (vPvB) par la réglementation européenne REACH (Miriam et al., 2022). Les PFAS sont également classifiées comme « polluants organiques persistants » (POP), d'après la Convention de Stockholm. Cette désignation repose sur leur conformité aux critères suivants : ces substances sont persistantes, c'est-à-dire résistantes à la dégradation dans l'environnement ; bioaccumulatives, car elles s'accumulent dans les organismes vivants ; toxiques, présentant des risques pour la santé humaine et l'environnement ; et capables de transport à longue distance, ce qui signifie qu'elles peuvent se disperser loin de leur source initiale d'émission.

La complexité des PFAS repose également sur leur caractère polymorphe. En effet, les PFAS comprennent des substances distinctes ayant des structures et des propriétés très différentes : polymères et non

polymères de poids moléculaire élevé; solides, liquides et gazeuses ; substances hautement réactives et non réactives ; substances solubles et insolubles ; et substances volatiles et non volatiles. Dans l'environnement, certaines substances PFAS sont mobiles et d'autres immobiles, et certaines sont bioaccumulables alors que d'autres ne le sont pas (Cousins et al., 2020).

I.II Classification des PFAS

La famille des PFAS inclut deux classes primaires : les polymères et les non polymères. Déterminée par les groupes fonctionnels et la longueur de la chaîne, chaque classe comprend en son sein des sous-classes, groupes et sous-groupes (ITRC, 2023) comme indiqué dans la figure 2 ci-dessous. Les PFAS non polymériques font partie des PFAS les plus couramment détectées dans l'environnement car ce sont des molécules plus petites, plus mobiles et donc plus persistantes et plus préoccupantes pour la santé et l'environnement. Les PFAS polymériques, décrites comme « potentielles précurseuses », sont susceptibles de se transformer en formes plus persistantes, ont une chaîne carbonée plus longue composée de plusieurs unités répétées (>10) et sont moins mobiles et toxiques (Itumoh et al., 2024).

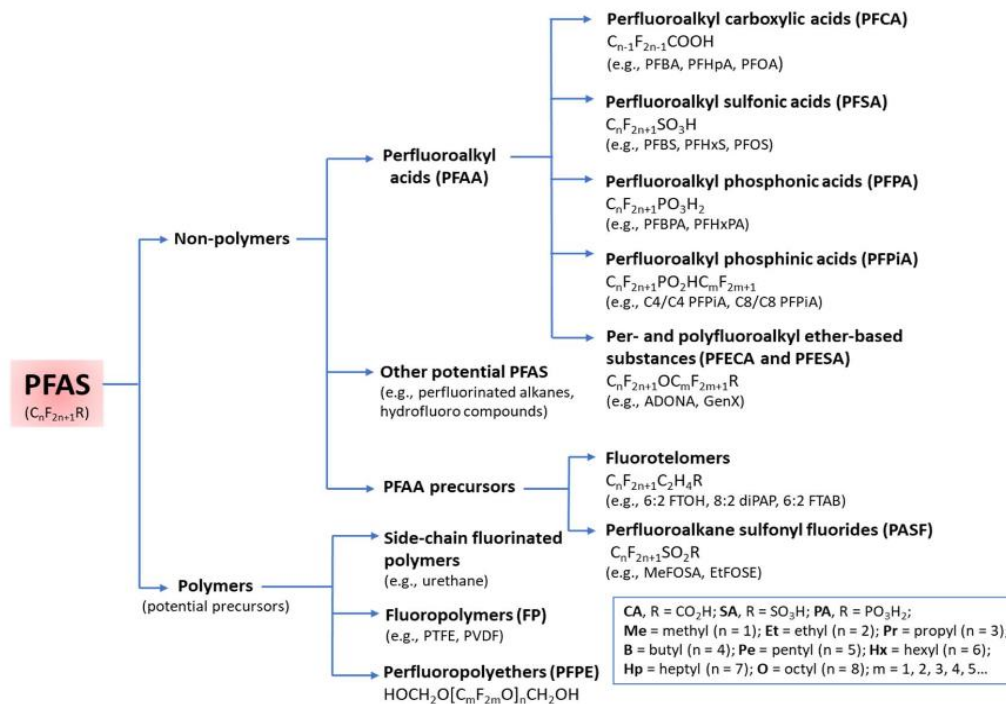


Figure 2 : Résumé des classes et sous-classes de PFAS (Wang et al., 2017) cité dans (Itumoh et al., 2024)

Dans la famille des non-polymères, une autre distinction importante est la différence de classification en chaînes « courtes » ou « longues » des PFAS qui se fait par le nombre de carbone présents dans leur chaîne principale. En effet, la longueur de la chaîne carbonée influe sur leur comportement environnemental et sur leur impact sur la santé.

	5 atomes de C ou -	6 atomes de C	7 atomes de C	8 atomes de C ou +
PFCA	Chaînes courtes			Chaînes longues
PFSA	Chaînes courtes	Chaînes longues		

Tableau 1: Classification de la longueur des chaînes carbonées des PFAS

Comme le montre le tableau 1, les PFAS à chaîne longue possèdent 8 carbones ou plus dans leur structure pour les acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) et 6 carbones ou plus pour les acides perfluoroalkylsulfonés (PFSA) (Macorps et al., 2021). Au contraire, les PFAS à chaîne courte possèdent moins de 8 carbones pour les PFCA et moins de 6 carbones pour les PFSA (Macorps et al., 2021).

Les PFAS à chaînes longues deviennent progressivement des substances régulées par le règlement REACH (comme nous le verrons plus tard dans la partie II.I Actions juridico-politiques) à cause de leur caractère biopersistant, bioaccumulatif et toxique (Brendel et al., 2018). A l’inverse, les PFAS à chaîne courte sont moins régulées car elles sont considérées comme ayant un potentiel de bioaccumulation inférieure au PFAS à chaînes longues (Brendel et al., 2018). Elles sont donc de plus en plus utilisées et substituent progressivement celles à chaînes longues. Le terme de « substitution regrettable » est employé (Maertens et al., 2021) car *« les PFAS à chaîne courte sont très mobiles dans l’eau et le sol, et les produits de dégradation finale sont extrêmement persistants. Il en résulte une distribution rapide dans les ressources en eau et, par conséquent, une contamination des ressources en eau potable »* (Brendel et al., 2018). Elles peuvent donc plus facilement traverser les stations de traitement des eaux usées (STEP) (Eschauzier et al., 2012) comme nous le verrons dans la partie II.II Actions technologiques.

I.III Émergence de la problématique des PFAS

I.III.I Utilisation industrielle des PFAS

La stabilité chimique et thermique exceptionnelle due aux propriétés hydrophobes et lipophobes des PFAS conduit à leur utilisation dans de nombreuses applications industrielles et domestiques dans le monde entier (Li et al., 2022).

Les PFAS sont ainsi utilisées dans l’industrie militaire pour la lutte contre les incendies avec les mousses à formation de film aqueux (AFFF) qui sont principalement employées dans les aéroports et les installations militaires (Cousins et al., 2019). Une autre utilisation des PFAS se fait dans les revêtements industriels pour protéger les surfaces métalliques et les textiles contre la corrosion et l’humidité, notamment dans les industries aéronautique et automobile (Kissa, 2001). Ces substances sont également utilisées dans l’industrie chimique pour les pesticides qui permettent d’améliorer leur adhérence aux plantes et

leur efficacité sous des conditions météorologiques défavorables (Donley et al., 2024). En outre, les PFAS se retrouvent dans bon nombre de cosmétiques et produits de soins personnels tels que le fond de teint, le mascara et les rouges à lèvres pour offrir une longue tenue et une résistance à l'eau (Pütz et al., 2022). Les polluants éternels sont également utilisés dans les peintures, encres et vernis pour améliorer la résistance à l'eau et la durabilité (Pütz et al., 2022). Les PFAS sont aussi ajoutées dans des fluides hydrauliques pour leur stabilité thermique, surtout dans des applications industrielles et aérospatiales (Prevedouros et al., 2006). Un autre secteur qui utilise couramment les PFAS est l'industrie alimentaire pour tout ce qui est emballages alimentaires comme les boîtes de fast-food, les cartons de pizzas et les emballages de popcorn micro-ondables, pour les rendre résistants aux graisses (Schneider et al., 2017). Le secteur de l'automobile et du transport participe également à l'emploi de ces substances avec les revêtements anti-salissures qui sont utilisés pour protéger les intérieurs de véhicules, comme les tissus de siège et les tapis de sol, contre les taches et l'humidité (Wang et al., 2017). De plus, les PFAS sont employées dans le secteur de la mode pour les vêtements imperméables de sport et d'extérieur afin de les rendre résistants aux taches et aux intempéries (Cousins et al., 2019). La figure 3 détaille l'utilisation des PFAS dans les différents secteurs et montre qu'il existe des alternatives à cette utilisation.

Sector	Desirable properties	Uses	Potential alternatives
Food ^{26,27}	• Grease/oil-repellent • Thermally stable	• Fast-food, food, and microwavable wrappers, containers, trays, and bowls • Coatings for non-stick cookware • Supercritical fluids used in ceramic powders	• Physical: cellulose based, clay, bamboo, wheat straw, aluminium • Chemical: silicones, synthetic biopolymers, bio-waxes
Textiles ²⁸	• Water/oil/stain- repellent • Thermally and chemically stable	• Occupational protective and durable outdoor clothing • Coatings for carpets and furniture	• Silicones, hydrocarbon-based, dendrimer chemistry, inorganic nanoparticles
Personal care products ^{29,30}	• Film forming • Stabilising • Surfactant • Emulsifier	• Sunscreen • Hair, face, and body products	• Silicones, synthetic waxes, bio-based oils, fats
Firefighting ³¹	• Surfactant • Fire-suppressant	• Aqueous film-forming foams (AFFFs)	• Class B F3 foams: Hydrocarbons, detergents, siloxanes, proteins
Oil and gas mining ^{26,32}	• Surfactant	• Enhance oil recovery • mine floating • Well simulation additives • Solution for hydrostatic blockage • Tracers in geological communication • Low-foaming noncorrosive components in solders • Coating surfaces or casing	• Silicone/siloxane-based antifoaming agents • Halogenated and radioactive tracers • Fluoropolymer material alternatives: metal alloys, ceramic-based, epoxy-based, nylon • Silicone based materials, bio-based polymers, fluorine-free coatings, glass-reinforced composites
Electronics ²⁶	• Wetting agents • Water/oil-repellent	• Pesticide products • Coatings in fertilisers • Electro plating and electroless plating	• Non-fluorinated surfactants and fume suppressants • Mechanical controls
Agriculture ²⁶	• Surfactant	• Metal treatment (cleaning, etching, etc.)	
Metal plating and finishing processes ³³	• Surfactant • Fume suppressant • Corrosion inhibitor • Wetting agents • Improved bath stability		

Figure 3 : Exemples sélectionnés d'utilisation des PFAS dans différents secteurs et alternatives potentielles (Itumoh., 2024)

Pour aider à déterminer quelles utilisations peuvent être éliminées progressivement, les PFAS sont catégorisées selon leur essentialité et substituabilité. En effet, la substituabilité est un concept clé pour la transition vers des pratiques plus durables, permettant d'éliminer progressivement les PFAS problématiques là où des solutions alternatives sont possibles (Cousins et al., 2019). Les PFAS peuvent être classées en trois catégories de caractère pour faciliter leur élimination progressive des utilisations non essentielles (Cousins et al., 2019).

Dans la catégorie d'utilisation de PFAS « non essentielle » sont inclus les produits qui contiennent des PFAS qui ne sont pas essentiels pour la santé ou le bon fonctionnement de la société et sont donc souvent liés à des fins économiques. Comme par exemple, les fils dentaires, les shorts de surf résistants à l'eau ou encore les cires pour skis. Ces utilisations pourraient être supprimées sans impact majeur sur la société puisqu'elles ne sont pas indispensables (Cousins et al., 2019).

Dans la catégorie d'utilisation de PFAS « substituable », sont inclus les usages qui sont considérés comme importants en raison de leur fonctionnalité, mais pour lesquels des alternatives performantes et disponibles existent aujourd'hui. Par exemple, les AFFF contenant des PFAS sont largement utilisées pour combattre les incendies d'hydrocarbures, mais des alternatives sans PFAS commencent à être disponibles et sont viables pour certaines applications (Cousins et al., 2019). Certains textiles contiennent des PFAS pour les rendre hydrofuges, mais des traitements alternatifs sans PFAS peuvent également fournir une protection contre l'eau. Cette catégorie implique un potentiel de substitution des PFAS par des alternatives moins nocives, ce qui pourrait encourager leur élimination progressive dans ces secteurs (Cousins et al., 2019).

Finalement, dans la catégorie utilisation de PFAS « essentielle » sont incluses des applications qui sont nécessaires pour la santé, la sécurité, ou d'autres fonctions cruciales pour la société, et pour lesquelles aucune alternative fiable n'a encore été identifiée. Cela concerne par exemple les dispositifs médicaux qui utilisent des PFAS pour des propriétés spécifiques, comme la résistance aux produits chimiques, qui ne peuvent pas encore être remplacées par d'autres matériaux, ou encore les vêtements de protection destinés aux travailleurs exposés à des environnements dangereux et qui sont composés de PFAS pour garantir leur imperméabilité et leur résistance chimique. Pour ces cas-ci, aucune alternative sans PFAS n'est encore disponible avec des performances similaires. Cette catégorie indique qu'il est actuellement difficile de se passer des PFAS dans ces applications. Cependant, Cousins et al. (2019) notent que cette essentialité ne devrait pas être considérée comme permanente. Un effort continu est en effet nécessaire pour chercher des alternatives afin que ces usages puissent, à terme, être reclassés dans une catégorie « substituable » ou « non-essentielle » et ainsi favoriser des évolutions qui permettraient de substituer les PFAS dans ces domaines à l'avenir (Cousins et al., 2019).

I.III.II Voies de contamination dans l'environnement et le corps humain

Les différentes voies d'utilisation des PFAS, détaillées plus haut, conduisent à différentes manières de contamination par ingestion, inhalation ou contact direct. Après l'usage, les produits deviennent des déchets et sont envoyés dans des stations de traitement des eaux usées ou d'assainissement. Initialement prisées pour leurs propriétés chimiques uniques, les PFAS se montrent extrêmement persistantes et bioaccumulables dans l'environnement et les organismes vivants. Ces impacts sur la santé publique et sur les écosystèmes ont conduit à la prise de conscience des gouvernements quant à l'importance de lutter contre ces substances, notamment en restreignant leur usage et en cherchant des alternatives moins persistantes. Dans ce contexte, l'émergence de la problématique fait référence au processus par lequel la persistance et la toxicité des PFAS sont passées d'un point de non-prise en compte à un enjeu de santé publique et de réglementation majeur. Cependant, la quantité très large de PFAS différentes, dont la composition varie considérablement, rend leur régulation complexe et explique l'émergence de cette problématique à l'échelle mondiale.

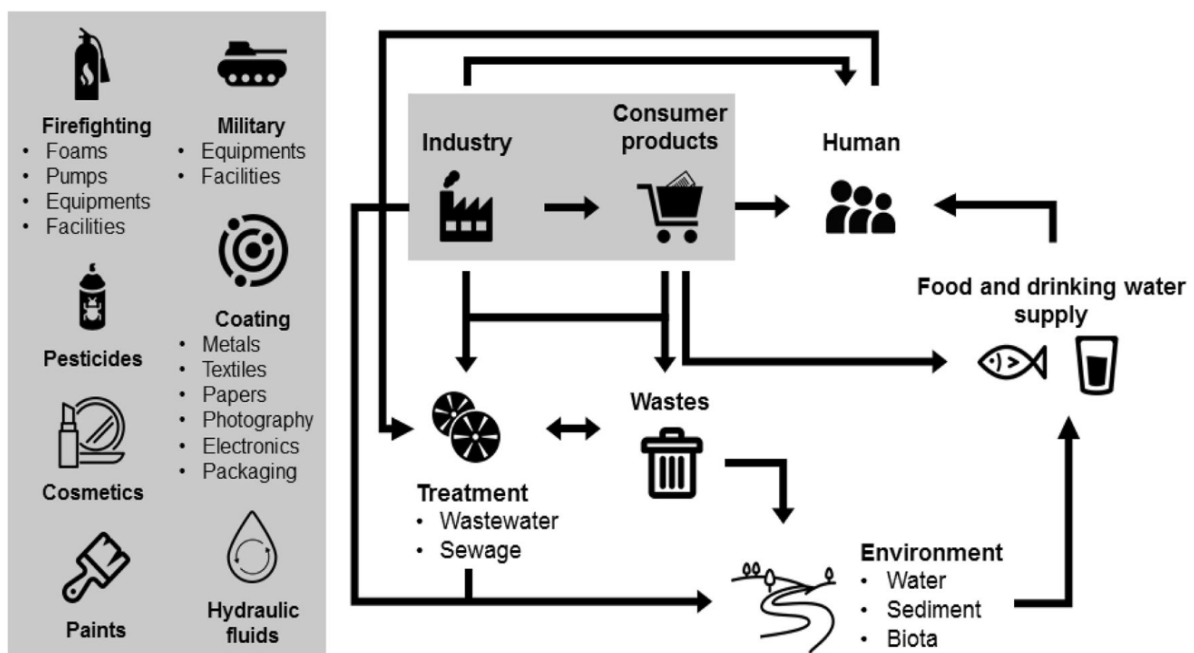


Figure 4 : Voies de libération et d'exposition des PFAS dans l'environnement et chez l'homme (We et Aris., 2023)

La figure 4 ci-dessus montre ainsi les diverses voies possibles des PFAS de leur production jusqu'à leur impact sur les humains, étant donné la complexité rencontrée lors de leur traitement où certains résidus persistent dans l'environnement (Wee et Aris, 2023). Les industries émettent des PFAS sous forme de déchets solides ou liquides. Ces déchets passent parfois par des stations de traitement des eaux usées et des systèmes d'assainissement. Les rejets finaux atteignent les eaux de surface, les sédiments et le biota³. Les humains sont exposés aux PFAS de différentes façons, entre autres via l'alimentation et l'eau

³ Le biota est l'ensemble des organismes vivants d'une région géographique donnée, dans ce cas-ci la faune et flore aquatiques.

potable. En effet, les PFAS persistent dans les systèmes hydriques (lacs, rivières, nappes phréatiques) et contaminent ainsi les eaux continentales. Les poissons et fruits de mer peuvent bioaccumuler des PFAS, contaminant les humains lors de leur consommation. Les PFAS contaminent également les êtres humains via les produits de consommation puisque les PFAS présentes dans les biens de consommation (emballages alimentaires, textiles résistants à l'eau, revêtements antiadhésifs) peuvent migrer vers les aliments ou être absorbées par contact direct. Les PFAS peuvent également se propager via l'air et, de ce fait, être inhalées.

Les eaux usées domestiques et industrielles, contenant des PFAS provenant de produits ménagers, cosmétiques, vêtements imperméables, ou rejets industriels, sont traitées dans les STEP. Cependant, les PFAS, très résistantes, ne sont pas complètement éliminées par les procédés classiques de la STEP. C'est pourquoi nous allons présenter d'autres actions technologiques qui permettent d'éliminer correctement les PFAS dans la partie II.II Actions technologiques. Ces substances s'accumulent dans les boues résiduelles (les sous-produits solides de la STEP). Ces boues, riches en nutriments constitués d'azote (N) et de phosphore (P), sont souvent utilisées comme amendements agricoles pour fertiliser les sols, en raison de leur teneur en matière organique. Lorsque les boues contaminées par les PFAS, notamment l'acide trifluoroacétique (TFA), sont épandues sur les terres agricoles, plusieurs phénomènes se produisent. Premièrement, l'absorption dans les sols. En effet, les PFAS pénètrent dans les sols et peuvent persister pendant de longues périodes, en raison de leur forte résistance à la dégradation. Ensuite, l'infiltration a lieu dans les eaux souterraines puisque les PFAS, étant solubles dans l'eau, peuvent migrer des sols vers les nappes phréatiques et contaminer l'eau potable. Il y a également le transfert aux cultures, ces dernières peuvent absorber les PFAS présentes dans les sols contaminés via leurs racines. Ces substances se retrouvent alors dans les aliments cultivés, qui entrent dans la chaîne alimentaire humaine. Enfin, l'impact est également majeur sur la faune puisque les PFAS présentes dans les sols peuvent également contaminer les organismes vivant dans ces environnements, comme les vers de terre, qui servent de nourriture pour d'autres animaux (oiseaux, mammifères, etc.), aggravant la bioaccumulation dans les chaînes alimentaires.

Les conséquences des PFAS pour l'environnement et pour la santé humaine sont donc majeures, et ce notamment à cause de leur caractère persistant puisque les PFAS restent dans les sols pendant des décennies. Cependant, il y a également une notion de propagation de la contamination qui est importante. La contamination s'étend des sols aux eaux souterraines, aux plantes, aux animaux, et aux humains. De ce fait, les humains sont exposés directement aux PFAS via la chaîne alimentaire et la consommation des produits agricoles cultivés sur des sols contaminés, mais également via l'eau potable puisque les eaux souterraines contaminées par l'infiltration des PFAS constituent une source majeure d'exposition.

I.IV Enjeux de santé publique

À l'heure actuelle, la plupart des données toxicologiques disponibles sur les PFAS concernent principalement les PFAS historiques telles que le PFOA et le PFOS. L'exposition au PFOA et PFOS est associée à des effets immunotoxiques significatifs, ce qui affaiblit le système immunitaire (Fillol et al., 2021; Padula et al., 2023). De plus, en 2023, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le PFOA comme « Groupe 1 - cancérigène pour l'Homme » et le PFOS comme « Groupe 2B - peut-être cancérigène pour l'Homme ». Par ailleurs, en 2012, une étude en médecine environnementale a montré que les enfants exposés à des niveaux plus élevés de PFOA et de PFOS présentaient des concentrations d'anticorps réduites après avoir été vaccinés contre certaines maladies (Grandjean et al., 2012).

Des travaux de recherche sont actuellement menés sur plusieurs autres types de PFAS, mettant en évidence divers effets toxiques. Il est particulièrement notable de constater la prévalence de ces substances au sein de la population européenne. A titre d'exemple, une étude menée par Fillol et al. (2021) sur un échantillon de 744 adultes et 249 enfants français a révélé que 100 % des participants présentaient des concentrations détectables de PFAS dans leur sang, illustrant la prévalence quasi universelle de ces substances dans la population générale française.

Il convient de souligner que les effets nocifs des PFAS ne se limitent pas à chaque composé pris isolément. Comme le décrit l'Agence européenne de l'environnement (EEA) dans un rapport en 2023, l'exposition simultanée à des mélanges de PFAS, souvent désignée sous le terme d'« effet cocktail », accentue les pressions exercées sur la santé. De plus, le potentiel des PFAS à induire un large éventail d'effets délétères sur la santé est conditionné par plusieurs facteurs, notamment les paramètres d'exposition (dose ou concentration, durée, voie d'exposition) ainsi que les caractéristiques propres à la population exposée, telles que l'âge, le sexe, l'origine ethnique, l'état de santé préexistant et les prédispositions génétiques (Fenton et al., 2021).

La figure 5 ci-dessous illustre les multiples effets des PFAS sur la santé humaine en distinguant deux niveaux de certitude scientifique : les effets pour lesquels un consensus scientifique fort a été établi (certitude élevée) et ceux encore débattus au sein de la communauté scientifique (certitude faible).

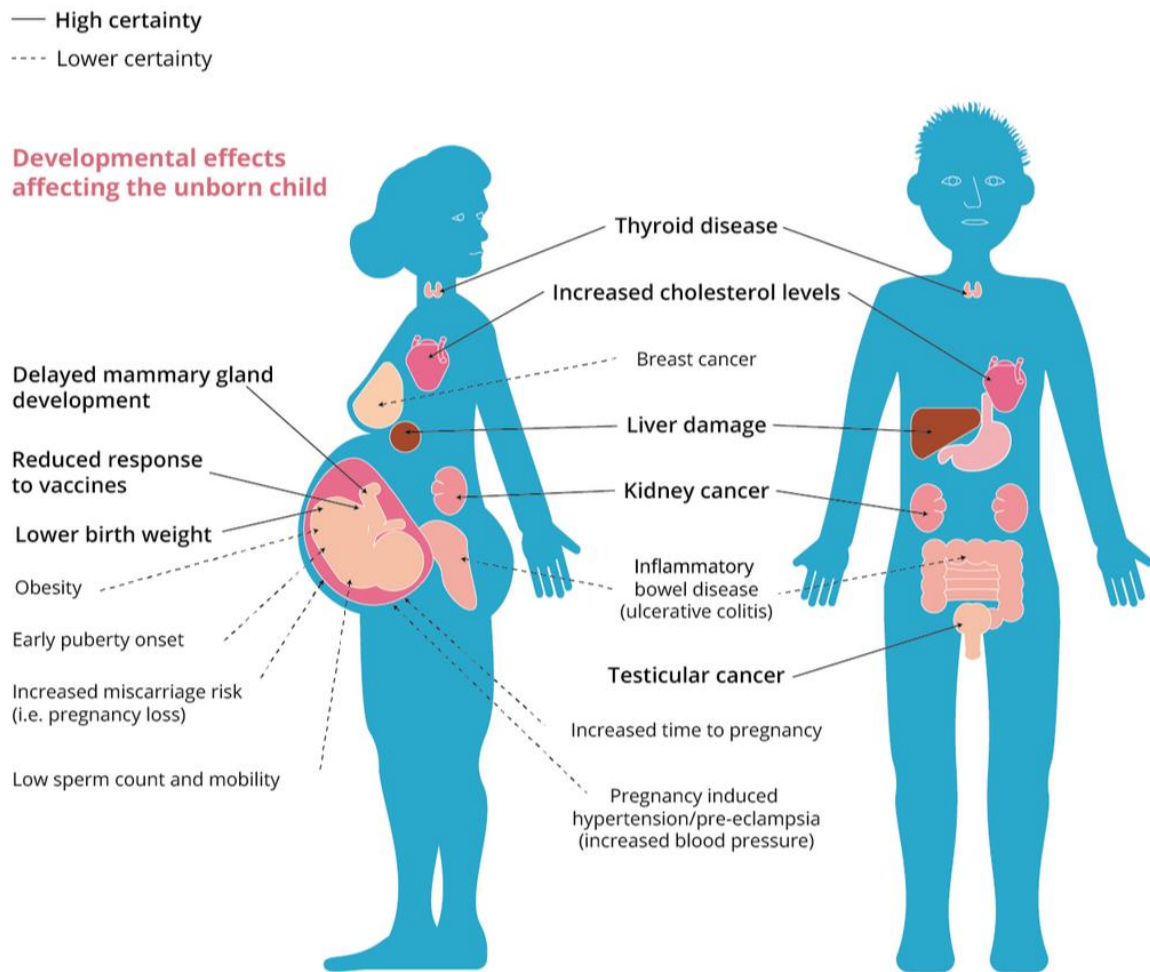


Figure 5 : Effets différenciés des PFAS sur la santé humaine (EEA, 2023)

Chez les femmes, les effets associés à une certitude élevée concernent principalement la grossesse et le développement de l'enfant à naître. Ces effets incluent un retard du développement des glandes mammaires, une diminution de la réponse immunitaire aux vaccins et un faible poids à la naissance du nouveau-né. De fait, une méta-analyse de neuf études a révélé un lien direct entre l'exposition à certains types de PFAS et la réduction de la taille fœtale, indiquant un effet nocif sur le développement prénatal (Johnson et al., 2014). En parallèle, d'autres effets liés à la grossesse, mais pour lesquels les preuves sont moins robustes, incluent un risque accru de fausse couche et une hypertension liée à la grossesse (Fillol et al., 2021). Par ailleurs, des effets supplémentaires à certitude faible sont rapportés, tels qu'une augmentation du risque de cancer du sein, ainsi qu'une obésité et une puberté précoce, probablement en lien avec les perturbations endocriniennes induites par l'exposition aux PFAS. Au contraire, chez les hommes, une corrélation forte a été démontrée entre l'exposition prolongée aux PFAS et un risque accru de cancer des testicules. Pour les deux sexes, les effets à certitude élevée incluent l'augmentation du cholestérol sanguin, les maladies thyroïdiennes, le cancer du rein et les dommages au foie. En revanche, certains effets à certitude faible incluent les maladies inflammatoires de l'intestin, pour lesquelles une association avec les PFAS est suggérée, bien que les preuves disponibles demeurent limitées.

I.V Dissimulation des risques sur la santé : exemples des stratégies utilisées par DuPont et 3M

Nous allons maintenant analyser comment les informations concernant les risques pour la santé liés aux PFAS ont évolué au fil des décennies et comment, malgré des preuves croissantes de la toxicité des PFAS, les informations ont été retardées ou minimisées par les industries. En effet, la connaissance publique sur les impacts des PFAS a été limitée jusqu'à ce que des poursuites judiciaires et des régulations ont forcé la divulgation des informations à partir de 2005. Ainsi, pendant plus de quatre décennies, les entreprises 3M et DuPont connaissaient les risques sur la santé des PFAS mais aucune alerte ne sera lancée de leur part envers les autorités ni envers la population avant les années 1990. Ces entreprises ont eu recours à six stratégies de manipulation industrielle (Gaber et al., 2023) :

- (1) *La manipulation de la question de recherche pour obtenir des résultats prédéterminés*
- (2) *Le financement et la publication de recherches qui soutiennent les intérêts de l'industrie*
- (3) *La suppression des recherches défavorables*
- (4) *La distorsion du discours public sur la recherche*
- (5) *La modification ou l'établissement de normes scientifiques pour servir les intérêts de l'entreprise*
- (6) *La diffusion de recherches favorables directement aux décideurs et au public, en contournant les canaux normaux du discours scientifique*

L'histoire des PFAS débute en 1947 lorsque l'entreprise 3M invente l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) comme le témoigne l'article intitulée Rob Bilott v. DuPont - New York Time Magazine (Rich, 2016). Quatre ans plus tard, la compagnie DuPont commence à acheter du PFOA (qu'elle nomme C8) à 3M pour produire du téflon (Rich, 2016). Ce faisant, 3M recommande à ce moment-là à DuPont des méthodes spécifiques pour éliminer le PFOA comme l'incinération ou le traitement de déchets chimiques même s'il n'est pas considéré par le gouvernement comme une « substance dangereuse » (Rich, 2016). Les instructions de 3M à l'entreprise DuPont stipulaient que le C8 ne devait pas être rejeté dans les eaux de surface ni dans les égouts. Cependant, l'avocat Robert Bilott explique dans Exposure (2020) qu'au fil des décennies, DuPont n'a pas manqué de déverser de larges quantités de PFOA dans les canalisations de son usine de Parkersburg et de déposer des tonnes de boues contenant du PFOA dans des bassins de digestion sur le site de Washington Works. Cela a permis au produit chimique de s'infiltrer directement dans le sol et dans la rivière Ohio qui a contaminé la nappe phréatique, laquelle fournit l'eau potable aux communautés locales de Parkersburg, Vienna, Little Hocking et Lubeck (Rich, 2016).

Une étude interne faite par DuPont de 1961 évalue la toxicité des agents dispersants du Teflon à faible dose et constate une augmentation de la taille du foie chez les rats. Le toxicologue commandité pour cette étude recommande la manipulation de ces matériaux « avec une extrême prudence » en évitant tout contact avec la peau (Arenson, 1961). Une autre étude interne réalisée en 1970 par le laboratoire Haskell, qui était le laboratoire de recherche chargé d'identifier les risques potentiels pour la santé pouvant résulter des produits et processus de la société DuPont, écrit que le PFOA est « hautement toxique lorsqu'il est inhalé et modérément toxique lorsqu'il est ingéré [...] » (Hilton et al., 1970). La même année, DuPont découvre qu'il y avait de fortes concentrations de PFOA dans le sang des ouvriers de l'usine de Washington mais décide de ne pas informer l'Agence de protection de l'environnement (EPA) (Hilton et al., 1970). Ces deux études montrant des résultats défavorables seront gardées secrètes et ne seront pas communiquées. Les données seront intentionnellement cachées pour éviter une réglementation stricte. Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

En 1976, DuPont établit un seuil de la limite acceptable (ALT) pour l'exposition interne au PFOA, une norme interne qui évite de suivre les recommandations externes plus strictes (Gaber et al., 2023). Cette norme interne est un exemple typique de contrôle des normes, par lequel les entreprises ont retardé l'adoption de régulations plus protectrices pour les travailleurs et les consommateurs et établissent des normes de sécurité en leur faveur. Cette stratégie fait partie de (5) *la modification ou l'établissement de normes scientifiques pour servir les intérêts de l'entreprise* (Gaber et al., 2023).

En 1978, le laboratoire de DuPont relève des valeurs « inhabituellement élevées » d'enzymes hépatiques dans des échantillons prélevés sur ses employés mais rejette les résultats comme étant cliniquement insignifiants, négligeant de poursuivre les recherches (Bower, 1978). Trois ans plus tard, le même laboratoire utilise un autre protocole pour analyser les échantillons d'enzymes hépatiques des employés exposés ; après « réévaluation », la majorité des tests effectués sont jugés « normaux » (Fayerweather, 1981). Ces deux études font preuve de la première stratégie, à savoir, (1) *la manipulation de la question de recherche pour obtenir des résultats prédéterminés*, puisque les entreprises ont choisi des protocoles et des méthodologies pour éviter de détecter les risques sur la santé des PFAS.

En 1979, le laboratoire Haskell réalise d'autres essais sur les rats avec le PFOA et constate « une hypertrophie du foie à faible dose ainsi qu'une opacité et une ulcération cornéenne ». D'autres essais chimiques sur deux chiens avec du PFOA administré à faibles doses entraînent la mort de ces deux animaux deux jours après l'ingestion et montrent « une augmentation du taux d'enzymes plasmatiques indiquant des dommages cellulaires [...] » (Snyder et al., 1979). Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

Un an après, les communications internes de 3M indiquent que le C8 est « à peu près aussi toxique que le sel de table » (Steiner, 1980). Ainsi, pour manipuler l'opinion publique, les entreprises ont minimisé

les risques tout en insistant sur les avantages de leurs produits. Cette stratégie est (4) *la distorsion du discours public sur la recherche*. La même année, les services des ressources humaines de DuPont menèrent une enquête auprès d'enfants d'ouvrières enceintes lors de la période où elles travaillaient pour la division Téflon. Un bébé était né avec des malformations oculaires et une narine unique. Un autre avait des malformations des yeux et des canaux lacrymaux. Un troisième nourrisson présentait des PFAS détectables dans le sang du cordon ombilical. Ces résultats n'ont pas été communiqués aux ouvrières (Snyder et al., 1979). Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

En 1981, 3M informe DuPont que ses toxicologues R.E. Staples et Taisan Chiu ont découvert que l'ingestion du PFOA provoque des malformations congénitales chez les rats (Raines et al., 1981). Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

Le laboratoire Haskell publie un rapport interne en 1988 dans lequel il explicite les caractéristiques dangereuses du C8, indiquant qu'il présente une « toxicité orale aiguë modérée » (DuPont, 1988). Cette étude a été menée sur des rats qui ont été nourris avec des doses faibles ou élevées de C8, ce qui a entraîné « une dégénérescence du foie, une hypertrophie du foie et une augmentation des enzymes hépatiques dans les deux groupes ». Il est également noté que le C8 provoque des lésions oculaires lorsqu'il entre en contact avec les yeux et que ceux-ci ne sont pas rincés (DuPont, 1988).

En 1990, le laboratoire de DuPont émet la corrélation entre le C8 et la présence d'adénomes testiculaires chez les rats (Smith, 1990). Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

En 1991, 3M fixe une valeur limite de 100 µg/m³ pour la concentration de PFOA dans l'eau potable. En réponse à des preuves de la présence de PFAS dans les eaux souterraines trois fois supérieure à cette limite près d'une usine de fabrication de DuPont, l'entreprise minimise la toxicité des PFAS dans un communiqué de presse en écrivant que « selon des études menées par DuPont et 3M Corporation, le fabricant de la substance, le C8 n'a pas d'effets toxiques ou néfastes connus sur la santé humaine aux niveaux de concentration détectés [...] » (Eaton et al., 1991). A nouveau, DuPont minimise les effets des PFAS sur la santé et fait croire que les PFAS sont « sûres » retardant ainsi les actions réglementaires. Ce faisant, l'entreprise emploie la stratégie de (4) *la distorsion du discours public sur la recherche*. Cette étude contredit également les études internes réalisées précédemment qui soutenaient que le C8 représentait un risque pour la santé et influence ainsi les régulateurs et le public. DuPont a contourné les canaux scientifiques traditionnels pour promouvoir ses propres recherches. Ces actions ont permis à l'industrie de continuer à produire et vendre des produits contenant des PFAS sans subir de réglementation stricte. Cette stratégie est (6) *la diffusion de recherches favorables directement aux décideurs et au public, en contournant les canaux normaux du discours scientifique*. La même année, DuPont insiste sur le fait qu'aucune notification de l'EPA n'était justifiée, des années après avoir déterminé que les

PFAS constituaient un danger chronique (DuPont, 1991). Cette argumentation témoigne de (5) *la modification ou l'établissement de normes scientifiques pour servir les intérêts de l'entreprise*.

En 1994, DuPont écrit dans un rapport qu'« aucun effet néfaste sur la santé n'a été constaté chez les travailleurs de 3M lors d'une étude de la fonction hépatique à DuPont Washington Works ». Toutefois, cette même année, l'entreprise 3M partage à DuPont la « possibilité » de cancers de la prostate en lien avec le C8 mais cette étude n'est pas rendue publique (Boone et al, 1994). Cette stratégie est celle de (3) *la suppression des recherches défavorables*.

En 1996, une étude financée par 3M sur des travailleurs montre qu'il n'y a aucune toxicité hépatique clinique liée au PFOA (Gilliland et al., 1996) Cette étude biaisée relève de la deuxième stratégie employée, à savoir, (2) *Le financement et la publication de recherches qui soutiennent les intérêts de l'industrie* pour influencer la perception des risques et réduire la pression réglementaire.

En 1999, l'avocat Robert Bilott intente une action fédérale contre DuPont au nom d'Earl Tennant, l'agriculteur dont les terres ont été contaminées par des PFAS. En réponse, l'avocat interne de DuPont, Bernard Reilly, l'informe que DuPont et l'EPA font une étude de la propriété, menée par trois vétérinaires choisis par DuPont et trois choisis par l'EPA. Le rapport ne rend pas DuPont responsable des problèmes de santé du bétail mais précise que la raison est due à un mauvais élevage : « une mauvaise alimentation, des soins vétérinaires inadéquats et un manque de contrôle des mouches » (Rich, 2016).

En 2000, 3M arrête sa production de PFOA tandis que DuPont construit une nouvelle usine à Fayetteville, pour fabriquer le C8 pour son propre usage (Rich, 2016). La même année, le service public de distribution d'eau informe ses clients que DuPont insiste sur le fait que ses propres directives d'exposition protègent la santé (Cox, 2000). Ceci témoigne à nouveau d'un exemple de (5) *la modification ou l'établissement de normes scientifiques pour servir les intérêts de l'entreprise*, stratégie avec laquelle l'entreprise DuPont a travaillé à influencer des normes de sécurité en sa faveur. La même année, alors que le procès se profile à l'horizon, un courriel d'un responsable de DuPont indique que « l'usine reconnaît qu'elle doit d'abord s'adresser au public... mieux vaut tard que jamais » (Reilly, 2000). Cette stratégie est (4) *la distorsion du discours public sur la recherche*.

En 2001, un recours collectif est intenté contre DuPont lancé par Robert Bilott au nom des résidents contaminés de la vallée de la rivière Ohio (Rich, 2016).

En 2002, l'EPA publie sa propre évaluation des risques liés au PFOA et met en évidence des risques pour la santé humaine (lésions hépatiques et perturbation du système immunitaire), non seulement pour les personnes qui boivent de l'eau contaminée, mais aussi pour le grand public qui cuisine avec des poêles en téflon (Rich, 2016).

Enfin, le 14 décembre 2005, l'EPA inflige à DuPont une amende de 16,5 millions de dollars pour avoir dissimulé les risques liés au PFOA en violation de la loi sur le contrôle des substances toxiques (EWG, 2005). Cette sanction correspond à une amende record, mais représente en réalité moins de 5 % des bénéfices réalisés par DuPont au cours d'un seul trimestre financier (EWG, 2005). Trois mois plus tard, sous la pression de l'EPA, DuPont et cinq autres fabricants acceptent d'éliminer progressivement le PFOA et certains produits chimiques étroitement liés d'ici 2015 (EWG, 2005). Nous verrons cette proposition de restriction des PFAS menée par cinq États membres dans la partie II.I Actions juridico-politiques.

Nous avons tracé ici un déroulement historique de dissimulations d'informations entreprises par 3M et DuPont sur les risques pour la santé en employant conjointement la manipulation scientifique et l'influence politique. Ces entreprises, bien que parfaitement informées des risques associés aux PFAS, ont appliqué ces stratégies conjointement en créant un écran de confusion et de temporisation qui a permis de dissimuler les risques sur la santé des PFAS et de prolonger leur présence sur le marché. Ce double processus de déni et de retard a permis à ces entreprises de protéger leurs intérêts, au détriment de la santé publique et de l'environnement et de retarder activement les décisions réglementaires, de manière à repousser les restrictions et interdictions des PFAS.

L'emploi de ces stratégies multiples a eu des répercussions majeures sur la lutte contre la propagation des PFAS. Nous allons maintenant nous pencher sur la situation en Europe, où les impacts des PFAS sont désormais cartographiés.

I.VI Situation actuelle en Europe

I.VI.I Cartographie des PFAS en Europe du Forever Pollution Project

En 2023, le [Forever Pollution Project](#) a réalisé une cartographie de la pollution par les PFAS en Europe, visant à reproduire un travail similaire précédemment mené aux États-Unis connu sous le nom de [PFAS Project Lab](#) et [PFAS Sites and Community Resources Map](#). Cet outil d'intérêt public vise à combler les lacunes dans la surveillance de la pollution par les PFAS en Europe. Avant le lancement de cette cartographie, les données principales à ce sujet étaient fournies par le Registre européen des rejets et des transferts de polluants (E-PRTR) qui est une base de données recensant les émissions annuelles demandées au titre de la directive sur les émissions industrielles des 60 000 plus grands complexes industriels issus de 65 activités économiques dans les 27 États membres de l'UE ainsi qu'en Islande, au Liechtenstein, en Norvège, en Serbie, en Suisse et au Royaume-Uni (EEA, 2023). Toutefois, ce Registre européen n'inclut pas spécifiquement les PFAS dans les 91 polluants de sept groupes (gaz à effet de serre, autres gaz, métaux lourds, pesticides, substances organiques chlorées, autres substances organiques et substances inorganiques) pour lesquels des données sur les émissions sont collectées et disponibles (Cordner et al., 2024).

Or, les efforts d'échantillonnage environnemental des PFAS ont fortement progressé au cours de la dernière décennie. A ce propos, le Forever Pollution Project a inclus la géolocalisation à l'échelle de l'UE de trois catégories de contamination par les PFAS : les sites de contamination par les PFAS connus, basés sur des données d'essais existantes ; les sites de contamination par les PFAS présumés, basés sur un modèle existant indiquant où la contamination devrait être présumée en l'absence d'essais existants ; et une nouvelle catégorie d'« utilisateurs connus de PFAS » pour capturer les emplacements des installations où les PFAS ont été fabriquées et/ou utilisées de la manière attendue (Cordner et al., 2024). La méthodologie du projet consiste à analyser des données provenant de données de prélèvements environnementaux (collecte de données sur la présence de PFAS dans les eaux de surface, les nappes phréatiques, les sols, et l'air), de demandes d'accès à l'information sur les sources industrielles (identification des installations industrielles, telles que les usines chimiques et les installations de traitement de déchets, qui utilisent ou produisent des PFAS) et également des études de santé publique (inclusion de données montrant les effets potentiels sur la santé des populations vivant à proximité des sites contaminés).

Pour réaliser cette cartographie, il y a eu une collaboration transfrontalière avec sept conseillers scientifiques et vingt-neuf journalistes en s'appuyant à la fois sur des méthodes scientifiques et des techniques de journalisme d'investigation telles que le renseignement de source ouverte et les demandes de liberté d'information pour cartographier la contamination à travers l'Europe, rendant publiques des données qui existaient auparavant en tant que « sciences invisibles » (Cordner et al., 2024).

Le Forever Pollution Project a ainsi permis de combler les lacunes de compilation systématique de l'emplacement des installations de production de PFAS et de données de surveillance pour l'UE. De fait, ce projet a identifié : « 22 934 sites de contamination connus, dont 20 installations de fabrication de PFAS, et 21 426 « sites de contamination présumée », dont 13 745 sites probablement contaminés par des rejets de AFFF, 2911 installations industrielles et 4752 sites liés à des déchets contenant des PFAS. En outre, le FPP a identifié 231 « utilisateurs connus de PFAS », une nouvelle catégorie de sites présentant un niveau de preuve intermédiaire d'utilisation de PFAS et considérés comme susceptibles d'être des sources de contamination. » (Cordner et al., 2024)

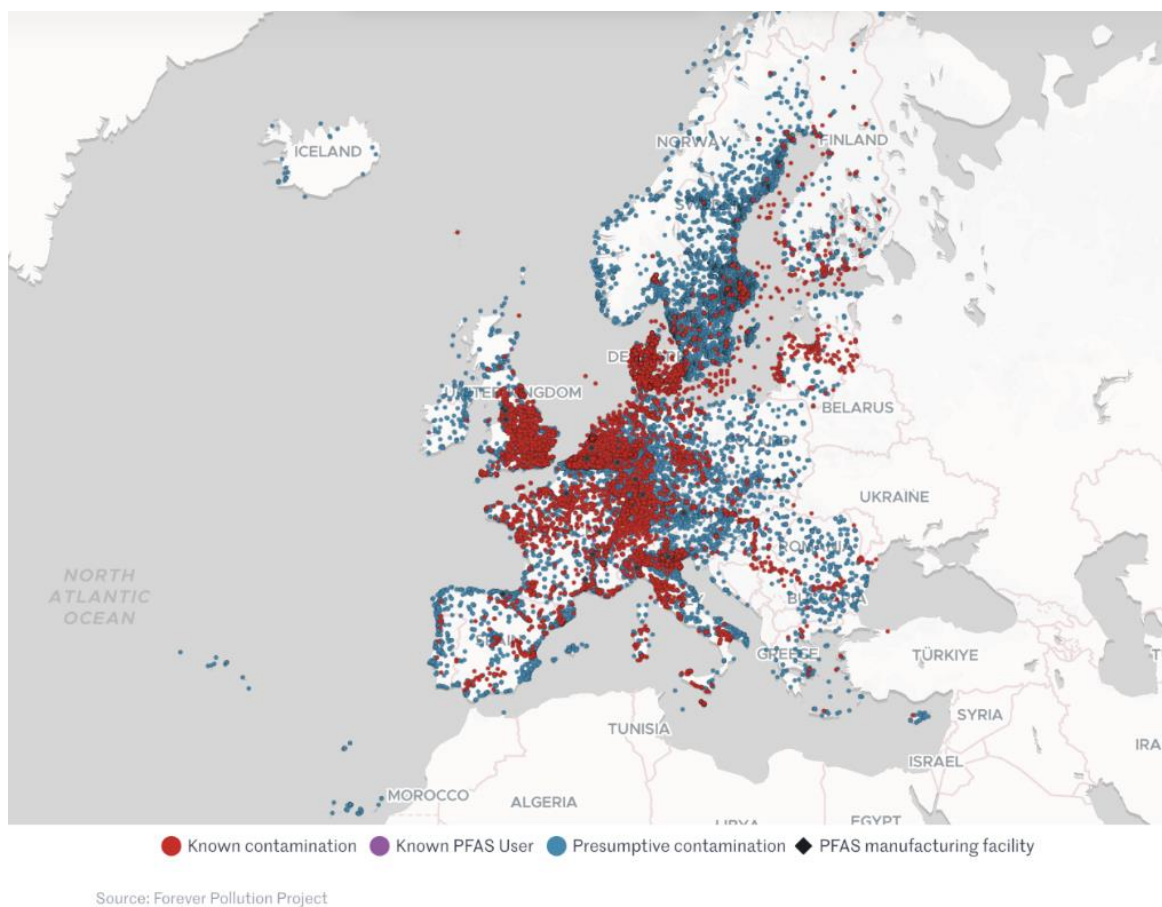


Figure 6 : Cartographie des sites de contamination détectés et présumés par les PFAS en Europe (Forever Pollution Project, 2023)

La cartographie du Forever Pollution Project (Figure 6) montre une répartition des sites contaminés ou potentiellement contaminés par les PFAS en Europe. Les zones de concentration se retrouvent principalement en Europe de l'Ouest notamment en Belgique, aux Pays-Bas, et en Allemagne. De fait, dans ces régions, il y a une très forte densité de contaminations détectées (en rouge) et présumées (en bleu). Les régions d'Anvers et de la Ruhr au nord de l'Allemagne sont considérées comme des zones critiques avec une densité élevée de points rouges. D'autres zones fortement contaminées (en rouge) sont le nord de l'Italie, notamment en Lombardie et en Vénétie (triangle industriel) ainsi qu'en Angleterre centrale. Les

zones les plus touchées en Europe sont donc situées dans les régions industrielles à forte activité chimique. Cette répartition reflète l'impact des industries chimiques et l'utilisation intensive de PFAS depuis des décennies.

Cependant, des lacunes significatives persistent dans les tests, si bien que les données actuelles sous-estiment l'étendue réelle de la contamination et privilégient les zones disposant de programmes de tests plus rigoureux (Cordner et al., 2024), ce qui contribue à une sous-estimation généralisée de la contamination en Europe. Cette sous-estimation généralisée est par ailleurs aggravée par l'absence de géolocalisation complète, d'échantillonnage exhaustif et de données accessibles au public.

Alors que les lacunes persistantes dans les tests et les données disponibles limitent notre compréhension de l'étendue réelle de la contamination par les PFAS, il est essentiel de replacer ces enjeux dans le cadre plus large des actions juridiques et politiques menées à différents niveaux pour encadrer et réduire l'impact de ces substances en Europe.

II. Typologie des actions

II.I Actions juridico-politiques

Nous allons à présent analyser les différentes actions juridico-politiques relatives aux mesures visant à réduire ou à interdire la fabrication et l'utilisation des PFAS. Cette analyse exposera tout d'abord les principes directeurs qui orientent les actions juridico-politiques sur les pollutions en Europe. Nous analyserons ensuite les réglementations internationales qui ont permis progressivement de poser un cadre pour la régulation des PFAS, notamment avec la Convention de Stockholm. Nous nous pencherons également sur le cadre législatif européen, notamment à travers la stratégie européenne pour les produits chimiques élaborée dans le cadre du Pacte Vert pour l'Europe. Dans ce contexte, une attention particulière sera portée à la directive européenne 2006/122/CE, souvent considérée comme un catalyseur ayant conduit à l'élaboration du règlement majeur de la politique des PFAS, le règlement REACH. Ce dernier sera étudié en détail, notamment en termes de ses implications et des transformations qu'il a induites. Enfin, nous aborderons les règlements sectoriels européens qui encadrent spécifiquement l'utilisation et la gestion des PFAS. Les diverses actions juridico-politiques seront résumées sous forme de tableau à la fin de ce chapitre.

II.I.I Principes directeurs : les principes de précaution, de prévention et du pollueur-payeur

Les principes directeurs, bien qu'ils n'aient pas de caractère contraignant, fournissent un cadre d'orientation pour les actions juridiques et politiques.

Le principe de précaution, provenant du principe de prévoyance « Vorsorgeprinzip » (Umweltbericht, 1976), s'applique lorsque les risques sont incertains mais potentiellement graves. A ce sujet, la Communication de la Commission européenne du 2 février 2000 précise que : « *Le recours au principe de précaution présuppose que les effets potentiellement dangereux d'un phénomène, d'un produit ou d'un procédé ont été identifiés et que l'évaluation scientifique ne permet pas de déterminer le risque avec suffisamment de certitude.* » (COM(2000) 1 final). En Europe, l'incertitude scientifique entourant les PFAS est principalement de nature épistémique, en raison d'un déficit significatif de données scientifiques disponibles. Cela conduit à des actions préventives basées sur le principe de précaution, telles que la proposition de restriction des PFAS dans l'UE par l'Allemagne, la Suède, les Pays-Bas, le Danemark et la Norvège, que nous verrons plus tard. Les propriétés intrinsèques des PFAS, notamment leur persistance, leur bioaccumulation et leur toxicité, sont jugées suffisantes pour justifier des restrictions ou des interdictions, même en l'absence d'une évaluation complète des expositions actuelles. Dans ce contexte, ces préoccupations s'étendent également aux PFAS à chaîne courte, qui, bien que souvent présentées comme des alternatives plus sûres, partagent, à minima, des caractéristiques similaires avec les substances PBT (Brendel et al., 2018). En conséquence, elles devraient être identifiées comme des « substances extrêmement préoccupantes » (SVHC) dans le cadre de REACH. Une telle identification

permettrait d'imposer des restrictions efficaces afin de minimiser l'exposition humaine et environnementale aux PFAS à chaîne courte dans l'Union européenne (Brendel et al., 2018).

Tandis que le principe de prévention s'applique lorsque les risques sont connus et prouvés scientifiquement. Les actions sont prises pour éviter un danger avéré et non possible. La différenciation entre les deux principes s'appuie sur la caractérisation du risque et sur l'étendue des connaissances disponibles concernant les dommages potentiels associés. De fait, la Commission européenne précise que : « *Le principe de précaution doit être distingué du principe de prévention, qui s'applique exclusivement aux risques avérés [...] Il s'agit du principe selon lequel il est nécessaire d'éviter ou de réduire les dommages liés aux risques avérés d'atteinte à l'environnement, en agissant en priorité à la source et en recourant aux meilleures techniques disponibles.* » (COM(2000) 1 final). Un exemple illustrant le principe de prévention est l'inscription des PFOA et PFOS dans la Convention internationale de Stockholm, qui est une démarche basée sur la prévention puisqu'une interdiction stricte a lieu. De plus, le fait de « recourir aux meilleures techniques disponibles » renvoie aux techniques de traitement (de séparation, de dégradation, de destruction et de bioremédiation) pour la remédiation des PFAS que nous verrons dans la partie II.II Actions technologiques : Techniques de traitement des PFAS.

D'après l'article 191 du Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne (TFUE), le principe du pollueur-payeur s'applique pour responsabiliser les acteurs économiques face à leurs impacts environnementaux. Il est directement lié au principe de prévention, car il incite les pollueurs à éviter les dommages à l'avance en investissant dans des mesures préventives. Il peut aussi être utilisé dans le cadre du principe de précaution, en demandant au pollueur de financer des actions même en cas d'incertitude scientifique. Le principe du pollueur-payeur est un outil clé pour internaliser les coûts environnementaux dans les décisions économiques et a pour but de combattre le crime industriel facilité par l'État, concept juridique souvent utilisé par les industriels.

II.I.II Régulations internationales : les Convention de Stockholm et d'Aarhus et les déclarations de Madrid et de Zurich

Le 22 mai 2001, la Convention de Stockholm sur les POP a été adoptée par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Le 17 mai 2004, cette même convention est entrée en vigueur. Le 9 mai 2009, ce traité multilatéral est ratifié par la Belgique, ce qui lui impose, tout comme à tous les autres États signataires, des obligations légales de réduction des PFOS qui figurent dans la liste des substances chimiques interdites en raison de leur nature omniprésente, persistante, bioaccumulable et toxique. En 2019, un amendement est ajouté pour certaines substances PFAS à chaîne courte, telles que l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA) et l'acide perfluorobutanesulfonique (PFBS). Plusieurs fabricants dont 3M et DuPont décident alors de réglementer ou d'arrêter leurs productions.

La Déclaration de Madrid a été publiée en 2015 par deux cents scientifiques. Celle-ci est un appel à l'action et elle vise à informer sur les dangers des PFOA et de ses substituts en tant que perturbateurs endocriniens. La déclaration est un outil non contraignant mais s'inscrit dans une stratégie visant à compléter les instruments juridiquement contraignants tels que la Convention de Stockholm.

Le 31 août 2018 est signée la Déclaration de Zurich. Il s'agit d'une déclaration scientifique collaborative entre scientifiques, décideurs politiques et régulateurs destinée à limiter l'utilisation des PFAS aux applications strictement essentielles, à encourager les études pour développer des alternatives, à proposer des cadres législatifs plus stricts pour éliminer ces substances et promouvoir une collaboration internationale pour surveiller les PFAS. Tout comme la déclaration de Madrid, celle-ci n'est pas juridiquement contraignante et complète la Convention de Stockholm.

La Convention d'Aarhus sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement, a été adoptée le 25 juin 1998 lors d'une réunion des ministres de l'environnement à Aarhus, au Danemark. Cette convention, qui est entrée en vigueur le 30 octobre 2001, est un instrument juridique international contraignant qui impose des droits procéduraux environnementaux aux États et aux autorités publiques. Elle est une pierre angulaire du droit international de l'environnement et joue un rôle crucial dans la démocratisation des décisions environnementales et dans l'amélioration de l'accès à la justice pour les citoyens et les ONG. Cette convention ne traite pas spécifiquement des PFAS mais joue un rôle clé en facilitant la transparence et la participation du public par rapport à la gestion de ces substances.

II.I.III Cadre législatif européen : le Pacte Vert, sa stratégie « Zéro pollution » et ses directives sur l'eau 2000/60/CE, 2006/118/CE et 2008/105/CE

Dans le cadre du Pacte Vert pour l'Europe, la Commission européenne a adopté une stratégie de « Zéro pollution » dans le domaine des produits chimiques. Cette stratégie vise à réduire les niveaux de pollution à des seuils non dommageables pour la santé humaine et l'environnement d'ici 2050 (COM (2021) 400 final). Dans ce cadre, la Commission européenne a présenté en octobre 2022 une « proposition visant à réviser les listes de polluants des eaux de surface et des eaux souterraines qui doivent être surveillés et contrôlés pour protéger les masses d'eau douce de l'UE » comme écrit dans le Communiqué de presse du 12 septembre 2023 (COM(2022) 540 final). La nouvelle législation a proposé de mettre à jour les législations clés relatives à la qualité de l'eau, à savoir, la Directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) qui fournit le cadre général pour la gestion des ressources en eau dans l'UE ; la Directive sur les eaux souterraines (2006/118/CE) qui fixe des normes pour la prévention de la pollution des eaux souterraines ainsi que la Directive sur les normes de qualité environnementale des eaux de surface (2008/105/CE) qui définit les substances prioritaires à surveiller pour protéger les écosystèmes aquatiques. Cette mise à jour a deux objectifs principaux. Le premier objectif est d'inclure les PFAS dans les listes de substances prioritaires définies par la Directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE), qui cible la

réduction progressive et la surveillance de certains PFAS spécifiques dans les eaux de surface. Le deuxième objectif est d'introduire un nouveau paramètre, appelé "total PFAS", pour mesurer la concentration globale de ces substances, ce qui permettra de fixer des normes spécifiques de qualité pour les eaux de surface et les eaux souterraines. Ces ajouts s'appliquent également aux listes de polluants réglementés par la Directive sur les eaux souterraines (2006/118/CE) et la Directive sur les normes de qualité environnementale (2008/105/CE), garantissant ainsi une gestion coordonnée des PFAS dans différents types d'eau. Les listes de polluants et la liste des substances prioritaires sont complémentaires pour assurer une gestion cohérente des substances dangereuses dans les ressources en eau dans l'Union européenne.

La stratégie « Zéro pollution » appuie les engagements européens dans le cadre de la Convention de Stockholm et les collaborations internationales pour interdire les POP (y compris les PFAS identifiés comme tels) à l'échelle européenne (COM (2021) 400 final). La stratégie prévoit une interdiction progressive de toutes les utilisations non essentielles des PFAS dans l'Union européenne, avec des exemptions limitées pour les applications indispensables. Comme nous l'avons vu, Cousins et al. ont suggéré de distinguer les utilisations essentielles des utilisations substituables et non essentielles. Ils encourageaient également de ne pas avoir le concept d'essentialité comme un concept permanent mais comme un concept tangible afin d'aller vers des alternatives plus durables. A ce sujet, la stratégie chimique pour la durabilité (CSS) se réfère à une autre définition du concept d'essentialité précisé dans le Protocole de Montréal de 1987 (Eionet, 2021). Ce protocole ne couvre pas directement les PFAS mais le concept d'essentialité défini dans ce traité peut être interprété pour aider la régulation des PFAS. Dans ce cas, le Protocole stipule dans la Décision IV/25 qu'« *une utilisation d'une substance réglementée devrait être qualifiée d'« essentielle » si et seulement si (1) elle est nécessaire à la santé, à la sécurité ou est essentielle au fonctionnement de la société (y compris les aspects culturels et intellectuels) ; et (2) s'il n'existe pas d'alternatives ou de substituts disponibles, techniquement et économiquement réalisables qui soient acceptables du point de vue de l'environnement et de la santé* ». Contrairement à cette définition du protocole, Cousins et al. ne prennent pas en compte la faisabilité économique et technique des solutions de remplacement, ni les implications environnementales potentielles des PFAS. Ainsi, les exemptions aux mesures de contrôle, telles que les interdictions, concernant les PFAS peuvent être justifiées par les avantages qu'elles procurent à la société, notamment en raison du caractère essentiel de certaines de leurs applications (Eionet, 2021). Toutefois, ces exemptions doivent être évaluées en tenant compte des conséquences qu'elles entraînent, en particulier les coûts associés à la transition vers des substances ou des technologies alternatives plus sûres, ainsi que les impacts négatifs liés à la persistance des PFAS pour l'environnement et la santé (Eionet, 2021).

L'interdiction progressive de toutes les utilisations non essentielles repose sur le règlement REACH, dont les principes et les mécanismes sont explicités ci-dessous. La nécessité d'une prise de décision équilibrée a été adoptée dans le règlement REACH, qui prévoit l'obligation de fournir des informations

détaillées sur les PFAS et les technologies utilisées pour leur remédiation (Eionet, 2021). Il sera ainsi possible d'autoriser ou non la poursuite de l'utilisation de ces substances jugées extrêmement préoccupantes pendant une période déterminée (Eionet, 2021). Ces informations serviront dans le processus d'évaluation des avantages et des coûts liés à la restriction proposée. Cette restriction est le résultat de mesures de contrôle mises en place pour supprimer les risques liés à la production, à la fabrication et à la commercialisation des PFAS.

II.I.IV La directive 2006/122/CE transitoire avant le REACH

La Directive 2006/122/CE, vue comme le pré-REACH, adoptée avant l'entrée en vigueur du règlement REACH, est une législation cruciale qui va permettre de restreindre l'utilisation des PFOS à des applications uniquement essentielles. Toutefois, des dérogations sont faites pour des usages essentiels, par exemple pour les mousses anti-incendie. Cette directive a permis, par la suite, d'ajouter les PFOS à la liste des POP lors de la Convention de Stockholm de 2009 et a donc ouvert la voie au règlement 2019/1021 des POP pour une restriction sévère des PFOS et PFOA et surtout au règlement REACH 1907/2006 comme mécanisme initial global d'évaluation des PFAS en Europe avec l'initiative des cinq États membres pour une restriction généralisée des PFAS incluant les PFOS.

II.I.V Règlements européens : le REACH n°1907/2006 et les règlements POP n°850/2004 et n°2019/1021

Le 18 décembre 2006, le règlement REACH (CE) n°1907/2006 (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, soit l'« enregistrement, évaluation et autorisation des substances chimiques ») a été adopté par l'Union européenne (*REACH Regulation - European Commission*, 2024) et est entré en vigueur le 1^{er} juin 2007. Le règlement REACH fait partie des différents axes proposés par le Pacte Vert européen. Comme son nom l'indique, ce règlement a pour objectif de sécuriser la production, l'importation, et l'utilisation des substances chimiques en Europe en établissant un cadre pour leur enregistrement, évaluation, autorisation et restriction. Les PFAS y sont identifiées comme « d'intérêt prioritaire pour la gestion des risques ». Dans l'Annexe XVII du règlement REACH figurent les PFOA et les PFOS classées comme « substances extrêmement préoccupantes ». Leur utilisation est dès lors limitée à des applications strictement nécessaires. Cependant, d'autres PFAS bénéficient encore d'exemptions dans le cadre de REACH, ce qui limite l'application d'une restriction universelle. En effet, contrairement aux règlements POP n°850/2004 et n°2019/2021 qui ciblent spécifiquement les polluants organiques persistants, le règlement REACH s'applique à une grande diversité de substances chimiques dont les PFAS. Ce règlement vise à réguler globalement les substances chimiques dangereuses, mais ne propose pas encore une interdiction généralisée des PFAS. En 2007, la mise en œuvre du règlement REACH a conduit à la création de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). Le 20 juin 2013, l'ECHA a inscrit les PFOA sur la liste des SVHC en raison de ses propriétés de persistance, de bioaccumulation et de toxicité.

L'article 1 du règlement REACH (n°1907/2006) stipule que ce cadre législatif s'appuie explicitement sur le principe de précaution comme fondement de son application. L'application du principe de précaution peut conduire à un renversement de la charge de la preuve, exigeant des entreprises potentiellement responsables de prouver que les substances qu'elles produisent et utilisent sont inoffensives. De fait, le règlement REACH a transformé la régulation des substances chimiques dans l'UE en inversant la charge de la preuve : fabricants et importateurs doivent démontrer la sécurité de leurs produits avant leur mise sur le marché, selon le principe « pas de données, pas de marché ». Ce renversement de la charge de la preuve induit plus de transparence et de responsabilité de la part des entreprises. Le règlement REACH a donc permis l'encadrement strict des substances préoccupantes, notamment des PFAS, ainsi que la promotion d'alternatives plus sûres grâce au principe de substitution, c'est-à-dire en substituant les PFAS par des alternatives moins nocives. Toutefois, des exemptions ont été accordées pour l'utilisation de PFAS jugées « essentielles ». Par ailleurs, le processus de ce règlement est à la fois long et complexe. Il convient dès lors d'accélérer la mise en place de nouvelles restrictions.

Le règlement (CE) n°850/2004 sur les POP a mis en œuvre les obligations européennes déterminées dans le cadre de la Convention de Stockholm. Le règlement (UE) n°2019/2021 substitue le règlement de 2004 et met davantage l'accent sur les mesures de lutte contre les POP. Le règlement spécifique européen POP n°2019/2021 contient des textes juridiques dérivés des engagements internationaux pris dans le cadre de la Convention de Stockholm et a pour but de limiter la production et l'utilisation des POP. Dans ce règlement, les engagements de la Convention de Stockholm sont transposés en obligations juridiques contraignantes au niveau régional ou national. Le règlement ajoute également des nouvelles substances, incite une meilleure coordination avec le règlement REACH et promeut la collaboration avec l'ECHA. Le règlement (UE) n°2019/2021 permet surtout l'interdiction stricte et totale des PFOA et PFOS ou du moins impose une restriction sévère de ces substances.

II.I.VI Application du règlement REACH : la restriction universelle des PFAS proposée par les cinq États membres

Le 13 janvier 2023, l'Allemagne, la Suède, les Pays-Bas, le Danemark et la Norvège ont soumis à l'ECHA une proposition de restriction universelle des PFAS qui interdirait 10 000 PFAS dans l'Union européenne d'ici 2026-2027 (ECHA, 2023). La proposition de restriction fait partie des outils réglementaires disponibles dans le cadre du règlement REACH qui porte sur la notion de « risque inacceptable » que posent les polluants chimiques dangereux (Titre VIII de REACH de l'article 68 à l'article 73). Ainsi, cette proposition n'est pas une initiative indépendante, au contraire, elle fait partie d'une application ciblée du cadre réglementaire existant de REACH afin de restreindre l'utilisation des substances les plus préoccupantes pour la protection de la santé humaine et de l'environnement.

Le processus d'une restriction peut se faire par deux biais : soit par une proposition d'Etats membres (c'est le cas pour cette proposition de restriction des PFAS) ; soit par une proposition de l'ECHA. Pour ce faire, les Etats membres doivent avancer les trois conditions suivantes : « 1) *L'existence d'un risque pour la santé ou l'environnement* ; 2) *Un contrôle inadéquat* ; 3) *Une pollution transfrontalière (d'où la nécessité que cette restriction soit gérée par l'Union européenne)* » (RTBF, 2023).

Le 7 février 2023, la proposition de restriction de la part des cinq États membres a été publiée, marquant le début d'une consultation publique. Ce processus européen suit les étapes classiques : une phase de proposition, suivie d'une consultation publique. Cette dernière, qui s'est déroulée entre le 22 mars et le 25 septembre 2023, a suscité un nombre de commentaires sans précédent dans l'histoire de l'Agence européenne des produits chimiques.

Parallèlement, dès mars 2023, les comités scientifiques de l'ECHA ont examiné la conformité de la proposition avec le règlement REACH. Ceci équivaut à l'étape suivante, celle de l'évaluation de cette proposition par les deux sous-groupes de l'ECHA : le Comité d'évaluation des risques (RAC) et le Comité d'analyse socio-économique (SEAC). À l'automne 2023, ces deux comités ont approfondi leur analyse en étudiant les contributions issues de la consultation publique, s'appuyant sur des données fiables pour évaluer les impacts scientifiques et économiques. Conformément aux exigences du règlement REACH, ces deux comités devront formuler leurs avis d'ici fin 2025.

La Commission européenne devra en outre prendre une décision en 2025 en se basant sur l'article 73 du règlement REACH, pour répondre à ces deux questions :

- « *Y a-t-il un risque inacceptable qui doit être saisi au niveau européen ?* »
- « *Cette proposition de restriction est-elle la plus appropriée en prenant en compte les impacts socio-économiques comme l'existence ou non d'alternatives ?* » (RTBF, 2023)

La Commission européenne devra ensuite rédiger une proposition définitive et la soumettre au vote des 27 États membres. Une fois adoptée, l'interdiction des PFAS devrait entrer en vigueur la même année, mais avec une mise en œuvre progressive. Dix-huit mois après l'adoption, soit en 2026 ou 2027, les premières restrictions commenceront à s'appliquer. Une période transitoire est prévue pour permettre aux secteurs concernés de s'adapter. Cinq ans après l'entrée en vigueur, les premières dérogations prendront fin, obligeant les secteurs concernés à respecter l'interdiction. Enfin, douze ans après l'entrée en vigueur, toutes les dérogations prendront fin, entraînant une interdiction totale des PFAS.

L'enjeu est majeur puisque sans intervention, environ 4,4 millions de tonnes de PFAS pourraient être libérées à l'échelle mondiale dans l'environnement au cours des 30 prochaines années (ECHA, 2023). Cette restriction vise à limiter les impacts sanitaires, écologiques et économiques, notamment en réduisant les coûts croissants liés au traitement des eaux et des sols contaminés qui se font actuellement avec des technologies coûteuses de traitement pour respecter les seuils de qualité de l'eau comme nous le verrons dans la partie II.II Actions technologiques.

Force est de constater que cette proposition de restriction est un processus extrêmement long comme de nombreux processus européens. A ce propos, une médiatrice européenne⁴, Emily O'Reilly, a mené une enquête préliminaire le 8 juin 2023, enregistrée sous la référence OI/2/2023/MIK, sur les pratiques administratives de la Commission européenne. Cette enquête s'est clôturée par une recommandation formulée le 17 octobre 2024. Le rapport d'enquête met en lumière des retards significatifs dans le processus décisionnel de la Commission concernant les PFAS. Bien que la législation impose un délai de trois mois pour certaines décisions, le processus s'est étendu sur quatorze mois et demi, engendrant des inquiétudes quant à l'efficacité et à la transparence de la gestion des risques liés aux PFAS. La Commission a été invitée par la médiatrice à publier les rapports des réunions du comité REACH et à assurer un suivi transparent du processus décisionnel.

II.I.VII Règlementations sectorielles : les directives 2020/2184 et 2010/75/UE et le règlement 2023/915

Parmi les réglementations sectorielles qui s'appliquent aux PFAS figure la directive européenne 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). Adoptée le 16 décembre 2020, elle fixe une valeur limite de 100 ng/L pour la somme des concentrations de 20 PFAS spécifiques dans l'eau potable et prévoit par ailleurs une surveillance du paramètre « PFAS total » avec une limite de qualité associée de 500 ng/L incluant tous les composés PFAS.

La directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles est une autre réglementation sectorielle qui s'applique indirectement aux PFAS mais qui impose des limites strictes aux émissions de polluants dangereux. Les installations industrielles ont la responsabilité d'utiliser les meilleures techniques disponibles afin de minimiser les rejets sur l'environnement. Cette directive vise également l'élimination progressive des PFAS, tout comme d'autres réglementations européennes ciblant spécifiquement les PFAS, telles que le REACH et les règlements n°850/2004 et n°2019/2021 sur les POP.

Le règlement (UE) 2023/915, qui est également une réglementation sectorielle, établit des seuils maximaux pour certains contaminants, y compris les PFAS, dans les denrées alimentaires. Ce règlement s'appuie notamment sur les recommandations scientifiques de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA). En 2020, l'EFSA a fixé une dose tolérable hebdomadaire pour quatre PFAS (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS) à 4,4 ng par kilo de poids corporel. Ce seuil sert de référence pour contrôler la présence des PFAS dans les denrées alimentaires et permet d'orienter les mesures de gestion des risques prises par la Commission européenne.

⁴ La médiatrice européenne est chargée de contrôler l'administration dans les institutions européennes.

II.I.VIII Synthèse des actions juridico-politiques pour la régulation des PFAS en Europe

Types d'actions juridico-politiques	Exemples d'actions juridico-politiques
Principes directeurs	• Principe de précaution • Principe de prévention • Principe pollueur-payeur
Régulations internationales	• Convention d'Aarhus (1998) • Convention de Stockholm (2001) • Déclaration de Madrid (2015) • Déclaration de Zurich (2018)
Cadre législatif européen	• Stratégie « Zéro pollution » du Pacte Vert • Directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) • Directive sur les eaux souterraines (2006/118/CE) • Directive sur les normes de qualité environnementale des eaux de surface (2008/105/CE)
Transition vers REACH	• Directive 2006/122/CE
Règlements européens	• Règlement REACH n°1907/2006 • Règlements POP ○ n°850/2004 ○ n°2019/1021
Application du règlement REACH	• Proposition de restriction universelle par les cinq États membres
Règlementations sectorielles	• Directive 2010/75/UE sur les émissions industrielles • Directive 2020/2184 sur la qualité de l'eau potable • Règlement 2023/915 sur les contaminants alimentaires

Tableau 2: Synthèse des actions juridico-politiques pour la régulation des PFAS en Europe

II.II Actions technologiques : Techniques de traitement des PFAS

II.II.I Les stations de traitement des eaux usées : le traitement quaternaire

Les STEP conventionnelles ne permettent pas d'éliminer entièrement les micropolluants organiques dont les PFAS en raison de leur structure chimique (Leung et al., 2022). En effet, une partie des PFAS passe dans les eaux traitées et une autre s'accumule dans les boues d'épuration. La STEP classique comprend en général un prétraitement pour assurer qu'on ne prend que de l'eau, un traitement primaire pour éliminer la matière en suspension, un traitement secondaire pour le traitement du carbone et, enfin, un traitement tertiaire pour le traitement de l'azote et du phosphore (SPGE, 2018). Il est rare qu'elle inclue un traitement quaternaire, n'étant pas obligatoire, qui pourtant est essentiel pour l'élimination des polluants émergents comme les PFAS (SPGE, 2018). Ainsi, rendre obligatoire le traitement quaternaire dans les stations de traitement des eaux usées pourrait contribuer à réduire les concentrations de PFAS. Cependant, leur élimination complète reste un défi important sans la mise en place de nouvelles technologies de traitements. En effet, ces nouvelles technologies sont souvent coûteuses et nécessitent une évaluation coûts-avantages pour leur déploiement à grande échelle.

Le traitement quaternaire comprend deux types de techniques : la technique de dégradation des micropolluants via notamment les procédés d'oxydation avancée (AOP) et la technique de séparation des composés micropolluants organiques de l'eau via la séparation membranaire (par nanofiltration ou osmose inverse) et l'adsorption (sur charbon actif). Ces différentes techniques seront analysées en détail dans la section suivante, où leur fonctionnement sera précisé. Cependant, une brève présentation est proposée ici afin de fournir une première compréhension des technologies utilisées dans le cadre du traitement quaternaire.

Les procédés d'oxydation avancée incluent un ensemble de technologies existantes ou en développement qui visent l'oxydation complète jusqu'à minéralisation des composés organiques présents dans l'eau : eau oxygénée et réactifs de Fenton, ozone, UV et oxydation électrochimique. Ces technologies passent par des formes réactives de l'oxygène ($\text{OH}^\bullet$, $\text{O}^\bullet$) et peuvent ainsi dégrader les micropolluants organiques dont les PFAS. Nous nous attarderons sur un des procédés qui est le plus récurrent, à savoir l'oxydation électrochimique.

Les techniques membranaires se font grâce à un filtre composé d'une membrane poreuse qui filtre les molécules en solution. Il existe quatre catégories de filtres : la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse. La nanofiltration et l'osmose inverse s'avèrent particulièrement adaptées à l'élimination des PFAS. De même, l'adsorption sur charbon actif, en raison de son efficacité pour les composés hydrophobes, constitue une technologie efficace pour le traitement de ces substances. Un traitement quaternaire pourrait ainsi contribuer à une réduction significative des concentrations de PFAS

dans les effluents des stations d'épuration, notamment par la combinaison de technologies telles que la filtration membranaire et les procédés d'oxydation avancée.

Les propriétés chimiques des PFAS et leur comportement dans l'eau représentent un défi majeur lors de l'élaboration de nouvelles technologies de remédiation des PFAS (Wanninayake, 2021). De plus, comme nous l'avons vu dans la partie I.I Compréhension et composition des PFAS, les PFAS à chaîne courte sont trop mobiles pour être concentrées, ce qui pose des problèmes supplémentaires en matière d'assainissement (Merino et al., 2016). C'est pourquoi la section suivante proposera un aperçu des différentes techniques spécifiques disponibles pour le traitement des PFAS, englobant non seulement les technologies quaternaires, mais également les technologies émergentes. Ces techniques de traitement incluront des techniques de séparation, de dégradation, de destruction, ainsi que des méthodes de bioremédiation. La séparation consiste en l'extraction des PFAS sans les détruire, mais en les concentrant, comme par exemple la filtration ou l'adsorption. La destruction est une élimination complète des PFAS. La dégradation quant à elle, vise à casser les liaisons chimiques des PFAS pour altérer leur propriétés toxiques. Enfin, la bioremédiation est l'élimination des PFAS via des organismes vivants tels que des micro-organismes (bactéries, champignons) ou des plantes. Il convient de souligner que cette liste n'est pas exhaustive et regroupe les principales technologies ainsi que celles émergentes pour la remédiation des PFAS, dont une partie significative demeure encore en phase de développement en Europe.

II.II.II Techniques de séparation des PFAS

L'adsorption par charbon actif granulaire

Une technique de traitement par séparation très récurrente est l'adsorption par charbon actif granulaire (GAC). Comme mentionné précédemment, cette technologie est retrouvée dans le traitement quaternaire. Elle est l'une des technologies de traitement les plus pratiques et les plus efficaces pour éliminer les PFAS de l'eau, en particulier ceux à longue chaîne (Appleman et al., 2014). L'adsorption est un processus où les molécules des contaminants se fixent à la surface du charbon actif via des forces physiques. Les molécules indésirables sont piégées dans les micropores, ce qui les empêche de rester dans le fluide traité. De plus, la surface du charbon actif granulaire est non polaire et comporte peu de groupes fonctionnels, ce qui permet d'éliminer les PFAS par interaction hydrophobe (Perrich, 2018). Cette méthode est avantageuse parce qu'elle est facile à mettre en œuvre pour un coût économique relativement bas tout en étant efficace pour diverses PFAS. Elle est également facilement applicable à grande échelle. Cependant, elle est moins efficace pour les PFAS à chaîne courte, et la saturation du charbon actif nécessite un renouvellement fréquent (Rahman et al., 2014 ; Li et al., 2022).

La nanofiltration

La nanofiltration est une autre technologie retrouvée dans le traitement quaternaire pour retirer des éléments précis tels que des pesticides. Elle est une technique membranaire permettant la séparation à l'échelle des ions et des monomères organiques (Bargeman, 2021). Cette méthode de filtrage sophistiquée utilise des membranes semi-perméables dont les pores ont une taille comprise entre 1 et 10 nm (Mahmoud et Mostafa, 2023). Ainsi, les PFAS à chaîne longue, notamment le PFOA et le PFOS dont la taille est comprise entre 1 et 1,2 nm, sont retenus par la membrane (Wan et al., 2022). Toutefois, les PFAS à chaîne courte, dont la taille est plus petite, ne sont pas efficacement éliminés à travers cette méthode de filtration (Zhi et al., 2025). L'avantage de cette méthode est un développement industriel important car ses coûts économiques sont faibles (Bargeman, 2021).

La séparation membranaire par osmose inverse

Une autre technique de séparation est la filtration par membranes, aussi appelée osmose inverse (RO), qui est une technologie de filtration du traitement quaternaire utilisée pour éliminer les micropolluants en forçant l'eau à travers une membrane semi-perméable sous pression. Elle est très efficace pour une large gamme de PFAS et peut être combinée avec d'autres traitements (Ross et al., 2018). Cette technologie est également applicable à grande échelle (Meegoda et al., 2022). Cependant, son coût énergétique est élevé et un encrassement des membranes ainsi que le rejet de concentrés peut avoir lieu. Ainsi, le coût initial de ce traitement est élevé et le coût énergétique total l'est également. En tenant compte des coûts environnementaux, cette méthode génère des concentrés de PFAS nécessitant un traitement ultérieur ainsi qu'une haute consommation d'énergie (Rahman et al., 2014).

Les résineuses échangeuses d'ions

Une autre technique de séparation est une méthode basée sur des résineuses échangeuses d'ions (IXR). Cette technique se base sur un échange anionique. Les PFAS qui sont la plupart du temps des anions, compte tenu de leur structure chimique, sont remplacées par d'autres types d'anions comme le chlorure ou l'hydroxyde. Ces résineuses peuvent éliminer un grand nombre de PFAS à chaînes longues et courtes (Yadav et al., 2022). Cette technologie couramment utilisée a des capacités d'adsorption plus élevées, un temps de contact plus court, et un encombrement plus réduit des équipements que la méthode d'adsorption sur charbon actif granulaire. Elle peut-être régénérée sur place en étant applicable à grande échelle, et a une meilleure performance pour l'élimination de PFAS à chaînes courtes que l'adsorption sur charbon actif et les procédés d'oxydation avancée (Dixit et al., 2021). Toutefois, cette technique nécessite une régénération fréquente et utilise des résines spécifiques dont le coût économique est élevé (Rahman et al., 2014 ; Li et al., 2022).

II.II.III Techniques de destruction des PFAS

L'incinération

La technique de destruction la plus récurrente actuellement est l'incinération à haute température. De nombreuses installations d'incinération traitent déjà des PFAS. Par conséquent, le coût de la mise en œuvre de la technologie sera inférieur à ceux des autres technologies de destruction des PFAS que nous verrons ci-dessous. La chaleur est appliquée dans le traitement thermique pour détruire les matériaux. La destruction par incinération des PFAS donne lieu à des produits finaux tels que le monoxyde de carbone, le dioxyde de carbone, l'eau et le fluorure d'hydrogène. En raison de leur structure unique, les PFAS sont considérées comme des molécules stables, ce qui se traduit par la nécessité d'appliquer notamment des températures extrêmement élevées (900–1100 °C) pour atteindre un niveau de destruction satisfaisant (Watanabe et al., 2016). En comparaison, la destruction thermique de la plupart des composés organiques se produit entre 590°C et 650°C. Tandis que la plupart des incinérateurs de déchets dangereux fonctionnent entre 980 °C et 1200 °C (Watanabe et al., 2016). L'incinération détruit ainsi efficacement les PFAS à des températures élevées. Toutefois, les coûts énergétiques et environnementaux associés à cette technologie sont particulièrement élevés. En effet, son utilisation entraîne des émissions atmosphériques de gaz à effet de serre ainsi que la formation potentielle de produits de combustion incomplets (Winchell et al., 2021). Par ailleurs, les sous-produits issus de l'incinération des déchets incluent des cendres résiduelles, contenant des éléments non brûlés, ainsi que des gaz renfermant de fines particules et des composés volatils (Wang et al., 2022).

Les procédés d'oxydation avancée : l'oxydation électrochimique

Parmi les procédés d'oxydation avancée (AOP) utilisés dans le traitement quaternaire, on retrouve l'oxydation électrochimique. Les procédés d'oxydation avancée sont des techniques de destruction de traitement de l'eau qui génèrent des composés chimiques hautement réactifs, telles que les radicaux hydroxyles ($\text{OH}\cdot$), pour dégrader des polluants organiques, y compris les PFAS. L'oxydation électrochimique utilise un courant électrique à travers une solution conductrice entre l'anode et le cathode pour générer ces radicaux et autres composés réactifs à partir de l'eau, permettant ainsi de décomposer les PFAS (Meegoda et al., 2022). Les contaminants sont adsorbés et dégradés sur l'électrode ou dans le milieu liquide ((Leung et al., 2022) cité dans Meegoda et al., 2022). Il a été démontré que cette méthode décompose les PFAS en produits inoffensifs pour l'environnement (Meegoda et al., 2022). Comme le montre la figure 7, l'oxydation induit un transfert d'électrons des PFAS vers l'anode. Une série de réactions sépare les produits intermédiaires du composé d'origine, qui sont ensuite défluorés⁵ (Meegoda et al., 2022). L'oxydation complète des liaisons carbone-fluor dans les PFAS entraîne la formation d'oxyde de carbone et d'ions fluorure comme produits finaux (Liang et al., 2022).

⁵ Le terme défluoré désigne l'élimination des atomes de fluor des PFAS.

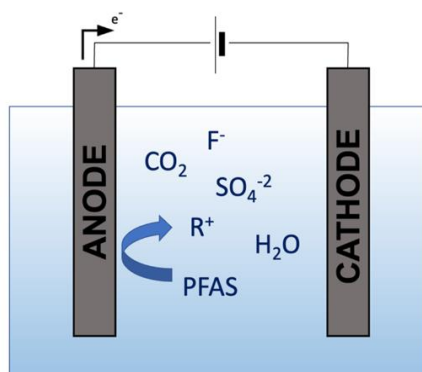


Figure 7 : Fonctionnement d'un procédé d'oxydation avancé : l'oxydation électrochimique (Meegoda et al., 2022)

L'oxydation électrochimique reste cependant une technologie émergente qui nécessite davantage de recherche afin d'atteindre son optimisation. En utilisant cette technologie, le traitement des PFAS à chaîne longue permet d'obtenir des taux d'élimination de plus de 99 % (Veciana et al., 2022). Par contre, le taux d'élimination des PFAS à chaîne courte est plus faible (Veciana et al., 2022). Tout comme l'incinération, l'oxydation électrochimique peut générer des sous-produits indésirables tels que le perchlorate et le bromate (Ross et al., 2018). Étant donné l'efficacité de cette technologie, elle pourrait être implémentée dans les stations d'épuration (Radjenovic et Sedlak, 2015). De plus, elle peut facilement être combinée à d'autres technologies. En dépit de son efficacité, la mise en œuvre du traitement électrochimique à grande échelle rencontre certaines limites comme le coût élevé des électrodes et la formation de sous-produits toxiques dans l'eau traitée (Radjenovic et Sedlak, 2015).

II.II.IV Techniques de dégradation des PFAS

Le plasma non thermique

L'utilisation du plasma⁶ non thermique (PNT) est préférable au plasma thermique pour traiter l'eau contaminée par les PFAS car il peut être produit à la pression atmosphérique dans l'air ou avec des gaz de support, tels que He, Ne, Ar, O₂ et N₂, et nécessite donc peu d'énergie pour être alimenté. (Palma et al., 2022).

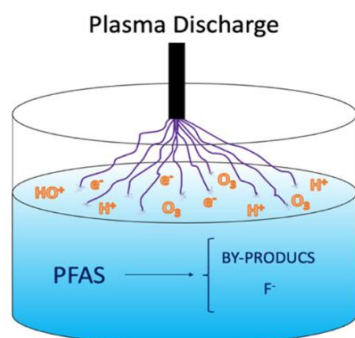


Figure 8 : Processus de dégradation des PFAS à l'aide d'une décharge de plasma non thermique dans une solution aqueuse (Meegoda et al., 2022)

La figure 8 ci-dessus illustre le processus de dégradation des PFAS par décharge de plasma non thermique dans une solution aqueuse. Cette décharge de plasma est produite par une électrode placée dans un liquide, généralement de l'eau, créant ainsi une zone de plasma riche en particules réactives. L'application de la décharge de plasma induit la formation de diverses espèces réactives dans l'eau, telles que les radicaux hydroxyles (OH•), puissants agents oxydants qui attaquent les molécules de PFAS en rompant leurs liaisons chimiques. Elle génère également des oxydants comme l'ozone (O₃), qui contribuent à la dégradation des PFAS, ainsi que des radicaux hydrogène (H•) réactifs qui participent aux réactions secondaires, et des ions H⁺ qui facilitent les processus chimiques en milieu aqueux. Suite à l'attaque des PFAS par ces radicaux et autres espèces réactives, les molécules de PFAS sont dégradées en sous-produits moins nocifs, tels que des ions fluorures (F⁻) et de petites molécules organiques, comme le dioxyde de carbone ou l'acide formique.

Cette méthode présente l'avantage qu'elle ne nécessite pas l'ajout de réactifs chimiques externes, ce qui permet de réduire les coûts et la production de déchets. Cette technologie permet d'éliminer à la fois les PFAS à chaîne courte et longue (Singh et al., 2019). En revanche, les composés PFAS à chaîne courte nécessitent des temps de traitement plus longs (Singh et al., 2019). Toutefois, cette technologie reste limitée à des réacteurs à petite échelle car elle est encore en phase de développement (Meegoda et al., 2022).

⁶ Un plasma est un gaz chargé électriquement créé par l'ajout d'énergie qui induit l'ionisation des molécules de gaz (Yadav et al., 2022).

La sonolyse

La sonolyse est une autre technique innovante de dégradation des PFAS. Cette technologie utilise un champ acoustique pour décomposer les molécules (Meegoda et al., 2022). Le mécanisme consiste en la génération et l'implosion de bulles de vapeur permettant la rupture des liaisons carbone-fluor des PFAS grâce aux fortes températures générées par l'explosion des bulles (Meegoda et al., 2022). Cependant, la technologie de la sonolyse est encore en phase de développement et des études complémentaires à plus grande échelle sont nécessaires afin de mettre au point cette technologie (Meegoda et al., 2022). Des recherches supplémentaires sont également nécessaires pour analyser les coûts liés à son déploiement, ainsi qu'à son entretien, afin d'évaluer sa faisabilité économique à long terme (Meegoda et al., 2022).

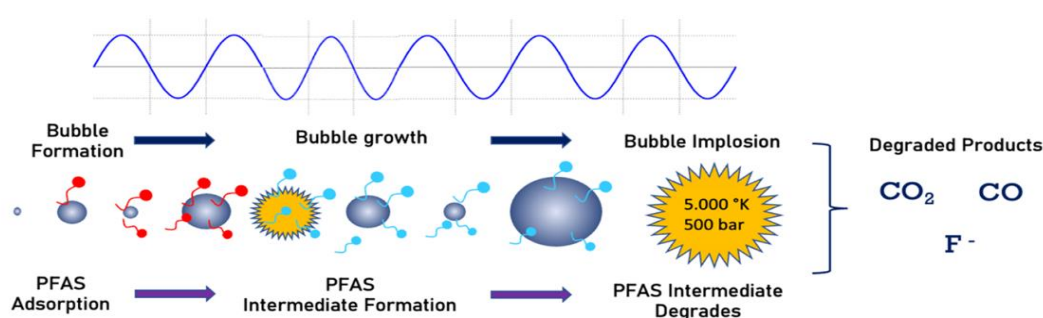


Figure 9 : Processus de dégradation des PFAS par sonolyse (Meegoda et al., 2022)

La figure 9 présente le mécanisme de dégradation des PFAS par sonolyse. Des ultrasons provoquent des variations de pression dans le milieu liquide, induisant la formation de bulles de gaz (Bubble formation). Ces bulles nouvellement formées intègrent les gaz dissous et les molécules de PFAS (Bubble growth). En raison de leur nature amphiphile⁷, les molécules de PFAS migrent vers la surface des bulles ou s'y adsorbent (PFAS adsorption). Sous l'effet des ultrasons, les bulles atteignent une taille critique, entraînant une implosion violente (Bubble implosion). Cette implosion génère des conditions extrêmes, avec des températures pouvant atteindre 5000 K et des pressions de l'ordre de 500 bars, favorisant la rupture des liaisons chimiques extrêmement stables telles que les liaisons carbone-fluor caractéristiques des PFAS. Lors de cette implosion, les PFAS sont fragmentées en produits intermédiaires (PFAS Intermediate Formation), comprenant des composés organiques plus petits ou des radicaux libres. Ces produits intermédiaires continuent de se dégrader dans les conditions de température et de pression élevées générées par le système (PFAS Intermediate Degradation). Par ailleurs, les radicaux libres tels que les hydroxyles ($\text{OH}^{\bullet}$), formés durant ce processus, contribuent également à l'oxydation des produits intermédiaires. Au terme de ces réactions, les PFAS sont transformées en produits finaux inorganiques plus simples, tels que le dioxyde de carbone (CO_2), le monoxyde de carbone (CO) et les ions fluorures (F^-) (Degraded Products).

⁷ La nature amphiphile décrit une molécule qui possède à la fois une région hydrophile (affine pour l'eau) et une région hydrophobe (qui repousse l'eau) comme c'est le cas des PFAS.

L'oxydation de l'eau supercritique (SCWO)

L'oxydation de l'eau supercritique (SCWO) est une technique de dégradation qui repose sur l'utilisation de l'eau à des conditions de température et de pression dépassant son point critique, à savoir 374 °C et 218 atm comme illustré dans la figure 10. Au-delà de 374 °C et 218 atm, l'eau entre dans un état supercritique où elle n'est ni liquide ni gazeuse (Meegoda et al., 2022). Dans cet état, elle favorise la dissociation de molécules en ions, ce qui accroît son potentiel à initier des réactions chimiques, telles que l'oxydation et l'hydrolyse. Ainsi, dans cette phase, l'eau devient un solvant réactif capable de provoquer la rupture des liaisons carbone-fluor et, de ce fait, de dégrader les PFAS (Meegoda et al., 2022). Cette technologie montre une efficacité de >99% et une défluoration de >60% des PFAS (Li et al., 2022).

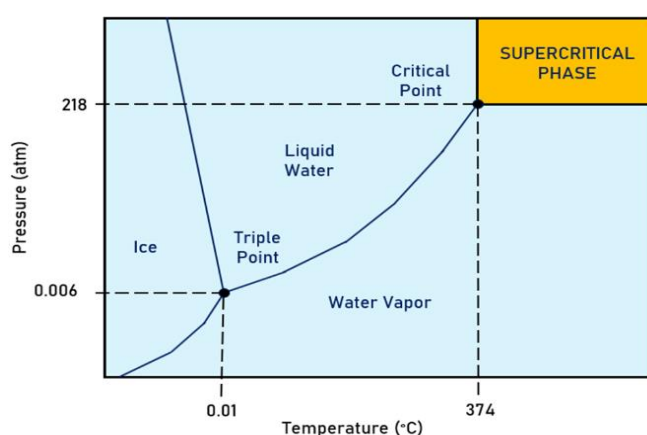


Figure 10 : Diagramme de phase de l'eau mettant en évidence la région de l'eau supercritique (Meegoda et al., 2022)

Toutefois, le processus d'oxydation des PFAS produit des gaz tels que l'acide fluorhydrique et l'acide sulfurique, qui présentent des propriétés corrosives pour les systèmes de traitement par oxydation de l'eau supercritique (SCWO) (Mitton et al., 2001). L'acide fluorhydrique, en particulier, est extrêmement toxique et peut constituer un risque important pour la santé (Krause et al., 2021). De plus, cette technologie n'est pas encore applicable à grande échelle (Meegoda et al., 2022).

II.II.V Technique de dégradation biologique des PFAS

La bioremédiation via le RAPIMER design

La bioremédiation est une technique de biodégradation des PFAS. Plusieurs techniques de dégradation biologique existent, cependant nous nous limiterons à l'étude d'une seule d'entre elles. Le Renewable Artificial Plant for In-situ Microbial Environmental Remediation (RAPIMER design) est une biotechnologie principalement utilisée pour la remédiation in situ des PFOA et PFOS (Li et al., 2022). Ce système fonctionne en deux étapes : Premièrement, l'adsorption des PFAS sur un matériau hybride hydrophobe/hydrophile. Deuxièmement, la dégradation biologique des PFAS adsorbées par des micro-organismes tel que le champignon *Irpex lacteus* (Li et al., 2022).

Le RAPIMER design est un système basé sur des matériaux biosourcés (lignine et cellulose) et des micro-organismes. De plus, cette biotechnologie constitue un moyen d'éliminer les micropolluants à faible coût (Li et al., 2022). En effet, le RAPIMER design présente des avantages significatifs en termes de coûts environnementaux par rapport aux autres technologies de traitement des PFAS que nous avons analysées. Cette méthode est prometteuse mais est encore en phase de développement notamment pour étudier son efficacité pour d'autres PFAS (Li et al., 2022).

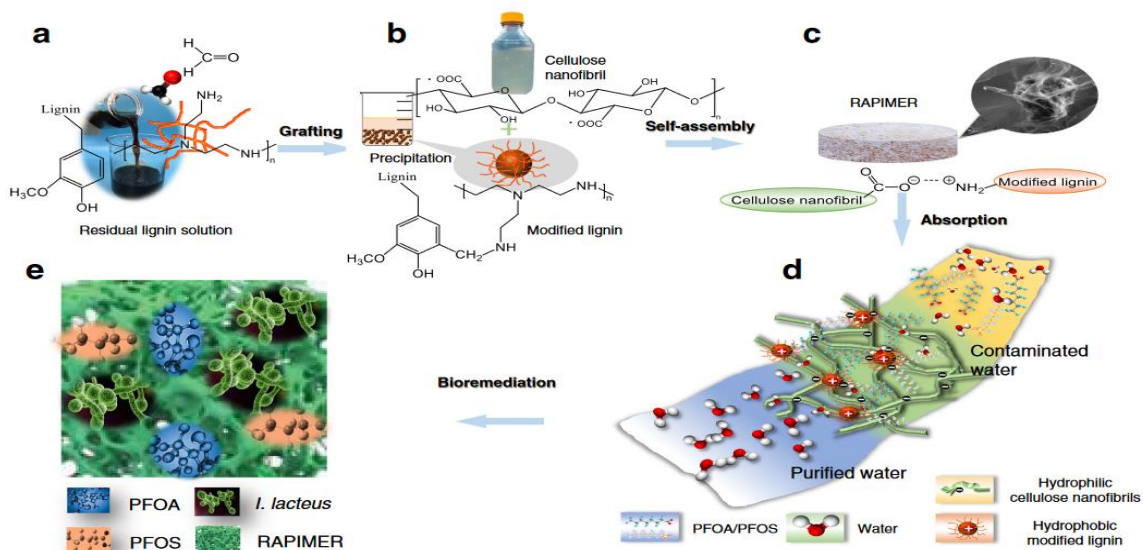


Figure 11: Fonctionnement du Renewable Artificial Plant for In-situ Microbial Environmental Remediation (Li et al., 2022)

La figure 11 illustre le mécanisme de fonctionnement du système RAPIMER. L'étape a) correspond à la modification chimique de la lignine, matière de départ de ce procédé. La lignine est modifiée par greffage de groupes amines (NH_2) (Grafting) sur sa structure moléculaire. Cette modification confère à la lignine des propriétés hydrophobes accrues, permettant de renforcer son interaction avec les PFAS, également hydrophobes. L'étape b) concerne l'auto-assemblage (Self-assembly) de la lignine modifiée avec des nanofibres de cellulose hydrophiles. Durant cette phase, une structure hybride est créée en combinant les nanofibres de cellulose avec la lignine modifiée hydrophobe pour créer un matériau composite capable d'absorber les PFAS (Absorption). L'étape c) montre la formation du matériau final, RAPIMER, qui résulte de l'assemblage des nanofibres hydrophiles et de la lignine hydrophobe. L'étape d) illustre le fonctionnement du système dans un environnement d'eau contaminée. Lorsque l'eau traverse le matériau RAPIMER, les PFAS, tels que le PFOA et le PFOS, interagissent avec les régions hydrophobes de la lignine modifiée et sont retenues dans le matériau. L'eau ainsi purifiée, débarrassée des PFAS, s'écoule hors du système. Enfin, l'étape e) met en évidence le rôle des micro-organismes dans la bioremédiation des PFAS adsorbées. Les micro-organismes interagissent avec les PFAS capturées par le matériau RAPIMER et contribuent à leur élimination (Bioremediation).

II.II.VI Synthèse comparative des actions technologiques pour la remédiation des PFAS en Europe

Types de techniques	Technologies	Coûts logistiques	Coûts économiques	Coûts environnementaux	Applicabilité à grande échelle	Efficacité pour PFAS à chaîne longue	Efficacité pour PFAS à chaîne courte
Séparation	<i>L'adsorption par charbon actif granulaire (GAC)</i>	Moyens (difficulté de régénération du charbon)	Faibles	Moyens (relargage de métaux lourds et de composés chlorés)	Oui	Oui	Non
Séparation	<i>La nanofiltration</i>	Faibles	Faibles	Faibles	Oui	Relativement basse	Non
Séparation	<i>L'osmose inverse (RO)</i>	Élevés (encrassement des membranes)	Élevés (coûts initiaux + coûts finaux)	Élevés (rejet de concentrés et haute consommation d'énergie)	Oui	Oui	Relativement basse
Séparation	<i>Les résineuses échangeuses d'ions (IXR)</i>	Faibles	Élevés (plus cher que GAC)	Faibles	Oui	Oui	Oui (plus efficace que GAC et OE)
Destruction	<i>L'incinération</i>	Élevés	Moyens (coûts initiaux faibles)	Très élevés (émissions de GES + cendres résiduelles)	Oui	Oui	Oui
Destruction	<i>L'oxydation électrochimique (OE)</i>	Faibles	Élevés (coûts élevés des électrodes)	Élevés (création de perchlorate et bromate)	Oui mais pas encore applicable	Oui	Non
Dégradation	<i>Le plasma non thermique (PNT)</i>	Faibles	Faibles	Faibles	Non	Oui	Oui
Dégradation	<i>La sonolyse</i>	Faibles	Faibles	Moyens (haute consommation d'énergie)	Non	Oui	Oui
Dégradation	<i>L'oxydation de l'eau supercritique (SCWO)</i>	Faibles	Élevés	Moyens (mais sous-produits volatils toxiques)	Non	Oui	Oui
Dégradation biologique	<i>Le RAPIMER design</i>	Faibles	Faibles	Faibles	Oui mais pas encore applicable	Oui	Relativement basse

Tableau 3: Synthèse comparative des technologies pour la remédiation des PFAS en Europe

III. Discussion

Dans le but de répondre à la question de recherche initiale, à savoir : « Comment lutter contre la contamination des eaux continentales européennes par les PFAS en dépit des obstacles techniques et politiques ? », notre analyse portera sur la façon de relever les défis posés par les PFAS d'un point de vue technique et d'un point de vue juridico-politique.

III.I Défis et obstacles techniques : la nécessité d'une approche technologique combinée

A l'issue de la partie II.II Actions technologiques, la synthèse comparative non exhaustive des technologies utilisées pour la remédiation des PFAS en Europe et de leurs caractéristiques illustre la nécessité de faire des compromis entre coûts, efficacité, applicabilité et impact environnemental lors du choix des technologies de remédiation des PFAS. En effet, les technologies de séparation comme l'adsorption sur charbon actif granulaire et les résines échangeuses d'ions sont efficaces pour les PFAS à chaîne longue mais montrent des limites pour celles à chaîne courte. Les techniques de destruction telles que l'incinération et l'oxydation électrochimique, quant à elles, s'avèrent être d'une grande efficacité mais génèrent des impacts environnementaux conséquents. Finalement, les techniques émergentes, telles que le plasma non thermique et le RAPIMER design, sont des innovations technologiques efficaces mais doivent encore être implémentées et validées à grande échelle avant de pouvoir être utilisées massivement.

Il en ressort qu'aucune technologie étudiée ne remplit tous les critères nécessaires pour une remédiation applicable et efficace des PFAS à chaîne longue et courte, tout en minimisant les coûts logistiques, économiques et environnementaux. Les efforts de recherche doivent par conséquent s'orienter vers la réduction des coûts liés à leur utilisation tout en améliorant leur applicabilité à grande échelle et leur efficacité pour la diversité de la longueur des chaînes carbonées de ces substances.

Une approche combinée pourrait combler les problèmes d'efficacité de remédiation des PFAS en Europe. Dans un premier temps, un prétraitement par des méthodes de séparation, telles que l'adsorption ou la nanofiltration, permettrait de concentrer les PFAS et de réduire le volume des effluents à traiter. Par la suite, la destruction des résidus pourrait être réalisée à l'aide de technologies thermiques, comme l'incinération, ou à l'aide de technologies électrochimiques, telles que l'oxydation électrochimique. Enfin, le traitement des sous-produits générés pourrait être assuré par des techniques additionnelles, notamment la biodégradation ou l'utilisation de résines échangeuses d'ions. Toutefois, pour déterminer la combinaison optimale des différentes technologies, il importe de prendre en compte les caractéristiques spécifiques de chaque site contaminé, à savoir le type et la concentration des PFAS détectées, les ressources disponibles pour la remédiation ainsi que les réglementations en vigueur.

III.II Défis et obstacles juridico-politiques : la nécessité d'une approche intégrée dans la régulation des PFAS

La partie II.I Actions juridico-politiques a mis en évidence les efforts réalisés pour encadrer la régulation des PFAS en Europe. Toutefois, ces actions sont fragmentées et une harmonisation de ces cadres juridico-politiques serait nécessaire afin de pallier le problème d'efficacité des réglementations, problème qui se reflète notamment par la lenteur des transitions réglementaires. De fait, la mise en place de cadres réglementaires tels que REACH s'est effectuée de manière progressive, comme en témoigne la Directive 2006/122/CE, qui a initié la restriction de certaines PFAS. Ces transitions se révèlent particulièrement longues en raison des consultations politiques et des évaluations d'impact. Par ailleurs, ces observations concernant les transitions réglementaires peuvent être généralisées à l'ensemble du processus réglementaire, comme cela a été souligné par la médiatrice européenne, Emily O'Reilly, qui a dénoncé la longueur excessive des procédures européennes, souvent incapables de respecter les délais établis (OI/2/2023/MIK). La lenteur des transitions, conjuguée à celle des processus décisionnels européens, permet ainsi aux industries de poursuivre l'utilisation des PFAS, tandis que des dérogations accordées concernant ces substances affaiblissent encore davantage l'efficacité des réglementations, contribuant à leur accumulation continue dans l'environnement.

L'efficacité des réglementations est également remise en question notamment à cause de la « substitution regrettable » (Maertens et al., 2021), c'est-à-dire l'emploi des PFAS à chaîne courte ou d'autres substances fluorées à des fins de remplacement des PFAS à chaîne longue, alors que ces autres substances sont également extrêmement résistantes et ont des effets toxiques similaires.

Le manque de données disponibles représente également un défi juridico-politique. Comme nous l'avons vu, les PFAS constituent un groupe de 12 000 substances chimiques, dont certaines restent insuffisamment étudiées et, par conséquent, échappent encore à toute régulation. Ainsi, le règlement REACH se concentre principalement sur les substances déjà identifiées comme dangereuses et de ce fait, de nombreux PFAS restent hors de son champ d'application, notamment les pesticides contenant des PFAS (Donley et al., 2024).

Par ailleurs, les pressions économiques constituent des défis majeurs à l'élaboration de politiques de régulation des PFAS. En effet, les acteurs industriels exercent fréquemment une influence sur les processus réglementaires en usant de stratégies visant à dissimuler les risques sur la santé comme nous l'avons vu dans le cas de DuPont et 3M. Ces acteurs industriels argumentent que des réglementations visant à réduire l'utilisation des PFAS pourraient être un frein à la compétitivité économique. Ces pressions économiques ralentissent l'adoption de restrictions ambitieuses et conduisent à des dérogations au sein des cadres réglementaires.

Une approche intégrée pour relever les défis juridico-politiques est dès lors essentielle afin de remédier aux insuffisances actuelles dans la régulation des PFAS tout en respectant les objectifs de la stratégie « Zéro pollution » en Europe. Cette approche devrait englober une harmonisation des cadres réglementaires, l'accélération des transitions réglementaires et des processus décisionnels par la simplification des procédures de consultation et d'évaluation d'impact, ainsi que la mise en place de comités d'experts chargés de fournir des avis rapides sur les risques associés aux PFAS. Afin d'éviter davantage de dérogations et de substitutions regrettables, une nouvelle approche intégrée permettrait d'inclure le renforcement des mécanismes de collecte de données, la prise en compte des pressions économiques et une évaluation rigoureuse des alternatives, intégrant non seulement leur conformité aux réglementations, mais également leurs impacts sur la santé publique et environnementale.

IV. Recommandations

Dans ce cadre, des recommandations claires doivent être adressées à l'ensemble des acteurs impliqués, notamment les consommateurs, la communauté scientifique, les gouvernements et les fabricants de PFAS. Ces recommandations ont été notamment formulées dans la Déclaration de Madrid de 2015, qui soulignait la nécessité d'une approche interdisciplinaire pour réduire les impacts des PFAS sur la santé et l'environnement.

Les consommateurs peuvent se prémunir contre les impacts de la prolifération des PFAS sur leur santé en s'informant et en orientant pour ceux qui le peuvent leur choix de consommation. Cependant, les consommateurs devraient être mieux avisés par des campagnes de sensibilisation initiées par les gouvernements. Ces recommandations sont particulièrement pertinentes pour les personnes les plus à risque, notamment les nouveau-nés. Les consommateurs devraient s'efforcer de choisir des produits dépourvus de PFAS (Blum et al., 2015). Comme nous l'avons vu dans la partie I.III.I Utilisation industrielle des PFAS, cela inclut notamment les articles souvent associés à des propriétés spécifiques telles que la résistance aux taches, l'imperméabilité ou les surfaces antiadhésives. Il est plutôt préconisé d'opter pour des alternatives plus sûres telles que les produits en fonte, en acier inoxydable, en verre ou en bois ainsi que de varier son alimentation. Par ailleurs, en 2022, l'Environmental Working Group (EWG) recommande aux consommateurs de privilégier des produits certifiés sans PFAS, par exemple ceux portant la labellisation EWG Verified®, notamment pour les articles destinés aux soins personnels, aux produits de beauté ainsi qu'aux produits de puériculture.

De plus, les consommateurs peuvent utiliser certains filtres qui leur permettent d'obtenir une eau potable sans PFAS. En effet, certaines technologies de traitement que nous avons analysées ci-dessus peuvent être appliquées à des fins domestiques, comme le filtre à charbon actif et le filtre à osmose inverse. L'objectif de la réduction de l'exposition devrait être l'élimination de la contamination par les PFAS de la source d'eau, avant le traitement de l'eau potable ; cependant, dans certains cas, l'identification de la source des PFAS peut s'avérer difficile (Herkert et al., 2020). C'est pourquoi les citoyens, voulant se prémunir contre une éventuelle exposition, peuvent avoir recours à des filtres pour l'eau potable (Herkert et al., 2020). Les filtres à charbon actif sont disponibles sous forme de carafes filtrantes, de filtres à poser sur les robinets ou de systèmes intégrés directement à l'arrivée d'eau. Toutefois, ils doivent être changés régulièrement pour pouvoir assurer une efficacité maximale (Herkert et al., 2020). Les filtres d'osmose inverse pour les citoyens sont également disponibles, mais ils nécessitent une installation plus complexe. Ils sont généralement installés sous l'évier ou en tant que systèmes centralisés. Ce type de filtre en osmose inverse est plus efficace que celui avec charbon actif pour la majorité des PFAS, cependant leur coût d'investissement est plus élevé (Herkert et al., 2020).

Pour remédier au manque de données disponibles sur les PFAS, le rôle des scientifiques s'avère central. Une collaboration étroite entre les chercheurs, l'industrie et les gouvernements est nécessaire pour établir un inventaire exhaustif des PFAS dans l'environnement, en incluant leurs précurseurs, leurs produits de dégradation, leurs usages, leurs propriétés physico-chimiques et leur toxicité (Blum et al., 2015). Cette démarche implique d'intensifier les recherches afin d'identifier de nouvelles familles de PFAS, y compris les alternatives fluorées (Blum et al., 2015). Parallèlement, il est indispensable de poursuivre la surveillance des PFAS dites « historiques » (Blum et al., 2015). Par conséquent, le Forever Pollution Project, en tant qu'initiative de surveillance des PFAS, doit intégrer les nouvelles données disponibles afin de garantir une représentation actualisée de la pollution par les PFAS en Europe. Il est donc essentiel de faire périodiquement l'état de l'art des connaissances existantes et d'identifier les lacunes critiques en données (Wang et al., 2017).

Des recherches approfondies sur les mécanismes de toxicité et d'exposition sont essentielles, notamment pour mieux comprendre les sources, le transport, le devenir et la bioaccumulation des PFAS (Blum et al., 2015). En effet, les recherches en santé publique se concentrent majoritairement sur les PFOA et PFOS et des recherches sur les autres types de PFAS devraient par conséquent être encouragées. De plus, les recherches portant sur le cancer du sein, les troubles inflammatoires et les perturbations endocriniennes devraient être davantage encouragées, ce d'autant plus au vu de la faiblesse actuelle du niveau de certitude concernant les liens établis et pour mieux comprendre les mécanismes sous-jacents. En outre, il est essentiel de renforcer les recherches sur les PFAS à chaîne courte, en raison du manque de connaissances relatives à leurs effets.

La diffusion des résultats scientifiques auprès des décideurs politiques, des industriels et du grand public, suivant les objectifs de la Convention d'Aarhus, revêt également une importance cruciale, et ce dans le but de garantir une prise de décision éclairée et une sensibilisation accrue à cette problématique. Une telle mobilisation scientifique est fondamentale pour pallier les limites actuelles des régulations et renforcer leur efficacité (Blum et al., 2015).

Les fabricants de PFAS devraient être légalement obligés de mener des études toxicologiques approfondies et de fournir des méthodes pour la détection des PFAS (Blum et al., 2015). Ils doivent également établir des registres publics des produits contenant des PFAS, publier annuellement des statistiques sur leur production, importation et exportation, et rendre accessibles des données complètes sur leurs propriétés physico-chimiques et toxicologiques (Blum et al., 2015). D'après le principe du pollueur-payeur, ils doivent assumer une responsabilité élargie en tant que producteurs. En collaboration avec les scientifiques et les gouvernements, les fabricants doivent également s'engager dans le développement et la mise en œuvre d'actions technologiques efficaces pour la remédiation des PFAS, telles que décrites dans la section II.II (Blum et al., 2015). Par ailleurs, l'étiquetage des produits contenant des PFAS doit être

renforcé, en incluant des informations détaillées sur leur identité chimique ainsi que des protocoles clairs pour leur élimination sécurisée (Blum et al., 2015).

Enfin, en ce qui concerne la problématique des substitutions regrettables, les gouvernements et les industries doivent investir activement dans la recherche et le développement d'alternatives non fluorées, biodégradables et non toxiques, pour limiter l'impact des PFAS sur la santé humaine et l'environnement (Scheringer et al., 2014; Blum et al., 2015). Les recherches futures devraient privilégier des substances conformes aux principes de la chimie verte et des changements industriels éliminant l'usage des PFAS (Wang et al., 2017). Afin d'atteindre cet objectif, il est nécessaire de réexaminer le concept d'« essentialité » des PFAS et d'engager un débat approfondi visant à poser les questions pertinentes et à appliquer des principes fondamentaux, tels que le principe de précaution.

V. Conclusion

Les objectifs de ce mémoire, intitulé « Les actions juridico-politiques et technologiques répondant à la contamination des eaux continentales européennes par les substances per- et polyfluoroalkylées », étaient d’offrir une compréhension approfondie des PFAS, de leur impact sur la santé et l’environnement ainsi que des défis qu’elles posent tant sur le plan juridico-politique que technique, en ce qui concerne leur régulation et leur remédiation en Europe.

Il existe plusieurs actions technologiques pour la remédiation des PFAS en Europe et elles se différencient en termes de coût, d’applicabilité et d’efficacité selon les chaînes carbonées des PFAS. Il y a également une multiplicité d’actions juridiques et politiques qui visent à réduire les émissions à la source par le biais de mesures de restriction et d’interdiction. Ce mémoire met en évidence la nécessité d’une approche technologique combinée, tout en soulignant l’importance d’une approche intégrée pour la régulation des PFAS en Europe en élaborant des recommandations adaptées à l’ensemble des acteurs concernés.

Les limites rencontrées dans ce mémoire reposent sur la non exhaustivité des actions technologiques et juridico-politiques. De fait, le format ne permet pas de traiter en intégralité un sujet d’une telle envergure. De plus, une étude de cas, notamment en Belgique, aurait pu apporter un approfondissement sur l’implémentation structurelle de ces actions au niveau national. Bien que cette idée ait été envisagée au début de cette étude, les contraintes de format n’ont pas permis de l’intégrer.

Toutefois, ce mémoire se veut une clé de lecture d’un enjeu de santé publique encore largement méconnu par la population européenne, d’où la nécessité de poursuivre la sensibilisation sur ce sujet et d’approfondir les recherches sur ces substances persistantes. Les efforts de remédiation et de régulation des PFAS en Europe doivent donc être renforcés en mettant en place des plans d’actions concrets pour faire face à l’urgence de la problématique.

L’Europe doit tirer les leçons des événements survenus aux États-Unis, notamment de l’affaire menée par Robert Bilott, afin d’éviter de reproduire de tels désastres sanitaires et environnementaux, bien que les conséquences en soient déjà visibles. Les mots de Robert Bilott peuvent parfaitement décrire cette réalité : *« Nous parlons d’un produit chimique qui existe. Pas seulement dans une ferme de Virginie occidentale, pas même dans l’eau publique d’une communauté entière, mais dans l’eau de tout le pays, de toute la planète, dans le sang de pratiquement tous les êtres vivants. »*

Bibliographie

- Appleman, T. D., Higgins, C. P., Quiñones, O., Vanderford, B. J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J. C., & Dickenson, E. R. V. (2014). Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Research*, 51, 246-255. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.067>
- Arenson G. Toxicity of Teflon dispersing agents; 1961. (snpw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=snpw0228>
- Bargeman, G. (2021). Recent developments in the preparation of improved nanofiltration membranes for extreme pH conditions. *Separation and Purification Technology*, 279, 119725. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119725>
- Bilott, R. (2020). *Exposure : Poisoned Water, Corporate Greed, and One Lawyer's Twenty-Year Battle against DuPont*. Simon and Schuster.
- Blum, A., Balan, S. A., Scheringer, M., Trier, X., Goldenman, G., Cousins, I. T., Diamond, M., Fletcher, T., Higgins, C., Lindeman, A. E., Peaslee, G., de Voogt, P., Wang, Z., & Weber, R. (2015). The Madrid Statement on Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Health Perspectives*, 123(5), A107-A111. <https://doi.org/10.1289/ehp.1509934>
- Bower W. C8 exposure – medical surveillance. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 1978. (yypw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/yypw0228>
- Boone S, et al. C8 Ammonium Perfluorooctanoate Fluorosurfactant strategies and plans; 1994.(typw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=typw0228>
- Brendel, S., Fetter, É., Staude, C., Vierke, L., & Biegel-Engler, A. (2018). Short-chain perfluoroalkyl acids : Environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl

substances in the environment : Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 513-541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>

Commission européenne. (2020). Stratégie pour la durabilité dans le domaine des produits chimiques : Vers un environnement exempt de substances toxiques (COM(2020) 667 final). Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52020DC0667>

Commission européenne. (2021). Cap sur une planète en bonne santé pour tous : Plan d'action de l'UE « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » (COM/2021/400 final). Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52021DC0400>

Commission des Communautés européennes. (2000). Communication de la Commission sur le recours au principe de précaution (COM(2000) 1 final). Bruxelles : Commission des Communautés européennes. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52000DC0001>

Commission européenne. (2024). Recommandation de la Commission européenne sur la gestion des risques liés aux substances chimiques dangereuses (affaire OI/2/2023/MIK). Recommandation émise le 21 octobre 2024. <https://www.ombudsman.europa.eu/fr/recommandation/fr/194088>

Commission européenne. (2022, 26 octobre). Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, la directive 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration, et la directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau (COM(2022) 540 final, 2022/0344 COD). <https://eur-lex.europa.eu>

Cordner, A., Brown, P., Cousins, I. T., Scheringer, M., Martinon, L., Dagorn, G., Aubert, R., Hosea, L., Salvidge, R., Felke, C., Tausche, N., Drepper, D., Liva, G., Tudela, A., Delgado, A., Salvatore, D., Pilz, S., & Horel, S. (2024). PFAS Contamination in Europe : Generating Knowledge

- and Mapping Known and Likely Contamination with “Expert-Reviewed” Journalism. *Environmental Science & Technology*, 58(15), 6616-6627. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09746>
- Cousins, I. T., Vestergren, R., Wang, Z., Scheringer, M., & McLachlan, M. S. (2016). The precautionary principle and chemicals management : The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International*, 94, 331-340. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044>
- Cousins T., I., A. Ng, C., Wang, Z., & Scheringer, M. (2019). Why is high persistence alone a major cause of concern? *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(5), 781-792. <https://doi.org/10.1039/C8EM00515J>
- Cousins T., I., C. DeWitt, J., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., A. Ng, C., Scheringer, M., & Wang, Z. (2020). The high persistence of PFAS is sufficient for their management as a chemical class. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2307-2312. <https://doi.org/10.1039/D0EM00355G>
- Cousins T., I., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., A. Ng, C., Patton, S., Scheringer, M., Trier, X., Vierke, L., Wang, Z., & C. DeWitt, J. (2019). The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(11), 1803-1815. <https://doi.org/10.1039/C9EM00163H>
- Cox JM. Letter to Lubeck Public Service District customers re: the annual water quality report on July 1, 2000. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 2000. (qnpw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=qnpw0228>
- Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P., & Mohseni, M. (2021). PFAS removal by ion exchange resins : A review. *Chemosphere*, 272, 129777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129777>
- Donley, N., Cox, C., Bennett, K., Temkin, A. M., Andrews, D. Q., & Naidenko, O. V. (2024). Forever Pesticides : A Growing Source of PFAS Contamination in the Environment. *Environmental Health Perspectives*, 132(7), 075003. <https://doi.org/10.1289/EHP13954>
- DuPont. C8 background sheet. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 1991. (yppw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=yppw0228>

- Eaton M, et al. Standby press release – public notification C8; 1991. (ryp0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=ryp0228>
- European Chemicals Agency (ECHA). (2023). ECHA publishes PFAS restriction proposal [Communiqué de presse]. ECHA/NR/23/04. <https://echa.europa.eu/fr/-/echa-publishes-pfas-restriction-proposal>
- European Environment Agency. (2023). [Briefing] *PFAS. In Zero pollution: Cross-cutting stories*. Consulté le 6 décembre 2024, à l'adresse <https://www.eea.europa.eu/publications/zero-pollution/cross-cutting-stories/pfas>
- EPA Fines Teflon Maker DuPont for Chemical Cover-Up | Environmental Working Group*. (2005). <https://www.ewg.org/news-insights/news-release/epa-fines-teflon-maker-dupont-chemical-cover>
- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P., & De Voogt, P. (2012). Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environmental Science & Technology*, 46(3), 1708-1715. <https://doi.org/10.1021/es201662b>
- ETC/WMGE Report 9/2021 : Fluorinated polymers in a low carbon, circular and toxic-free economy*. (2021). Eionet Portal. Consulté 29 décembre 2024, à l'adresse <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/etc-wmge-reports/fluorinated-polymers-in-a-low-carbon-circular-and-toxic-free-economy>
- Fayerweather WE. Liver study of Washington Works employees exposed to C8: Results of blood biochemistry testing. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 1981. (hyp0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/hyp0228>
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review : Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 606-630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- Fillol, C., Oleko, A., Saoudi, A., & al. (2021). Exposure of the French population to bisphenols, phthalates, parabens, glycol ethers, brominated flame retardants, and perfluorinated

- compounds in 2014–2016: Results from the Esteban study. *Environment International*, 147, 106340. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106340>
- Gaber, N., Bero, L., & Woodruff, T. J. (2023). The Devil they Knew : Chemical Documents Analysis of Industry Influence on PFAS Science. *Annals of Global Health*, 89(1), 37. <https://doi.org/10.5334/aogh.4013>
- Gilliland FD, et al. Serum perfluorooctanoic acid and hepatic enzymes, lipoproteins, and cholesterol: A study of occupationally exposed men. *Am J Ind Med*. 1996; 29(5): 560–568. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199605\)29:5<560::AID-AJIM17>3.0.CO;2-Z](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199605)29:5<560::AID-AJIM17>3.0.CO;2-Z)
- Glüge, J., Scheringer, M., T. Cousins, I., C. DeWitt, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., A. Ng, C., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2345-2373. <https://doi.org/10.1039/D0EM00291G>
- Grandjean, P., Andersen, E. W., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Mølbak, K., Weihe, P., & Heilmann, C. (2012). Serum Vaccine Antibody Concentrations in Children Exposed to Perfluorinated Compounds. *JAMA*, 307(4), 391-397. <https://doi.org/10.1001/jama.2011.2034>
- Herkert, N. J., Merrill, J., Peters, C., Bollinger, D., Zhang, S., Hoffman, K., Ferguson, P. L., Knappe, D. R. U., & Stapleton, H. M. (2020). Assessing the Effectiveness of Point-of-Use Residential Drinking Water Filters for Perfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science & Technology Letters*, 7(3), 178-184. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00004>
- Hilton W, et al. Request for toxicological information – “Teflon” division chemicals; 1970.(knpw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=knpw0228>
- Itumoh J., E., Data, S., L.-Y. Chen, J., Kah, M., P. Padhye, L., & M. Leitao, E. (2024). Addressing the persistence of per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) : Current challenges and potential solutions. *RSC Sustainability*. <https://doi.org/10.1039/D4SU00152D>
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). (2023). Naming Conventions for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Consulté le 20 octobre 2024. <https://pfas->

[1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2022/09/NamingConventions_PFAS_Fact-Sheet_083122_508.pdf](https://www.itrcweb.org/wp-content/uploads/2022/09/NamingConventions_PFAS_Fact-Sheet_083122_508.pdf)

- Johnson, P. I., Sutton, P., Atchley, D. S., Koustas, E., Lam, J., Sen, S., Robinson, K. A., Axelrad, D. A., & Woodruff, T. J. (2014). The Navigation Guide—Evidence-Based Medicine Meets Environmental Health : Systematic Review of Human Evidence for PFOA Effects on Fetal Growth. *Environmental Health Perspectives*, 122(10), 1028-1039.
<https://doi.org/10.1289/ehp.1307893>
- Kissa, E. (2001). *Fluorinated Surfactants and Repellents, Second Edition*, . CRC Press.
- Leung, S. C. E., Shukla, P., Chen, D., Eftekhari, E., An, H., Zare, F., Ghasemi, N., Zhang, D., Nguyen, N.-T., & Li, Q. (2022). Emerging technologies for PFOS/PFOA degradation and removal : A review. *Science of The Total Environment*, 827, 153669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153669>
- Li, J., Pinkard, B. R., Wang, S., & Novosselov, I. V. (2022). Review : Hydrothermal treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Chemosphere*, 307(Pt 2), 135888.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135888>
- Liang, S., Mora, R., Huang, Q., Casson, R., Wang, Y., Woodard, S., & Anderson, H. (2022). Field demonstration of coupling ion-exchange resin with electrochemical oxidation for enhanced treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100216. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2021.100216>
- Lu, D., Sha, S., Luo, J., Huang, Z., & Zhang Jackie, X. (2020). Treatment train approaches for the remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) : A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 386, 121963. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121963>
- Macorps, N., Budzinski, H., Lestremau, F., Assoumani, A., & Labadie, P. (2021). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Surface Sediments : Occurrence, Patterns, Non-Physical Drivers and Contribution of Unidentified Precursors in French Aquatic Environments*. 31. SETAC Europe annual meeting. <https://ineris.hal.science/ineris-03273956>

- Maertens, A., Golden, E., & Hartung, T. (2021). Avoiding Regrettable Substitutions : Green Toxicology for Sustainable Chemistry. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 9(23), 7749-7758. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c09435>
- Mahmoud, A. E. D., & Mostafa, E. (2023). Nanofiltration Membranes for the Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions : Preparations and Applications. *Membranes*, 13(9), 789. <https://doi.org/10.3390/membranes13090789>
- Meegoda, J. N., Bezerra de Souza, B., Casarini, M. M., & Kewalramani, J. A. (2022). A Review of PFAS Destruction Technologies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24), Article 24. <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>
- Merino, N., Qu, Y., Deeb, R. A., Hawley, E. L., Hoffmann, M. R., & Mahendra, S. (2016). Degradation and Removal Methods for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in Water. *Environmental Engineering Science*, 33(9), 615-649. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0233>
- Miriam, S., Griet, J., Jan, J., Guido, van E., Stefan, V., & Maren, K. (2022). *Analytical Methods for PFAS in Products and the Environment*. Nordic Council of Ministers.
- Mitton, D. B., Eliaz, N., Cline, J. A., & Latanision, R. M. (2001). An Overview of the Current Understanding of Corrosion in SCWO Systems for the Destruction of Hazardous Waste Products. *Materials Technology*, 16(1), 44-53. <https://doi.org/10.1080/10667857.2001.11752907>
- Mppw0228—DuPont Haskell Lab document w C8 molecule chain—Industry Documents Library. (1998). Consulté 13 novembre 2024, à l'adresse <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=mppw0228>
- Ng, C., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Patton, S., Scheringer, M., Trier, X., & Wang, Z. (2021). Addressing Urgent Questions for PFAS in the 21st Century. *Environmental Science & Technology*, 55(19), 12755-12765. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03386>
- Padula, A. M., Ning, X., Bakre, S., Barrett, E. S., Bastain, T., Bennett, D. H., Bloom, M. S., Breton, C. V., Dunlop, A. L., Eick, S. M., Ferrara, A., Fleisch, A., Geiger, S., Goin, D. E., Kannan, K., Karagas, M. R., Korrick, S., Meeker, J. D., Morello-Frosch, R. The program collaborators for

- Environmental influences on Child Health Outcomes. (2023). Birth Outcomes in Relation to Prenatal Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Stress in the Environmental Influences on Child Health Outcomes (ECHO) Program. *Environmental Health Perspectives*, 131(3), 037006. <https://doi.org/10.1289/EHP10723>
- Palma, D., Richard, C., & Minella, M. (2022). State of the art and perspectives about non-thermal plasma applications for the removal of PFAS in water. *Chemical Engineering Journal Advances*, 10, 100253. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100253>
- Panieri, E., Baralic, K., Djukic-Cosic, D., Buha Djordjevic, A., & Saso, L. (2022). PFAS Molecules : A Major Concern for the Human Health and the Environment. *Toxics*, 10(2), 44. <https://doi.org/10.3390/toxics10020044>
- Perrich, J. R. (2018). *Activated Carbon Adsorption For Wastewater Treatment*. CRC Press.
- PFAS Sites and Community Resources. (2017). The PFAS Project Lab. <https://pfasproject.com/pfas-sites-and-community-resources/>
- Prevedouros, K., Cousins, I. T., Buck, R. C., & Korzeniowski, S. H. (2006). Sources, Fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*, 40(1), 32-44. <https://doi.org/10.1021/es0512475>
- Principes de fonctionnement d'une station d'épuration* | Société Publique de la Gestion de l'Eau. (2018). Consulté 3 décembre 2024, à l'adresse <https://www.spge.be/de/stations-d-epuration.html?IDC=2036>
- Pütz, K. W., Namazkar, S., Plassmann, M., & Benskin, J. P. (2022). Are cosmetics a significant source of PFAS in Europe? Product inventories, chemical characterization and emission estimates. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(10), 1697-1707. <https://doi.org/10.1039/D2EM00123C>
- Radjenovic, J., & Sedlak, D. L. (2015). Challenges and Opportunities for Electrochemical Processes as Next-Generation Technologies for the Treatment of Contaminated Water. *Environmental Science & Technology*, 49(19), 11292-11302. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02414>

- Rahman, M. F., Peldszus, S., & Anderson, W. B. (2014). Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment : A review. *Water Research*, 50, 318-340. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>
- Raines J, et al. Ammonium Perfluorooctanoate – C8 – rangefinder Study; 1981. (nnpw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=nnpw0228>
- REACH Regulation—European Commission. (2024). https://environment.ec.europa.eu/topics/chemicals/reach-regulation_en
- Reilly B. Email from Bernard J Reilly re: lawyer for farmer going to the press to settle. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 2000. (lypw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=lypw0228>
- Rich, N. (2016). The Lawyer Who Became DuPont’s Worst Nightmare. *The New York Times*. <https://www.nytimes.com/2016/01/10/magazine/the-lawyer-who-became-duponts-worst-nightmare.html>
- Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Thelakkat Kochunarayanan, P., Kalve, E., Hurst, J., S. Dasgupta, S., & Burdick, J. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation Journal*, 28(2), 101-126. <https://doi.org/10.1002/rem.21553>
- RTBF. (2023). Polluants éternels : enquête sur les stratégies des lobbies pour influencer sur la proposition de restriction universelle des PFAS. Consulté le 7 octobre 2024, sur <https://www.rtbef.be/article/polluants-eternels-enquete-sur-les-strategies-des-lobbies-pour-influer-sur-la-proposition-de-restriction-universelle-des-pfas-11283894>
- Schaider, L. A., Balan, S. A., Blum, A., Andrews, D. Q., Strynar, M. J., Dickinson, M. E., Lunderberg, D. M., Lang, J. R., & Peaslee, G. F. (2017). Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(3), 105-111. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00435>
- Scheringer, M., Trier, X., Cousins, I. T., de Voogt, P., Fletcher, T., Wang, Z., & Webster, T. F. (2014). Helsingør Statement on poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Chemosphere*, 114, 337-339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.044>

Singh, R. K., Fernando, S., Baygi, S. F., Multari, N., Thagard, S. M., & Holsen, T. M. (2019). Break-down Products from Perfluorinated Alkyl Substances (PFAS) Degradation in a Plasma-Based Water Treatment Process. *Environmental Science & Technology*, 53(5), 2731-2738.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07031>

Singh, R. K., Multari, N., Nau-Hix, C., Anderson, R. H., Richardson, S. D., Holsen, T. M., & Mededovic Thagard, S. (2019). Rapid Removal of Poly- and Perfluorinated Compounds from Investigation-Derived Waste (IDW) in a Pilot-Scale Plasma Reactor. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11375-11382. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02964>

Smith H. Agenda: C8 review April 26, 1990; 1990. (xypw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=xypw0228>

Snyder S, et al. Haskell Laboratory Report on Apfo/C8. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 1979. (hppw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/hppw0228>

Steiner C. C8 communications meeting – outline, talk and charts. PFAS Collection, UCSF Industry Documents Library; 1980. (nypw0228). <https://www.industrydocuments.ucsf.edu/docs/#id=nypw0228>

The Forever Pollution Project – Journalists tracking PFAS across Europe. (2023). Consulté 25 octobre 2024, à l'adresse <https://foreverpollution.eu/>

The PFAS Project Lab. (2021). The PFAS Project Lab. Consulté 17 juin 2024, à l'adresse <https://pfas-project.com/>

Umweltbericht 1976.- Fortschreibung des Umweltprogramms der Bundesregierung : Kabinetttvorlage zur Fortschreibung des Umweltprogrammes der Bundesregierung - Deutsche Digitale Bibliothek. (1976). Consulté 10 décembre 2024, à l'adresse <https://www.deutsche-digitale-bibliothek.de/item/GKBFSIDMQEW6FGERJZ3RPCRTCPI2MXHJ>

Veciana, M., Bräunig, J., Farhat, A., Pyper, M.-L., Freguia, S., Carvalho, G., Keller, J., & Ledezma, P. (2022). Electrochemical oxidation processes for PFAS removal from contaminated water and wastewater : Fundamentals, gaps and opportunities towards practical implementation. *Journal of Hazardous Materials*, 434, 128886. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128886>

- Centre international de recherche sur le cancer (CIRC). (2023). *Volume 135 : Evaluation des effets cancérigènes de l'acide perfluorooctanoïque et l'acide perfluorooctanesulfonique. Monographies du CIRC : Évaluations scientifiques. Organisation mondiale de la santé*. Consulté 5 janvier 2025, à l'adresse <https://monographs.iarc.who.int/fr/news-events/volume-135-evaluation-des-effets-cancerogenes-de-lacide-perfluorooctanoïque-et-lacide-perfluorooctanesulfonique>
- Wan, H., Mills, R., Qu, K., Hower, J. C., Mottaleb, M. A., Bhattacharyya, D., & Xu, Z. (2022). Rapid removal of PFOA and PFOS via modified industrial solid waste : Mechanisms and influences of water matrices. *Chemical engineering journal (Lausanne, Switzerland : 1996)*, 433(Pt 2), 133271. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133271>
- Wang, J., Lin, Z., He, X., Song, M., Westerhoff, P., Doudrick, K., & Hanigan, D. (2022). Critical Review of Thermal Decomposition of Per- and Polyfluoroalkyl Substances : Mechanisms and Implications for Thermal Treatment Processes. *Environmental Science & Technology*, 56(9), 5355-5370. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02251>
- Wang, Z., DeWitt, J. C., Higgins, C. P., & Cousins, I. T. (2017). A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*, 51(5), 2508-2518. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04806>
- Wanninayake, D. M. (2021). Comparison of currently available PFAS remediation technologies in water : A review. *Journal of Environmental Management*, 283, 111977. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111977>
- Watanabe, N., Takemine, S., Yamamoto, K., Haga, Y., & Takata, M. (2016). Residual organic fluorinated compounds from thermal treatment of PFOA, PFHxA and PFOS adsorbed onto granular activated carbon (GAC). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(4), 625-630. <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0532-x>
- Wee, S. Y., & Aris, A. Z. (2023). Revisiting the “forever chemicals”, PFOA and PFOS exposure in drinking water. *Npj Clean Water*, 6(1), 1-16. <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00274-6>
- Winchell, L. J., Ross, J. J., Wells, M. J. M., Fonoll, X., Norton, J. W., & Bell, K. Y. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances thermal destruction at water resource recovery facilities : A state of

the science review. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 93(6), 826-843. <https://doi.org/10.1002/wer.1483>

Yadav, S., Ibrar, I., Al-Juboori, R. A., Singh, L., Ganbat, N., Kazwini, T., Karbassiyazdi, E., Samal, A. K., Subbiah, S., & Altaee, A. (2022). Updated review on emerging technologies for PFAS contaminated water treatment. *Chemical Engineering Research and Design*, 182, 667-700. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.04.009>

Zhi, Y., Zhao, X., Shuai, A., Jia, Y., Cheng, X., Lin, S., Xiao, F., Han, L., Chai, H., He, Q., & Liu, C. (2025). Enhancing rejection of short-chain per- and polyfluoroalkyl substances by tailoring the surface charge of nanofiltration membranes. *Water Research*, 272, 122931. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122931>