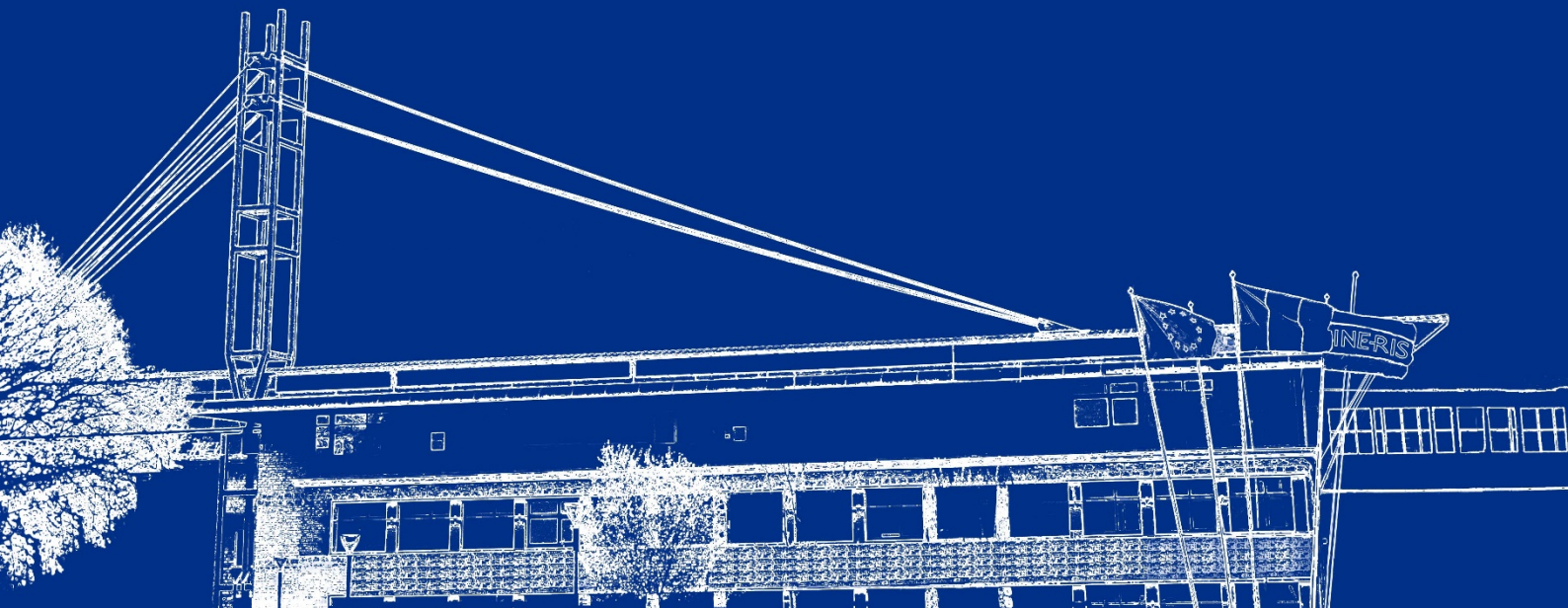




(ID Modèle = 454913)

Ineris - 229253 - 2808401 - v2.0

08/04/2025

Identification des principales voies d'exposition aux PFAS

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : DIRECTION SITES ET TERRITOIRES

Rédaction : BONNARD Roseline -

Vérification : CHARMOILLE ARNAUD

Approbation : Document approuvé le 08/04/2025 par DUPLANTIER STEPHANE

Table des matières

1	Objet du rapport.....	9
2	Les familles de PFAS et modes de production.....	10
2.1	Les PFAS polymères	12
2.2	Les PFAS non-polymères.....	12
2.2.1	Les substances perfluoroalkylées.....	12
2.2.2	Les substances polyfluoroalkylées	13
2.3	Les modes de production	14
3	Les principales sources d'émission	16
4	Comportement et devenir des PFAS dans l'environnement.....	19
4.1	Propriétés physico-chimiques.....	19
4.2	Transformation des PFAS	20
4.3	Transport et répartition des PFAS dans les milieux environnementaux.....	21
4.3.1	Air	21
4.3.2	Sol.....	22
4.3.3	Eaux superficielles	23
4.3.4	Eaux souterraines.....	24
5	Potentiel de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire.....	25
5.1	Les produits d'origine végétale	25
5.1.1	Transfert à partir du sol.....	25
5.1.2	Transferts à partir de l'air	27
5.2	Les produits d'origine animale	28
5.3	Le lait maternel	31
6	L'exposition des populations	32
6.1	Exposition de la population générale.....	32
6.1.1	Les différentes voies d'exposition et la part des précurseurs.....	32
6.1.2	Les concentrations mesurées dans l'alimentation générale et l'exposition liée aux consommations alimentaires	33
6.1.3	Conclusions sur l'exposition de la population générale	38
6.2	Exposition des populations sous l'influence d'une source de contamination	39
6.2.1	Données observées.....	41
6.2.2	Modélisation.....	43
7	Conclusion.....	47
8	Références	50

Table des figures

Figure 1 : Classification des PFAS (figure de Paul Caprio, EA Engineering), tirée de ITRC, 2023	11
Figure 2 : Schéma conceptuel d'exposition liée aux PFAS à partir des émissions d'un site industriel (illustration tirée de ITRC, 2023).....	40
Figure 3 : Schéma conceptuel d'exposition à partir des émissions d'une station d'épuration recevant des effluents contenant des PFAS (illustration tirée de ITRC, 2023)	40
Figure 4 : Principales sources d'émissions de PFAS dans l'environnement et principaux mécanismes de transfert vers et entre les milieux environnementaux	48
Figure 5 : Mécanismes potentiels de transferts des milieux environnementaux aux populations habitant près de sources de PFAS et voies d'exposition (les termes soulignés correspondent aux matrices alimentaires sensibles à une contamination par les PFAA)	49

Résumé

Ce rapport s'inscrit dans l'axe 1 (« acquérir des connaissances sur les méthodes de mesures des émissions, sur la dissémination et les expositions ») et l'action 2 (« développer des scénarii d'exposition multi-milieux et multivoies ») du plan interministériel sur les substances per et polyfluoroalkylées (PFAS).

Il a pour objectif de présenter les transferts dans l'environnement de ces composés et de mettre en évidence les principales voies d'exposition, en particulier pour les populations vivant près de sites contaminés ou d'installations industrielles produisant ou utilisant des PFAS.

Compte-tenu de l'étendue du champ d'investigation et de l'état des connaissances relativement limité ou manquant de robustesse, il s'agit d'un travail exploratoire où différents types de documents et d'informations ont été croisés (articles scientifiques, rapports et synthèses d'organismes publiques, résultats de calculs d'exposition).

Afin de clarifier le propos, ce rapport comporte deux sections préalables visant à présenter les principales catégories de PFAS existants et les principales sources d'émissions. Les connaissances disponibles concernant le comportement et le devenir de ces substances dans l'environnement sont ensuite exposées. Les quatrième et cinquième parties du rapport sont consacrées au potentiel de transfert de ces molécules dans les matrices biologiques et à l'exposition des populations.

Les PFAS correspondent à plus de 10000 substances aux propriétés diverses, classées en différents groupes. L'essentiel des connaissances disponibles concernent les acides perfluoroalkylés (PFAA), substances non dégradables. Les molécules produites ont évolué au cours du temps : les PFAA à chaîne longue, en particulier le PFOS et le PFOA, ont été remplacés par exemple par des PFAA à chaîne courte, des composés basés sur des fluorotélomères ou des acides carboxyliques per ou polyfluoroalkyl éthers (comme le HPFO-DA correspondant au GenX ou l'ADONA), d'où une coexistence de PFAS de différents types dans les milieux. Selon les groupes, ils peuvent avoir des propriétés très différentes. Dans l'environnement, les PFAA se présentent ainsi principalement sous forme ionique et sont donc solubles, mais il existe aussi des polyfluorés sous forme neutre, qui sont volatils (comme les alcools de fluorotélomère). Par ailleurs, beaucoup de composés utilisés pour remplacer les PFAA sont des précurseurs de ces PFAA et sont dégradés par des processus abiotiques et par les organismes biologiques (incluant les mammifères) en acides carboxyliques et sulfoniques perfluoroalkylés (PFCA et PFSA), non dégradables en conditions environnementales.

Compte-tenu de leur mobilité et de leur persistance, les PFAS peuvent finalement impacter tous les milieux environnementaux : l'air, les sols, les eaux souterraines, les eaux superficielles et les sédiments.

Du fait de leur caractère à la fois hydrophobe et hydrophile, les PFAS présentent des propriétés de bioaccumulation différentes des substances organiques persistantes et bioaccumulables classiquement étudiées, et leur potentiel de bioaccumulation ne peut pas être estimé à partir du coefficient de partition octanol-eau. Les PFAA présentent avant tout une affinité pour les protéines et les phospholipides. Les PFAA peuvent présenter un potentiel de bioconcentration élevé dans les végétaux et les produits d'origine animale. Les précurseurs des PFAA présents dans le milieu peuvent aussi être absorbés, puis être biodégradés dans les tissus végétaux et animaux et ainsi contribuer à la contamination des aliments par les PFAA.

Pour les PFAA, la contamination des plantes semble principalement liée au transfert à partir du sol par le flux de transpiration. Dans les parties aériennes des végétaux où l'accumulation semble être plus importante, les PFAA à chaîne courte ont tendance à s'accumuler davantage que les PFAA à chaîne longue et le potentiel de bioaccumulation des PFCA est supérieur à celui des PFSA pour une même longueur de chaîne carbonée.

Dans les organismes animaux, les PFAA se bioaccumulent surtout dans le foie, le sang et les reins. Les muscles paraissent moins contaminés que les abats. Les PFSA à chaîne longue s'accumulent plus dans les aliments d'origine animale que les PFCA et les PFSA à chaîne courte. Les œufs constituent également une matrice sensible, car il s'agit de la voie d'excrétion principale des PFAS chez la poule, avec un taux de transfert proche de 100% pour le PFOS.

Sur la base des connaissances actuelles, il apparaît que tous les mécanismes de transfert et toutes les voies d'exposition sont potentiellement à considérer pour évaluer les expositions et les risques pour les populations vivant à proximité de sources. A côté des transferts via la phase aqueuse, de premiers travaux ont ainsi mis en évidence la possibilité de transferts via la phase gazeuse (transferts de vapeurs du sol vers l'air intérieur et transfert gazeux de l'air vers les végétaux, liés notamment à la présence

d'alcools de fluorotélomère, composés intermédiaires de la dégradation des fluorotélomères en PFAA), qui mériteraient d'être davantage étudiés, en particulier pour les PFAS sous forme neutre en conditions environnementales. Les évaluations de risques liés aux PFAS s'avèrent donc complexes, d'autant que les données fiables sur les propriétés des substances sont très limitées.

D'après les études recensées, qui portent essentiellement sur les PFAA ayant de 4 à 14 atomes de carbone (mais le plus souvent sur un nombre plus limité de substances, voire uniquement sur le PFOS et le PFOA), l'exposition de la population générale et celles des communautés vivant près de sources de contamination apparaît principalement liée à l'alimentation (incluant l'eau de boisson). Mais pour les autres molécules et dans le cas d'une installation en fonctionnement, les données manquent, en particulier sur la part de l'inhalation.

Compte-tenu des émissions passées, des caractéristiques de persistance des PFCA et PFSA et de la dégradation sous forme de PFCA et PFSA des précurseurs émis, le PFOS et le PFOA font partie des PFAA contribuant le plus à l'exposition.

Pour la population générale, les produits de la mer ressortent dans une majorité d'études comme le vecteur principal d'exposition (en particulier pour le PFOS et la somme des 4 PFAA pour lesquels l'EFSA a défini une VTR), viennent ensuite l'eau, les produits carnés (incluant les abats) ou les produits d'origine végétale (la contribution de ces matrices étant plus ou moins élevée selon les polluants). Les données collectées sur les concentrations dans les matrices alimentaires montrent généralement des taux de détection ou de quantification faibles (hormis pour les poissons et crustacés, ainsi que pour l'eau de boisson) et des concentrations moyennes qui peuvent être « tirées » vers le haut par quelques échantillons.

Pour les communautés vivant près de sources de contamination, les principaux vecteurs d'exposition dépendent du type d'émissions (substances émises, émissions atmosphériques, rejets liquides dans le milieu aquatique, épandages ou rejets sur le sol), des conditions environnementales et de l'usage des ressources locales par la population (origine de l'eau utilisée pour la consommation alimentaire, pour l'irrigation ou l'abreuvement des animaux, pratique du jardinage, pratique de la chasse et de la pêche, autoconsommation). En l'état des connaissances et compte-tenu de la diversité des substances, nombre de milieux et de mécanismes en jeu, il n'est pas possible de définir une hiérarchie des vecteurs d'exposition les plus impactant pour un scénario d'occupation de site donné.

Néanmoins, compte-tenu de leur potentiel de bioconcentration/bioaccumulation, certains aliments d'origine animale constituent des matrices sensibles à la contamination. A proximité d'une source de contamination, une attention particulière doit donc être portée en priorité à certains produits d'origine locale : œufs, viandes et abats issus d'animaux ayant accès à un parcours extérieur/une pâture ou auxquels des aliments exposés sont fournis (en premier lieu, légumes-feuilles, fourrage et eau) et poissons d'eaux douces. Leur contribution à l'exposition des populations locales dépend des pratiques locales et notamment du niveau d'autoconsommation. Les transferts des PFAA à chaîne courte pouvant être importants vers les végétaux, l'autoproduction de légumes ou la consommation de légumes produits localement peut aussi participer à l'augmentation des expositions. L'eau peut également être un vecteur important, voire prépondérant de l'exposition des populations vivant à proximité de sources de contamination, compte-tenu de la solubilité des PFAA, des quantités d'eau utilisées pour différents usages (eau de boisson, préparation des repas, arrosage...) et du fait que les traitements de potabilisation de l'eau généralement en place ont peu d'efficacité sur l'élimination des PFAS.

Pour citer ce document, utilisez le lien ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Identification des principales voies d'exposition aux PFAS, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 229253 - v2.0, 08/04/2025.

Mots-clés :

PFAS, exposition, transfert, bioconcentration, bioaccumulation

Glossaire

Abréviations relatives aux noms des substances per- et polyfluoroalkylées

ADONA	acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque
diPAP	diesters d'acides polyfluoroalcanes phosphoriques
EtFOSA	N-éthyl perfluorooctane sulfonamide
EtFOSAA	acide N-éthyl perfluorooctane sulfonamide acétique
EtFOSE	N-éthyl perfluorooctane sulfonamide éthanol
FASA	sulfonamides perfluoroalkylées
FASAA	acides acétiques de perfluoroalcane sulfonamide
FAS(M)AC	perfluoroalcane sulfonamidoéthyl acrylates et métacrylates
FC-807	Ammonium bis[2-[N-éthyl (heptadécafluorooctane) sulfonylamino] éthyl] phosphate
FOSA	perfluorooctane sulfonamide
FASE	perfluoroalcanes sulfonamides éthanols
FTAB	sulfonamidoalkyl bétaine de fluorotélomère
FTAC	acrylates de fluorotélomère
FTAL	aldéhydes de fluorotélomère
FTI	iodures de fluorotélomère
FTUAL	aldéhydes de fluorotélomères insaturés
FTCA	acides carboxyliques de fluorotélomère
FTUCA	acides carboxyliques insaturés de fluorotélomère
FTMAC	méthacrylates de fluorotélomère
FTOH	alcools de fluorotélomère
FTS	acides sulfoniques de fluorotélomère
HPFO-DA	acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluoropropoxy) propionique
H4PFUnA	acide 2H,2H,3H,3H-perfluorundécanoïque
monoPAP	monoesters d'acides polyfluoroalcanes phosphoriques
MeFOSAA	acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique
PAF	fluorures de perfluoroalcanoyle
PAP	phosphates de fluorotélomère
PASF	fluorures de perfluoroalcane sulfonique
PFAA	acides perfluoroalkylés
PFAS	substances per et polyfluoroalkylées
PFAI	iodures de perfluoroalkyle
PFAL	aldéhydes de perfluoroalkyle
PFBA	acide perfluorobutanoïque
PFBS	acide perfluorobutanesulfonique
PFCA	acides carboxyliques perfluorés
PFDA	acides perfluorodécanoïque
PFDS	acide perfluorodécanesulfonique
PFDoDA	acide perfluorododécanoïque
PFDoDS	acide perfluorododécanesulfonique
PFECA	acides carboxyliques poly et perfluorés alkyl éthers
PFHpA	acide perfluoroheptanoïque
PFHpS	acide perfluoroheptanesulfonique
PFHxA	acide perfluorohexanoïque
PFHxDA	acide perfluorohexadécanoïque
PFHxS	acide perfluorohexanesulfonique
PFNA	acide perfluorononanoïque
PFNS	acide perfluorononanesulfonique
PFOA	acide perfluorooctanoïque

PFODA	acide perfluorooctadécanoïque
PFOS	acide perfluorooctane sulfonique
PFOSA	perfluorooctanesulfonamide
PFOSI	acide perfluorooctane sulfinique
PFPA	acides phosphoniques perfluoroalkylés
PFPIA	acides phosphiniques perfluoroalkylés
PFPeA	acide perfluoropentanoïque
PFPeDA	acide perfluoropentadécanoïque
PFPeS	acide perfluoropentanesulfonique
PFSA	acides sulfoniques perfluorés
PFTeDA	acide perfluorotétradécanoïque
PFTrDA	acide perfluorotridécanoïque
PFTrDS	acide perfluorotridécanesulfonique
PFUnDA	acide perfluoroundécanoïque
PTFE	polytétrafluoroéthylène
TFA	acide trifluoroacétique
5:3 FTCA	5:3 acide carboxylique fluorotélomère
6:2 FTAB	6:2 sulfonamidoalkyl bétaine fluorotélomère
6:2 FTOH	6:2 alcool de fluorotélomère
6:2 FTS	6:2 sulfonate de fluorotélomère
7:3 FTCA	7:3 acide carboxylique fluorotélomère
8:2 FTOH	8:2 alcool de fluorotélomère
8:2 monoPAP	8:2 polyfluoroalkylphosphate monoester
8:2 diPAP	8:2 polyfluoroalkylphosphate diester

Autres abréviations

BCF	facteur de bioconcentration
ECHA	agence européenne des produits chimiques
EDCH	eaux destinées à la consommation humaine
EFSA	autorité européenne de sécurité des aliments
K _{oa}	coefficient de partage octanol-air
K _{ow}	coefficient de partage octanol-eau
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
LB	estimation basse obtenue en assimilant les valeurs inférieures à la limite de quantification à 0 (lower bound en anglais)
LOD	limite de détection
LOQ	limite de quantification
PCB	polychlorobiphényles
PCDD	polychlorodibenzodioxines
VTR	valeur limite de référence
STEP	station d'épuration
UB	estimation haute obtenue en assimilant les valeurs inférieures à la limite de quantification à cette valeur (upper bound en anglais)
UDI	unité de distribution des eaux

1 Objet du rapport

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS pour per- and polyfluoroalkyl en anglais) sont une famille de polluants regroupant plus de 10000 substances aux propriétés physico-chimiques et comportements dans l'environnement très différents. Pour la plupart d'entre elles, les connaissances sont encore très limitées, même si de très nombreux travaux de recherche sont menés actuellement.

En avril 2024, le gouvernement a publié un plan d'action interministériel, visant à structurer les actions en réponse aux préoccupations concernant les impacts des PFAS sur la santé humaine et la biodiversité. Les travaux prévus en 2024 pour chacune d'elles sont précisés dans un programme d'appui. Ce rapport s'inscrit dans l'axe 1 (acquérir des connaissances sur les méthodes de mesures des émissions, sur la dissémination et les expositions) et l'action 2 (développer des scénarii d'exposition multi-milieux et multivoies) du plan interministériel, et dans la sous-opération 1.2 du programme d'appui. Cette sous-opération prévoit en 2024 l'étude des transferts dans l'environnement et l'identification des principales voies d'exposition, notamment pour les populations vivant près de sites contaminés ou d'installations industriels produisant ou utilisant des PFAS.

Pour cela, il est nécessaire de distinguer les principales familles de PFAS présentes dans l'environnement, d'identifier les principales sources d'émission, d'étudier les propriétés de ces substances et leur devenir dans l'environnement. Ce document consacre donc différentes sections à ces éléments, mais plusieurs rapports présentant déjà des informations de ce type (BRGM, 2020 ; IGEDD, 2022 ; Record, 2024), l'analyse a porté ici davantage sur le potentiel de transfert des polluants dans les milieux biologiques (végétaux et animaux) et sur l'exposition des populations, pour lesquels les informations synthétisées sont généralement moins développées.

L'étendue du champ d'investigation (étude des transferts et des expositions multi-milieux pour de très nombreux composés aux propriétés diverses) et l'état des connaissances parfois limité ou manquant de robustesse, malgré le nombre important de publications diffusées ces dernières années, ont conduit à mener un travail bibliographique exploratoire, où différents types de documents et d'informations ont été croisés (articles scientifiques, rapports et synthèses d'organismes publiques, résultats de calculs d'exposition).

Le travail réalisé vise à mettre en évidence les voies et les vecteurs d'exposition potentiellement les plus impactants pour les populations vivant près de sites émetteurs de PFAS, sur la base des données disponibles. Il ne prétend pas donner une image exhaustive de la contamination de l'environnement et des phénomènes de transfert et de dégradation en jeu pour l'ensemble des composés per et polyfluorés, les connaissances restant trop limitées pour de nombreux composés.

2 Les familles de PFAS et modes de production

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) sont une vaste famille de composés synthétiques regroupant des composés avec des structures et propriétés très différentes. Cette famille comporte à la fois des polymères et des non-polymères, qui peuvent en conditions environnementales se présenter sous forme solide, liquide ou gazeuse ; sous forme neutre, ou ionisée et par conséquent avoir des comportements très contrastés dans l'environnement, en termes de volatilité, de solubilité, de capacité de dégradation et de bioaccumulation.

Il est donc important de distinguer les différentes catégories de composés appartenant à cette famille :

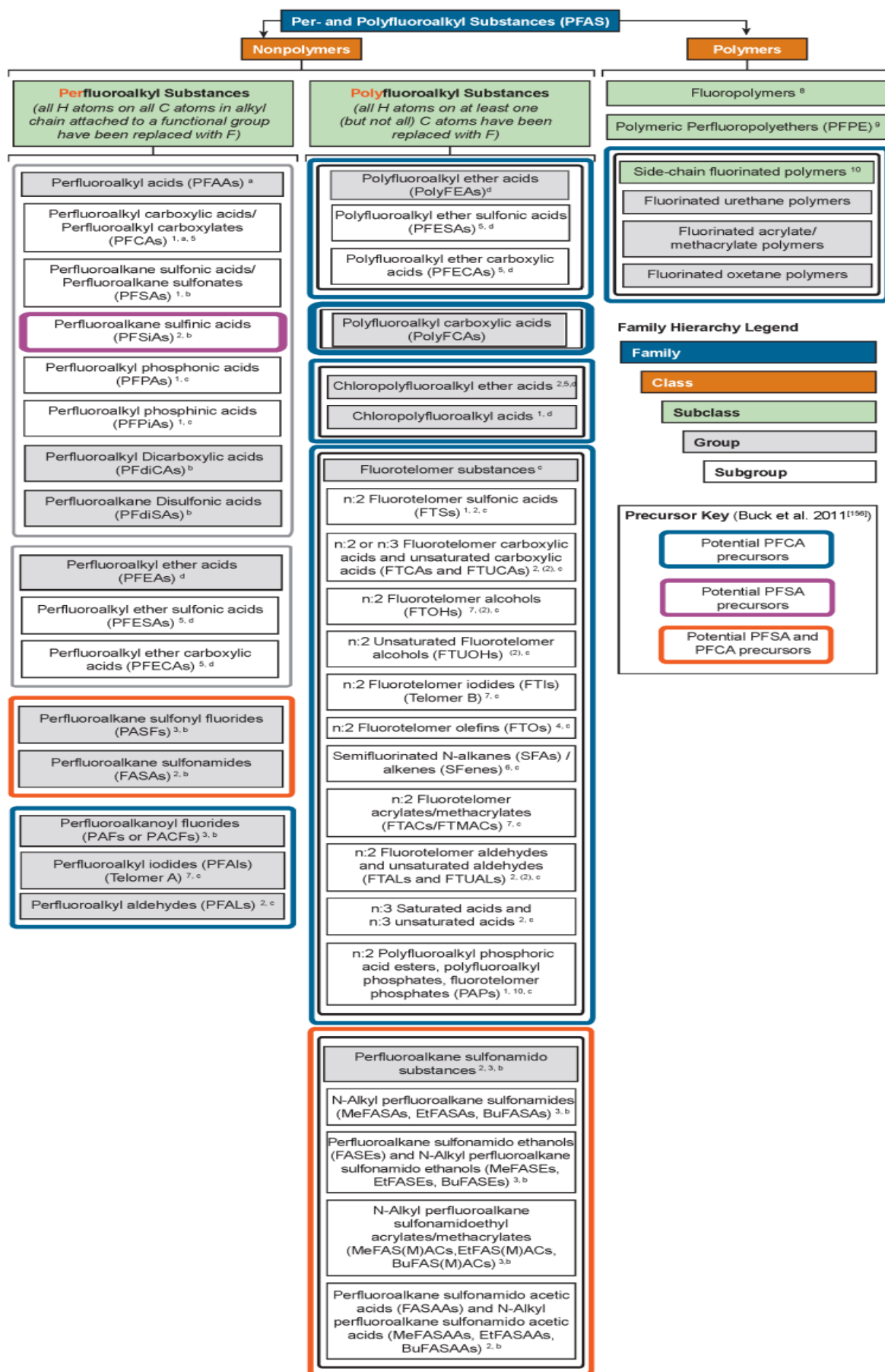
- pour comprendre quels types de molécules peuvent être retrouvés dans l'environnement en fonction de la source de contamination et du procédé de fabrication utilisé ;
- pour identifier les mécanismes de transfert et les voies d'exposition préférentielles découlant des propriétés caractérisant chacune de ces catégories ;
- tout en distinguant celles pour lesquelles de nombreuses données sont aujourd'hui disponibles, de celles pour lesquelles les éléments sur les émissions, le devenir dans l'environnement et le potentiel toxique restent peu ou pas étudiés.

L'essentiel des informations de cette section est issu de l'ITRC (Interstate Technology and Regulatory Council)¹.

La figure suivante présente à la fois :

- une vue hiérarchisée de différents groupes composants la famille des PFAS,
- le mode de production pouvant conduire à la synthèse des différents sous-groupes de contaminants (identifiés par une lettre allant d'a à d)
- leurs types d'usages,
- les sous-groupes pouvant se dégrader (composés désignés par le terme de « précurseurs ») et donner des acides perfluoroalkylés (PFAA) non dégradables dans les conditions environnementales.

¹ l'IRTC est un programme de travail géré par une association d'états et de territoires américains : l'Environmental Research Institutes des Etats



Family Hierarchy Legend

Family
Class
Subclass
Group
Subgroup

Precursor Key (Buck et al. 2011^[156])

Potential PFCA precursors
Potential PFSA precursors
Potential PFSA and PFCA precursors

Figure 1 : Classification des PFAS (figure de Paul Caprio, EA Engineering), tirée de ITRC, 2023

Légende de la figure 1

Couleurs :

fond bleu : famille	Encadré bleu : précurseurs potentiels des PFCA
fond orange : classe	Encadré violet : précurseurs potentiels des PFSA
fond vert : sous-classe	Encadré violet : précurseurs potentiels des PFSA et des PFCA
fond gris : groupe	
fond blanc : sous-groupe	

Lettres de a à d : procédé de fabrication :

a : fluoration électrochimique ou fluorotélomérisation	b : fluoration électrochimique
c : fluorotélomérisation	d : autres procédés

Chiffres : Usages des PFAS

1 : tensio-actifs ; 2 : produits de transformation intermédiaires ; 3 : matière première principale pour la production de tensioactifs et de produits de protection des surfaces par fluoration électrochimique ; 4 : matière première pour la production de tensioactifs et de produits de protection des surfaces ; 5 : inclut certains auxiliaires de polymérisation des fluoropolymères ; 6 : fart de ski, applications médicales ; 7 : matière première principale pour la production de tensioactifs et de produits de protection des surfaces par fluorotélomérisation ; 8 : plastiques polymères de haut poids moléculaire tels que le PTFE ; 9 : classe de polymères utilisés principalement comme lubrifiants ; 10 : utilisation pour protéger les surfaces

La Figure 1 montre que la famille des PFAS peut être divisée en deux grandes classes : les PFAS polymères et les PFAS non-polymères.

2.1 Les PFAS polymères

Les **PFAS polymères** sont des composés de haut poids moléculaire formés par la combinaison de plusieurs molécules plus petites et identiques (les monomères). Les PFAS polymères incluent :

- les polymères de perfluoropolyéthers pour lesquels il existe relativement peu d'informations concernant le comportement dans l'environnement ;
- les fluoropolymères (comme le PFTE : polytétrafluoroéthylène), qui sont considérés comme stables, mais qui font néanmoins polémique. Certains auteurs (Korzeniowski et al., 2023) considèrent que ces composés remplissent les critères d'évaluation correspondant à des polymères peu préoccupants (Polymères of Low Concern), tandis que d'autres pensent que les preuves sont insuffisantes (Lohmann et al., 2020). En effet, ce classement ne porte que sur l'usage et la mise en œuvre des produits, mais pas sur la phase de production, ni sur celle de la fin de vie. Or, la production de certains polyfluoromères nécessite des auxiliaires de polymérisation, comme historiquement des sels d'acides perfluoroalkylés (comme le PFOA), qui sont non dégradables, et elle peut s'accompagner de rejets de ces sels ou de sous-produits sous forme de monomères non polymérisés (qui n'ont pas réagi) dans l'environnement.
- les polymères à chaînes latérales fluorées, qui sont constitués d'un squelette non fluoré, sur lequel s'approchent des chaînes fluorées. Ces chaînes latérales peuvent être cassées et générer le rejet d'acides perfluorés non dégradables dans l'environnement. Des études indiquent aussi que ces polymères pourraient se dégrader lentement (demi-vie de l'ordre de plusieurs décades) et être une source d'alcools de fluorotélomères (FTOH) qui sont des précurseurs des acides perfluoroalkylés (PFAA) non dégradables (cf. section 2.2) ;

2.2 Les PFAS non-polymères

Les PFAS non-polymères sont divisés en deux grandes sous-classes : les substances perfluoroalkylées et les substances polyfluoroalkylées.

2.2.1 Les substances perfluoroalkylées

La structure des substances perfluoroalkylées est une chaîne de 2 atomes de carbone ou plus, comportant un groupement fonctionnel à une extrémité et où les atomes d'hydrogène portés par les atomes de carbone de la chaîne carbonée sont tous remplacés par des atomes de fluor. La formule des perfluoroalkylées est du type C_nF_{2n+1-R} , où R est le groupement fonctionnel.

Les substances perfluoroalkylées comportent différents groupes et sous-groupes de composés.

Les sous-groupes plus connus sont :

- les acides carboxyliques perfluorés (PFCA), qui comportent une fonction carboxylique -COOH (dont le PFOA) ;
- les acides sulfoniques perfluorés (PFSA), qui comportent une fonction sulfonique -SO₃H (dont le PFOS)

qui appartiennent au groupe des acides perfluoroalkylés (PFAA),

Les PFCA et PFSA sont les molécules de PFAS qui ont été les plus étudiées. Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui ont été dérivées concernent essentiellement ces substances et pour certaines molécules de ces sous-groupes, des valeurs réglementaires ont été définies dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) et certains aliments commercialisés.

Le nom des PFAA est déterminé par le nombre total d'atomes de carbone, y compris celui du groupement fonctionnel. Ainsi, le PFOA (acide perfluorooctanoïque) est une molécule comportant une chaîne de sept atomes de carbone, plus un groupement -COOH (pour la forme acide) ou -CO₂⁻ (pour la forme anionique), tandis que le PFOS (acide perfluorooctane sulfonique) correspond à une chaîne de huit atomes de carbone et un groupement SO₃H (pour la forme acide) ou -SO₃⁻ (pour la forme anionique).

Le devenir des PFAA dans l'environnement est parfois caractérisé en distinguant les molécules à chaîne courte de celles à chaîne longue. La mention de « chaîne courte » concerne ainsi les PFCA ayant jusqu'à 7 atomes de carbone et les PFSA ayant jusqu'à 5 atomes de carbone. Inversement, les PFAA à « chaîne longue » désignent les PFCA à 8 atomes de carbone et plus et les PFSA à 6 atomes de carbone et plus.

Les PFAA peuvent être obtenus par plusieurs procédés de fabrication, mais ils peuvent aussi être issus de la biodégradation ou de la dégradation abiotique de substances polyfluorées (cf. section 4.2). En revanche, les PFAA sont non dégradables dans l'environnement.

Parmi les PFAA, il convient aussi de citer l'acide trifluoroacétique (TFA), considéré comme un PFCA à chaîne ultra-courte. Bien qu'il ne soit pas à ce jour dans les textes réglementaires visant à fixer des valeurs limites dans les milieux, il suscite de plus en plus de préoccupations de la part des scientifiques (Arp, 2024), compte-tenu de son caractère persistant, des émissions directes et indirectes (liées notamment à la dégradation de produits comme les gaz fluorés) et à l'augmentation des concentrations dans l'environnement, qui sont déjà bien supérieures à celles des autres PFAA.

Parmi les substances perfluoroalkylées, il y a :

- les sulfonamides perfluoroalkylées (FASA) et les fluorures de perfluoroalcane sulfonique (PASF), **précurseurs des PFCA et PFSA**,
- les fluorures de perfluoroalcanoyle (PAF), les iodures de perfluoroalkyle (PFAI) et les aldéhydes de perfluoroalkyle (PFAL), **précurseurs des PFCA** ;
- les acides perfluoroalkyl éthers, dont les acides perfluoroalcanes-éther carboxyliques (PFECA), comme le HPFO-DA (acide 2,3,3,3-tétrafluoro-2-(heptafluoropropoxy) propionique) et ses sels, qui sont les composants majeurs du GenX utilisé dans la production de fluoropolymères (utilisé en remplacement d'un des sels du PFOA dans la production de PTFE) et de polymères de perfluoropolyéthers notamment.

2.2.2 Les substances polyfluoroalkylées

Les substances polyfluoroalkylées sont des composés aliphatiques dont tous les atomes d'hydrogène d'au moins un atome de carbone (mais pas tous) ont été remplacés par des atomes de fluor. Elles possèdent ainsi un groupement C_nF_{2n+1}.

Le pont d'atomes de carbones hydrogénés constitue un point « faible » dans la structure de la molécule. Cela explique que ces substances puissent être dégradées et que ce soient des précurseurs potentiels des acides perfluoroalkylés.

Parmi les polyfluoroalkylés détectés dans l'environnement, il faut citer :

- le groupe des perfluoroalcanes sulfonamides, dont les N-alkyl-sulfonamides perfluoroalcanes (N-alkyl FASA), les perfluoroalcanes sulfonamides éthanols (FASE et N-alkyl FASE), les acides acétiques de perfluoroalcane sulfonamide (FASAA et N-alkyl FASAA), les N-alkyl perfluoroalcane sulfonamidoéthyl acrylates et méthacrylates (N-alkyl FAS(M)AC). **Certaines des substances de ce groupe ont été identifiées comme précurseurs des PFCA et PFSA ;**
- le groupe des fluorotélomères, dont les alcools de fluorotélomère (FTOH), les acides sulfoniques de fluorotélomère (FTS), les phosphates de fluorotélomère (PAP) et les acides carboxyliques de fluorotélomère (FTCA), qui sont issus de la biodégradation des FTOH). Le nom de ces composés est précédé de la mention « n:x », où n indique le nombre d'atomes de carbone dont les liaisons hydrogènes sont toutes remplacées par des liaisons avec des atomes de fluor et x représente le nombre d'atomes de carbone dont les atomes d'hydrogène ne sont pas entièrement substitués. **Les fluorotélomères sont des précurseurs des PFCA ;**
- les acides polyfluoroalkyl éthers, utilisés dans la production de fluoropolymères, comme le composé connu sous le nom commercial d'ADONA (acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque) utilisé comme aide à la polymérisation du PTFE). **Ces molécules sont des précurseurs des PFCA.**

2.3 Les modes de production

Les molécules produites et celles associées aux rejets dans l'environnement, directement ou suite à la transformation de précurseurs sont différentes selon le procédé de production. Les deux principaux procédés pour produire des PFAS sont :

- la fluoration électrochimique. Ce procédé a été utilisé à partir des années 1950. Il consiste à remplacer les atomes d'hydrogène d'un composé organique par des atomes de fluor en réalisant une électrolyse en présence d'acide fluorhydrique. Ce procédé est utilisé pour produire à la fois des fluorures de perfluoroalcane sulfoniques (PASF), qui sont des précurseurs de divers PFAS sulfonés et des dérivés de carboxylate perfluoroalkylés. Selon la Figure 1, les FASE, N-alkyl FASA, N-alkyl FASE et FASAA sont associés à ce procédé de fabrication ;
- la fluorotélomérisation, est utilisé depuis les années 1970. Ce procédé consiste à faire réagir l'iodure de perfluoroéthyle (C_2F_5I) avec le tétrafluoroéthylène pour obtenir un mélange d'iodures de perfluoroalkyle ayant un nombre pair d'atomes de carbone (C_nF_{2n+1} avec $n > 2$). Une seconde réaction est réalisée avec de l'éthylène, pour donner des composés de formule $C_nF_{2n+1}CH_2CH_2I$. Ces composés sont utilisés pour produire des alcools : les FTOH et des acides sulfoniques : les FTS (ou FTSA). Les fluorotélomères iodés et les FTOH sont les matières premières de la production de tensioactifs (non polymériques) et de polymères. Les FTOH sont aussi utilisés pour produire des acrylates (FTAC) ou des méthacrylates (FTMAC) de fluorotélomère. Les FTS sont des intermédiaires de fabrication, aussi produits en tant de tensioactifs.

Des plus amples informations sur les procédés de fabrication sont fournis dans le rapport Ineris-213870-2789035.

Selon le procédé de fabrication utilisé, les PFAS obtenus se présentent principalement sous forme linéaire (fluorotélomérisation) ou bien sous forme de mélanges d'isomères linéaires et ramifiés (fluorisation électrochimique). Les analyses de laboratoire fournissent généralement la concentration totale (isomères linéaires et ramifiés) pour un PFAA donné. Mais le comportement dans l'environnement (partition entre les différentes phases des milieux, transport, potentiel de bioaccumulation) peut varier en fonction de la structure de l'isomère.

Pour conclure cette section, il faut retenir les éléments suivants :

- **il existe un très grand nombre de catégories de PFAS aux propriétés et comportements différents dans l'environnement, mais les connaissances disponibles sur la toxicité et le devenir dans l'environnement portent encore aujourd'hui principalement sur les acides carboxyliques et sulfoniques perfluoroalkylés (PFCA et PFSA) ;**
- **les types de PFAS produits au cours du temps ont évolué pour s'adapter aux évolutions de la réglementation (production et utilisation du PFOS restreintes depuis 2009, PFOA interdit à l'utilisation en Europe depuis 2020, PFHxS interdit à la production et à l'utilisation depuis 2023). La production des PFSA et PFCA à chaîne longue (comme le PFOA et le PFOS) a ainsi été**

progressivement été remplacée par celle de PFAA à chaîne plus courte ou des substances polyfluorées, puis depuis une dizaine d'année par des composés à chaîne courte comme le HPFO-DA (GenX) ou l'ADONA pour la fabrication des fluoropolymères ;

- **beaucoup des PFAS produits pour remplacer les PFAA non dégradables, sont finalement des précurseurs de ces produits ;**
- **la connaissance des process et des substances rejetées dans l'environnement reste limitée**, avec d'une part des process couverts par le secret industriel et spécifiques à chaque fabricant, et d'autre part des méthodes analytiques ne permettant pas de mesurer toutes les substances des mélanges rejetés ou présents dans l'environnement suite à leur dégradation.

3 Les principales sources d'émission

Les PFAS sont produits et utilisés dans de nombreux produits de consommation depuis les années 1950.

Les sources d'émission peuvent être liées à :

- la production des PFAS (industries fluorochimiques) : cf. section 2.3
- l'utilisation de ces produits. Ce sont les :
 - les secteurs industriels utilisant des PFAS dans leurs procédés de fabrication. Ils sont très nombreux. On peut citer notamment l'aéronautique, l'automobile, les secteurs du papier et des emballages alimentaires, la métallurgie, le BTP, l'électronique, le secteur de l'énergie, la chimie (dont la production de pesticides et de fertilisants), les secteurs du plastique et du caoutchouc, ceux de la pharmacie et de la cosmétique, le secteur du textile et de l'habillement.

Concernant l'usage des PFAS et le type de substances utilisées et rejetées par ces industries, le lecteur peut se reporter au rapport du BRGM sur les sources directes d'émissions des PFAS (2024).

Les sites industriels produisant ou utilisant des PFAS génèrent des rejets atmosphériques, des rejets vers les eaux superficielles, éventuellement des émissions vers les sols par déversements accidentels ou liés à des fuites. Tous les milieux environnementaux peuvent finalement être impactés.

A titre d'exemple, un bilan massique réalisé sur le GenX utilisé dans une usine produisant des fluoropolymères, au Pays-Bas, a montré **que sur 50 tonnes entrantes, environ 55% étaient éliminés en tant que déchets (pour être incinérés), 40% étaient recyclés, 4% étaient rejetés dans les eaux (soit 2000 kg) et 1 % dans l'air, soit 500 kg. Par ailleurs, environ 0,5% n'était pas éliminé du fluoropolymère produit et se retrouvait dans le produit final** (ILT, 2018 rapporté par Gebbink et al., 2020) ;

- les producteurs et utilisateurs des mousses anti-incendies utilisées pour éteindre les incendies de catégorie B (incendies de liquides comme les hydrocarbures) ou de catégorie C (incendies de gaz) sont des mélanges de tensioactifs fluorocarbonés. Les mousses anti-incendies contenant du PFOS sont interdites à la vente et à l'utilisation depuis 2009. La production de celles contenant du PFOA est interdite depuis 2011, mais leur utilisation est autorisée par dérogation jusqu'en 2025.

Ces mousses sont stockées et utilisées sur de nombreux sites, comme les aéroports, les raffineries et les sites de stockage, les sites militaires, les sites des industries chimiques, les lieux d'entraînement à la lutte contre les incendies, les sites d'intervention d'urgence.

Les PFAS contenus dans les mousses anti-incendies sont émis dans l'environnement à différentes occasions : lors du stockage, du transport des produits, lors de tests des appareillages, du fait de fuites éventuelles et lors de leur utilisation à l'occasion d'exercices d'entraînement et de situation d'urgence. Les mousses sont alors déversées directement dans l'environnement et les PFAS contenus dans ces mousses migrent alors principalement dans les sols, vers les eaux souterraines par infiltration et vers les eaux de surface par ruissellement.

Des quantités élevées de PFAS peuvent être retrouvées sur des sites où des mousses ont été utilisées. Adamson et al. (2020) ont étudié la répartition des PFAS dans les sols d'une zone d'entraînement à la lutte incendie. 222 kg de PFAS dont 106 de PFAA et 116 kg de précurseurs polyfluorés ont ainsi été retrouvés. Le 6:2 FTAB et le 6:2 FTS (l'un de ses produits de dégradation) sont retrouvés sur des sites où des mousses anti-incendies ont été utilisés, mais le BRGM (2024) associe de nombreux autres PFAS (489 différents à l'échelle mondiale) à l'utilisation de mousses anti-incendies.

Bastow et al. (2022) souligne également que la volatilisation des PFAS dans l'air à partir des mousses épandues ou de matrices organiques (surfaces asphaltées) ayant reçu des mousses nécessite d'être mieux étudiée. L'évaporation de l'eau contenue dans les mousses peu après l'épandage augmenter en effet la proportion de solvants organiques (avec une température d'ébullition plus élevée que l'eau) dans les résidus de mousses et la quantité de PFAS sous

forme neutre dans la phase organique. Cela a pour conséquence de favoriser leur émission vers l'air (cf. section 4.3.1) ;

- l'utilisation des produits manufacturés. Les PFAS sont présents dans de nombreux produits de consommation courante comme le papier, les emballages, différents types de textiles, les produits de nettoyage, les cires, les peintures et vernis, les encres, les traitements anti-buées, les produits d'hygiène, les ustensiles de cuisine antiadhésifs, les dispositifs médicaux... Leur usage et leur dégradation au fil du temps génèrent des pollutions diffuses (y compris sur des zones étendues, comme lors de l'emploi de skis fartés en montagne). D'après Seo et al. (2019), il existe ainsi **une corrélation étroite entre les concentrations en PFAS neutres (qui se volatilisent facilement dans l'air et qui entrent dans la composition de polymères industriels et d'agents tensioactifs commerciaux) dans l'air et la densité de population**, ce qui se traduit par des concentrations plus élevées dans les zones urbaines que dans les zones non urbaines. Concernant les sources d'acide trifluoroacétique, Il convient de citer également l'utilisation des réfrigérants fluorés, des agents gonflants utilisés dans la fabrication des mousses plastiques et les phytosanitaires comprenant un groupement C-CF₃. La dégradation de ces produits dans l'environnement apparaît comme une source majeure d'émission du TFA dans l'environnement ;
- l'élimination de ces produits et le réemploi des résidus. Les sites concernés sont :
 - les décharges pouvant recevoir des déchets industriels, des boues de stations d'épuration, des produits de démolition ou des produits de consommation en fin de vie. Sur ces sites, comme indiqué précédemment, les polymères à chaînes latérales fluorées peuvent libérer des PFAS à chaîne courte et les précurseurs peuvent se transformer en PFAA. Les PFAS peuvent être entraînés vers les eaux par les lixiviats et générer des émissions atmosphériques. La composition des rejets est variable selon l'origine des déchets, mais ce sont essentiellement des composés à chaîne courte qui sont retrouvés dans les lixiviats. Ahrens et al. (2011) ont estimé à environ **1 kg par an la quantité de PFAS (principalement du 8:2 FTOH, du 6:2 FTOH et du PFBA) émis à l'atmosphère à partir d'une décharge au Canada** ;
 - les stations d'épuration des eaux (STEP). Les stations d'épuration génèrent des émissions vers les eaux de surface aux points de rejets et vers l'atmosphère, ainsi que des sous-produits : les boues d'épuration. Le type et la concentration des PFAS rejetés dépend de la nature des effluents entrants et donc des types d'activités autour de la station. Les procédés de traitement conventionnels utilisés en stations d'épuration ne sont pas efficaces pour éliminer les PFAA. **Une partie des précurseurs subit au contraire une biotransformation en PFAA** (molécules non dégradables) **lors du processus de traitement, ce qui peut conduire à une augmentation de la concentration en PFAA dans les effluents liquides entre l'entrée et la sortie de la station. Certains auteurs considèrent que les stations d'épuration peuvent être une source majeure de contamination des eaux de surface**. Le BRGM (2024) indique que le PFOA, le PFNA, le PFOS et les FTS sont prédominants dans les phases liquide et solide en sortie de STEP. Dans l'air, Ahrens et al. (2011) ont mesuré des concentrations en FTOH, FASA, FASE et PFBA au-dessus des différents bassins de traitement d'une STEP nettement supérieures à celles relevées sur un site de référence urbain, situé à 600 mètres de distance. Ils ont estimé un flux annuel d'émission de PFAS dans l'air lié à la STEP de l'ordre de 2,5 kg (à partir des teneurs obtenues pour 3 FTOH, 2 FASA, 2 FASE, 1 PFSA et 10 PFCA). Les FTOH représentaient près de 95% du flux émis, dont 59% étaient liés au 6:2 FTOH ;

- l'épandage des déchets organiques sur les sols agricoles. Au-delà de l'accumulation dans la zone insaturée du sol, l'épandage de biodéchets sur les sols peut générer des émissions vers l'atmosphère, les eaux souterraines par infiltration, les eaux superficielles par ruissellement (des concentrations plus élevées ont été observées à proximité de zones agricoles soumises à épandage) et des substances peuvent être transférées vers dans la chaîne alimentaire (produits végétaux et animaux). Munoz et al. (2024) ont mesuré les concentrations de PFAS dans différents types de déchets organiques appliqués sur les sols agricoles. **Les teneurs** (pour 46 substances correspondant à différentes catégories de PFAS) étaient **faibles dans les produits tels que le lisier et le fumier** (valeur médiane < 1 µg/kg), alors que les **concentrations dans les déchets d'origine urbaine** (boues de STEP et composts de déchets) **et industrielle** (boues issues de papeterie) **étaient nettement plus élevées** (médiane supérieure à 200 µg/kg). Les analyses réalisées sur les déchets organiques municipaux reflètent également **une évolution en termes de composition avec une prédominance de PFOS, EtFOSAA et précurseurs des PFOS dans les échantillons anciens** (datant d'avant l'an 2000) **et une prédominance de fluorotélomères** (notamment les sulfonamidopropyl bétaines de fluorotélomère : FTAB) **dans les échantillons plus récents** (collectés sur des sites actifs entre 2009 et 2017).

Les sources d'émission de PFAS sont donc **multiples** et très **disséminées**. Elles sont pour certaines canalisées (comme les rejets émis à la cheminée des sites industriels ou les rejets liquides des stations d'épuration) et pour d'autres diffuses (comme l'épandage des boues ou l'usage des produits de consommation).

4 Comportement et devenir des PFAS dans l'environnement

4.1 Propriétés physico-chimiques

Les PFAS ont à la fois des propriétés hydrophobes dues à leur chaîne carbonée et des propriétés hydrophiles liées au groupement fonctionnel, d'où leurs propriétés tensio-actives.

Selon leurs groupes fonctionnels, les PFAS peuvent se présenter dans l'environnement sous forme :

- anionique (c'est-à-dire porter une charge négative), comme les carboxylates, les sulfonates et les phosphates ;
- cationique (c'est-à-dire porter une charge positive), comme les amines ;
- de zwitterions (composés comportant plusieurs groupements fonctionnels et portant à la fois une charge positive et une charge négative) ;
- non ionique (cas des alcools) ;
- un mélange de formes ionique et neutre, comme le FOSA.

L'état ionique joue un rôle déterminant sur les propriétés physico-chimiques des substances et donc le devenir des substances dans l'environnement.

Ainsi, les PFAA qui se présentent essentiellement sous forme anionique dans l'environnement se caractérisent par une grande solubilité dans l'eau et une très faible volatilité. La forme acide des PFAA les FTOH et les FASE qui sont des molécules neutres, peuvent à l'inverse se volatiliser. Contrairement aux formes anioniques, les formes cationiques sont supposées s'adsorber fortement sur les sols, qui portent généralement une charge nette négative. Une modification des conditions du milieu, comme l'augmentation ou la diminution du pH, modifie la répartition entre forme neutre et forme ionique et peut ainsi conduire à modifier la répartition des substances entre milieux, en accroissant ou diminuant la solubilité et la volatilité de ces substances. Karg (SFSE, 2023) rapporte ainsi une augmentation de la concentration de 6:2 FTAB dans les eaux souterraines suite à des inondations et l'introduction d'eau de mer dans l'aquifère ayant entraîné une augmentation du pH.

Les PFAS, du fait de leurs propriétés tensio-actives, ont par ailleurs tendance à s'accumuler à l'interface air-eau.

Les perfluoroalkylés sont aussi très stables et résistants à la dégradation et biodégradation en conditions environnementales à l'inverse d'un grand nombre substances polyfluorées.

Les paramètres physico-chimiques sont importants pour expliquer la partition des PFAS entre milieux et éventuellement modéliser leur comportement dans l'environnement. Mais, les données ne sont pas disponibles pour beaucoup de substances et selon l'ITRC, **les données fiables sont rares. Beaucoup sont issus de modèles basés sur la structure chimique des molécules et de très grands écarts** (plusieurs ordres de grandeur) **peuvent être observés entre les valeurs proposées.** Au-delà des difficultés liées à l'estimation correcte de ces données, leur utilisation pour prédire le comportement des PFAS dans l'environnement pose probablement problème du fait de différences entre les formes auxquelles se rapportent les valeurs définies et celles des substances dans l'environnement (forme acide contre forme généralement anionique dans l'environnement pour les PFAA, molécule linéaire contre mélange d'isomères linéaires et ramifiées, état physique de la substance : présent à l'état dispersé ou sous forme de micelles dans l'environnement). D'ailleurs, malgré l'existence d'un numéro d'enregistrement unique (appelés numéros CAS pour Chemical Abstract Service) pour identifier les différents sels d'acides perfluoroalkylés soient identifiés, les noms et acronymes pour les formes acides et anioniques sont souvent utilisés de manière indifférenciée.

Cependant, au sein d'un certain nombre de sous-groupes de substances (comme les PFCA et les PFSA), des tendances peuvent être observées, comme une diminution de la solubilité et de la volatilité et une augmentation du coefficient de partage octanol-eau (caractérisant le caractère lipophile des substances) quand le nombre d'atomes de carbones augmente.

Le coefficient de partage octal-eau sert souvent à estimer d'autres propriétés comme le coefficient de partage entre le carbone organique et l'eau ou à définir le caractère bioaccumulateur ou non des substances organiques dans les systèmes biologiques. Mais dans le cas des PFAS, l'utilisation du Kow n'est pas adapté, compte-tenu des propriétés à la fois hydrophiles et hydrophobes des substances.

4.2 Transformation des PFAS

Comme indiqué précédemment, un certain nombre de polyfluorés peuvent être dégradés en conditions abiotiques et par biodégradation (Rand et al., 2017, Poothong et al., 2020). Ceci expliquerait que les concentrations mesurées dans l'environnement et dans le sérum humain, en particulier pour le PFOA, diminuent à un rythme plus limité qu'attendu malgré les restrictions et interdictions mises en place par la réglementation.

La transformation abiotique des précurseurs peut être liée à des phénomènes d'hydrolyse, de photolyse et d'oxydation.

Il existe de nombreux processus de biotransformation aérobie avec une cinétique relativement rapide et tous les précurseurs polyfluorés étudiés jusqu'alors ont montré un potentiel de biotransformation en PFAA. La biotransformation peut avoir lieu dans les milieux environnementaux. Par exemple, Wang et al. (2009) ont étudié en laboratoire la biodégradation du 8:2 FTOH dans 3 types de sol en conditions aérobies. Le taux de conversion du 8:2 FTOH en PFOA allait de 10 à 40%, avec une moyenne de 25%. 4% Du PFHxA a également été obtenu, avec un rendement atteignant 4 %. Deux autres métabolites stables ont été formés : le 7:3 FTCA ($F(CF_2)_7CH_2CH_2COOH$) avec un taux de conversion de 11% et le 2H-PFOA ($F(CF_2)_6CFHCOOH$) avec un taux de conversion de 1,4%. La biodégradation du 8:2 FTOH s'est avérée rapide avec une demi-vie du composé généralement inférieure à 7 jours et l'obtention d'un niveau stable de PFOA après 1 ou 2 semaines pour 2 sols, et 8 semaines pour le dernier sol. A l'inverse, la persistance de FTOH (primaires et secondaires, c'est-à-dire issus de la dégradation de précurseurs dans les sols) a été mise en évidence par Yoo et al. (2010) cinq ans après la dernière application de boues dans des sols ayant reçu des boues

Les fiches de la société Française de Santé Publique (SFSE, 2023) indique que la biotransformation du 6:2 FTOH peut donner les PFCA suivants : PFHxA, PFPeA et PFBA et que le 8:2 FTOH peut conduire à la formation de PFOA, PFHpA, PFPeA et PFBA. Le rapport Ineris de 2024 sur le comportement des PFAS dans les sols et les eaux souterraines rapporte le schéma de dégradation du sulfonate de fluorotélomère (6:2 FTS) dans les sols en conditions aérobies, qui aboutit à la formation d'acides carboxyliques perfluorés à chaîne courte (C4-C6), voire (C4-C7).

La biotransformation des FTOH en PFCA a aussi été observée chez les poissons, les oiseaux et les mammifères.

Les fluorotélomères comme les phosphates de fluorotélomère (PAP), les iodures de fluorotélomère (FTI), les acrylates de fluorotélomères (FTAC) peuvent ainsi être transformés en PFCA, par un mécanisme commun conduisant d'abord à la formation de FTOH, qui donnent ensuite des PFCA après formation de plusieurs intermédiaires métaboliques, comme les acides carboxyliques de fluorotélomère saturé et non saturé (FT(U)CA) et les aldéhydes de fluorotélomère saturé ou non saturé (FT(U)AL). Il convient de noter que certains de ces intermédiaires à vie courte peuvent avoir des toxicités beaucoup plus élevées que les PFCA.

Poothong et al. (2020) rapportent aussi l'observation de la biotransformation des précurseurs du PFOS chez l'animal, notamment pour les FASA et les FASE. Pour évaluer chez l'Homme, les expositions indirectes liées aux précurseurs des PFCA et PFSA, Poothong et al. prennent comme hypothèses de calcul des facteurs de rendement égaux à 0,1 pour la biotransformation des précurseurs du PFOS en PFOS, 0,003 pour celle des FTOH en PFCA possédant un nombre pair d'atomes de carbone et 0,0003 pour celle des FTOH en PFCA possédant un nombre impair d'atomes de carbone.

Si la transformation de différentes catégories de PFAS en PFCA et PFSA est avérée, il reste beaucoup d'incertitudes sur l'ampleur de ces phénomènes, leurs cinétiques et les conditions favorisant cette transformation.

4.3 Transport et répartition des PFAS dans les milieux environnementaux

Le devenir des substances dans l'environnement est conditionné par les caractéristiques des PFAS (longueur de la chaîne, état ionique, nature du groupe fonctionnel, degré de fluorisation) et les caractéristiques de l'environnement.

4.3.1 Air

Les émissions atmosphériques des industries, l'utilisation des mousses anti-incendies, les stations d'épuration, qui génèrent des aérosols, sont des sources d'émission de PFAS dans l'air. Les milieux contenant des PFAS peuvent aussi être sources de contamination pour l'air, comme le sol par la remise en suspension des particules ou les océans par l'émission d'aérosols.

Les FTOH, FASA et FASE sont les PFAS les plus fréquemment détectés dans l'air (Wallace et al., 2024). **Les FTOH peuvent représenter plus de 80% des PFAS dans l'air en zone urbaine** (Ahrens et al., 2012, rapporté dans ITRC).

Les FTOH, FASA et FASE se présentent sous forme neutre aux pH environnementaux. Ce sont des volatils ou semi-volatils qui peuvent être présents dans l'air en phase gazeuse. Les PFAA sont généralement sous forme anionique aux pH environnementaux, et donc non volatils. Leur transport dans l'atmosphère est supposé avoir lieu sous forme particulaire ou d'aérosols. Pourtant, ils ont aussi été détectés sous forme gazeuse dans l'air. **Leur volatilisation peut être favorisée par la température** (rejets industriels à température élevée, recyclage d'asphalte contaminé par des mousses anti-incendies) **ou simplement par la présence d'une phase organique**. Bastow et al. (2022) explique en effet que dans un solvant organique (moins polaire que l'eau), l'équilibre entre la forme ionisée et neutre des PFAS se déplace vers la forme neutre (le pKa est nettement plus élevé), augmentant ainsi la volatilité des PFAS.

Le transport à courte distance (dispersion atmosphérique) et le dépôt atmosphérique contribuent à la contamination des milieux terrestres et aquatiques à proximité des points d'émissions. Mais la présence des PFAS dans l'air est ubiquitaire : ils sont retrouvés en Arctique et au-dessus des océans. La contamination par les PFAA des régions éloignées des zones d'émissions est attribuée d'une part au transport atmosphérique à longue distance des précurseurs neutres, à leur oxydation et à leur dépôt sec et ou humide, et d'autre part au transport via les courants océaniques et à leur libération dans l'air sous la forme d'embruns marins.

Dans l'air intérieur, de nombreux produits contenant des PFAS semblent être des sources d'émissions. Wallace et al. (2024) présentent ainsi les travaux sur le dégazage de FTOH à partir de différents produits de consommation (poêle anti-antiadhésives, textiles, produits nettoyants...).

Schumacher et al. (2024) ont mesuré sous la dalle d'un bâtiment produisant des PFAS les concentrations dans l'air du sol. Pour les différents composés de FTOH mesurés, les valeurs étaient comprises entre 160 à 12000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeur maximale dépassant la gamme de calibration et obtenue pour le 6:2 FTOH) et pour les PFCA, elles allaient de niveaux inférieurs au seuil de détection (soit 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) jusqu'à 650 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeur maximale dépassant la gamme de calibration et obtenue pour le PFHxA). A l'aval de ce bâtiment considéré comme la source présumée de contamination, les concentrations dans l'air du sol pressentaient une diminution avec la distance. Le profil des concentrations dans l'air du sol, le sol et la nappe, suggérait la migration des FTOH dans la phase vapeur et celle des PFAS dans l'eau de la nappe. Même si des mesures dans l'air intérieur n'ont pas été réalisées par les auteurs, les données recueillies montrent la possibilité d'un transfert des PFAS à partir de vapeurs issues de sols contaminés ou de nappes contaminées vers l'air intérieur. Les FTOH, qui sont des intermédiaires dans le processus de transformation de nombreux polyfluorés et parmi les PFAS les plus volatils, peuvent ensuite être dégradés en PFCA.

Concentrations dans l'air²

L'ITRC (2023) rapporte des concentrations de PFOA et PFOS dans l'air généralement comprises entre 1 et 30 pg/m³. Autour de sites industriels, dont des sites producteurs de composés fluorés en Chine et en Corée, des valeurs maximales en PFOA comprises entre 50 et 200 pg/m³ ont été rapportées (ITRC, 2023). Seo et al. (2019) ont mesuré dans des secteurs plus ou moins urbanisés et industrialisés d'un territoire, les concentrations de 13 PFAA et 6 PFAS neutres appartenant aux sous-groupes des acides carboxyliques et sulfoniques perfluorés (PFCA et PFSA), acides acétiques saturés et insaturés des fluorotélomères (FTCA et FTUCA) et acides acétiques de perfluoroalcane sulfonamide (FASAA). La somme des concentrations était de l'ordre de 150 pg/m³ dans la zone agricole, comprise entre 300 et 400 pg/m³ dans la zone résidentielle et entre 600 et 900 pg/m³ dans la zone urbaine comprenant plusieurs industries utilisant des PFAS.

Pour les FTOH, Titaley (2024) indiquent que les concentrations dans l'air près des usines de production et de traitement de textiles (médiane : 25 000 pg/m³, Q1-Q3 : 70 – 10⁶ pg/m³)³ sont deux à trois ordres de grandeur supérieures à celles des sites non industriels (médiane : 30 pg/m³, Q1-Q3 : 2 – 200 pg/m³) et un à deux ordres de grandeur supérieurs à celles mesurées près des sites de production de composés fluorés (médiane : 30 pg/m³, Q1-Q3 : 5 – 2500 pg/m³) ou des décharges (médiane : 200 pg/m³, Q1-Q3 : 20 – 2000 pg/m³). **Au niveau global, le 8:2 FTOH apparaît comme la molécule de FTOH dominante dans l'air, mais depuis les années 2020, dans la famille des FTOH, c'est le 6:2 FTOH qui est devenu dominant près des sites de production et de traitement de textile et les sites de production de composés fluorés.** Wallington et al. et Yarwood et al. (2006 ; 2008) ont estimé selon des travaux de modélisation que 1 à 10% du PFOA dans l'air pourrait être lié à la dégradation du 8:2 FTOH.

En l'absence de sources industrielles à proximité, les concentrations dans l'air intérieur sont souvent plus élevées qu'à l'extérieur. De Silva et al (2021) indiquent qu'elles seraient de 1 à deux ordres de grandeur supérieures. Elles sont aussi très variables du fait des sources intérieures qui peuvent être plus ou moins importantes. La médiane, le premier et le troisième quantile des mesures de FTOH collectées par Wallace et al. pour l'air intérieur sont environ égales à 500, 200 et 20000 pg/m³. Des mesures réalisées en 2014 dans l'habitat en Allemagne ont montré des concentrations de 8:2 FTOH comprises entre 4700 et 21700 pg/m³ avec une médiane située à 8679 pg/m³. Pour le PFOS, Death et al. (2021) rapportent des concentrations comprises entre <1-400 pg/m³ dans des habitations ou des bureaux en Europe, Corée du sud et Amérique du Nord.

Le dépôt humide est supposé joué un rôle important dans la contamination des milieux terrestres et aquatiques, notamment dans la contamination de régions éloignées des sources d'émission. Les concentrations moyennes ou médianes de PFOA, mesurées après 2010 dans différentes régions du monde et rapportées par Cousins et al. (2022), sont comprises entre 0,36 et 1,3 ng/l en contexte rural, 0,23 à 28 ng/l en contexte urbain et supérieure à 600 ng/l près d'une usine produisant des substances fluorées.

4.3.2 Sol

La contamination des sols peut être liée à des apports directs de PFAS comme l'utilisation de mousses anti-incendies, l'épandage des biodéchets sur des sols (comme les boues d'épuration) ou être issu du dépôt atmosphérique. Il peut s'agir de dépôts secs (sédimentation, diffusion) ou de dépôts humides liés aux précipitations, entraînant les PFAS sous forme particulaire ou bien gazeuse après solubilisation dans l'eau. L'irrigation à partir d'une eau contenant des PFAS peut aussi contribuer à l'apport de PFAS au sol.

La rétention des PFAS dans les sols est principalement gouvernée par les interactions électrostatiques (en particulier pour les PFAS anioniques) et par les interactions hydrophobes avec la matière organique. Le potentiel de rétention des PFAS dépend de la nature des PFAS et des conditions spécifiques au site (pH, teneur en eau du sol, composition minérale du sol, nature de la matière organique, présence de

² Les mesures de concentrations des PFAS dans l'air ne sont pas standardisées. Les méthodes de mesure relatives aux différentes données présentées n'ont pas été vérifiées : des prélèvements par méthodes passive et active peuvent coexister

³ Les valeurs reportées à partir de cet article ont été obtenues à partir d'une représentation graphique de la distribution des données recueillies par l'auteur. Il s'agit donc d'approximations - Q1 : premier quantile – Q3 : troisième quantile

co-contaminants...) (Ineris, 2024). Le partage interfacial air-eau est aussi un comportement spécifique aux PFAS, qui peut contribuer à leur rétention dans les sols. D'une manière générale, il apparaît que la **sorption des PFAS dans les sols est corrélée positivement à la longueur de la chaîne carbonée et inversement corrélée au pH.**

Le sol peut constituer une source de contamination à long terme de l'air, des eaux superficielles et souterraines et des systèmes biologiques. La diffusion des PFAS dans le béton a aussi été mise en évidence sur une zone d'entraînement au feu.

Concentrations dans les sols

L'étude de Rankin et al. (2016) a permis de caractériser les niveaux de contamination des sols, loin de toutes activités humaines. Les concentrations de 32 PFAS (appartenant aux sous-groupes suivants : PFCA, PFSA, FTUCA, FTCA) ont été mesurées dans des sols de surface, sur 62 sites, issus de tous les continents. Les PFCA ont été mesurés dans tous les échantillons avec des concentrations allant de 0,029 à 14,3 µg/kg et les PFSA ont été retrouvés dans tous les échantillons, sauf un, à des teneurs allant jusqu'à 3,3 µg/kg. Le PFOA et le PFOS sont les deux molécules présentant généralement les concentrations les plus élevées (teneurs allant respectivement jusqu'à 3,4 et 3,1 µg/kg). Au vu de la composition du mélange de PFCA retrouvés dans les sols (ratio de PFCA avec un nombre d'atomes de carbone pair par rapport à ceux ayant un nombre d'atomes de carbone impair), les auteurs indiquent que la source principale de PFCA dans les sols semble être le transport à longue distance des précurseurs de fluorotélomères, suivi de leur oxydation en phase gazeuse, et du dépôt sec et humide au sol des composés.

Brusseau et al. (2020) donnent une image des valeurs de fond pour les sols de surface. Des échantillons issus à la fois de zone rurale et urbaine (champs, jardins, cours d'école, parcs, sites d'activités commerciales) montrent des teneurs de PFAS allant jusqu'à 237 µg/kg. Le PFOS et le PFOA, présentent des teneurs allant respectivement jusqu'à 162 et 124 µg/kg. Sur les sites contaminés, les concentrations peuvent atteindre plusieurs centaines de mg/kg. A partir des valeurs collectées, Brusseau et al. montrent un gradient de contamination entre les sites sans source de contamination identifiée, ceux qui sont contaminés par une source secondaire (sols ayant reçu des boues, irrigués par des eaux superficielles ou des eaux usées traitées, ou sols situés à proximité d'une source primaire) et les sites où est localisée une source primaire (sols de sites produisant ou utilisant des PFAS, ou sites où des mousses anti-incendies sont utilisées) : la médiane des valeurs maximales (rapportées dans les différentes références bibliographiques) en PFOS et en PFOA est égale à 2,7 µg/kg (pour chacune des molécules) pour la première catégorie de sites, à 680 et 38 µg/kg pour la deuxième catégorie de sites et à 8722 et 83 µg/kg pour la dernière catégorie.

4.3.3 Eaux superficielles

Les eaux superficielles peuvent être contaminées par rejets à partir d'émissions canalisées ou par des émissions diffuses liées aux dépôts atmosphériques directs, au ruissellement et à l'érosion à partir de sols contaminés.

Les particules peuvent ensuite sédimenter. La remise en suspension ultérieure des particules peut constituer une source secondaire de contamination des eaux superficielles. Comme pour les sols, la rétention des PFAS sur les particules de sédiments met en jeu des interactions hydrophobiques et des interactions électrostatiques.

Concentrations dans les eaux superficielles

En Europe, le PFOS a été détecté dans plus de 90% des échantillons issus de plus de 100 rivières (Loos et al., 2009, cité par BRGM, 2020). **Une revue de données (WRC, 2020) montre une grande variabilité des concentrations de PFAS dans les eaux de surface européennes**, avec des concentrations en PFOS et en PFOA allant respectivement de 0,04 à 2709 ng/l et de 0,21 à 3640 ng/l (OMS, 2022). Des concentrations allant jusqu'à 4900 ng/l de PFOA ont été retrouvées dans les eaux superficielles dans une localité des Pays-Bas où une entreprise utilisait des produits issus d'une usine de production de fluoropolymères.

L'analyse des données de la base Naïades⁴ (HSCP, 2024) sur les cours d'eau de la région Auvergne Rhône-Alpes et celles publiées par l'agence l'eau Seine-Normandie montre des concentrations moyennes et médianes comprises respectivement entre 1 et 10 ng/l et 0,5 à 2,5 ng/l pour chacune des molécules suivantes : PFOA, PFOS, PFHxA, PFDA, PFHpA. Les percentiles 90 des concentrations sont de l'ordre de 2 à 20 ng/l pour le PFOS, 1 à 8 ng/l pour le PFOA, 3 à 7 ng/l pour le PFHxA, 2 à 5 pour le PFHxS, 1 à 5 ng/l pour le PFDA et 1 à 3 ng/l pour le PFHpA.

Le rapport de l'Inspection Générale de l'Environnement et du Développement Durable (IGEDD, 2022) indique que la concentration moyenne pour 22 molécules analysées à partir de 315 échantillons d'eau de rivière provenant de toute la France est égale à 28 ng/l en phase dissoute. La valeur maximale mesurée était de 725 ng/l.

4.3.4 Eaux souterraines

Les PFAS peuvent migrer à travers les sols vers la nappe par lixiviation. Les fortes précipitations et l'irrigation peuvent favoriser les infiltrations vers les nappes, en particulier pour les nappes peu profondes.

Par ailleurs, les eaux superficielles et les eaux souterraines sont aussi en relation. Une nappe peut ainsi alimenter un cours d'eau ou une étendue d'eau et à d'autres moments, la nappe peut être rechargée par les eaux superficielles. Des échanges entre les masses d'eau ou une modification des conditions du milieu (potentiel redox, pH) peuvent induire des modifications de la contamination.

Le rapport de l'IGEDD (2022) souligne que les contaminations d'aquifères touchent principalement les nappes alluviales, indiquant qu'au niveau français les sources de pollution sont essentiellement les rejets dans les eaux superficielles.

Concentrations dans les eaux souterraines

L'exploitation des données de la base ADES⁵ montre que 6 PFAS (par ordre décroissant de fréquence : PFOS, PFHxA, PFOA, PFHxS, PFBS, PFHpA) sont quantifiés à une fréquence supérieure à 5%, les autres molécules étant détectées entre 0,1 et 4% du temps. Les concentrations maximales peuvent atteindre localement des concentrations élevées (concentrations maximales égales à 10 µg/l pour le PFOA et proche de 6 µg/l pour le PFPeA).

Les études dans lesquelles le TFA est recherché montre que cette substance est retrouvée avec une fréquence et des concentrations beaucoup plus élevées que les autres substances. Par exemple, une étude menée en Suède pour évaluer les niveaux de fond en TFA dans les eaux souterraines montre un taux de détection de 90% et une concentration moyenne de 190 ng/l. Dans des échantillons d'eaux souterraines et superficielles prélevées en Europe, le TFA représentait 99% de la concentration de PFAS détecté.

A l'aval de sites contaminés (production de polymères fluorés, sites d'entraînement au feu), des concentrations de PFOS et de PFOA de plusieurs dizaines de µg/l ont été mesurées, voire supérieures à 4000 µg/l de PFOS (sur un site de l'armée américaine ; Anderson, 2016).

⁴ Naïades : Base de données sur la qualité des eaux de surface (cours d'eau et plans d'eau)

⁵ ADES : Banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines

5 Potentiel de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire

Les études sur le transfert des PFAS vers les matrices de la chaîne alimentaire concernent essentiellement les PFAA et plus particulièrement le PFOS et le PFOA. Les premières études concernant les précurseurs commencent à apparaître.

5.1 Les produits d'origine végétale

Les sources de contamination potentielles des végétaux sont : l'irrigation à partir d'eaux contaminées, les apports atmosphériques sur le sol et la plante, l'apport de contaminants aux sols par le bais de différents intrants (apports de biodéchets au sol, apports de phytosanitaires contenant des PFAS), éventuellement le ruissellement à partir de parcelles adjacentes contaminées.

Les végétaux peuvent être contaminés par les PFAS par plusieurs mécanismes de transfert :

- le transfert racinaire ou la diffusion à partir du sol,
- la remise en suspension de particules issues du sol,
- le dépôt de particules atmosphériques sur les parties aériennes de la plante,
- le dépôt de particules d'aérosols lié à l'irrigation par aspersion,
- l'absorption foliaire à partir de polluants sous forme gazeuse dans l'air.

5.1.1 Transfert à partir du sol

Compte-tenu de leur solubilité, les PFAA s'accumulent dans les végétaux principalement par voie racinaire.

Le transfert racinaire est lié au flux de transpiration de la plante, qui crée également un gradient de concentration local, favorisant le transfert. Pour certains chercheurs, des différences de coefficients de transpiration entre espèces pourraient expliquer des différences dans le potentiel de bioaccumulation des PFAS de ces plantes (Liu et al., 2017).

D'après de nombreuses études, c'est dans les organes végétatifs que la bioaccumulation de la somme des PFAS est la plus importante (Lesmeister et al., 2021 ; Liu et al., 2023). D'une manière générale, **les organes végétatifs (comme les feuilles et les tiges) de la plante tendent à accumuler des concentrations plus élevées que les organes reproducteurs et de stockage** (Lechner et Knapp, 2011 ; Stahl et al. , 2009 ; Wang et al., 2020).

Les caractéristiques physiologiques des plantes, comme leur stade de développement, jouent un rôle sur leur potentiel de bioaccumulation des PFAS. Une plus forte production de biomasse a été ainsi reliée à une accumulation accrue de PFAS.

La structure de leur racine et la composition biochimique des plantes apparaissent également comme des éléments importants. Wen et al. (2016) ont étudié l'accumulation et la distribution du PFOA et du PFOS dans sept espèces de plantes cultivées sur des sols ayant reçu des biodéchets. Ils ont mis en évidence une corrélation positive entre le facteur de bioconcentration⁶ sol-racines et le taux de protéines des racines des plantes et une corrélation négative entre ce facteur et le taux de lipides des racines. Le facteur de translocation⁷ est également apparu positivement corrélé au taux de protéines des tiges. Liu et al. (2023) indiquent aussi que les végétaux avec des bandes de Caspary⁸ moins développées (comme les carottes et les radis) et un plus fort taux de protéines ont un potentiel de bioaccumulation des PFSA plus important.

Les conditions de culture (exemple : fertilisation favorisant la croissance) et les conditions environnementales, notamment les propriétés physico-chimiques du sol influent aussi sur le transfert vers la plante. Le prélèvement par la plante à partir du sol dépend de la solubilité des substances dans

⁶ Facteur de bioconcentration sol-plante (BCF) : ratio entre la concentration dans le tissu de la plante considéré et la concentration dans le sol

⁷ Facteur de translocation : ratio de la concentration dans les tiges sur la concentration dans les racines

⁸ Bandes de Caspary : structures hydrophobes de la paroi des racines qui jouent un rôle de barrière dans le passage de l'eau et des solutés

l'eau du sol et donc des propriétés influençant la rétention des PFAS dans le sol (pH, matières organiques, composants minéraux, teneur en eau, âge de la contamination dans le sol cf. section 4.3.2).

Selon le recensement de données publié en 2021 par Lesmeister et al., des facteurs de bioconcentration sol-plantes n'ont été définis au total que pour 45 substances. Les auteurs indiquent que **très peu d'études portent sur les précurseurs des PFAA et que certaines catégories de PFAS n'ont fait l'objet d'aucune étude de transfert sol-plante, comme notamment les FASE, les PFPA, certains PFAA à moins 3 atomes de carbone, le GenX et l'ADONA.**

Dans la littérature, les facteurs de bioconcentration dans les plantes sont très variables, allant par exemple de 0,003 (pour le PFOS dans les épis de maïs ; Stahl et al, 2009) à 57 (pour le PFBA dans la salade ; Blaine et al, 2013). Sur la base d'une revue des articles publiés entre 2009 et 2019, Wang et al. (2020) indiquent que les facteurs de bioconcentration mesurés pour différentes cultures vont de valeurs inférieures à 1 à plusieurs milliers en fonction des propriétés des PFAS, des espèces de plantes, de leurs structures et de la composition du sol. La variabilité observée est aussi le reflet des différences entre les protocoles de culture et les sources de contaminants utilisés dans les études (cultures en pot ou en plein champs, à l'intérieur ou à l'extérieur, à partir de sols contaminés, de sols enrichis en boues ou contaminés artificiellement pour l'étude...).

Globalement, dans les légumes-feuilles et les fruits, les PFAA à chaîne courte s'accumulent davantage que les PFAA à chaîne longue. En effet, les PFAS à chaîne courte, qui ont une molécule de taille plus réduite et une solubilité plus grande peuvent pénétrer plus facilement au sein des couches de la racine. La capacité de transfert de ces substances vers les parties supérieures de la plante est également meilleure que celle de leurs homologues à chaîne longue. Ces derniers sont davantage adsorbés sur les particules du sol, pénètrent plus difficilement au sein de la racine et tendent à être adsorbés ou bloqués au niveau de cette racine. A partir d'un sol amendé avec des boues compostées (issues d'une station d'épuration municipale impactée par des effluents de producteurs de PFAA), les analyses réalisées par Blaine et al. (2013, 2014) pour 7 PFCA et 3 PFSA, montrent ainsi que c'est le PFBA qui présente les facteurs de bioconcentration les plus élevés pour les salades, les radis, le céleri et les petits pois et que les valeurs obtenues pour les parties correspondant aux feuilles et aux tiges sont supérieures à celles relatives aux fruits, elles-mêmes supérieures à celles obtenues pour les racines. Pour les parties aériennes des plantes, plusieurs auteurs ont également identifié des relations décroissantes entre le nombre de carbone des PFCA et des PFSA et les BCF de ces deux groupes de substances.

Dans les racines, cette décroissance du BCF avec le nombre d'atomes de carbone n'apparaît pas toujours (Lesmeister et al., 2021). Le facteur de translocation des PFAA à chaîne longue étant faible par rapport à ceux à chaîne courte, les premiers tendent à s'accumuler préférentiellement au niveau des racines (Wang et al., 2020) et leur facteur de bioconcentration des PFAA peut être du même ordre de grandeur ou un peu plus élevé que ceux des PFAA à chaîne courte (Blaine et al., 2014, Liu et al., 2023).

Différentes études montrent également que les **PFCA tendent à s'accumuler à des niveaux plus élevés que les PFSA dans les végétaux pour une même longueur de chaîne carbonée.** Les isomères ramifiés du PFOS, PFHxS et PFOA présenteraient également un potentiel de bioconcentration plus élevé que les isomères linéaires (Liu et al., 2023).

Même si les connaissances sur les mécanismes en jeu dans le prélèvement et le transport des PFAS par les plantes ont progressé, **certains résultats paraissent encore contradictoires ou difficiles à interpréter, de même que l'extrapolation des résultats à des fins prédictives.** Par exemple, des plantes étroitement apparentées, avec des structures similaires ne présentent pas nécessairement les mêmes niveaux de prélèvement racinaire de PFAS et au sein d'une même espèce, en fonction des variétés, des différences significatives peuvent être identifiées (Lesmeister et al., 2021). **La présence connue ou inconnue de précurseurs dans le sol, qui peuvent se transformer en PFAA dans le sol ou dans la plante après transfert, complique aussi la détermination des facteurs de bioconcentration des substances individuelles.**

Néanmoins, il convient de retenir que ce sont les **PFAA à chaîne courte dans les parties aériennes des plantes qui présentent le potentiel de bioaccumulation le plus élevé. Des valeurs de BCF supérieures à 10** (autrement dit, la concentration dans l'organe de la plante considéré est 10 fois supérieure à celle du sol) ont ainsi été observées **pour le PFBA, le PFPeA, le PFHxA et le PFBS** (Blaine et al., 2013, 2014 ; Ghisi et al., 2019). Par ailleurs, la présence de certains précurseurs dans les sols dont la demi-vie peut être relativement longue représente un réservoir pour la contamination des plantes par les PFAA.

5.1.2 Transferts à partir de l'air

Le transfert de PFAS aux plantes par l'air a aussi été rapporté. Cela concerne à la fois le dépôt sous forme de particules ou d'aérosols (composés dissous dans l'eau) sur les feuilles, les tiges et les fruits et l'adsorption foliaire de polluants sous forme gazeuse. Ces mécanismes de transfert et leur impact sur la contamination des plantes ont été bien moins étudiés.

Néanmoins, près de sites de décharges, Tian et al. (2018) ont identifié d'une part, des corrélations entre la concentration dans les feuilles des arbres et la teneur dans l'air pour la somme des PFAS ionisables et pour la somme des PFAS neutres mesurés, et d'autre part des corrélations entre la concentration dans les feuilles et les dépôts atmosphériques pour la somme des PFAS ionisables. Les auteurs considèrent ainsi que les feuilles des plantes constituent des capteurs passifs intéressants à proximité de sources de pollution.

Le prélèvement direct de polluants à partir de l'air est la voie de transfert principale d'un certain nombre de polluants organiques volatils comme les polychlorodibenzodioxines (PCDD), les polychlorobiphényles (PCB) ou certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) vers les plantes (Welsch-Pausch et al., 1995 ; McLachlan, 1999 ; Trapp et al., 2011). McLachlan et Trapp et al. notamment ont montré l'intérêt du coefficient de partition des substances entre l'air et l'eau (K_{oa}) pour identifier les substances pour lesquelles le prélèvement direct par l'air pouvait être un mécanisme contribuant à la contamination des plantes. Les valeurs de K_{oa} ne sont pas disponibles pour toutes les molécules et les groupes de molécules mentionnés précédemment. Mais, par exemple le MeFOSE, le EtFOSE (appartenant à la famille des perfluoroalcanes sulfonamides éthanols et se présentant sous forme neutre aux pH environnementaux) ont des K_{oa} compris entre 7,5 et 8 (Ding et al, 2013), soit des valeurs comprises dans la gamme de celles des PCB, pour lesquels l'absorption foliaire sous forme gazeuse est souvent le mécanisme de contamination principal des végétaux. Les valeurs référencées pour les sulfonamides perfluoroalkylés suivants MeFOSA et EtFOSA (partiellement ionisés au pH environnementaux et log K_{oa} compris entre 6 et 7, Ding et al., Dreyer et al., 2009) se trouvent également dans la gamme des valeurs de K_{oa} où un équilibre est observé entre la concentration des substances organiques dans l'air sous forme gazeuse et leur concentration dans les feuilles (McLachlan et al., 1995).

Quant aux FTOH, ils ont un log K_{oa} compris entre 4 et 5, traduisant une volatilité plus grande que les groupes de PFAS précédemment cités. Leur potentiel de prélèvement par les plantes à partir de l'air a fait l'objet d'une première étude expérimentale visant à analyser les mécanismes de prélèvement, de translocation et de dégradation au sein d'un système air-sol et plantes (Yao et al., 2022). Pour cela, des cultures de ray-grass ont été exposées à un sol dopé et à un air enrichi en 8:2 FTOH, au sein d'une chambre d'expérimentation. 2 cm de sable recouvraient le sol pour éviter une contamination du sol par l'air. Après 4 semaines d'exposition, la quantité de PFOA dans les feuilles des cultures uniquement exposées à une contamination de l'air étaient 2 à 3 fois supérieures à celles des cultures de contrôle, traduisant une forte transformation in vivo du 8:2 FTOH prélevé à partir de l'air. Le 8:2 FTOH présent dans les parties aériennes est apparu majoritairement associé au prélèvement à partir de l'air (78% du 8:2 FTOH provenant de l'air). Dans le sol, le 8:2 FTOH a été largement transformé en PFCA (possédant de 6 à 8 atomes de carbone) et autres substances intermédiaires (dont seule une partie a été identifiée, comme les FTCA, FTUCA), qui ont ensuite été prélevés par la plante à partir du sol. 83% du PFOA présent dans les parties aériennes du ray-grass exposé à la contamination du sol et de l'air ont été associés au prélèvement racinaire de PFOA et à des intermédiaires solubles qui ont été dégradés en PFCA dans la plante. Dans cette expérience, après 4 semaines d'exposition, la quantité de PFOA dans les feuilles de ces cultures était 10 fois supérieure à celle du ray-grass exposé uniquement à de l'air enrichi en 8:2 FTOH. Mais, il faut souligner que dans l'environnement, les proportions de 8:2 FTOH et de PFOA provenant du sol et de l'air peuvent différer en fonction des concentrations présentes dans ces deux milieux et donc des sources de contamination existantes et des cinétiques de transformation de ces substances dans les milieux.

Il est à noter qu'un phénomène de translocation des feuilles vers les racines du PFOA (issu du prélèvement de 8:2 FTOH à partir de l'air et de sa biodégradation) est également apparu lors de cette expérimentation.

Même si pour les PFAS ionisables, le transfert à partir du sol via le flux de transpiration est une voie majeure (contrairement à d'autres substances semi-volatiles hydrophobes étudiées depuis longtemps), **la contribution de l'air, en particulier pour les PFAS neutres, précurseurs des PFAA, mériterait d'être davantage étudiée** (pour évaluer en conditions réelles son importance dans la contamination des végétaux consommés et le cas échéant identifier les situations où le rôle du transfert air-plante pourrait être significatif).

Ces résultats montrent aussi qu'à l'aval d'une source d'émissions atmosphériques de fluorotélomères, **les teneurs mesurées dans le sol ne permettent pas toujours d'anticiper le niveau de contamination des végétaux, du fait d'une contamination possible à partir de l'air par dépôt atmosphérique et/ou absorption foliaire des substances émises et de la biodégradation des substances déposées sur le sol en un mélange de PFAS intermédiaires qui ne sont que partiellement mesurés.**

5.2 Les produits d'origine animale

Le bétail et le gibier peuvent être exposés aux PFAS par :

- l'ingestion d'aliments contaminés,
- l'ingestion d'eau contaminée,
- l'ingestion de particules de sols contaminés par différentes sources, dont l'épandage de boues qui peut se pratiquer sur les pâtures.

L'inhalation d'air contaminé peut également contribuer à leur exposition. Bien que non documentée, la contribution de l'air à l'exposition des animaux doit cependant être faible, comme pour les Hommes (cf. section 6.1.1).

Le nombre d'études documentant le transfert des PFAS dans les animaux terrestres est très limité et porte essentiellement sur les PFAA, et plus particulièrement le PFOS, le PFOA, le PFHxS et le PFBS.

Les PFAA semblent généralement bien absorbés par voie gastro-intestinale. N'étant pas métabolisés, ils sont éliminés par le biais de l'urine et des selles. Leurs demi-vies sont très variables selon les espèces et les composés, allant de quelques heures (PFOA chez le lapin) à plus d'une année (PFOS chez le porc). Les PFAS à chaîne courte seraient plus rapidement éliminés.

Les PFAS s'associent aux protéines et aux phospholipides. **Ils se bioaccumulent davantage dans le foie, le sang et les reins**, mais ils peuvent aussi se retrouver dans les tissus gras. **Les abats apparaissent plus contaminés que le muscle.**

Le potentiel de bioaccumulation des PFAA dans les tissus comme le muscle, le sang, le foie et les reins, ainsi que leur excrétion dans le lait varient selon les espèces et les congénères. Death et al. (2021) rapportent (d'après Kudo, 2015) que le foie et le sang sont les deux tissus présentant les concentrations en PFAS les plus élevées. Dans les études expérimentales, la concentration de PFAS est généralement un peu plus faible dans les reins que dans le foie et le sang. Mais pour le PFOA, les concentrations mesurées dans les reins peuvent être plus élevées que dans le foie (exemples : données de Kowalczyk et al., 2012 chez le mouton et de Yeung et al., 2009 chez le poulet, rapportées par Death et al., 2021).

Globalement, les PFSA à chaîne longue s'accumulent davantage dans les tissus que les PFCA et les PFSA à chaîne courte.

Chez les bovins, le PFOS et le PFHxS se bioaccumulent dans les tissus contrairement au PFOA et au PFBS, qui sont éliminés par l'urine (Vestergren et al., 2013 ; Kowalczyk et al., 2013 ; Lupton et al., 2011). Dans l'étude de Kowalczyk et al. (2013), le foie et les reins présentent les concentrations de PFOS et de PFHxS les plus élevées. La vitesse d'élimination du PFOS semble globalement plus lente que celle du PFHxS, puisque dans l'étude de Kowalczyk et al., les teneurs en PFHxS diminuent lors de la période d'observation de 3 semaines qui suit celle d'exposition, contrairement à celles du PFOS, qui continuent à augmenter.

Suite à l'exposition de bœufs et de génisses à une dose unique de PFOS, Lupton et al. (2015) ont calculé une demi-vie du PFOS dans le plasma supérieure à 100 jours. Guruge et al. (2008) ont trouvé une corrélation positive entre l'âge des vaches laitières et la concentration de PFOS dans leur sérum.

Le PFOS et le PFHxS sont également excrétés dans le lait, qui constitue une voie d'élimination. En revanche l'étude de Kowalczyk et al., chez des vaches laitières montre très peu d'élimination du PFOA et du PFBS vers le lait. Pour le PFOS, des valeurs respectivement égales à 0,013 et 0,06 ont été calculées pour le ratio des concentrations entre le lait et le sérum chez les vaches et les brebis.

Les facteurs de bioconcentration calculés à l'état stationnaire chez la vache, d'après les données de Vestergren et al. (2013), pour le PFOS et le PFOA, sont respectivement égaux à 3,1 et 0,5 (kg frais de muscle/kg frais d'aliment) pour le muscle et à 0,9 et 0,5 (l/kg frais d'aliment) pour le lait.

Après une exposition de 21 jours, le foie et le plasma constituent, pour des porcs en phase d'engraissement, les 2 principaux réservoirs où se localise le PFOS (35% situé dans le foie et 23% dans le plasma), tandis que les autres PFAA étudiés (PFBS, PFHxS, PFHpS, PFHxA, PFOA, PFHpA) se répartissent principalement entre le plasma et les muscles (51% dans le plasma et entre 40 et 49% dans les muscles) (Numata et al, 2014). Les demi-vies des PFAA chez le porc sont plus longues que celles reportées dans la littérature pour les autres animaux, à l'exception de celles mesurées chez l'Homme. Le PFHxA a la demi-vie la plus courte (environ 4 jours) et le PFOS la plus longue (supérieure à 600 jours). Numata et al. ont estimé, par modélisation, les concentrations à l'état stationnaire dans les différents organes pour évaluer et comparer les facteurs de bioconcentration. Les valeurs les plus faibles sont obtenues pour le PFHxA et le PFBS (valeurs inférieures à 1 dans la viande) et les valeurs les plus fortes pour le PFOS (9,7 dans la viande et 503 dans le foie) et le PFHxS (13,1 dans la viande et 48 dans le foie). Ces valeurs, qui témoignent **d'un potentiel de bioaccumulation très élevé**, ne sont toutefois pas pertinentes pour calculer les concentrations attendues dans les aliments issus de porcs d'élevage, car ces derniers sont abattus (généralement à 6 mois) bien avant que l'état stationnaire ne puisse être atteint dans les différents organes par la plupart des substances étudiées (le temps maximal pour l'atteinte de l'état stationnaire correspond au PFOS et au PFHxS et il est le proche de 10 ans). En revanche, les sangliers étant abattus à un âge supérieur, peuvent présenter des niveaux de contamination plus élevés, d'autant que leur alimentation n'est pas contrôlée.

Une autre étude menée chez le porc (Xie et al, 2020) a montré la contribution de fluorotélomères à la contamination des tissus du porc par les PFCA. Le 8:2 FTOH ingéré par des porcs est rapidement métabolisé (absence de détection 3 jours après l'arrêt de l'exposition) en donnant principalement du PFHpA, du PFOA et du 7:3 FTCA (qui est progressivement dégradé en PFHpA). Après 21 jours d'élimination, les concentrations les plus élevées sont celles du PFHpA dans le rein et la graisse et celles du PFOA dans le foie et le rein.

Chez le poulet, la vitesse d'élimination du PFOA est également plus rapide que celle du PFOS et du PFDA (Yeung et al, 2009 ; Yoo et al., 2009).

Chez la poule, les PFAS sont principalement excrétés par le biais des œufs produits (Wilson et al., 2020). **Les PFAS se concentrent essentiellement dans le jaune d'œufs. Le taux de transfert du PFOS dans les œufs est proche de 100 %** (Wang et al., 2010 ; Wilson et al., 2020). Kowalczyk et al. (2020) ont étudié le transfert de plusieurs PFAA et de précurseurs de type sulfonamide (FOSAA et FOSA) dans les œufs. Ils ont montré que ces précurseurs étaient absorbés et dégradés rapidement et qu'ils contribuaient de manière significative à la contamination des œufs par le PFOS. Un taux de transfert dans les œufs égal à 0,99 a été calculé pour le groupe du PFOS et de ses précurseurs. Pour le PFOA, la valeur était égale à 0,5. Quant au PFHxS et au PFHpS, des taux de transfert supérieurs à 1 ont été obtenus, témoignant de la présence de précurseurs non identifiés. Les demi-vies d'élimination étaient de l'ordre de quelques jours pour l'ensemble des composés. Les facteurs de bioconcentration dans le jaune d'œufs calculés à partir de ces données pour le PFOS et le PFOA sont respectivement égaux à 8,5 et 4,2 (kg frais de jaune/kg frais d'aliments).

Les œufs issus d'élevages familiaux, avec des poules en liberté présentent des niveaux de contamination en PFAS plus élevés que les œufs issus d'élevages commerciaux. Les données de Zafeiraki et al. (2016) et Gazzotti et al. (2021) montrent un taux de détection du PFOS compris entre 69 et 81% aux Pays-Bas, en Grèce et en Italie. Les concentrations les plus élevées sont obtenues pour le PFOS, avec une teneur médiane dans le jaune comprise entre de 1 à 3 µg/kg frais, alors que dans les œufs issus d'élevages commerciaux, le PFOS n'est pas détecté (poules élevées en cage) ou à une fréquence très inférieure (2 œufs sur 17 provenant d'élevage en plein air ou biologique). L'ingestion de sol, d'insectes et de vers de terre contribue à l'exposition des animaux. Lasters et al. (2022) ont par ailleurs analysé les teneurs en PFAA (PFBA, PFCA ayant de 8 à 12 atomes de carbones, PFHxS et PFOS) des œufs d'élevages familiaux dans un rayon de 10 km aux alentours d'une usine de production de fluorotélomères en Belgique. Le PFOS et le PFOA ont été détectés dans tous les échantillons. Le PFOS présentait les concentrations les plus élevées (de 0,13 µg/kg à 241 µg/kg frais) et une décroissance forte de sa concentration avec la distance au site de production a été observée. Une certaine tendance à la décroissance avec la distance a aussi été observée pour le PFBA. Les auteurs de l'étude ont également montré une plus forte concentration de PFOS et de PFOA dans les œufs de

poules alimentées avec des déchets végétaux ou des produits du jardin que ceux issus de poules nourries exclusivement d'aliments commerciaux pour poules pondeuses.

Dans le poisson, les PFAS s'accumulent en premier lieu dans le sang, puis dans les reins, le foie et la vésicule biliaire. **Le muscle (filet) est moins contaminé.** Comme pour les animaux terrestres, **les précurseurs peuvent contribuer de manière significative à la contamination des organismes aquatiques par biotransformation interne.**

L'ITRC rapporte que **les PFSA se bioaccumulent plus que les PFCA, de même que les PFAS à chaîne longue se bioaccumulent davantage que les PFAS à chaîne courte.** Une synthèse basée sur plus de 500 données de laboratoire et 900 données mesurées dans l'environnement⁹ indique que les PFCA ayant de 12 à 14 atomes de carbone présentent le potentiel de bioaccumulation le plus élevé (Gobas et al, 2020). En effet, les facteurs de bioconcentration⁹ (se rapportant au corps entier des organismes aquatiques) collectés pour ces substances sont compris entre 18000 et 40000 l/kg, alors que ceux des PFCA ayant de 8 à 11 atomes de carbone et ceux du PFOS vont respectivement de 4 à 4900 l/kg et de 100 à 1000 l/kg.

Les facteurs de bioaccumulation sont très variables mais ils tendent à être supérieurs, reflétant l'accumulation liée à l'alimentation. A titre d'exemple, les BAF (se rapportant au muscle) calculés à partir de l'étude de Khairy et al. (2019) pour le PFBS, le PFHxA, le PFHxS, le PFOA et le PFOS sont respectivement égaux à 168, 700, 1350, 1125, 9000 l/kg frais pour l'anguille américaine et à 91, 713, 378,613 et 7625 l/kg frais pour le bar rayé.

Un caractère bioamplificateur (BMF>1) a été identifié pour certains PFAS dans certains écosystèmes, mais cette propriété n'est pas systématiquement retrouvée. Des valeurs de BMF allant de 0,01 à 373 ont ainsi été retrouvées sur la base de 24 études.

Le PFOS fait partie des congénères pour lesquels les concentrations les plus élevées sont mesurées. Des données américaines montrent que les concentrations maximales de PFOS retrouvées dans le muscle pour des poissons issus de rivières en milieu urbain ou de grands lacs sont de l'ordre de la centaine de µg/kg dans le muscle. Près du point de rejet de stations d'épuration, des valeurs moyennes comprises entre 7 et 250 µg/kg et une valeur maximale égale à 400 µg/kg ont été mesurées. Près de sites industriels ou de sites utilisant des mousses anti-incendies, les concentrations maximales reportées sont de plusieurs mg/kg (ITRC database, 2021). Les données de la base de données Contamine¹⁰ confirme que les concentrations les plus élevées qui sont mesurées dans les aliments concernent le PFOS dans les poissons de rivière (valeurs pouvant dépasser ponctuellement la centaine de µg/kg).

Malgré les incertitudes et les informations limitées concernant les animaux terrestres, l'ensemble de ces données montre le potentiel de bioaccumulation des PFAS dans la chaîne alimentaire.

⁹ Chez les animaux aquatiques, trois facteurs sont différenciés pour définir le potentiel de bioaccumulation :

- le facteur de bioconcentration (BCF) : il caractérise le prélèvement du contaminant par l'organisme à partir de l'eau. Il est mesuré en laboratoire et correspond au ratio de la concentration dans l'organisme sur la concentration dans l'eau ;
- le facteur de bioaccumulation (BAF) : il caractérise le prélèvement du contaminant par l'organisme à partir de l'eau et de son alimentation, les aliments étant exposés au même niveau de contamination que l'organisme étudié. Il est généralement mesuré dans l'environnement et est calculé comme le ratio de la concentration dans l'organisme sur la concentration dans l'eau. C'est le facteur le plus pertinent pour estimer la contamination des aliments dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires ;
- le facteur de bioamplification (BMF : pour biomagnification en anglais) : il caractérise l'augmentation des concentrations de polluants dans les organismes appartenant à une même chaîne trophique. Il est calculé comme le rapport des concentrations entre un prédateur donné et sa proie.

¹⁰Contamine (Centre d'information sur la contamination des denrées alimentaires) : base de données gérée par l'Anses, regroupant des données sur la contamination des denrées alimentaires par des substances chimiques, issues notamment des plans de surveillance et de contrôle ainsi que du suivi de la qualité sanitaire des mollusques assuré par l'Ifremer

Sur la base des quelques données collectées concernant des PFAA avec une chaîne ayant de 4 à 12 atomes de carbone, **le PFOS, tous produits issus d'animaux terrestres confondus, présente généralement le potentiel de bioaccumulation le plus important**. Les valeurs de BCF peuvent être du même ordre ou supérieures à celles calculées pour les dioxines (lorsque les BCF sont exprimés par rapport au poids frais ; Ineris, 2016).

Il convient donc d'être notamment attentif aux teneurs de PFAS dans les aliments fournis aux animaux d'élevage (eau, végétaux, compléments alimentaires). Les PFAS dans des farines de poissons (utilisées à des fins d'engraissement des porcs ou des volailles) peuvent par exemple être à l'origine de teneurs élevées dans les aliments d'origine animale consommées par l'homme, comme les œufs (Granby et al., 2024)

Enfin, comme pour les végétaux, il faut souligner que **les précurseurs des PFAA présents dans le milieu peuvent être absorbés et être biodégradés rapidement par les animaux et ainsi contribuer de manière significative à la contamination par les PFAA des aliments qui en sont issus**.

5.3 Le lait maternel

Les enfants sont exposés avant la naissance par voie placentaire et après la naissance par le lait maternel. Le lait maternel constitue une voie d'excrétion des PFAS chez la femme.

En France, entre 2010 et 2013, Cariou et al. (2015) ont mesuré les concentrations de 21 PFAS dans 61 échantillons, prélevés entre le 4^{ème} et le 5^{ème} jour après l'accouchement. Trois substances ont été détectées : le PFOS, le PFOA et le PFHxS avec respectivement une fréquence de détection égale à 82, 77 et 15%. La concentration moyenne de ces substances a été estimée égale à 0,041, 0,040, 0,026 µg/l (en attribuant la valeur de la limite de détection aux mesures inférieures à la limite quantification). Dans d'autres études, à travers le monde, du PFNA, PFDA, PFUnDA et le FOSA ont également été détectés.

Les ratios de concentrations entre le lait maternel et le plasma maternel sont compris généralement entre 0,01 (PFOS, PFHxS) et 0,07 (FOSA), mais peuvent être un peu plus élevés pour le PFOA (ratio compris entre 0,03 et 0,12) (ATSDR, 2021).

6 L'exposition des populations

6.1 Exposition de la population générale

Les voies d'exposition possibles aux PFAS pour la population générale sont l'ingestion d'aliments, d'eau et de poussières intérieures, l'inhalation et le contact cutané avec les produits de consommation.

Les données existantes portent presque exclusivement sur les PFCA et les PFSA.

6.1.1 Les différentes voies d'exposition et la part des précurseurs

D'après l'Autorité Européenne de sécurité des aliments (EFSA ; 2020) et l'agence européenne des produits chimiques (ECHA ; 2023), la consommation alimentaire est la principale source d'exposition de la population générale (en dehors des individus exposés par leur activité professionnelle et de ceux vivant près de sites contaminés) aux PFAA. L'ECHA indique en revanche que pour d'autres PFAS non polymériques, la contribution des différentes voies à l'exposition n'a pas été décrite.

L'étude de Poohong et al. (2020) permet de préciser ces informations. En effet, les auteurs ont mesuré les concentrations dans le sérum de 61 adultes âgés de 20 à 66 ans vivant dans la région d'Oslo et ils ont estimé leur exposition à partir des concentrations mesurées dans leur alimentation, dans la poussière et l'air intérieur des habitations, et en tenant compte de l'absorption cutanée via les mains. L'étude a porté sur 18 molécules d'acides perfluoroalkylés (acides carboxyliques, sulfoniques et phosphoniques ayant entre 4 et 14 atomes de carbone) et 12 précurseurs de ces acides (incluant des sulfonamides perfluoroalkylés : FASA, des perfluoroalcanes sulfonamides éthanols : FASE, des esters de phosphate polyfluorés : mono et diPAP et des alcools de fluorotélomères : FTOH). Des facteurs de biotransformation allant de 0,0003 à 0,1 ont été appliqués pour tenir compte de l'exposition indirecte aux PFAA, via ces précurseurs.

La dose d'exposition journalière des individus aux PFAA, estimée à partir de ces différents vecteurs et des facteurs de biotransformation est comprise entre 222 et 4480 pg/kg/j. **L'alimentation, incluant les boissons, représente le vecteur d'exposition principal pour la majeure partie de la population.** Elle correspond à 91% de l'exposition médiane, viennent ensuite l'ingestion de poussières (3% de l'exposition médiane) et l'inhalation de l'air intérieur (2% de l'exposition médiane). **Néanmoins pour certains individus, les poussières et l'air intérieur contribuent de manière beaucoup plus importante à leur exposition.** Pour ces personnes, qui présentent souvent les niveaux d'exposition les plus élevés, l'ingestion de poussières peut représenter jusqu'à 95% de l'exposition et l'inhalation de l'air intérieur jusqu'à 72%. Il convient d'ailleurs de noter que **dans les environnements favorisant une exposition élevée par ingestion de poussières pour des adultes, celles des très jeunes enfants doit être encore plus élevée** puisqu'ils ingèrent plus de poussières du fait de leur contact plus étroit avec le sol et de la mise à la bouche de leurs mains et de divers objets. L'absorption cutanée (évaluée dans cette étude uniquement à partir de l'exposition des mains des participants) semble contribuer de manière minoritaire à l'exposition (de 1 à 7 % de l'exposition totale).

Au niveau médian, l'exposition est dominée par le PFOA (280 pg/kg/j), suivi par ordre décroissant par le PFOS (133 pg/kg/j), le PFDA (88 pg/kg/j), le PFHxA (77 pg/kg/j), le PFHpA et le PFNA (42 pg/kg/j) et le PFUnDa (18 pg/kg/j). L'analyse des contributions médianes montre que les expositions par l'alimentation, la poussière de maison et l'absorption cutanée sont liées en premier lieu à des expositions directes au PFOA, tandis que l'exposition par inhalation est principalement liée aux précurseurs, en premier lieu le 8:2 FTOH (précurseur du PFOA). D'après les auteurs, des corrélations sont observées entre les concentrations de PFAA dans le sang et l'exposition indirecte aux PFAA via la biodégradation des **précurseurs** suggèrent que **ces derniers peuvent avoir un impact sur la dose interne aux PFAS au fil du temps**, même si cette exposition indirecte ne paraît pas représenter une part majeure dans l'estimation de l'exposition estimée.

Une autre étude norvégienne (Husoy et al, 2023) a été menée pour estimer l'exposition au PFOA par voie cutanée à partir des produits cosmétiques. Elle indique aussi que l'alimentation est le contributeur majeur de la dose d'exposition interne au PFOA, mais pour quelques individus (le plus souvent des femmes) l'exposition via les produits cosmétiques peut être supérieure.

L'étude de Rovira et al. publiée en 2019 et portant sur l'exposition au PFOS et au PFOA de 50 femmes enceintes de Catalogne identifie également l'alimentation comme le vecteur principal d'exposition au PFOS et PFOA. L'estimation de l'exposition a été réalisée en tenant compte de l'ingestion de poussières, de l'inhalation et de l'alimentation. Les concentrations dans les milieux ont été estimées à

partir de données de la littérature et non de mesures directes auprès des personnes. En revanche, des interviews en face à face ont été réalisés pour tenir compte des habitudes de vie et des fréquences de consommation des aliments. Il a été estimé que l'alimentation représentait respectivement 99,8 et 96,9% de l'exposition des femmes enceintes au PFOS et au PFOA.

L'étude de Gustafsson et al. (2022) a porté de manière plus précise sur les poussières de maison. 25 molécules de PFAS (PFSA, PFCA, 6:2 FTS, FOSA et les PFAS phosphorés suivants, mono et diPAP, PFPA, PFPIA) ont été analysés dans les poussières de 32 maisons. L'étude montre que :

- la contribution de l'inhalation de poussières à l'exposition au PFOA et au PFOS est mineure par rapport à celle de l'ingestion de poussières de maison, qui elle-même reste inférieure à celle de l'alimentation, telle qu'évaluée par l'agence de l'alimentation suédoise ;
- l'exposition au PFOA et PFOS liée à l'ingestion de poussières évaluée chez les enfants est nettement supérieure à celle des adultes (d'un facteur 17) et dans une approche pire cas, elle est du même ordre que celle due à l'alimentation ;
- l'exposition par ingestion de poussières au PFOA à partir des précurseurs est faible par rapport à l'exposition directe ;
- les diesters de polyfluorotélomères phosphatés, suivis du PFOA présentent les concentrations les plus élevées dans les poussières.

D'après les connaissances actuelles sur les PFAS, l'alimentation, incluant l'eau de boisson, apparaît comme la principale voie d'exposition aux PFAA pour la majorité de la population.

D'après l'EFSA, ce sont les aliments bruts qui contribueraient essentiellement à cette exposition. L'EFSA indique en effet que les revêtements antiadhésifs des ustensiles de cuisine et les emballages alimentaires peuvent contenir des PFOA qui contribuent à l'exposition, mais que cette contribution semble faible par rapport aux autres sources d'exposition. L'EFSA indique cependant que des études restent nécessaires concernant l'impact de la préparation des aliments sur le transfert des matériaux vers les aliments. Il convient d'ajouter que les estimations de l'exposition liée à l'alimentation présentent aussi une variabilité et une incertitude importantes, liés à l'origine des données de concentration utilisées (cf. section 6.1.2.1), pouvant rendre difficile la hiérarchisation des contributions.

Dans le cadre de la tâche 6.2 du projet européen PARC (Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals), un travail visant à réaliser une estimation intégrée de l'exposition en population générale est en cours prenant en compte l'exposition par ingestion, inhalation et contact cutané et intégrant notamment les transferts à partir des biens de consommation. Les premiers résultats seront disponibles au cours du premier semestre 2025 et devraient permettre d'apporter un nouvel éclairage sur ces questions.

6.1.2 Les concentrations mesurées dans l'alimentation générale et l'exposition liée aux consommations alimentaires

Cette section expose dans une première partie les résultats de plusieurs études dans lesquelles l'exposition aux PFAA par le biais de l'alimentation de la population a été estimée. Deux études (celles de l'EFSA et de l'Anses, publiées respectivement en 2020 et 2011) concernent la population française. Les aliments et les molécules contribuant le plus à l'exposition sont présentés.

Une synthèse des résultats issus des contrôles réglementaires pratiqués en France ces dernières années sur les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) est fournie dans une deuxième partie.

6.1.2.1 Etudes sur l'exposition des populations par l'alimentation

Etude de l'EFSA (2020)

L'exposition de la population européenne via l'alimentation a été estimée par l'EFSA sur la base de résultats collectés dans 16 pays européens (dont la France), de 2007 à 2016 (le nombre de données est décroissant de 2007 à 2016, à l'exception de l'année 2014), et des consommations alimentaires issues des enquêtes menées dans chaque pays. Pour limiter les incertitudes, seules les résultats obtenus avec une limite de quantification maximale de 1 µg/kg pour les aliments et de 0,01 µg/kg pour

l'eau de boisson ont été retenus. Une exception concerne les abats et le gibier pour lesquels aucun seuil n'a été appliqué, afin d'éviter l'élimination d'un trop grand nombre d'échantillons, alors même que ces aliments font partie de ceux présentant les concentrations les plus élevées. Sur la base de ces critères et de l'exclusion des échantillons suspects (notamment échantillons prélevés à partir d'un même site de manière répétée et pouvant correspondance à la mise en place d'une surveillance du fait de non-conformités), près de 70000 résultats correspondant à 26 PFAS ont été retenus. La majorité des résultats collectés provient des programmes de surveillance officiels, mais l'origine précise des données n'est pas connue. Les distributions de concentrations obtenues ne sont donc pas forcément statistiquement représentatives de l'exposition de la population générale.

Les résultats disponibles ne sont pas répartis de manière homogène entre les différents congénères ou les différentes catégories d'aliments. Le pourcentage de résultats inférieurs aux limites de quantification est souvent élevé allant jusqu'à 100% pour certains aliments. Pour 9 PFAS¹¹, tous les résultats étaient ainsi inférieurs à la limite de quantification (LOQ) et l'évaluation des expositions a finalement été réalisée pour 17 PFAS (tous des PFCA ou des PFSA avec un nombre d'atomes de carbone compris entre 4 et 14, à l'exception du FOSA). Sauf mention contraire, les valeurs de concentrations et de doses d'exposition présentées pour cette étude et les suivantes sont des estimations basses (désignées par LB pour Lower Bound) obtenues en assimilant les valeurs inférieures aux LOQ à 0. Elles sont donc minorantes. A l'inverse, les estimations hautes (mentionnées par UB pour Upper Bound) sont majorantes, car obtenues en assimilant les résultats inférieurs à la LOQ à cette valeur. Les estimations hautes sont généralement beaucoup plus élevées et considérées comme moins réalistes par l'EFSA.

Les concentrations les plus élevées (percentile 95 > 10 µg/kg et moyenne supérieure ou égale à 1 µg/kg) ont été observées dans les abats de gibiers pour le PFOS, le PFOA, le PFDA et le PFNA, dans des espèces de poissons d'eaux douces et d'eau de mer pour le PFOS et dans des poissons d'eaux douces pour le PFOA et le PFNA. Pour le groupe des 4 PFAS pour lesquels l'EFSA a défini une valeur toxicologique de référence (VTR)¹², les concentrations moyennes les plus élevées sont obtenues dans les abats de gibiers (somme des concentrations égales à 229 µg/kg dont 214 µg/kg pour le PFOS), différentes espèces de poissons (somme des concentrations égales à 19,1 µg/kg pour la carpe, à 4,9 µg/kg pour les sardines), la viande de gibiers (1,34 µg/kg), les abats d'animaux d'élevage (1,06 µg/kg) et les œufs (0,376 µg/kg).

La dose d'exposition moyenne de la population française adulte, calculée à partir des concentrations moyennes des différents aliments, est comprise entre 0,95 ng/kg/j (individus de 18 à 65 ans) et 3,1 ng/kg/j (personnes âgées de plus de 75 ans) pour la somme liée au PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS. Chez les adultes, cette dose représente 44% de la dose d'exposition calculée pour la somme des 17 PFAS étudiés. Le PFOS et le PFOA représentent respectivement 29% et 9% de cette dose. Parmi les PFAS qui contribuent le plus à cette dose, on trouve aussi le PFBA et le PFHxA, considérés comme des PFAS à chaîne courte (et qui ont une demi-vie courte chez l'Homme). Ils représentent 15 et 14% de la dose d'exposition liée à la somme des 17 PFAS étudiés. Chez le nourrisson et les enfants de 1 à 3 ans, la dose d'exposition aux 4 PFAS est estimée respectivement à 12 et 5,8 ng/kg/j. L'exposition est principalement liée à des PFAS à plus longue chaîne (chez les enfants de 1 à 3 ans, le PFDoDA, le PFDA et le PFNA correspondent respectivement à 31, 16 et 17% de la dose liée aux 17 PFAS étudiés).

D'après cette étude, dans la population adulte française, l'exposition à la somme des quatre molécules de PFAS citées ci-dessus est principalement liée à l'ingestion de poissons, mollusques et crustacés (48%), de viande et produits assimilés comme les abats (17% de la dose) et de fruits (15% de la dose). Viennent ensuite les consommations d'eau (6%) et d'œufs (5%). Chez les nourrissons et les enfants de 1 à 3 ans, ce sont les aliments infantiles qui contribuent le plus à l'exposition, mais ce résultat n'est basé que sur quelques échantillons dont un seul présente des valeurs quantifiables. Ensuite, pour les enfants de 1 à 3 ans, viennent les consommations de poissons, mollusques et crustacés (26%) et de fruits (10%). Pour le PFBA et le PFHxA (molécules pour lesquelles la dose d'exposition des adultes est la plus élevée après celle du PFOS), les végétaux (racines riches en amidon et tubercules, fruits) apparaissent comme les aliments contribuant le plus à l'exposition (la contribution des racines amyliacées et des tubercules à l'exposition au PFBA est cependant basée sur une seule valeur quantifiée sur trois échantillons). D'après l'EFSA, l'eau de boisson apparaît aussi parmi les contributeurs

¹¹ PFPeDA, PFHxDA, PFODA, PFOSI, 8:2 FTOH, 8:2 monoPAP, 8:2 diPAP, etFOSA, etFOSE, FC-807

¹² VTR pour la somme du PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS égale à 4,4 ng/kg/semaine, soit 0,63 ng/kg/j.

principaux à l'exposition au PFHxA (10% de l'exposition des adultes français), PFHxS (29% de l'exposition des adultes français), PFHpA¹³ et PFBS¹³ pour la plupart des groupes d'âge étudiés.

Concernant les nouveaux-nés, l'EFSA rapporte également que l'exposition est importante. Sur la base de la concentration moyenne de PFOS et PFOA dans le sérum des adultes et une consommation moyenne de lait maternel, la dose ingérée par des enfants de 3 mois a été estimée respectivement à 15 et 8 ng/kg/j pour le PFOS et de PFOA.

Compte-tenu du nombre limité de données disponibles supérieures aux LOQ, **l'EFSA considère que les expositions qui ont été calculées doivent être considérées comme des indications approximatives et recommande d'interpréter ces niveaux d'exposition avec précaution.** Au-delà de cet élément, il convient de souligner que l'hétérogénéité des LOQ utilisées selon les groupes d'aliments peut aussi partiellement biaiser les contributions relatives. Par exemple, une partie des résultats obtenus sur les fruits est issue d'une étude où une méthode d'analyse très sensible semble avoir permis d'obtenir un nombre plus élevé de résultats supérieurs à la LOQ. Si cela permet de mieux prendre en compte, l'exposition liée à ces produits, en revanche, dans d'autres catégories d'aliments le pourcentage de valeurs assimilées à 0 est plus important (alors que les concentrations réelles peuvent être supérieures à celles mesurées dans les fruits) du fait d'une LOQ en moyenne supérieure¹⁴. L'utilisation de l'estimation basse de la moyenne (LB) pour le calcul des expositions peut alors conduire à sous-estimer les contributions des catégories d'aliments avec des LOQ plus élevées par rapport à celles des catégories ayant des LOQ plus basses (comme ici les fruits et généralement l'eau de boisson).

Etude EAT2 (étude de l'alimentation totale) de l'ANSES (2011) sur la population française

L'étude a porté sur 16 composés perfluorés correspondant à des PFCA (PFOA, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA) et des PFSA (PFOS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFDS). Les aliments analysés ont été achetés entre 2007 et 2009 de manière à couvrir les variations saisonnières de l'offre et les variations interrégionales. Dans cette étude, les aliments ont été analysés tels que consommés (c'est-à-dire après avoir été éventuellement braisés, poêlés, grillés...). Ils ont été mixés en échantillons composites avant analyse. Les analyses sur les PFAS ont ainsi porté sur 109 types d'aliments correspondant au total à 599 échantillons composites issus de différentes régions et/ou achetés à différentes saisons. 8765 mesures ont été obtenues, qui se veulent représentatives des teneurs dans les aliments commercialisés et consommés en France. Selon les aliments et le composé, les limites de détection étaient comprises entre $2 \cdot 10^{-4}$ et $3,73 \mu\text{g/kg}$ frais, les valeurs les plus faibles correspondant le plus souvent aux analyses effectuées pour l'eau.

L'évaluation des expositions a porté sur 14 substances. L'acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA) et l'acide perfluorotétradécanoïque (PFTeDA) n'ont pas été pris en compte car seules 40 et 32% des résultats d'analyses étaient interprétables. Le pourcentage de résultats inférieurs aux limites de détection (LOD) est compris entre 91 et 100% selon les substances avec des rendements d'extraction compris entre 30 et 80% selon les matrices. Le PFOS est la molécule la plus fréquemment quantifiée avec 53 résultats. Le PFPeA, le PFHpS, le PFDS et le PFBA n'ont été détectés dans aucune matrice. L'eau et les produits de la mer sont les aliments pour lesquels le plus de substances ont été détectées et quantifiées : 6 dans l'eau (PFBS, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFOA, PFOS) et les mollusques et crustacés (PFDA, PFDoDA, PFNA, PFOA, PFOS, PFUnA), 5 dans les poissons (PFHpA, PFHxA, PFOA, PFOS, PFUnA). Les groupes d'aliments présentant les valeurs les plus élevées pour la somme des 14 PFAS retenus dans cette évaluation sont dans l'ordre décroissant : les crustacés et mollusques, les abats et les poissons. Ces groupes d'aliments présentent également les concentrations moyennes les plus élevées pour la somme des 4 PFAS pour laquelle une VTR a été définie par l'EFSA. Concernant plus précisément le PFOA et le PFOS, ils ont été quantifiés dans les viandes, les charcuteries, les produits de la mer, les légumes hors pomme de terre, l'eau et les plats composés. Le PFOA a aussi été quantifié dans les volailles et gibiers. Pour ces deux substances, les plus fortes teneurs moyennes ont

¹³ Les données fournies par l'EFSA ne permettent pas de calculer la contribution de l'eau de boisson à l'exposition de la population française pour ces deux substances

¹⁴ Ainsi, pour un nombre de données équivalent, le PFOA et le PFOS sont beaucoup plus fréquemment quantifiés dans les fruits que dans les œufs, mais leurs concentrations moyennes dans les fruits sont respectivement inférieures de 2 et 1 ordres de grandeur à celles mesurées dans les œufs.

été retrouvées dans les mollusques et crustacés : 7 et 180 ng/kg respectivement pour le PFOA et le PFOS (en assimilant les valeurs inférieures à la LOQ à 0).

Le rapport d'étude fournit les estimations hautes de la dose d'exposition des adultes et des enfants pour chaque molécule de PFAS mais donne uniquement les estimations basses pour le PFOS et le PFOA. Les estimations des doses d'exposition au PFOS sont comprises entre 0,04 (LB) et 0,66 (UB) ng/kg/j chez les adultes et 0,05 (LB) et 1,38 (UB) ng/kg/j chez les enfants. Pour le PFOA, elles sont comprises entre 0,01 (LB) et 0,74 (UB) ng/kg/j chez les adultes et 0,01 (LB) et 1,55 (UB) ng/kg/j chez les enfants. Pour ces estimations basses, les seuls aliments contribuant à l'exposition sont ceux qui ont été quantifiés. **L'Anses indique que pour le PFOS, ce sont les produits de la mer qui contribuent le plus à l'exposition (65% de la dose). Pour le PFOA, il s'agit de l'eau (60% de la dose d'exposition).**

Les concentrations moyennes et les niveaux d'exposition moyens estimés dans cette étude sont sensiblement plus faibles que celles reportées dans l'étude de l'EFSA. Les concentrations moyennes estimées en assimilant les valeurs inférieures au LOQ à 0 (estimation basse), sont plus fréquemment égales à 0 dans cette étude que dans celle de l'EFSA. A titre d'exemple, dans l'étude de l'Anses, la concentration moyenne en PFOS dans les œufs est comprise entre 0 (LB) et 0,024 µg/kg (UB), tandis que dans celle de l'EFSA, la concentration moyenne se situe entre 0,27 (LB) et 0,35 µg/kg (UB). Dans l'étude de l'Anses, cette concentration est calculée à partir de 30 échantillons présentant des concentrations toutes inférieures à la LOQ, tandis que dans celle de l'EFSA, elle est obtenue à partir de 174 résultats, dont 23 sont supérieures à la LOQ. Dans cette étude, le percentile 95 des concentrations est plus de deux fois inférieur (en estimation basse) à la moyenne. Ce sont donc quelques échantillons qui semblent augmenter de manière importante la valeur de la moyenne. Le même type d'observation peut être fait pour d'autres groupes d'aliments et congénères.

Sur la base des informations disponibles pour ces deux études, les différences entre le type de données utilisées peuvent expliquer ces résultats, l'Anses a mené une étude d'exposition de la population française liée à l'alimentation, basée sur un plan d'échantillonnage des aliments achetés en métropole. Les échantillons ont été analysés tels que consommés (après préparation) et regroupés en échantillons composites. L'étude de l'EFSA intègre, quant à elle, des données issues de différentes sources (dont des études sur l'alimentation des populations et des enquêtes, mais la majeure partie des données est issue des programmes de surveillance officiels) et de différents pays européens ayant transmis des données à l'EFSA. Des critères de ciblage peuvent avoir orientés le choix d'une partie des échantillons prélevés. Les données de l'Anses semblent donc davantage représentatives de la contamination moyenne des aliments consommés par la population française. En revanche, les données de l'EFSA, plus nombreuses, illustrent davantage la variabilité des concentrations pouvant exister pour une même catégorie d'aliments. Ceci est potentiellement lié à une plus grande diversité des sources dont sont issues ces données. Cette diversité est géographique, mais elle peut aussi être liée aux contextes de production et de prétraitement des échantillons avant analyse (lavage, épluchage, cuisson). Cependant relativement peu d'informations sont disponibles dans le rapport de l'EFSA pour documenter ce sujet.

Les estimations basses des niveaux d'exposition moyens calculées à partir de l'étude de l'Anses (basée sur les données de consommations alimentaires de la population française, issue de l'enquête INCA2 menée entre 2006 et 2007) sont par conséquent nettement plus faibles que celles obtenues dans l'étude de l'EFSA (basée sur des données plus récentes, collectées dans le cadre de l'enquête INCA3 entre 2014 et 2015). Les estimations hautes (obtenues en assimilant les concentrations inférieures aux limites de quantification à la valeur de celle-ci) de l'étude de l'Anses sont également très inférieures à celles de l'EFSA pour la plupart des substances.

L'étude EAT3 de l'Anses en cours permettra de mettre à jour et peut-être de préciser les niveaux d'exposition de la population française, sur la base de données plus récentes obtenues avec des techniques analytiques probablement plus performantes.

Enquête néerlandaise

Le RIVM a évalué le risque de la population néerlandaise aux différents PFAS via l'alimentation sur la base d'échantillons collectés fin 2021 et en 2022. 440 échantillons d'aliments (hors eaux d'alimentation) ont été achetés dans différents lieux d'approvisionnement (marchés locaux, supermarchés...). 2 à 15 échantillons ont été analysés par type d'aliments. Contrairement à l'étude de l'Anses, les échantillons n'ont pas été poolés par groupe d'aliments avant analyse. Les aliments n'ont pas non plus été cuits. En revanche, les végétaux ont été lavés et/ou pelés selon les habitudes de consommation. 777 échantillons d'eau d'alimentation ont été inclus dans l'étude, dont 316 produits à partir d'eaux souterraines et 461 à partir d'eaux de surface

17 molécules ont été analysées dans les aliments (à savoir, les 16 substances recherchées dans l'étude de l'Anses, plus le HFPO-DA (GenX). Trois autres molécules ont également été prises en compte dans la matrice eau : le PFPeS, l'ADONA et le TFA, mais les 20 PFAS n'ont pas été analysés dans tous les échantillons. Les résultats sont exprimés pour la somme des congénères en tenant compte du potentiel toxique relatif (RPF : relative potency factor) de chaque molécule. Celui-ci est estimé pour chaque substance par rapport à l'effet sur le système immunitaire du PFOA (auquel un RPF égal à 1 est attribué). Selon les substances, ce facteur va de 0,002 (pour le TFA) à 10 (pour le PFNA et le PFDA). En d'autres termes, la concentration en PFAS des échantillon, le niveau d'exposition de la population et les contributions des aliments sont calculés en faisant la somme des concentrations pondérées par les RPF des substances quantifiées et sont exprimés en PFOA équivalent (PEQ).

Les aliments présentant les concentrations moyennes les plus élevées sont dans l'ordre décroissant certains poissons et produits à base de poissons (LB : 1,84 µg PEQ/kg pour la morue, 0,87 µg PEQ/kg pour le saumon en boîte, 0,61 µg PEQ/kg pour le poisson pané, 0,59 µg PEQ/kg pour le thon), les œufs (LB : 0,078 µg PEQ/kg), certaines viandes et produits à base de viande (LB : saucisses de foie de porc et pâté : environ 0,06 µg PEQ/kg, le bœuf : 0,04 µg PEQ/kg) et les légumes-feuilles (salades : 0,05 µg PEQ/kg, épinards : 0,030 µg PEQ/kg).

L'exposition de la population néerlandaise est calculée en distinguant 2 scénarios selon l'origine de l'eau de boisson consommée, l'un correspondant à une production à partir d'eau souterraine, l'autre à partir d'eau de surface. La valeur moyenne de la dose journalière d'exposition de la population néerlandaise (individus âgés de 1 à 79 ans) est estimée à 0,66 ng PEQ/kg/j (LB) dans le premier cas et à 0,84 ng PEQ/kg/j (LB) dans le second. **Dans le cas d'une eau de consommation issue d'eau souterraine, les aliments représentent 94% de l'exposition et l'eau 6%. Dans le cas d'une eau de consommation issue d'eau superficielle, la contribution de l'eau de boisson est plus importante, elle s'élève à 27% contre 73% pour les aliments.** Cela est lié à la concentration moyenne de PFAS plus élevée dans l'eau produite à partir d'eau superficielle (LB : 9,2 ng PEQ/l contre 1,5 ng PEQ/l dans l'eau souterraine). Dans les deux cas, les aliments qui contribuent le plus à l'exposition sont le poisson et les aliments à base de poisson (30 ou 24% de l'exposition selon le scénario), puis les boissons comme le café et le thé (23 ou 18% de l'exposition selon le scénario) qui sont très consommées par les Néerlandais (l'eau utilisée pour préparer ces boissons n'est pas prise en compte dans le calcul de la dose d'exposition liée à la consommation de ces boissons), les produits laitiers (17 ou 13% de l'exposition selon le scénario) et les produits carnés (8 ou 6% de l'exposition selon le scénario).

Éléments issus d'autres études

L'étude de Rovira et al.(2019), mentionnée plus haut et portant sur des femmes enceintes de Catalogne, donne une dose d'exposition de l'ordre de 3,4 ng/kg/j pour le PFOS et de 0,14 ng/kg/j pour le PFOA (estimation basse). Les poissons et fruits de mer apparaissent de nouveau comme les premiers contributeurs à l'exposition au PFOS (86%) et les seconds contributeurs (42%) pour l'exposition au PFOA après le lait et les produits laitiers (48%).

Papadopoulou et al. (2017) ont analysé les concentrations en PFAA dans un double des parties solide et liquide du bol alimentaire de 61 adultes norvégiens, récolté sur une journée de suivi. Les PFAA les plus abondants sont dans l'ordre décroissant : le PFOS, le PFOA et le PFHxS. Des consommations élevées de graisse, d'huile et d'œufs ont été associées à un apport élevé de PFOS et de PFOA à partir des aliments solides. L'apport élevé de PFOA à partir des aliments liquides a été relié à une consommation élevée de lait, à la consommation de boissons alcoolisées et au nombre d'aliments en contact avec des emballages en papier.

Enfin, à partir de l'étude Esteban (étude de santé sur l'environnement, la biosurveillance, l'activité physique et la nutrition) menée entre 2014 et 2016 et du dosage dans le sérum de 17 composés perfluorés (PFCA, PFSA, et sulfamides d'alkyls perfluorés : EtFOSAA, MeFOSAA et PFOSA) dans un échantillon de 249 enfants et de 744 adultes, le PFOS et le PFOA sont apparus comme les contributeurs les plus importants aux niveaux d'impregnation des individus par les PFAS. Santé Publique France (2019) a établi une association de l'impregnation avec la consommation de poissons et de fruits de mer, la consommation de légumes, ainsi que l'autoconsommation d'œufs et de lait. Santé Publique France mentionne toutefois qu'il n'est pas possible d'indiquer si cette augmentation est liée à l'autoproduction et l'autoconsommation de ces aliments ou bien directement aux types d'aliments.

6.1.2.2 Analyse du résultat du contrôle réglementaire des EDCH

A partir des valeurs reportées dans la base de données SIS-Eaux¹⁵ entre 2022 et 2024 (publiée sur le site data.gouv.fr), les concentrations de PFAS dans les eaux en sortie des installations de distribution (UDI) ont été analysées. Les résultats présentés ci-dessous sont donnés à titre illustratif. **Ils ne peuvent pas être considérés comme représentatifs du territoire ou de l'exposition de la population française.** En effet, 320 échantillons issus de 68 installations de distribution correspondant à 15 départements (sur un total de plus de 25000 installations de distribution pour l'ensemble du territoire) ont été analysés. Toutes les UDI pour lesquelles des analyses de PFAS ont été faites sont situées en France continentale et 55% d'entre elles se trouvent en région Rhône-Alpes. Sur les 3 années, le nombre de mesures réalisées varie de 1 à 34 mesures selon les UDI.

La moyenne des concentrations mesurées sur chaque UDI a d'abord été calculée, puis les distributions de ces moyennes ont été déterminées pour chacune des 20 molécules incluses dans le contrôle réglementaire et pour la somme de ces 20 molécules. La moyenne et le percentile 95 de la somme des 20 PFAA analysées valent respectivement 0,056 et 0,15 µg/l (LB). Les PFAA présentant les concentrations moyennes les plus élevées sont le PFPeA et le PFHxA (0,013 µg/l chacun), puis le PFOA ($6,4 \cdot 10^{-3}$ µg/l), le PFOS ($5,6 \cdot 10^{-3}$ µg/l), le PFHxS ($4,9 \cdot 10^{-3}$ µg/l), le PFBA et le PFHpA ($4,7 \cdot 10^{-3}$ µg/l chacun) et le PFBS ($2,6 \cdot 10^{-3}$ µg/l). Ces molécules sont quantifiées dans 62 à 82% des échantillons alors que les autres molécules sont supérieures à la limite de quantification dans moins de 25% des échantillons et souvent beaucoup moins.

Ces concentrations moyennes sont plus élevées que celles prises en compte dans les études d'exposition de l'Anses et de l'EFSA et le taux de détection ou de quantification est également nettement plus élevés. Les estimations basses de la concentration moyenne pour le PFPeA dans l'étude de l'Anses et celle de l'EFSA sont nettement plus faibles (elles sont respectivement égales à 0 et $5,1 \cdot 10^{-4}$ µg/l) et celles du PFHxA, du PFOA et du PFOS sont de 4 à 9 fois inférieures à celles calculées à partir des données de SISE-Eaux sur les UDI. Dans l'étude EAT2 de l'Anses, 6 échantillons composites ont été analysés et dans celle de l'EFSA, le nombre de mesures collectées à travers différents pays européens varie selon les substances. Pour ces quatre substances, il correspond à 450 échantillons environ. Dans ces deux études, les concentrations moyennes sont calculées en tenant compte des différents types d'eau consommées (eau de source, eau embouteillée, eau du robinet). Dans l'étude EAT2, le regroupement de sous-échantillons en échantillons composites conduit à un nombre de mesures disponibles très limité. Néanmoins, il apparaît que plus de molécules ont été détectées dans les eaux du robinet que dans les eaux de source (6 molécules contre 1, à savoir le PFOA) et les concentrations mesurées sont également plus élevées.

Par conséquent, si l'exposition liée à l'eau de boisson était calculée à partir des moyennes issues des mesures disponibles dans SISE-Eaux, la contribution de ce vecteur dans l'exposition totale serait plus importante que celles calculées dans les études de l'EFSA et de l'Anses.

6.1.3 Conclusions sur l'exposition de la population générale

Compte-tenu de protocoles d'études différents, des limites propres à chaque étude (évoquées en partie ci-dessus), de la part très importante de résultats présentant des valeurs inférieures au LOQ et de la coexistence de LOQ pouvant être sensiblement différentes selon les groupes d'aliments au sein d'une même étude, il est difficile de tirer des conclusions définitives sur la part relative des principaux vecteurs d'exposition en population générale. Cependant, **en l'état de connaissance, l'alimentation apparaît comme la voie d'exposition principale aux PFAA et les produits de la mer ressortent dans une majorité d'études comme le vecteur principal d'exposition (en particulier pour le PFOS et la somme des 4 PFAA pour lesquels l'EFSA a défini une VTR), du fait de concentrations en moyenne sensiblement plus élevées que dans les autres aliments consommés de manière régulière par une part importante de la population.**

D'autres aliments beaucoup moins consommés, comme la viande de gibiers, les abats et les poissons d'eau douces présentent des concentrations moyennes élevées, voire très élevées. Même si les données ne sont pas directement disponibles, ces aliments devraient contribuer relativement peu à l'exposition de la population générale. Mais **pour des sous-populations**

¹⁵ SISE-Eaux : (base de données du ministère chargé de la santé regroupant l'ensemble des résultats d'analyses réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire de l'eau du robinet)

particulières (chasseurs et des pêcheurs, et en particulier pêcheurs en eaux douces), **ces aliments peuvent participer de manière nettement plus importante à leur exposition** et induire une exposition plus élevée. Au sein d'un échantillon de pêcheurs en eau douce, une forte consommation de poissons d'eaux douces (supérieure ou égale à 10 fois par an) a ainsi été associée à une dose interne en PFOS, PFDA, PFHpS, PFNA et PFHxS plus élevée. L'association la plus forte a été obtenue pour le PFOS (Denys et al., 2014).

La consommation d'œufs et celle de produits carnés contribuent moins que celle des produits de la mer à l'exposition. Mais les œufs et certaines viandes **présentent des concentrations en moyenne relativement élevées en PFOS**. D'après la base de données Contamine, **les concentrations les plus élevées sont retrouvées pour la viande de mouton**.

Concernant, **les végétaux et les eaux, les concentrations moyennes les plus élevées sont souvent retrouvées pour des PFCA à chaîne plus courte** (dans les eaux : PFHxA et PFHpA pour l'EAT2, PFPeA et PFHxA dans les EDCH de SISEAUX, dans les racines et tubercules amyliacés de l'échantillon collecté par l'EFSA : PFHxA et PFHpA ; PFBA puis PFPeA et PFHxA pour les végétaux dans Contamine). **Pour les végétaux, les concentrations les plus élevées semblent être retrouvées dans des espèces de type feuille** d'après les données de Contamine.

Dans ces études, il semble que la part de l'eau à l'exposition (qui pour certaines substances apparaît comme un des contributeurs principaux de l'exposition, du fait des quantités ingérées par rapport aux autres aliments) ne soit calculée qu'à travers la consommation en tant qu'eaux de boisson. Sa contribution additionnelle dans la préparation des repas et comme ingrédient (exemple : préparation de soupes...) n'apparaît pas directement. **L'exposition réelle liée à l'ingestion d'eau dans l'exposition globale est donc a priori sous-estimée**. Par ailleurs, il faut noter qu'au niveau local, selon le type et la qualité de la ressource en eau utilisée pour la production d'eau destinée à la consommation alimentaire, les concentrations en PFAS peuvent être sensiblement différentes.

D'une manière générale, les différents aliments sont issus de ressources, de cultures, d'élevage qui peuvent être affectés par des contaminations locales. Les données des études et des bases de données laissent souvent apparaître une variabilité importante des concentrations dans les aliments, avec un taux de quantification des concentrations généralement faible (hormis pour les poissons et crustacés et l'eau de boisson) et des concentrations moyennes qui peuvent être « tirées » vers le haut par quelques échantillons.

A l'exposition directe par les PFAA, s'ajoute celle liée aux précurseurs qui peuvent être métabolisés et contribuer également à la dose interne en PFAA de la population. Pour ces contaminants, la part des différentes voies dans l'exposition de la population n'est pas connue. Pour les plus volatils comme les FTOH, l'inhalation est à considérer. L'augmentation de la part des PFAS non identifiés (mesurés par la méthode d'analyse non ciblée du fluor organique extractible) dans le sang ces deux dernières décades (rapportée De Silva et al, 2021) témoigne d'un besoin de recherche portant également sur la contribution des précurseurs de PFAA à l'exposition de la population.

6.2 Exposition des populations sous l'influence d'une source de contamination

D'après les informations collectées sur les sources de contamination environnementale, le comportement dans l'environnement et le potentiel de biotransfert et de dégradation des différents groupes de molécules, il apparaît que tous les mécanismes de transfert et toutes les voies d'exposition sont potentiellement à considérer pour évaluer les expositions et les risques pour les populations vivant à proximité de sources. L'ITRC souligne qu'une évaluation des risques sanitaires pour les PFAS peut être plus complexe que pour d'autres polluants et nécessite la prise en compte d'un plus grand nombre de milieux. Les schémas conceptuels trouvés dans la littérature en témoignent. Les illustrations ci-dessous présentent ainsi les mécanismes de transfert des PFAS émis par une source industrielle, en distinguant les rejets directs dans le milieu et ceux transitant par le biais d'une station d'épuration. Le premier schéma met également en évidence l'existence d'un impact local et d'un impact à longue distance.

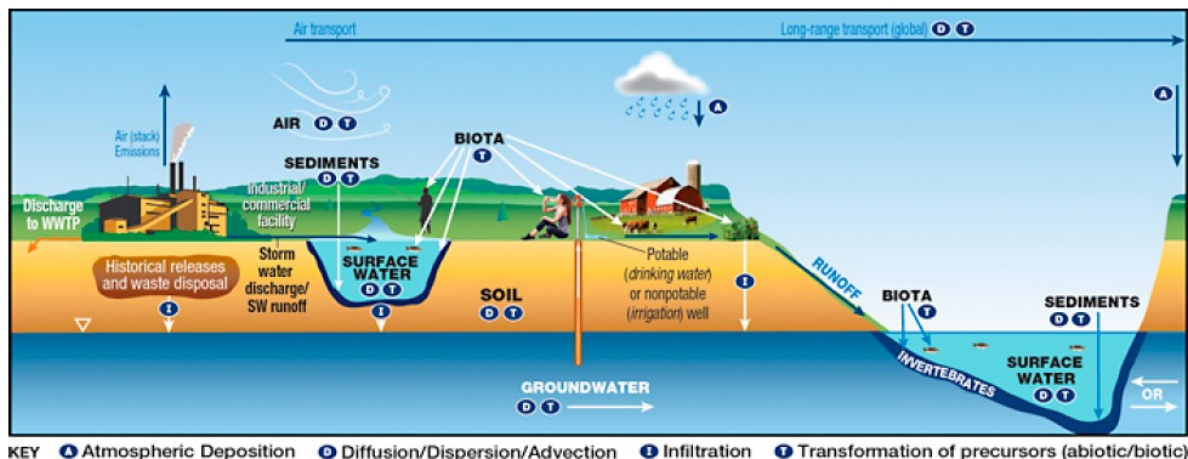


Figure 2 : Schéma conceptuel d'exposition liée aux PFAS à partir des émissions d'un site industriel (illustration tirée de ITRC, 2023)

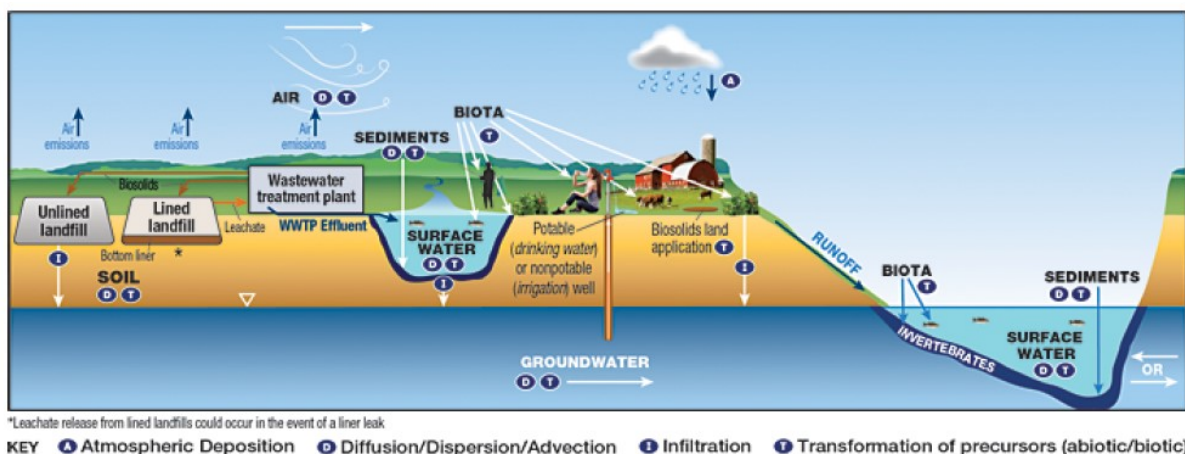


Figure 3 : Schéma conceptuel d'exposition à partir des émissions d'une station d'épuration recevant des effluents contenant des PFAS (illustration tirée de ITRC, 2023)

Dans ce dernier schéma, l'espace correspondant à une décharge non imperméabilisée recevant des boues pourrait être remplacé par l'épandage de boues sur un sol agricole, à partir duquel des transferts vers des cultures végétales et le ruissellement vers les eaux superficielles pourraient venir s'ajouter.

Ces schémas pourraient encore être précisés et complétés :

- en distinguant le dépôt de particules ou d'aérosols sur les végétaux, qui va plutôt concerner les PFAS sous forme ionique, du dépôt gazeux sec ou de l'absorption foliaire, qui concerne les polluants neutres et en particulier les FTOH ;
- en ajoutant la possibilité d'un transfert gazeux dans le sol vers les bâtiments pour les PFAS présents sous une forme neutre dans l'environnement, comme les FTOH qui sont des intermédiaires de la dégradation d'un certain nombre de PFAS polyfluorés.

Ces mécanismes de transfert ont cependant pour le moment été très peu étudiés.

Au-delà des schémas génériques d'exposition, les observations réalisées autour des sites, et les résultats de certains travaux de modélisation peuvent aider à identifier les voies pouvant induire une exposition majeure pour les habitants vivant près de sites émetteurs ou/et contaminés.

6.2.1 Données observées

Les publications présentant un état de la contamination de l'ensemble des milieux autour d'une source de contamination sont rares.

Le premier article présenté (Gebbink et al., 2020) dresse un bilan des données disponibles sur la présence de PFOA et de GenX dans l'environnement et dans les milieux d'exposition des populations à proximité d'une usine produisant des fluoropolymères, aux Pays-Bas. Cette usine a utilisé du PFOA pour cette production jusqu'en 2012 et depuis l'a remplacé par du GenX. Gebbink et al. montrent que des concentrations plus élevées de PFOA et de GenX sont retrouvées dans l'eau de surface, les eaux souterraines, le sol et la végétation, ainsi que dans l'eau de boisson et certains aliments produits à proximité des points sources étudiés. **Cet article met en évidence une dégradation de l'état de l'ensemble des milieux autour du site de production de PFAS, qui se traduit par une plus forte imprégnation des populations vivant à proximité.**

Afin d'illustrer l'impact de la source de contamination, les principales données disponibles sont présentées ci-dessous par milieu :

- dans les eaux superficielles, pour le PFOA, des concentrations allant de 2,9 à 3,4 ng/l ont été mesurées à l'amont (une partie des échantillons présentaient des valeurs inférieures aux limites de quantification) alors qu'en aval les teneurs allant jusqu'à 38 ng/l ont été retrouvées. Après l'arrêt de l'utilisation du PFOA, les concentrations en aval de l'usine ont diminué et atteint des niveaux comparables aux valeurs mesurées en amont sur la même période. Le GenX a été retrouvé à des valeurs <0,5 ng/l jusqu'à 812 ng/l à l'aval de l'usine, tandis qu'il a été détecté sur un nombre restreint d'échantillons à l'amont ;
- dans les eaux souterraines, les concentrations de PFOA mesurées à moins de 2 kilomètres du site allaient jusqu'à 25 µg/l, alors qu'au-delà des valeurs comprises entre 10 et 190 ng/l ont été mesurées. Pour le GenX, les concentrations étaient comprises entre 100 et 660 ng/l à moins de 2 kilomètres, alors qu'elles se situaient entre 6 à 66 ng/l à des distances comprises entre 4 et 5 kilomètres. Les résultats d'autres études montrant une décroissance des concentrations dans les eaux souterraines lorsque la distance augmente par rapport aux sources d'émission sont également rapportés dans l'article ;
- dans les sols, aux alentours de l'usine étudiée, le PFOA est plus fréquemment détecté que le GenX et les concentrations de PFOA mesurées sont de 3 à 165 µg/kg. Des mesures faites à plusieurs profondeurs montrent que les concentrations en PFOA dans la couche supérieure (entre 0 et 0,5 m) sont généralement plus élevées que les concentrations mesurées plus en profondeur. Des prélèvements effectués sur les 30 premiers centimètres dans des jardins situés à moins de 4 kilomètres de l'usine présentent des concentrations en PFOA comprises entre 0,3 et 7,7 µg/kg, alors que la concentration sur le point de contrôle était de 0,6 µg/kg. Dans les études recensées par Gebbink et al., les concentrations dans les sols les plus élevées sont généralement mesurées à proximité des sources d'émissions (à moins de 1 ou 2 kilomètres de distance). Les auteurs de la publication indiquent que les dépôts atmosphériques sont la principale source de contamination des sols autour de l'usine de production de fluoropolymères et que le profil de contamination des sols présente des similitudes avec la carte des concentrations modélisées dans l'air. L'irrigation est également mentionnée comme source additionnelle de contamination des sols ;
- des mesures ont été faites dans des feuilles et de l'herbe entre 50 et 3000 m sous le vent de l'usine et sur un site de contrôle à 85 kilomètres de l'usine. Les concentrations sont décroissantes avec la distance. Les valeurs observées à 50 m étaient égales à 27 et 87 µg/kg pour GenX et 11 et 28 µg/kg pour le PFOA respectivement dans l'herbe et les feuilles. A trois kilomètres, les concentrations étaient généralement 15 à 25 fois inférieures. Sur le site de contrôle, les concentrations étaient inférieures à la limite de détection ou se situaient juste au-dessus. Par ailleurs, pour le GenX, une forte corrélation a été observée entre les concentrations dans les feuilles et l'herbe ($r=0,99$). Une corrélation plus faible a été calculée pour le PFOA ($r=0,59$). Ceci pourrait refléter une contribution différente des mécanismes de transfert (dépôt atmosphérique et prélèvement à partir du sol par exemple) à la contamination du GenX et du PFOA dans l'herbe et les feuilles. Pour l'herbe, les concentrations de GenX et de PFOA sont également fortement corrélées ($r=0,98$). Pour les feuilles, l'association est un peu moins forte ($r=0,72$). La présence de différentes sources pour les plantes (émissions directes de l'usine, sol et nappe contaminés, ainsi que la présence d'un incinérateur de déchets proche de l'usine) peut expliquer ces corrélations différentes entre les concentrations de PFAS dans les échantillons de végétaux ;

- les concentrations de PFOA et de GenX ont été mesurées dans l'eau de boisson : les plus fortes concentrations (jusqu'à 23 ng/l pour le PFOA et 29 ng/l pour le GenX) ont été relevées dans les municipalités proches de l'usine ;
- 81 prélèvements de fruits et légumes (légumes-racines, légumes-feuilles, légumes-fruits et fruits) ont également été faits dans 10 jardins situés aux alentours de l'usine (de moins de 1 km à 4 km de distance) et sur un jardin servant de contrôle à plus de 50 km. 5 échantillons (betterave, céleri, endive, laitue et tomate) ont présenté des concentrations supérieures aux limites de quantification pour le GenX, les valeurs étant comprises entre 1,1 et 5,4 µg/kg (LOQ=1 µg/kg). Le PFOA n'a été quantifié que dans des betteraves entre 1,7 et 2,5 µg/kg (LOQ=1 µg/kg). L'ensemble des échantillons pour lesquels les concentrations étaient supérieures à la LOQ était issu de 3 jardins, situés à moins de 2 km du site, aucun échantillon issu de jardins plus éloignés ou du lieu de contrôle n'ayant présenté des concentrations supérieures à ces limites. La publication rapporte aussi les résultats d'une étude faite autour d'une usine utilisant des fluoropolymères, dans une localité située à plus de 80 km de la première. 87 prélèvements ont été réalisés dans des jardins situés à moins de 500 mètres de l'entreprise et correspondant à des légumes-racines, des légumes-feuilles, des légumes-fruits et des bulbes, regroupés en 21 échantillons poolés. Les limites de quantification étaient inférieures d'un facteur 10 par rapport à l'autre étude (LOQ=0,1 µg/kg). Du PFOA a été détecté dans 12 échantillons avec des concentrations allant de 0,1 (concombre) à 2,5 µg/kg (choux). Le GenX, a été retrouvé dans 18 échantillons avec des concentrations presque toujours supérieures allant de 0,15 (oignon) à 8 µg/kg (haricots). L'ensemble des mesures a été réalisé sur des échantillons non lavés avant analyse. Ces concentrations sont élevées par rapport à celles relevées dans la base Contamine pour des végétaux (ensemble des valeurs inférieures aux limites de quantification pour le GenX et valeur maximale pour le PFOA égale à 0,1 µg/kg) ;
- des mesures ont aussi été faites dans des aliments d'origine animaux produits autour de ces deux sites. Le GenX et le PFOA ont été quantifié dans un poisson d'eau douce, le PFOA a aussi été mesuré dans les œufs. En revanche, dans les produits laitiers, les teneurs étaient inférieures aux limites de détection ;
- l'impact sur la population de la contamination liée à cette usine a été investigué. Les concentrations de PFOA dans le sérum humain de la population ont été mesurées en 2016. Elles ont été analysées en fonction de la période à laquelle les personnes résidaient près de l'usine productrice de fluorotélomères et de la distance à laquelle elles habitaient par rapport à cette usine. 382 individus ne travaillant pas dans l'usine ont été ainsi divisés en 4 groupes : le groupe 1 correspondant aux personnes vivant à moins de 1 km environ de l'usine depuis une date antérieure à 2003 (les émissions de PFOA de l'installation étant sensiblement plus élevées entre 1970 et 2003 qu'entre 2003 et 2012, date à laquelle l'usage du PFOA a été définitivement abandonné), le groupe 2 pour celles qui vivaient à une distance comprise entre 1 et 2 km depuis une date antérieure à 2003, le groupe 3 pour les personnes qui se sont installées à une distance inférieure à 2 km après 2003 et le groupe 4, considéré comme groupe contrôle, correspondant à des personnes vivant dans une zone résidentielle à 6,5 km de l'usine. Les données montrent que la concentration médiane est significativement plus élevée dans le groupe 1 (10,2 µg/l) que dans les autres groupes (égales respectivement à 3,4 , 2,8 et 3,4 µg/l). La concentration maximale mesurée (143 µg/l) correspondait à un individu du groupe 1.

Un rapport de 2018 (RIVM, 2018) a cherché à estimer les expositions par ingestion d'eau, de légumes et par inhalation pour la population habitant à proximité du site. Malgré les nombreuses limites attachées aux données (approches d'estimation et de traitement des données très différentes, manque de synchronicité entre les mesures, surestimation de la part de végétaux produits sur place dans l'alimentation des habitants), il apparaît que l'ingestion d'eau représentait une part mineure du total des expositions pour les deux substances. Sur la base d'une modélisation à partir des émissions atmosphériques déclarées, l'exposition par inhalation pour le GenX a été estimée 1 à 5 fois inférieure à celle liée à l'ingestion de végétaux (le PFOA, quant à lui n'était plus émis par l'installation au moment de l'étude)

Des observations et des études d'ampleur plus limitées ont porté sur d'autres substances émises par d'autres types de sites. Elles montrent l'impact de contaminations sur la population et font un lien avec celles des aliments d'origine locale, en particulier les aliments d'origine animale et l'eau de boisson.

En Wallonie, une étude d'imprégnation chez des adolescents (de 12 à 19 ans) autour de 7 sites de

broyeurs à métaux a été réalisée (ISSEP, 2024). Ce travail a mis en évidence que les concentrations sériques en PFOS chez les adolescents vivant près de broyeurs à métaux (moyenne géométrique et percentile 95 respectivement égaux à 2,71 et 10,68 µg/kg) sont statistiquement supérieures à celles de la population adolescente wallonne (moyenne géométrique et percentile 95 égaux à 1,75 et 6,8 µg/kg). En revanche, pour le PFOA et le PFNA, les concentrations moyennes étaient similaires, et les concentrations en PFDA étaient plus basses (les concentrations sériques sont cependant proches des limites de quantification et le remplacement des valeurs inférieures à cette limite par la moitié de cette valeur peut avoir impacté les résultats). Un travail préliminaire par des tests univariés a montré des concentrations plus élevées de PFOS dans les poussières intérieures dans les zones à proximité des broyeurs par rapport à des zones témoins. Par ailleurs, les concentrations sériques en PFOA, PFNA, PFDA et PFOS sont apparues significativement supérieures chez les adolescents, vivant à proximité de broyeurs et ayant déclaré manger des œufs produits localement. Les moyennes géométriques des concentrations sériques en PFDA, PFNA et PFOS sont également significativement plus élevées chez les adolescents ayant déclaré consommé des légumes produits localement. Les auteurs de l'étude soulignent que ces résultats doivent cependant être interprétés avec prudence, des corrélations entre co-variables pouvant exister. Des analyses multivariées n'ont pas pu être menées pour confirmer ces premiers résultats du fait d'effectifs trop faibles.

L' ECHA (2023) rapporte que des niveaux élevés de PFOS ont été trouvés dans le sang de populations :

- ayant consommé de la viande de veau présentant des teneurs allant jusqu'à 230 µg/kg. Cette viande avait été produite à partir d'animaux élevés près d'un site d'entraînement au feu (Danemark) et ayant consommé de l'herbe contaminée ;
- vivant dans un rayon de trois kilomètres autour d'une usine produisant des PFAS en Belgique et ayant consommé des aliments produits localement, notamment des œufs.

Enfin, la synthèse réalisée par De Silva et al. (2020) pointe plus particulièrement les contaminations de l'eau de consommation utilisée par les communautés vivant près de sites contaminés. Elle indique qu'au moins 6 millions d'américains ont consommé de l'eau à des teneurs supérieures à 70 ng/l en PFOS et PFOA à proximité de sites contaminés par l'utilisation de mousses anti-incendies (sites militaires, aéroports) ou de stations d'épuration des eaux recevant des rejets industriels. Elle souligne que de nombreuses études montrent que les teneurs en PFAS dans le sang de ces populations sont beaucoup plus élevées que les valeurs de fond.

6.2.2 Modélisation

Dans plusieurs pays, des calculs ont été menés pour aider à déterminer, pour le PFOS et le PFOA, des valeurs limites dans les sols et/ou les eaux sur une base sanitaire. La concentration maximale dans le sol correspond à la valeur pour laquelle la dose d'exposition des populations à chacun de ces polluants équivaut à la valeur toxicologique de référence (VTR), en incluant ou non l'exposition de fond des populations (généralement estimée à partir de l'alimentation n'ayant pas une origine locale). En Flandres, ce travail a été mené pour aider à définir des valeurs de réhabilitation des sols (VITO, 2020), en utilisant le modèle S-Risk (VITO, 2014). Aux Pays-Bas, un travail mené par le RIVM en 2019 avait pour objectif de définir des valeurs limites dans les sols et les matériaux de dragage qui puissent aider à protéger les fonctions agricoles des sols. Il s'agit d'approches génériques, basées sur des scénarios d'exposition prédéfinis, correspondant à différents usages des sols et un ensemble de valeurs de paramètres génériques.

En Flandres, les scénarios étudiés sont les suivants :

- le scénario agricole avec consommation de produits d'origine animale et végétale produits localement. Ce scénario, le plus complet, prend en compte l'ingestion de sol et de poussières intérieures, l'ingestion de végétaux, de lait et de viande dont l'origine est entièrement locale (à l'exception des pommes de terre qui sont supposées produites pour moitié localement), l'ingestion d'eau de boisson (issue d'eau souterraine et potentiellement contaminée par la perméation des polluants à travers les tuyauteries), l'absorption cutanée à partir du sol, des poussières intérieures et de l'eau (lors de la prise de bains et de douche), l'inhalation de polluants sous forme particulaire et gazeuse à l'intérieur et à l'extérieur et sous forme de vapeur d'eau lors de la prise de douche ;

- le scénario résidentiel avec jardin potager. Dans ce scénario, les mêmes voies d'exposition sont prises en compte que dans le précédent, à l'exception de l'ingestion de lait et de viande d'origine locale ;
- les scénarios de loisirs. Deux scénarios sont étudiés : l'un correspond à la fréquentation d'un site à la journée, incluant la pratique de sports, l'autre correspond à la fréquentation d'un site lors d'un séjour de vacances. Dans le premier cas, les voies d'exposition sont l'ingestion de sol et de poussières intérieures, l'absorption cutanée à partir du sol et des poussières intérieures, l'inhalation de polluants sous forme particulaire et gazeuse à l'intérieur et à l'extérieur. Dans le second cas, l'ingestion d'eau, le contact cutané à partir de l'eau et l'inhalation de polluant sous forme de vapeur d'eau lors de la prise de douche sont ajoutés ;
- le scénario industriel. Ce scénario comporte les mêmes voies d'exposition que le scénario de loisirs à la journée, auquel est ajoutée l'ingestion d'eau.¹⁶

Aux Pays-Bas, le document du RIVM de 2019 présente trois scénarios :

- le scénario de « grandes cultures », avec production et consommation de pommes de terre, légumes et blé, intégralement d'origine locale ;
- le scénario d'élevage, avec consommation de viande et de lait intégralement d'origine locale ;
- le scénario résidentiel avec jardins potagers, où la méthode de calcul utilisée est conforme aux principes du décret sur la qualité des sols aux Pays-Bas et est basée sur les hypothèses de calcul fixées dans le modèle CSOIL (RIVM, 2006). Dans ce scénario, les voies d'exposition prises en compte sont les suivantes : inhalation d'air intérieur et extérieur, inhalation de poussières, inhalation de vapeur d'eau (lors de la douche), absorption cutanée (lors du bain), absorption cutanée à partir du sol et des poussières intérieures, ingestion de sol, consommation d'eau et de légumes du jardin (50% des légumes-racines et 100% des légumes-feuilles consommés sont supposés provenir du jardin potager)

Malgré la qualité des travaux et la transparence des hypothèses, il faut souligner que les calculs réalisés pour ces travaux présentent de nombreuses limites. On peut citer notamment :

- le caractère nécessairement simplifié de la méthode de calcul, inhérent à une approche générique. Ainsi la concentration dans l'eau souterraine est calculée à partir de la concentration dans l'eau du sol et d'un facteur de dilution défini à partir de paramètres par défaut ;
- l'utilisation de modèles parfois peu adaptés aux cas des substances ayant à la fois des propriétés lipophiles et hydrophiles, comme le calcul de la concentration dans l'eau du sol basé uniquement sur le coefficient de partage octanol-eau des substances ;
- l'absence de prise en compte de certaines voies et vecteurs d'exposition comme l'ingestion de produits aquatiques et d'œufs ;
- le fait que les données disponibles pour définir des paramètres d'entrée ayant un effet sensible sur les résultats soient très limitées : c'est le cas des coefficients de transfert vers les matrices animales. En l'absence de valeur par type d'animaux, des regroupements ont ainsi été faits et la contamination de la viande de volaille a été estimée à partir des données de transfert disponibles pour les bovins. Pour les différents produits, entre 1 et 4 sources de données ont été retrouvées et pour chaque matrice (lait, viande, rein et foie pour le VITO, lait, viandes de bœuf et de porc pour le RIVM), une ou deux valeurs ont été finalement utilisées (car les autres ont été jugées moins pertinentes) ;
- l'absence d'évaluation des incertitudes alors que les facteurs de bioconcentration présentent des valeurs très variables. Par exemple pour le biotransfert du PFOA dans le lait et la viande, le VITO a utilisé la moyenne arithmétique deux coefficients de transfert. Or ces valeurs diffèrent de deux ordres de grandeur. De même pour les végétaux, les facteurs de bioconcentration utilisés varient le plus souvent de 2, voire 3 ordres de grandeur. Dans son approche, le VITO tend pour chaque

¹⁶ L'ensemble des informations concernant les scénarios sont issus du guide technique du modèle S-Risk (VITO, 2014) utilisé pour définir les valeurs limites de PFOS et de PFOA

espèce consommée à sélectionner une donnée jugée plus représentative, voire à faire une moyenne arithmétique entre quelques données, tandis que le RIVM utilise une moyenne géométrique sur un plus grand nombre de données représentant une catégorie de végétaux (ex : légumes-racines, légumes-feuilles, légumineuse...) avant de les agréger en une moyenne pondérée tenant compte des consommations alimentaires.

Compte-tenu de ces éléments, d'une consommation des aliments d'origine locale surestimée par rapport à la réalité et malgré des différences entre les hypothèses retenues dans les travaux du RIVM et ceux du VITO (par exemple, un ordre de grandeur de différence sur le choix de la valeur utilisée pour le facteur de bioconcentration du PFOS dans l'herbe ou les pommes de terre), il ressort des résultats obtenus dans les deux documents que :

- ce sont les scénarios intégrant la consommation d'aliments issus d'animaux exposés à la contamination du sol qui conduisent aux expositions les plus élevées et donc aux valeurs limites dans les sols les plus faibles¹⁷ (entre les valeurs limites dérivées pour le PFOS pour le scénario avec produits d'origine animale et le scénario résidentiel avec potager, il y a un facteur d'environ 65 pour la Flandres et 12 pour les Pays-Bas. Pour le PFOA, ces facteurs sont environ égaux à 45 et 6) ;
- la voie d'exposition par ingestion est très largement prépondérante par rapport aux autres voies (inhalation et absorption cutanée) ;
- les aliments sont les principaux vecteurs d'exposition.

Ainsi dans les travaux du VITO, pour le scénario agricole, l'ingestion de produits d'origine animale représente 95 (PFOA) ou 96% (PFOS) de la dose d'exposition calculée, le reste correspondant à l'ingestion d'aliments d'origine végétale. Chez les enfants, la dose d'exposition de chacun de ces polluants est essentiellement liée à la consommation de lait. Chez les adultes, les principaux aliments contribuant à l'exposition sont le lait, puis la viande. Dans le scénario résidentiel avec jardin potager, l'ingestion de végétaux représente plus de 90% de l'exposition, le reste correspondant à l'ingestion de poussières et de sol. L'ingestion de sol et de poussières représente quasiment 100% de l'exposition au PFOS dans le scénario correspondant à des loisirs à la journée, tandis que pour le PFOA l'ingestion d'eau contribue également à l'exposition pour près d'un tiers dans le cas du scénario de type séjour de vacances. Dans le scénario industriel, c'est l'ingestion d'eau qui à l'inverse contribue de manière plus importante à l'exposition que l'ingestion de sol et de poussières (pour le PFOS 61% et pour le PFOA 83% de la dose totale).

Le rapport du RIVM présente uniquement le détail des contributions pour le scénario résidentiel avec potager. L'ingestion de légumes représente ainsi de 92 % (PFOS chez l'enfant) à 99% (PFOS et PFOA chez l'adulte) de la dose d'exposition totale calculée. La contribution de l'ingestion de poussières est comprise entre 0,51 (PFOA chez l'adulte) et 7,2% (PFOS chez l'enfant de l'exposition), tandis que les autres voies d'exposition représentent moins de 1% de l'exposition.

¹⁷ L'institut flamand VITO a calculé pour chaque scénario des valeurs limites dans les sols pour le PFOS et le PFOA sur la base de 3 VTR différentes. Ces valeurs sont toutes supérieures à la valeur définie en 2020 par l'EFSA (soit 0,63 ng/kg/j pour la somme des 4 PFAS suivants : PFOS, PFOA, PFHxS et PFNA).

Une des trois séries de calculs a été réalisée avec les mêmes VTR que celles utilisées par le RIVM dans le document de 2019 (VTR = 6,25 ng/kg/j pour le PFOS et 12,5 ng/kg/j pour le PFOA). A titre d'information, les valeurs limites calculées pour les sols à partir de ces VTR vont :

- sur la base des scénarios définies par le VITO de 0,84 à 1949 pour le PFOS et de 2,7 à 643 µg/kg pour le PFOA. Les limites les plus faibles correspondent au scénario agricole, les plus hautes au scénario industriel. Pour ce scénario et le scénario de loisirs, la limite dans les sols est en fait calculée à partir de la valeur réglementaire fixée pour l'eau de boisson, qui devient limitante à travers l'exposition par ingestion d'eau.
- sur la base des scénarios définis par le RIVM de 7,6 (scénario « élevage ») à 109 (scénario « grandes cultures ») µg/kg pour le PFOS et de 15 (scénario « élevage ») à 86 (scénario « résidentiel avec jardin potager ») pour le PFOA.

Il convient de rappeler que ces valeurs données ci-dessus n'ont pas de caractère réglementaire. Elles sont issues de travaux ayant eu pour but d'aider à fixer des valeurs de référence aux Pays-Bas et des valeurs de réhabilitation des sols en Flandres.

Les éléments issus de ces calculs sont globalement cohérents avec les informations présentées dans les sections précédentes, à savoir :

- une exposition liée d'abord la contamination de la chaîne alimentaire, avec au premier rang celle des aliments d'origine animale pour les PFAS à chaîne « longue » ;
- en l'absence d'exposition par l'alimentation et l'ingestion d'eau, l'ingestion de sol et de poussières apparaît comme la voie d'exposition principale pour ce type de substances.

Les auteurs du rapport flamand considèrent toutefois que les concentrations dans les matrices animales sont vraisemblablement surestimées dans ces calculs, en particulier celle du PFOA dans le lait.

7 Conclusion

Compte-tenu de leur mobilité et de leur persistance, les sources d'émissions de PFAS peuvent finalement impacter tous les milieux environnementaux : l'air, les sols, les eaux souterraines, les eaux superficielles et les sédiments. La dissémination des sources et la mobilité des PFAS expliquent aussi une présence ubiquiste de ces polluants.

D'après les informations collectées sur les sources de contamination environnementale, le comportement dans l'environnement et le potentiel de transfert et de dégradation des différents groupes de molécules, il apparaît que tous les mécanismes de transfert et toutes les voies d'exposition sont potentiellement à considérer pour évaluer les expositions et les risques pour les populations vivant à proximité de sources. A travers ce travail, des mécanismes de transfert ont été identifiés qui mériteraient d'être étudiés pour confirmer ou non leur rôle potentiel dans la contamination des milieux d'exposition : transfert vers l'air intérieur notamment des précurseurs volatils, transfert air-plante (cf. Figure 4 et Figure 5).

A ce jour, les données disponibles portent principalement sur l'exposition directe des populations aux PFAA ayant de 4 à 14 atomes de carbone (et souvent sur un nombre beaucoup plus limité de substances). Par exemple, le TFA, PFAA à chaîne ultra-courte présentant des concentrations dans l'environnement bien supérieures à celles des autres PFAA et qui suscite des inquiétudes dans la communauté scientifique, n'a été intégré qu'à une seule étude d'exposition recensée dans ce rapport. De même, la contribution des précurseurs à l'exposition des populations aux PFAA est encore un sujet émergent. Au-delà des substances les plus étudiées et dans le cas d'une installation en fonctionnement, les données manquent, en particulier sur la part de l'inhalation.

Selon les données disponibles, l'exposition de la population générale et celles des communautés vivant près de sources de contamination apparaît principalement liée à l'alimentation (incluant l'eau de boisson).

Pour la population générale, **le PFOS et le PFOA font partie des PFAA contribuant le plus à l'exposition. Les produits de la mer apparaissent dans une majorité d'études comme le vecteur principal d'exposition, viennent ensuite les produits carnés (incluant les abats), les produits d'origine végétale ou l'eau (la contribution de ces matrices étant plus ou moins élevée selon les polluants).**

Pour les communautés vivant près de sources de contamination, les principaux vecteurs d'exposition dépendent du type d'émissions (substances émises, émissions atmosphériques, rejets liquides dans le milieu aquatique, épandages ou rejets sur le sol), des conditions environnementales et de l'usage des ressources locales par la population (origine de l'eau utilisée pour la consommation alimentaire, pour l'irrigation ou l'abreuvement des animaux, pratique du jardinage, pratique de la chasse et de la pêche, autoconsommation). En l'état des connaissances et compte-tenu du nombre de milieux et de mécanismes en jeu, il n'est pas possible de définir une hiérarchie des vecteurs d'exposition les plus impactant pour un scénario d'occupation de site donné.

Il est clair cependant que **certains aliments d'origine animale constituent des matrices sensibles à la contamination. A proximité d'une source de contamination, une attention particulière doit donc être portée en priorité à certains produits d'origine locale: œufs, viandes et abats issus d'animaux ayant accès à un parcours extérieur/une pâture ou auxquels des aliments exposés sont fournis (en premier lieu légumes-feuilles, fourrage et eau), poissons d'eaux douces.** Comme indiqué ci-dessus, leur contribution à l'exposition des populations locales dépend des pratiques locales et notamment du niveau d'autoconsommation. Les transferts pouvant être importants vers les végétaux (en particulier la partie végétative des plantes), **l'autoproduction de légumes ou la consommation de légumes produits localement peut aussi participer à l'augmentation des expositions. L'eau peut également être un vecteur important**, voire prépondérant de l'exposition des populations vivant à proximité de sources de contamination, compte-tenu de la solubilité des PFAA, des quantités d'eau utilisées pour différents usages (eau de boisson, préparation des repas, arrosage...) et du fait que les traitements de potabilisation de l'eau généralement en place ont peu d'efficacité sur l'élimination des PFAS (cf. Figure 5).

Sources d'émission et principaux mécanismes de transfert et de transformation des PFAS dans l'environnement

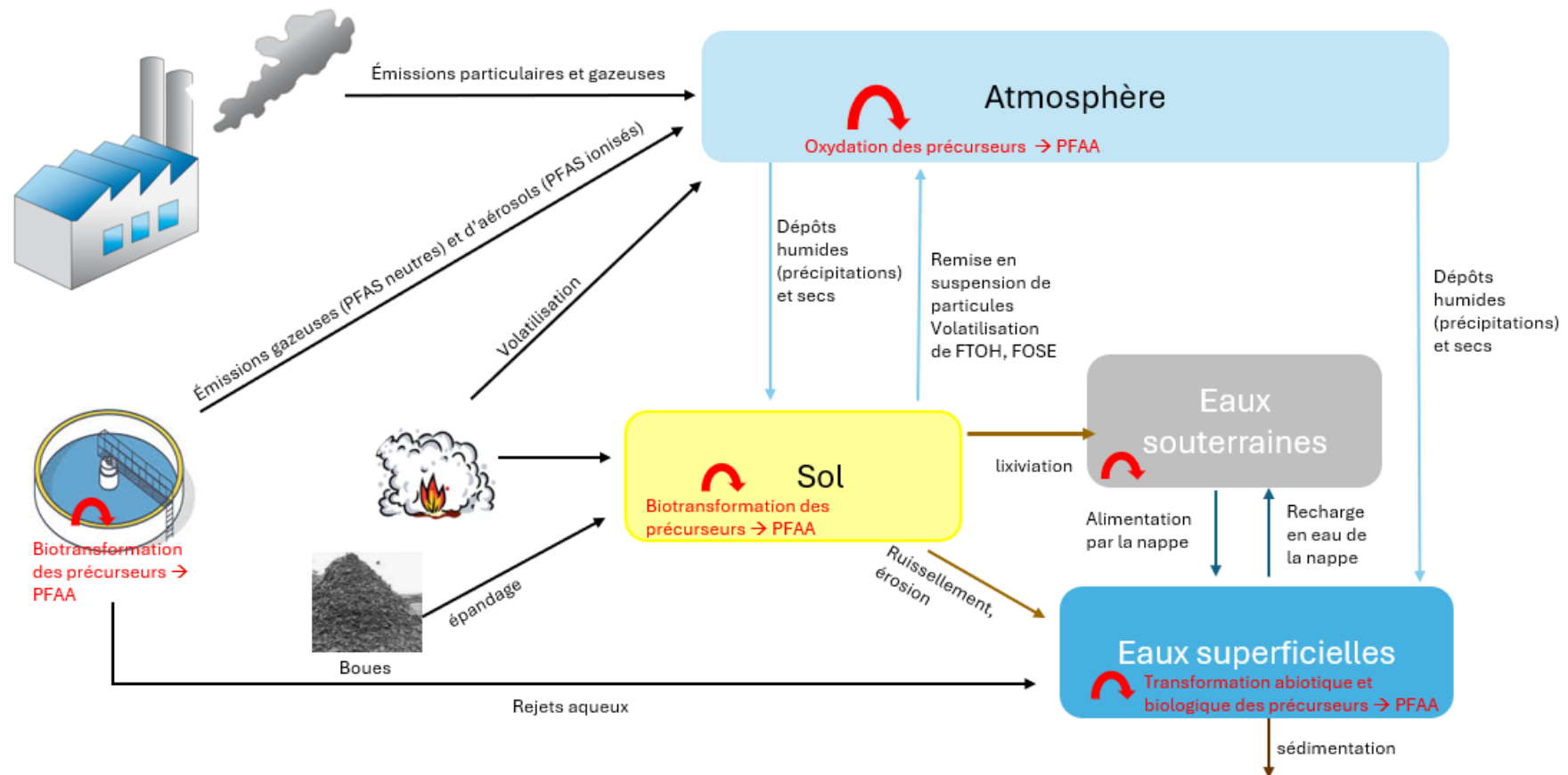


Figure 4 : Principales sources d'émissions de PFAS dans l'environnement et principaux mécanismes de transfert vers et entre les milieux environnementaux

Voies d'exposition des populations habitant près des sources de PFAS

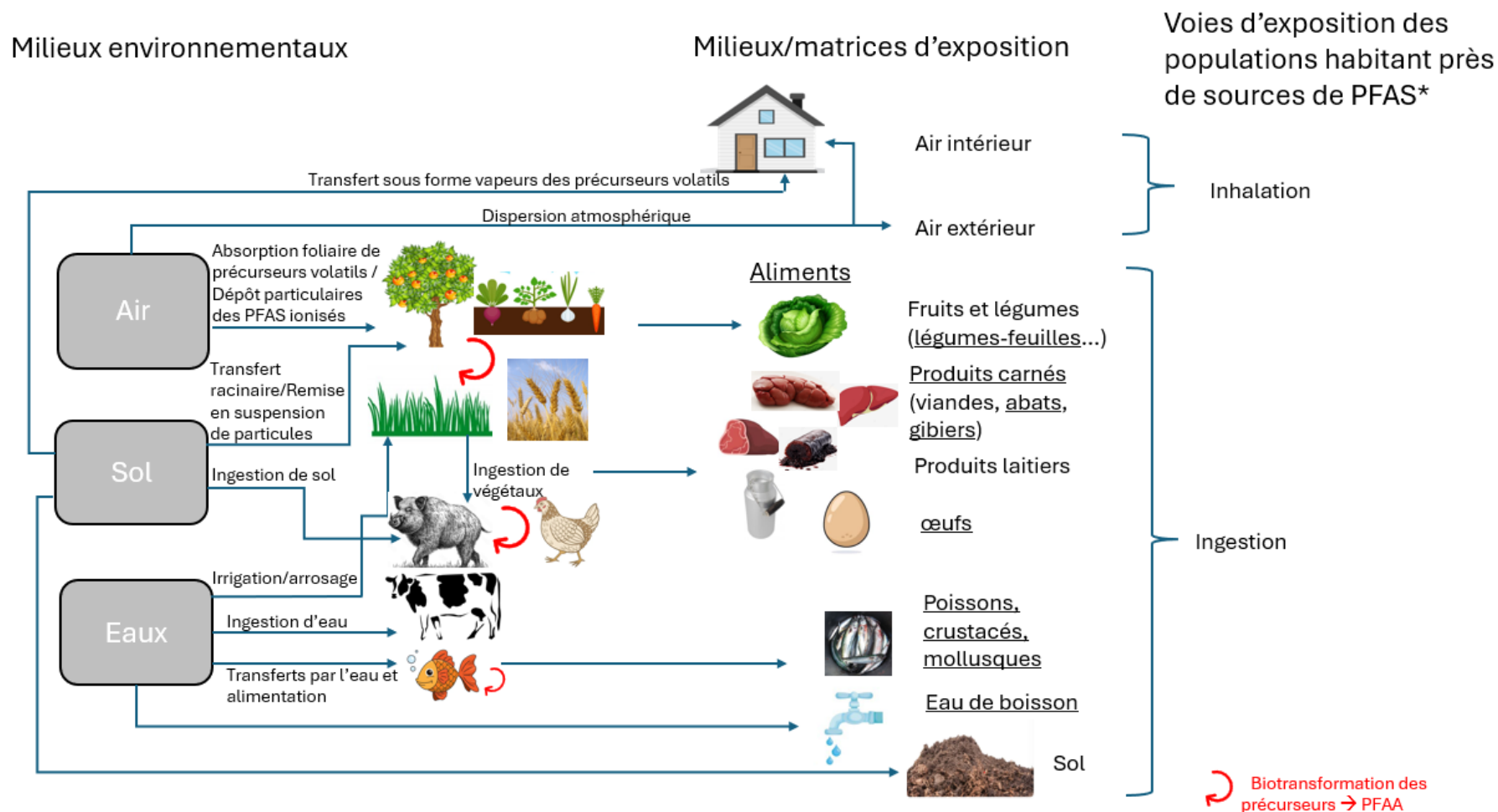


Figure 5 : Mécanismes potentiels de transferts des milieux environnementaux aux populations habitant près de sources de PFAS et voies d'exposition (les termes soulignés correspondent aux matrices alimentaires sensibles à une contamination par les PFAA)

* L'exposition par inhalation est très peu documentée. La contribution de l'exposition par contact cutané, non représentée sur cette figure, est négligeable par rapport aux autres voies dans ce contexte

8 Références

- Adamson T., Nickerson A., Poonam R. Kulkarni, Christopher P. Higgins, Jovan Popovic, Jennifer Field, Alix Rodowa, Charles Newell, Phil DeBlanc and John J. Kornuc, Mass-Based, Field-Scale Demonstration of PFAS Retention within AFFF-Associated Source Areas, *Environmental Science & Technology* Volume 54, Issue 24, 2020, Pages 15561-16260
- Ahrens, Lutz, Mahiba Shoeib, Tom Harner, Sum Chi Lee, Rui Guo, and Eric J. Reiner. "Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere." *Environmental Science & Technology* 45 (19):8098-8105, 2011. <https://doi.org/10.1021/es1036173>
- Ahrens L., Tom Harner, Mahiba Shoeib, Douglas A. Lane, and Jennifer G. Murphy. "Improved Characterization of Gas-Particle Partitioning for Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Atmosphere Using Annular Diffusion Denuder Samplers." *Environmental Science & Technology* 46 (13):7199-7206. 2012. <https://doi.org/10.1021/es300898s>.
- Anderson R., G. Cornell Long, Ronald C. Porter, Janet K. Anderson, Occurrence of select perfluoroalkyl substances at U.S. Air Force aqueous film-forming foam release sites other than fire-training areas: Field-validation of critical fate and transport properties, *Chemosphere*, Volume 150, Pages 678-685, 2016
- ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), Base de données Contamine, Extraction des données relative aux composés perfluoroalkylés et polyfluoroalkylés (PFAS), réalisée en décembre 2024
- Arp H, Gredelj A, Glüge J., Scheringer M., Cousins I, The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA), *Environmental Science & Technology*, 58, issue 45, 2024
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological Profile for Perfluoroalkyls. 2021
- Blaine, A.C., Rich, C.D., Hundal, L.S., Lau, C., Mills, M.A., Harris, K.M., Higgins, C.P. Uptake of perfluoroalkyl acids into edible crops via land applied biosolids: field and greenhouse studies. *Environ. Sci. Technol.* 47, 14062–14069, 2013
- Blaine, A.C., Rich, C.D., Sedlacko, E.M., Hundal, L.S., Kumar, K., Lau, C., Mills, M.A., Harris, K.M., Higgins, C.P. Perfluoroalkyl acid distribution in various plant compartments of edible crops grown in biosolids-amended soils. *Environmental Science and Technology*. 48, 7858–7865, 2014
- Bastow T., Grant B. Douglas, and Greg B. Davis, Volatilization Potential of Per- and Poly-fluoroalkyl Substances from Airfield Pavements and during Recycling of Asphalt, *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 41, Number 9—pp. 2202–2208*, 2022
- BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), Les composés alkyls poly/perfluorés : Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP, BRGM/RP-69594-FR, 2020
- BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), Etat des lieux des sources directes d'émission en PFAS, Rapport final, BRGM/RP-73452-FR, 2024
- Brusseau M., R. Anderson et B. Guo. PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of The Total Environment* 740: 140017, 2020
- Cariou R, Veyrand B, Yamada A, Berrebi A, Zalko D, Durand S, Pollono C, Marchand P, Leblanc JC, Antignac JP, Le Bizec B. Perfluoroalkyl acid (PFAA) levels and profiles in breast milk, maternal and cord serum of French women and their newborns. *Environment International*, 84, 71–81, 2015
- Cousins I., Johansson J., Salter M., Sha B., Scheringer M., Outside of the safe operating space of a new planetary boundary for per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS), *Environ. Sci. Technol.*, 56, 11172-11179, 2022
- Death C., Cameron Bell, David Champness, Charles Milne, Suzie Reichman, Tarah Hagen, *Per and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in livestock and game species: A review*, *Science of The Total Environment*, Volume 774, 2021

Denys S., Sandrine Fraize-Frontier, Oumar Moussa, Bruno Le Bizec, Bruno Veyrand, Jean-Luc Volatier- Is the fresh water fish consumption a significant determinant of the internal exposure to perfluoroalkylated substances (PFAS)?, *Toxicology Letters*, Volume 231, Issue 2, Pages 233-238, 2014

De Silva A., J. Armitage-Thomas A Bruton, Clifton Dassuncao, Wendy Heiger-Bernays, Xindi C Hu, Anna Kärrman, Barry Kelly, Carla Ng, Anna Robuck, Mei Sun, Thomas F Webster, Elsie M Sunderland, PFAS Exposure Pathways for Humans and Wildlife: A Synthesis of Current Knowledge and Key Gaps in Understanding, *Environmental Toxicology Chemistry*; 40(3):631-657, 2021, doi: 10.1002/etc.4935.

Ding G., Peijnenburg W., Physicochemical properties and aquatic toxicity of poly- and perfluorinated compounds, *Environmental Science and Technology*, 43, pp598-678, 2013

Dreyer A., Langer V., and Ebinghaus R., Determination of Octanol-Air Partition Coefficients (KOA) of Fluorotelomer Acrylates, Perfluoroalkyl Sulfonamids, and Perfluoroalkylsulfonamido Ethanols, *J. Chem. Eng. Data* 54, 3022–3025, 2009

ECHA (European Chemical Agency, ANNEX XV RESTRICTION REPORT, Proposal for a restriction, Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs), Version 2, 2023

EFSA, Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food, Scientific opinion, *EFSA Journal*, 2020, doi:10.2903/j.efsa.2020.6223

Gazzotti T., F. Sirri, E. Ghelli, E. Zironi, M. Zampiga, G. Pagliuca, Perfluoroalkyl contaminants in eggs from backyard chickens reared in Italy, *Food Chem.*, 362, pp. 130178-130207, 2021

Gebbink W., van Leewan S., Environmental contamination and human exposure to PFASs near a fluorochemical production plant: Review of historic and current PFOA and GenX contamination in the Netherlands, *Environment International*, 137, 2020

Ghisi R., Vamerali, T., Manzetti, S. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: a review. *Environmental Research* 169, 326–341. 2019

GLOBAL 2000 - Friends of the Earth Austria; Pesticide Action Network Europe (PAN Europe); Generations Futures. TFA in Water, Dirty PFAS Legacy Under the Radar; 2024.

Gobas F. A framework for assessing bioaccumulation and exposure risks of per- and polyfluoroalkyl substances in threatened and endangered species on aqueous film forming foam (AFFF)–impacted sites. Strategic Environmental Research and Development Program, Alexandria, VA, USA. 2020

Granby K. , Bjarne Kjær Ersbøll, Pelle Thonning Olesen, Tue Christensen, Søren Sørensen, Per- and poly-fluoroalkyl substances in commercial organic eggs via fishmeal in feed, *Chemosphere*, Volume 346, 2024

K.S. Guruge, P.M. Manage, N. Yamanaka, S. Miyazaki, S. Taniyasu, N. Yamashita, Species-specific concentrations of perfluoroalkyl contaminants in farm and pet animals in Japan, *Chemosphere*, 73, pp. S210-S215, 2008

Gustafsson A., Bergman A., Weiss JM., Estimated daily intake of per- and polyfluoroalkyl substances related to different particle size fractions of house dust, *Chemosphere* 303, 135061, 2022

HCSP (Haut Conseil de la Santé Publique), Avis relatif à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés per- et polyfluoroalkylés dans les eaux destinées à la consommation humaine, 2024

Husøy T, Caspersen IH., Thépaut E., Knutsen H., Haug LS., Andreassen M., Gkrillas A, Lindeman B., Thomsen C., Herzke D., Dirven H., Wojewodzic MW., Comparison of aggregated exposure to perfluorooctanoic acid (PFOA) from diet and personal care products with concentrations in blood using a PBPK model – Results from the Norwegian biomonitoring study in EuroMix, *Environmental research*, 239, 117341, 2023

IGEDD (Inspection Générale de l'Environnement et du Développement Durable), Analyse des risques de présence de per- et polyfluoroalkyles (PFAS) dans l'environnement, Rapport n°014323-01, 2022

Ineris (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Paramètres de transfert des polychlorodibenzodioxines, polychlorodibenzofurannes et des polychlorobiphényles, utilisés pour l'évaluation de l'exposition - Application dans le logiciel MODUL'ERS, INERIS-DRC -16-159776-09593A, 2016

Ineris (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Comportement des substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les sols et les eau souterraines, Ineris-213870-2789035-v1.0, 2024

ISSEP (*Institut Scientifique de Service Public*), Biomonitoring spécifique visant à déterminer les niveaux d'imprégnation des riverains des sites des broyeurs à métaux en Wallonie BIOBRO, Rapport-24-0063, 2024

ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council), Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS), September 2023

Khairy M., Noonan G., Uptake of hydrophobic organic compounds , including OCPS, PBDES and perfluoroalkyl acids (PFAS) in fish and blue crabs of the lower Passaic river (NJ, USA), *Environmental Toxicology and Chemistry* 38(4), 2019, DOI:10.1002/etc.4354

Korzeniowski Stephen H., Robert C. Buck, Robin M. Newkold, Ahmed El kassmi, Evan Laganis, Yasuhiko Matsuoka, Bertrand Dinelli, Severine Beauchet, Frank Adamsky, Karl Weilandt, Vijay Kumar Soni, Deepak Kapoor, Priyanga Gunasekar, Marco Malvasi, Giulio Brinati, and Stefana Musio. "A critical review of the application of polymer of low concern regulatory criteria to fluoropolymers II: Fluoroplastics and fluoroelastomers." *Integrated Environmental Assessment and Management* 19 (2):326-354. 2023, <https://doi.org/10.1002/ieam.4646>

Kowalczyk J., S. Ehlers, P. Fürst, H.Schafft, M. Lahrssen-Wiederholt, Transfer of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from contaminated feed into milk and meat of sheep: pilot study, *Arch Environ Contam Toxicol*, 63:288–298, 2012

Kowalczyk J., *et al.*, Absorption, distribution, and milk secretion of the perfluoroalkyl acids PFBS, PFHxS, PFOS and PFOA by dairy cows fed naturally contaminated feed, *J.Agric.Food.Chem.*, 61, pp. 2903-2912, 2013

Kowalczyk J., Bernd Göckener, Maria Eichhorn, Matthias Kotthoff, Mark Bücking, Helmut Schafft, Monika Lahrssen-Wiederholt, Jorge Numata, Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Feed into the Eggs of Laying Hens. Part 2: Toxicokinetic Results Including the Role of Precursors, *J Agric Food Chem*, 68(45):12539-12548, 2020, doi: 10.1021/acs.jafc.0c04485

Kudo N, Chapter 6: metabolism and pharmacokinetics, in J.C. DeWitt (Ed.), *Toxicological Effects of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances*, *Molecular and Integrative Toxicology*, pp. 151-176, 2015

Lasters R., Thimo Groffen, Marcel Eens, Dries Coertjens, Wouter A. Gebbink, Jelle Hofman, Lieven Bervoets, Home-produced eggs: An important human exposure pathway of perfluoroalkylated substances (PFAS), *Chemosphere*, 308(Pt 1):136283, 2022, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.136283.

Lechner, M., Knapp, H., Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plant and distribution to the different plant compartments studied in cultures of carrots (*Daucus carota* ssp. *sativus*), potatoes (*Solanum tuberosum*), and cucumbers (*Cucumis sativus*). *J. Agric. Food Chem.* 59, 11011–11018, 2011. <https://doi.org/10.1021/jf201355y>

Loos R. GAWlik B. *et al.*, EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river water, *Environmental pollution* 157(2): 561-568, 2009

Lesmeister Lukas, Frank Thomas Lange, Jörn Breuer, Annegret Biegel-Engler, Evelyn Giese, Marco Scheurer, Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review, *Science of the Total Environment* 766, 2021

Liu Z., Yonglong Lu, Yajuan Shi, Pei Wang, Kevin Jones, Andrew J. Sweetman, Andrew C. Johnson, Meng Zhang, Yunqiao Zhou, Xiaotian Lu, Chao Su, Suriyanarayanan Sarvajayakesavaluc, Kifayatullah Khan, Crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids through multi-media transport from a mega fluorochemical industrial park, China, *Environmental international* 106, 2017

Liu Shun, Zhaoyang Liu, Wenfeng Tan, Andrew C. Johnson, Andrew J. Sweetman, Xiaoyan Sun, Yu Liu, Chang Chen, Hao Guo, Hanyu Liu, Xiang Wan, Limei Zhang, Transport and transformation of perfluoroalkyl acids, isomer profiles, novel alternatives and unknown precursors from factories to dinner plates in China: New insights into crop bioaccumulation prediction and risk assessment, *Environment International* 172, 2023

Lohmann Rainer, Ian T. Cousins, Jamie C. DeWitt, Juliane Glüge, Gretta Goldenman, Dorte Herzke, Andrew B. Lindstrom, Mark F. Miller, Carla A. Ng, Sharyle Patton, Martin Scheringer, Xenia Trier, and Zhanyun Wang. "Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and

Separate from Other PFAS?" *Environmental Science & Technology* 54 (20):12820-12828, 2020, 10.1021/acs.est.0c03244

Lupton S., Janice K. Huwe, David J. Smith, Kerry L. Dearfield, John J. Johnston Absorption and excretion of ¹⁴C-Perfluorooctanoic Acid (PFOA) in Angus Cattle (*Bos taurus*) *J. Agric. Food Chem.*, 60, pp. 1128-1134, 2011

Lupton S., Kerry L. Dearfield, John J. Johnston, Sarah Wagner, Janice K. Huwe, Perfluorooctane sulfonate plasma half-life determination and long-term tissue distribution in beef cattle (*Bos taurus*), *J. Agric. Food Chem.*, 63, pp. 10988-10994, 2015

McLachlan M, Welsch-Pausch K., Tolls J., Field validation of the uptake of gaseous SOC in *Lolium multiflorum* (Rye Grass), *Environmental science and technology*, 29,1998-2004, 1995

McLachlan, M. S. Framework for the interpretation of measurements of SOC in plants *Environ. Sci. Technol.* 33, 1799– 1804 DOI: 10.1021/es980831, 1999

Munoz G., Aurélie Marcelline Michaud, Min Liu, Sung Vo Duy, Denis Montenach, Camille Resseguier, Françoise Watteau, Valérie Sappin-Didier, Frédéric Feder, Thierry Morvan, Sabine Houot, Mélanie Desrosiers, Jinxia Liu, and Sébastien Sauvé, Target and Nontarget Screening of PFAS in Biosolids, Composts and Other Organic Waste Products for Land Application in France, *Environmental science and technology*, 56,6056-6068, 2022

Numata J., J. Kowalczyk, J. Adolphs, S. Ehlers, H. Schafft, P. Fuerst, C. Müller-Graf, M. Lahrssen-Wiederholt, M. Greiner, Toxicokinetics of seven perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids in pigs fed a contaminated diet, *J. Agric. Food Chem.*, 62, pp. 6861-6870, 2014

Organisation Mondiale de la Santé (OMS), PFOS and PFOA in drinking-water, Background document for the development of WHO guidelines for drinking-water quality, Version for public review, 2022

Papadopoulou E., S. Poothong, J. Koekkoek, L. Lucattini, J.A. Padilla-Sánchez, M. Haugen, L. Haug, Estimating human exposure to perfluoroalkyl acids via solid food and drinks: Implementation and comparison of different dietary assessment methods, *Environmental Research*, 158, 2017, pp. 269-276, 10.1016/j.envres.2017.06.011

Poothong S., Papadopoulou E., Padilla-Sanchez J., Thomsen C., Multiple pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs): From external exposure to human blood, *Environmental international* 134, 105244, 2020

Rand A., Mabury S., Is there a human health risk associated with indirect exposure to perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs)?, *Toxicology*, 375, 28-36, 2017

Rankin K., Mabury S., Jenkins T., Washington J., A North American and global survey of perfluoroalkyl substances in surface soils: Distribution patterns and mode of occurrence, *Chemosphere*, 161, 333-341, 2016

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), "CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description." RIVM, Bilthoven RIVM report No. 711701054, 2006

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), Risk assessment of GenX and PFOA in vegetable crops in Dordrecht, Papendrecht and Sliedrecht, RIVM Letter Report 32018-0017, 2018

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), Risk limits for the use of PFAS-containing soil and dredging for arable farming and livestock farming, RIVM Letter report 2019-0068, 2019

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), Risk assessment of exposure to PFAS through food and drinking water in the Netherlands, RIVM Report 2023-0011, 2023

Rovira J., Maria Ángeles Martínez, Raju Prasad Sharma, Teresa Espuis, Martí Nadal, Vikas Kumara, Danae Costopoulou, Irene Vassiliadou, Leondios Leondiadis, José L. Domingo, Marta Schuhmacher, Prenatal exposure to PFOS and PFOA in a Catalan (Spain) pregnant women cohort, *Environmental research*, 175, 384-392, 2019

Santé Publique France, Imprégnation de la population française par les composés perfluorés, Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016, 2019

Schuhmacher M., Prenatal exposure to PFOS and PFOA in a pregnant women cohort of Catalonia, Spain. *Environmental research* 17. 384-392, 2009

Schumacher B., Zimmerman J., Williams A., Lutes C., Holton C., Escobar E., Hayes H., Warrier R., Distribution of select per- and polyfluoroalkyl substances at the chemical manufacturing plant, *Journal of hazardous materials*, 464, 133025, 2024

Seo SH, Son MH, Shin ES, Choi SD, Chang YS, Matrix-specific distribution and compositional profiles of perfluoroalkyl substances (PFASs) in multimedia environments, *Journal of Hazardous Materials*, 364, 19-27, 2019

Stahl T., Heyn, J., Thiele, H., Hüther, J., Failing, K., Georgii, S., et al.. Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 289–298, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9272-9>

Swartjes F., *Dealing with contaminated sites, From theory towards practical application*, Springer, 2011

Tian Y et al. Occurrence and Phase Distribution of Neutral and Ionizable Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Atmosphere and Plant Leaves around Landfills: A Case Study in Tianjin, China. *Environmental Science and Technology*, 2018, doi:10.1021/acs.est.7b05385

Titaley I, Chemical transformation, exposure assessment and policy implications of fluorotelomer alcohol partitioning from consumer products to the indoor and outdoor environment—from production to end-of-life, *Environmental science Advances*, Royal Society of Chemistry, 2024, doi: 10.1039/d4va00019f

Trapp S., Legind C., Chapter 9: Uptake of organic contaminants from soil into vegetables and fruits, in Swartjes F., *Dealing with contaminated sites*, 2011

Vestergren R., F. Orata, U. Berger, I. Cousins, Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids in dairy cows in a naturally contaminated environment, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 20, 2013, pp. 7959-7

VITO, Cornelis C., Standaert A., Willems H., S-Risk – Technical guidance document, 2014

VITO, Proposal for soil remediation values for Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA), Interim Report, 2020

Wallace M., Smeltz M., Mattila J., Liberatore H., Jackson S., Shields E., Xhani X., Li E., Johansson J., A review of sample collection and analytical methods for detecting per- and polyfluoroalkyl substances in indoor and outdoor air, *Chemosphere*, 358, 2024

Wallington T. J., M. D. Hurley, J. Xia, D. J. Wuebbles, S. Sillman, A. Ito, J. E. Penner, D. A. Ellis, J. Martin, S. A. Mabury, O. J. Nielsen and M. P. Sulbaek Andersen, Formation of C7F15COOH (PFOA) and Other Perfluorocarboxylic Acids during the Atmospheric Oxidation of 8:2 Fluorotelomer Alcohol, *Environmental Science and Technology*, 40, 924–930, 2006

Wang N, Bogdan Szostek, Robert C. Buck, Patrick W. Folsom, Lisa M. Sulecki, John T. Gannon, 8-2 Fluorotelomer alcohol aerobic soil biodegradation: Pathways, metabolites, and metabolite yield, *Chemosphere*, Vol.75, 1089-1096, 2009

Wang Wenfeng, Geoff Rhodes, Jing Ge, Xiangyang Yu, and Hui Li. "Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants." *Chemosphere* 261:127584, 2020

Welsch-Pausch K., McLachlan M.S., Umlauf G., Determination of the principal pathways of polychlorodibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh Ray Grass), *Environmental Science and Technology*, 29: 1090-1098, 1995

Wen Bei, Yali Wu, Hongna Zhang, Yu Liu, Xiaoyu Hu, Honglin Huang, Shuzhen Zhang. The roles of protein and lipid in the accumulation and distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in plants grown in biosolids-amended soils, *Environmental pollution*, Vol 216, 682-688, 2016

WRC, Water Research Center, Limited, Poly and perfluorinated alkyl substances in drinking water, Drinking water Inspectorate Report Reference: DWI14078.02/16964-4, 2020

Wilson T.B, G. Stevenson, R. Crough, J. de Araujo, N. Fernando, A. Anwar, Tyrone Scott, José A Quinteros, Peter C Scott, M.J. Archer, Evaluation of residues in hen eggs after exposure of laying hens to water containing per-and poly-fluoroalkyl substances, *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2020. doi: 10.1002/etc.4723

Xie S., Y. Cui, Y. Yang, K. Meng, Y. Pan, Z. Liu, D. Chen, Tissue distribution and bioaccumulation of 8:2 fluorotelomer alcohol and its metabolites in pigs after oral exposure, 2020

Yao Y., Zhonghui Lan, Hongkai Zhu, Jiayao Xu, Hongwen Sun, Foliar uptake overweighs root uptake for 8:2 fluorotelomer alcohol in ryegrass (*Lolium perenne* L.): A closed exposure chamber study, Science of the total environment, 829, 154660, 2022

YeungL., ElH Loi, VYY Wong, KS Guruge, N Yamanaka, N Tanimura, J Hasegawa, Biochemical Responses and Accumulation Properties of Long-Chain Perfluorinated Compounds (PFOS/PFOA/PFOA) in Juvenile Chickens (*Gallus gallus*) - *Arch Environ Contam Toxicol*, 57:377–386, 2009

Yiming Yao, Zhonghui Lan, Hongkai Zhu, Jiayao Xu, Hongwen Sun, Foliar uptake overweighs root uptake for 8:2 fluorotelomer alcohol in ryegrass (*Lolium perenne* L.): A closed exposure chamber study, Environmental Science and Technology, 829, 2022

Yoo H., K.S. Guruge, N. Yamanaka, C. Sato, O. Mikami, S. Miyazaki, N. Yamashita, J.P. Giesy, Depuration kinetics and tissue disposition of PFOA and PFOS in white leghorn chickens (*Gallus gallus*) administered by subcutaneous implantation, Ecotoxicological and environment safety, 72, 2009

Yoo H., Washington J., Ellington J., Jenkins T., Neill M., Concentrations, distributions and persistence of fluorotelomer alcohols in sludge-applied soils near Decatur, Alabama, USA, Environmental Science and Technology, 44, 2010Zafeiraki E., Zafeiraki E., Costopoulo D., Irene Vassiliadou, Leondios Leondiadis, Emmanouil Dassenakis, Ron L A P Hoogenboom, Stefan P J van Leewen, Perfluoroalkylated substances (PFASs) in home and commercially produced chicken eggs from the Netherlands and Greece, Chemosphere, 144, pp. 2106-2112, 20

