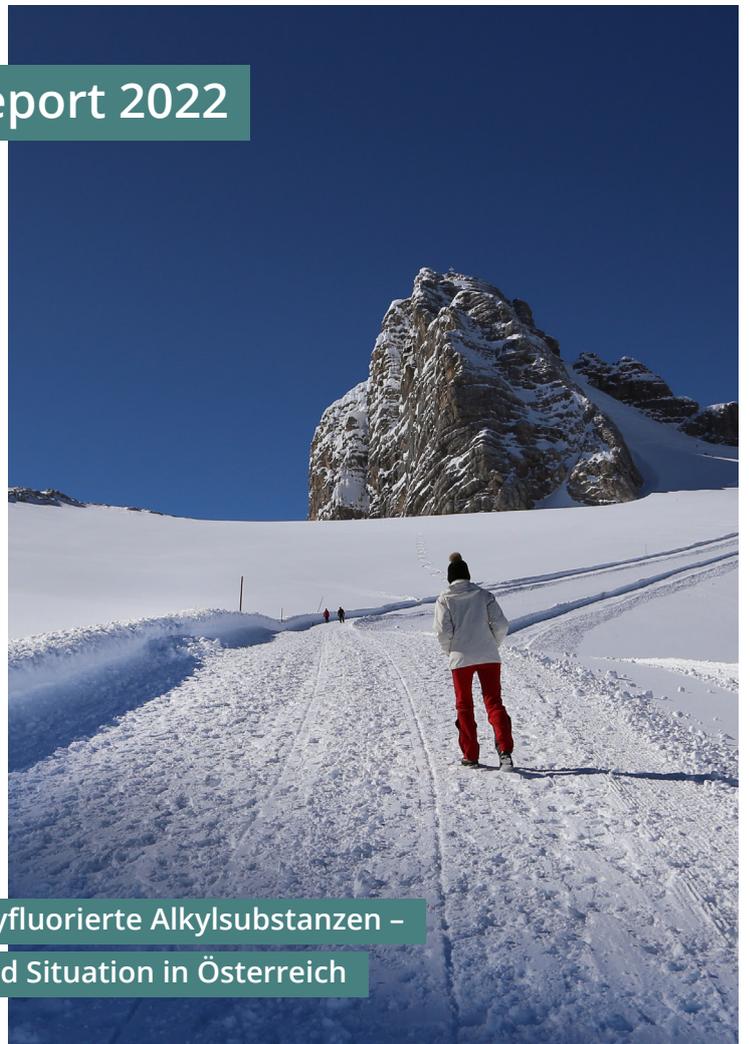


## PFAS-Report 2022



Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen –  
Überblick und Situation in Österreich

# **PFAS-REPORT 2022**

## ***Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen – Überblick und Situation in Österreich***

Andreas-Marius Kaiser

REPORT  
REP-0820

WIEN 2022

**Projektleitung** Andreas-Marius Kaiser

**Autor:innen** Andreas-Marius Kaiser

**Mitarbeiter:innen** Maria Uhl

Ivo Offenthaler (Grafiken)

Heike Brielmann, Monika Denner, Gernot Döberl, Simone Fankhauser, Wolfgang Friesl-Hanl, Christina Hartmann, Ingrid Hauzenberger, Lenz Katharina und Karin Kratz

**Lektorat** Ira Mollay

**Layout** Thomas Lössl

**Umschlagfoto** © B. Gröger

**Auftraggeber** Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Abteilung V/5 Chemiepolitik und Biozide

**Publikationen** Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:  
<https://www.umweltbundesamt.at/>

## Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <https://www.umweltbundesamt.at/>.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2022

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-645-6

## ZUSAMMENFASSUNG

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine immens umfangreiche Gruppe von persistenten Umweltschadstoffen, welche seit den 1950er Jahren für eine Vielzahl von Verwendungen in allen Bereichen der Gesellschaft eingesetzt werden. Ihr Einsatz gilt aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften – wasser-, fett- und schmutzabweisend wie auch besonders widerstandsfähig und nicht entflammbar – in bestimmten Anwendungen (derzeit) als unverzichtbar. Viele dieser Verbindungen sind jedoch als sehr besorgniserregend eingestuft, da sie unter anderem persistent, bioakkumulierend und toxisch (PBT) sind. Die Toxizität dieser PFAS wurde jedoch lange Zeit unterschätzt, und die tolerierbare menschliche Aufnahmemenge von vier der am häufigsten vorkommenden PFAS wurde daher erst im Jahr 2020 maßgeblich herabgesetzt. Alle PFAS sind jedoch (direkt oder indirekt) äußerst persistent und sie gelten als die langlebigsten Substanzen, die je vom Menschen erzeugt wurden.

In Europa sind zumindest elf PFAS-Produktionsstätten bekannt und etwa die Hälfte davon befindet sich in den Nachbarstaaten Österreichs, in Deutschland und Italien.

Es ist bekannt, dass PFAS als Emissionen bei der Produktion wie auch bei Produktveredelungsprozessen in Wasser und Luft freigesetzt werden. Weiters kommt es bei der Anwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen zur Kontamination von Böden und Grundwasser. PFAS können jedoch auch, wenn sie in Alltagsgegenständen enthalten sind, bei den individuellen Verbraucher:innen direkt freigesetzt werden (z. B. Imprägniersprays für Textilien oder Schuhe) oder sich aus Produkten herauslösen (z. B. beim Waschen von Textilien oder aus Lebensmittelverpackungen). Auch Deponien und Kläranlagen bzw. Klärschlamm sind potenzielle PFAS Quellen.

Eine wesentliche Problematik, die mit PFAS einhergeht, beruht auch auf der großen Anzahl an verschiedenen Einzelsubstanzen (mittlerweile mehr als 6 Millionen), welche in zahlreichen Alltagsgegenständen eingesetzt werden. Da diese Substanzen aber entweder selbst oder ihre Abbauprodukte extrem persistent sind, verbleiben sie weit über den Produktlebenszyklus hinaus weiterhin in den Stoffströmen und im Ökosystem. Daher können sie die Umwelt und die menschliche Gesundheit auf Generationen hinaus beeinträchtigen.

Seit den 2000er Jahren werden PFAS weltweit in verschiedenen Umweltmedien, Nahrungsmitteln, Organismen und in Menschen nachgewiesen und die damit im Zusammenhang veröffentlichten Forschungsergebnisse sind bis heute exponentiell gewachsen. Auch in Österreich wurde in den letzten 15 Jahren das Vorkommen von PFAS in der Umwelt untersucht und auch zu deren Auswirkungen auf die Gesundheit geforscht.

Im Rahmen verschiedener Studien wurde das Vorkommen von PFAS österreichweit in Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser, Böden, Tieren, Obst, Gemüse, Milchprodukten und auch in Menschen untersucht.

- Grund- und Oberflächenwasser: Untersuchungen von österreichischen Grundwasserproben zeigten, dass die PFAS-Konzentrationen im Jahr 2016/17 an ausgewählten Messstellen über dem Orientierungswert von 0,1 µg/l, welcher sich auf den vorgeschlagenen Grenzwert der Trinkwasser-richtlinie für die Summe von 20 PFAS bezieht, lagen. Im Jahr 2019 überschritten ca. 13 % der untersuchten Proben den Orientierungswert. Mehrere PFAS wurden auch in Sickerwasser sowie in Kläranlagenzu- und -abläufen nachgewiesen. Es hat sich gezeigt, dass der PFAS-Gesamteintrag in Gewässer über Kläranlagenabläufe vermutlich unterschätzt wird, da dieser mit routinemäßigen Standardmessungen ausgewählter Einzelsubstanzen nicht erfasst wird.
- Trinkwasser: In 199 untersuchten Trinkwasserproben aus dem Jahr 2016 wurde die Perfluorooctansäure (PFOA) in neun und die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in acht Proben mit maximalen Konzentrationen von 0,0126 und 0,0374 µg/l nachgewiesen. In einem Viertel der untersuchten Trinkwasserproben aus den Jahren 2017/18 konnten entweder PFOA (max. 0,0107 µg/l) oder PFOS (max. 0,0433 µg/l) nachgewiesen werden. Auch im Zeitraum 2018/19 kam es in ausgewählten Trinkwasserproben zu Positivbefunden von PFOS, PFOA, Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS).
- Böden: Im Zeitraum 2017 bis 2021 wurden PFAS in sieben österreichischen Bundesländern in Acker-, Grünland- und Waldböden untersucht, wobei die höchsten Konzentrationen in Vorarlberg gemessen wurden.
- Lebensmittel: PFOA wurde bereits in der Vergangenheit in österreichischen Lebensmitteln im Bereich von 0,43 bis 0,92 µg/kg und PFOS im Bereich von 0,82 bis 1,5 µg/kg nachgewiesen. Auch in aktuelleren Studien wurden PFAS in Karpfen, Rind- und Schweinefleisch nachgewiesen.
- Untersuchungen im Rahmen eines Projektes zur Anreicherung von Schadstoffen in der Nahrungskette im Alpenraum – Probenahme: 2016-2019 – bestätigten, dass PFAS über die Atmosphäre eingetragen werden und sich über die Nahrungskette anreichern.
- In Österreich durchgeführte Human Biomonitoring (HBM) Studien in Mutter-Kind-Paaren zeigten, dass zwar die Konzentrationen bekannter PFAS (z. B. PFHxS, PFOS und PFOA) von 2010 bis 2019 im Blut der Mütter sowie im Nabelschnurblut der Neugeborenen abgenommen haben, dass aber die Bestimmung des extrahierbaren organisch gebundenen Fluors (EOF) auf bisher noch nicht identifizierbare PFAS-Belastungen hinweist.
- Eine epidemiologische Studie deutet daraufhin, dass höhere Perfluordecansäure (PFDA)-Plazentakonzentrationen zu einer höheren Wahrscheinlichkeit führen, dass die Neugeborenen ein geringeres Geburtsgewicht und eine geringere Größe aufweisen.

PFAS sind in Österreich in verschiedenen Umweltmedien, in Biota, Trinkwasser wie auch in Lebensmitteln nachweisbar. Eine kontinuierliche Exposition mit PFAS kann das Risiko für verschiedene gesundheitliche Beeinträchtigungen erhöhen. Vor allem Schwangere, Neugeborene und Kleinkinder gelten als besonders sensible Bevölkerungsgruppen.

Auch in Österreich bestätigen die Daten, dass regulatorische Maßnahmen zu einer Reduktion von bestimmten langkettigen PFAS (z. B. PFOA und PFOS) führten und sich somit als wirksam erweisen. Gleichzeitig ist aber auch erkennbar, dass neue fluorierte Substitute zunehmend nachweisbar sind und deren Umweltkonzentrationen in den kommenden Jahren zunehmen werden, wenn keine entschlossenen und weitgehenden Maßnahmen gesetzt werden.

Im Einklang mit dem Zero Pollution Ziel des Europäischen Green Deal und der Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit wird in Europa eine Beschränkung aller PFAS als Gruppe angestrebt, außer deren Anwendung ist nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl. Die österreichischen Daten zeigen, dass diese geplante Gruppenbeschränkung zum Schutz der Ökosysteme und der Gesundheit erforderlich und zu unterstützen ist.

Der vorliegende Bericht hat zum Ziel einen umfangreichen Einblick zum aktuellen Wissenstand der PFAS bereitzustellen, wobei wichtige Themen wie die Terminologie, typische Eigenschaften, Herstellungsprozesse, industrielle und kommerzielle Anwendungen, Expositionsquellen und -pfade, gesundheitliche Risiken, regulatorische Maßnahmen und Perspektiven für eine PFAS-freie Zukunft zusammengefasst wurden. Ein besonderer Fokus dieser Arbeit galt der Zusammenstellung von österreichischen Studienergebnissen, um auf die weitreichende Exposition und daher auf die Notwendigkeit der Umsetzung und Unterstützung nationaler, europaweiter und globaler regulatorischer Beschränkungsmaßnahmen von PFAS aufmerksam zu machen.

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>TERMINOLOGIE UND CHARAKTERISTIK</b> .....	<b>9</b>
<b>2.1</b>	<b>Terminologie</b> .....	<b>9</b>
<b>2.2</b>	<b>Eigenschaften</b> .....	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>HERSTELLUNGSPROZESSE</b> .....	<b>13</b>
<b>4</b>	<b>INDUSTRIELLE UND KOMMERZIELLE ANWENDUNGEN</b> .....	<b>16</b>
<b>4.1</b>	<b>Einsatz zur Herstellung von Kunststoffen und für industrielle Produktmodifikationen</b> .....	<b>16</b>
<b>4.2</b>	<b>Beschichtungen von Textilien, Möbeln und Lebensmittelkontaktmaterialien</b> .....	<b>18</b>
<b>4.3</b>	<b>Anwendungen in Landwirtschaft, Medizin und Wissenschaft</b> .....	<b>20</b>
<b>4.4</b>	<b>Anwendungen in Körperpflegeprodukten</b> .....	<b>21</b>
<b>5</b>	<b>EXPOSITION</b> .....	<b>24</b>
<b>5.1</b>	<b>Direkte Quellen</b> .....	<b>24</b>
<b>5.2</b>	<b>Indirekte Quellen</b> .....	<b>25</b>
<b>5.3</b>	<b>Bekannte Umweltkontaminationsfälle</b> .....	<b>26</b>
<b>5.4</b>	<b>Monitoring von PFAS in Österreich</b> .....	<b>27</b>
5.4.1	Gewässermonitoring.....	27
5.4.2	Klärschlamm(kompost)- und Bodenmonitoring.....	30
5.4.3	Monitoring im Alpenraum .....	32
5.4.4	Monitoring von Lebensmitteln .....	33
5.4.5	Human Biomonitoring .....	35
<b>6</b>	<b>GESUNDHEITLICHE RISIKEN</b> .....	<b>39</b>
<b>6.1</b>	<b>Bioakkumulation</b> .....	<b>39</b>
<b>6.2</b>	<b>Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit</b> .....	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>REGULATORIK UND NEUE KONZEPTE</b> .....	<b>42</b>
<b>7.1</b>	<b>Gesetzliche Regelungen</b> .....	<b>42</b>
<b>7.2</b>	<b>Herausforderungen und Perspektiven für eine gesunde "PFAS-freie" Umwelt</b> .....	<b>49</b>
7.2.1	"Essential Use" – Beschränkung der PFAS als Gruppe.....	49
7.2.2	Emissions- und Expositionsquellen erkennen.....	51

7.2.3	Eintrag von PFAS in die Umwelt und Reduktion individueller Belastung.....	53
<b>8</b>	<b>GLOSSAR.....</b>	<b>55</b>
<b>9</b>	<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>56</b>
<b>11</b>	<b>ANHANG .....</b>	<b>82</b>

# 1 EINLEITUNG

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine sehr umfangreiche Gruppe von extrem langlebigen Umweltschadstoffen. Diese Chemikalien sind anthropogenen Ursprungs und werden seit den 1950er Jahren kommerziell vielseitig eingesetzt. Vor allem wegen ihrer wasser-, fett- und schmutzabweisenden Eigenschaften und ihrer Beständigkeit gegenüber oxidativen Einflüssen werden sie zur Beschichtung von Textilien, Lebensmittelkontaktmaterialien oder als Additive in diversen Produkten, wie Feuerlöschschäumen und Pflanzenschutzmitteln, oder zur Herstellung von Kunststoffen eingesetzt.

Diese Substanzen weisen aufgrund ihrer C-F-Bindungen – die stabilste bzw. stärkste chemische Bindung in der Chemie – im Molekül Eigenschaften auf, die sie für viele Zwecke sehr nützlich machen. So werden sie in vielen Pharmazeutika oder in Arbeitsschutzkleidung eingesetzt, wo sie aus gesundheitlicher oder Gesundheit schützender Perspektive viele Vorteile mit sich bringen.

Unglücklicherweise sind viele PFAS jedoch auch bioakkumulierend und toxisch für diverse Ökosysteme, Organismen und den Menschen. Aufgrund ihrer extremen Persistenz werden sie in der Umwelt nicht abgebaut, können über weite Strecken transportiert und global in diversen Umweltmedien und in Lebewesen nachgewiesen werden. Selbst in entlegensten und unbesiedelten Regionen der Welt wie der Arktis, im tiefen Amazonasregenwald oder im Hochgebirge sind PFAS entlang der Nahrungskette nachweisbar. Weltweit sind PFAS bei (fast) allen Menschen im Blut nachweisbar und verschiedene gesundheitliche Beeinträchtigungen – Schwächung des Immunsystems und erhöhte Krankheitsanfälligkeit – werden mit ihnen in Verbindung gebracht. Während für einige wenige der Verbindungen toxische Eigenschaften nachgewiesen wurden, fehlen für die überwiegende Mehrheit der PFAS entsprechende Daten.

Da PFAS, wenn sie einmal in die Umwelt freigesetzt wurden, nicht mehr oder, wenn überhaupt, nur mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand entfernbar sind, gilt ihnen besondere Aufmerksamkeit, da eventuell bisher unbekannte gesundheitliche Gefahren in der Zukunft irreversibel sein könnten.

Der vorliegende Bericht hat daher zum Ziel, einen kompakten Überblick des aktuellen Wissens zu den PFAS zu vermitteln, wobei allgemeine Definitionen, Herstellungsprozesse, Anwendungen, Expositionsquellen und gegenwärtige gültige als auch geplante regulatorische Maßnahmen vorgestellt werden. Darüber hinaus werden österreichische Studienergebnisse und Monitoringtrends wie auch Handlungsempfehlungen zum Umgang mit dieser persistenten Chemikaliengruppe präsentiert.

## 2 TERMINOLOGIE UND CHARAKTERISTIK

### 2.1 Terminologie

Sowohl die Terminologie der PFAS als auch die Zuordnung von Verbindungen zu dieser Gruppe waren in der Vergangenheit sehr uneinheitlich. Auch heute ist die Fachwelt sich noch nicht vollständig einig und Begriffe wie perfluorierte Chemikalien, Perfluorcarbone (beide mit PFC abgekürzt) oder perfluorierte (und polyfluorierte) Tenside (PFT) finden noch Verwendung. 2011 wurde von Robert Buck und Kollegen eine erste allgemeine Terminologie für die Gruppen wie auch für die Nomenklatur der Einzelsubstanzen vorgeschlagen, die anschließend auch zum Großteil von Fachkreisen aufgegriffen wurde und auch heute noch verwendet wird (Buck et al., 2011).

#### **per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen**

Der Begriff perfluorierte Alkylsubstanzen bezeichnet demnach eine Gruppe von aliphatischen Chemikalien, bei denen jedes an ein Kohlenstoffatom gebundene Wasserstoffatom durch ein Fluoratom ersetzt wurde, mit Ausnahme der Wasserstoffatome der jeweiligen funktionellen Gruppe. Im Gegensatz dazu werden polyfluorierte Alkylsubstanzen als aliphatische Chemikalien bezeichnet, bei denen mindestens ein an ein Kohlenstoffatom gebundenes Wasserstoffatom durch ein Fluoratom ersetzt wurde (Banks, Smart und Tatlow, 1994, Buck et al., 2011).

#### **per- und polyfluorierte Kohlenstoffe**

Der Begriff perfluorierte Kohlenstoffe wird verwendet, wenn alle Wasserstoffatome durch Fluoratome ersetzt wurden, sodass das Molekül nur Kohlenstoff- und Fluoratome und keine funktionelle Gruppe enthält (z. B. Hexafluorethan ( $C_2F_6$ )). Polyfluorierte Kohlenstoffe hingegen sind nicht vollständig fluoriert und enthalten ebenfalls keine funktionelle Gruppe (Buck et al., 2011).

Im Juli 2021 veröffentlichte die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (engl. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)) ein Dokument, in welchem eine aktualisierte allgemeine Terminologie (basierend auf Robert Buck und Kollegen) für PFAS vorgeschlagen wurde:

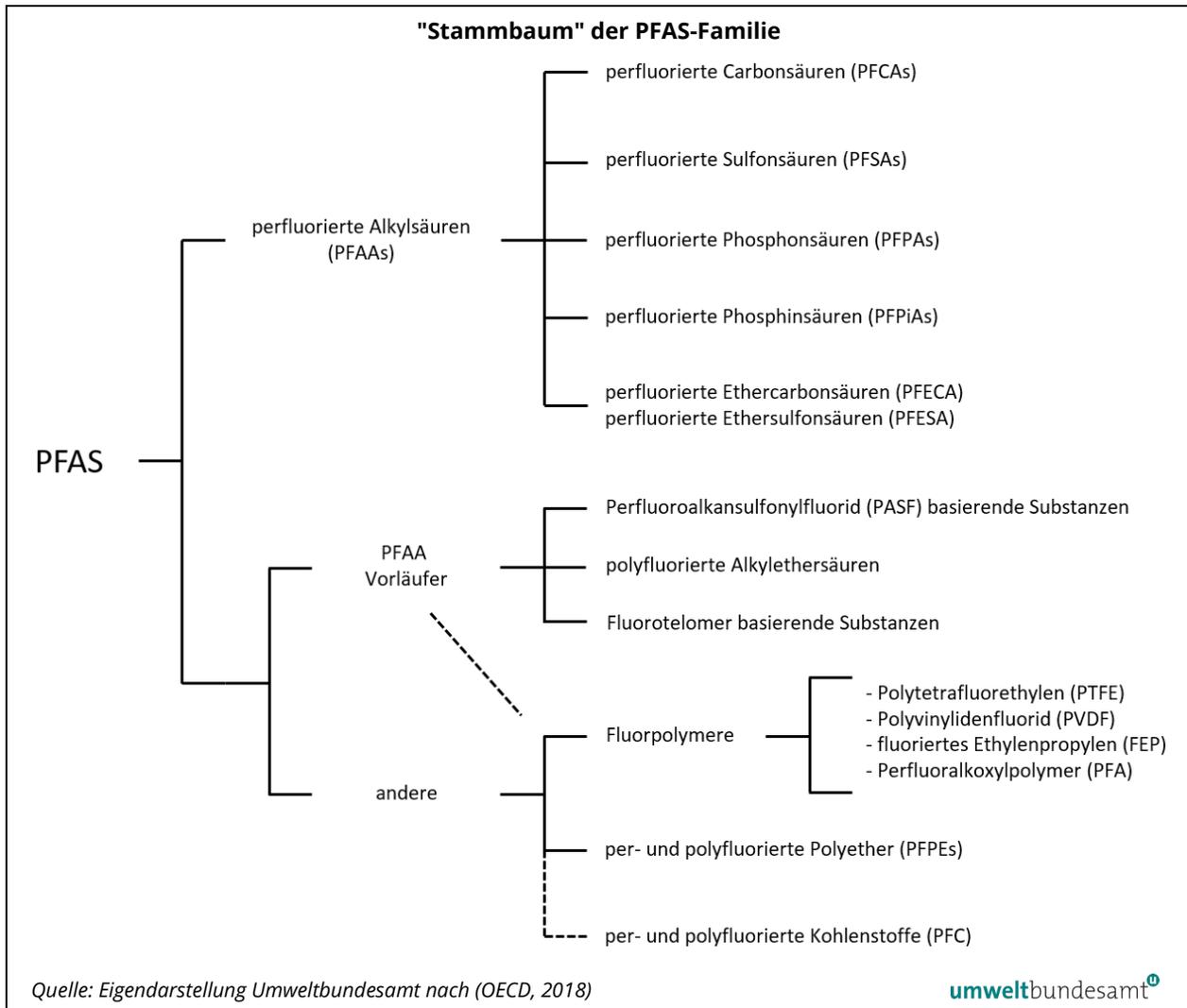
#### **OECD Definition PFAS 2021**

*"PFAS sind definiert als fluorierte Stoffe, die mindestens ein vollständig fluoriertes Methyl- oder Methylen-Kohlenstoffatom (ohne ein daran gebundenes H/Cl/Br/I-Atom) enthalten, d. h. mit einigen wenigen Ausnahmen, jede Chemikalie mit mindestens einer perfluorierten Methylgruppe (-CF<sub>3</sub>) oder einer perfluorierten Methylen-Gruppe (-CF<sub>2</sub>-) ist eine PFAS."* (OECD, 2021)

#### **extrem persistente perfluorierte Alkylsäuren**

Perfluorierte Carbonsäuren (PFCAs) und perfluorierte Sulfonsäuren (PFASs) bilden die beiden wichtigsten Untergruppen der (ionischen) PFAS. Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) sind die bekanntesten Vertreter der **perfluorierten Alkylsäuren (PFAAs)**. Abbildung 1 zeigt den "Stammbaum" der PFAS-Familie.

Abbildung 1: "Stammbaum" der PFAS-Familie.



## 2.2 Eigenschaften

PFAS können aus Polymeren oder Nicht-Polymeren bestehen, sie können neutral oder ionisch sein, die Fluorkohlenstoffkette kann gesättigt oder ungesättigt sein, sie können Etherverknüpfungen in ihren polymeren oder nichtpolymeren Strukturen aufweisen und die Monomere oder Polymere können keine oder verschiedene fluorierte Seitenketten enthalten. Obwohl im Allgemeinen monomere PFAS mit einer oder mehreren funktionellen Gruppen in der monomeren Struktur am häufigsten thematisiert werden, gehören auch fluorierte Polymere und per- und polyfluorierte Kohlenstoffe zur PFAS-Familie (Buck et al., 2011).

**wichtige Merkmale** Obwohl es eine sehr große Vielfalt an PFAS gibt – laut der OECD gibt es 4730 PFAS mit einer gültigen CAS-Nummer und PubChem listet mehr als sechs Millionen PFAS, die der OECD-Definition entsprechen – haben die meisten dieser Chemikalien die folgenden charakteristischen Eigenschaften gemeinsam: Sie sind **hydrophob** und **oleophob**, **extrem stabil** gegenüber hohen Temperaturen, sauren und oxidierenden Bedingungen und sie haben die Fähigkeit, die Oberflächenspannung von Wasser zu senken. Darüber hinaus sind viele PFAS je nach ihrer Kohlenstoffkettenlänge und Struktur **bioakkumulierend**, **toxisch** und/oder **sehr mobil** (Buck, Murphy und Pabon, 2011, Glüge et al., 2020, Kissa, 2001, OECD, 2018, PubChem, 2022d).

PFAAs sind die persistentesten PFAS. Sie variieren in ihrer Kohlenstoffkettenlänge, wobei die Polarität und Wasserlöslichkeit von PFAAs im Allgemeinen mit abnehmender Kohlenstoffkettenlänge zunimmt. Kurzkettige PFAAs sind somit wesentlich mobiler und weisen somit auch eine geringere Sorption an den Boden auf. PFCAs haben eine höhere Wasserlöslichkeit im Vergleich zu PFASs mit derselben Kohlenstoffkettenlänge (KEMI, 2022a, Reinhart und Held, 2018).

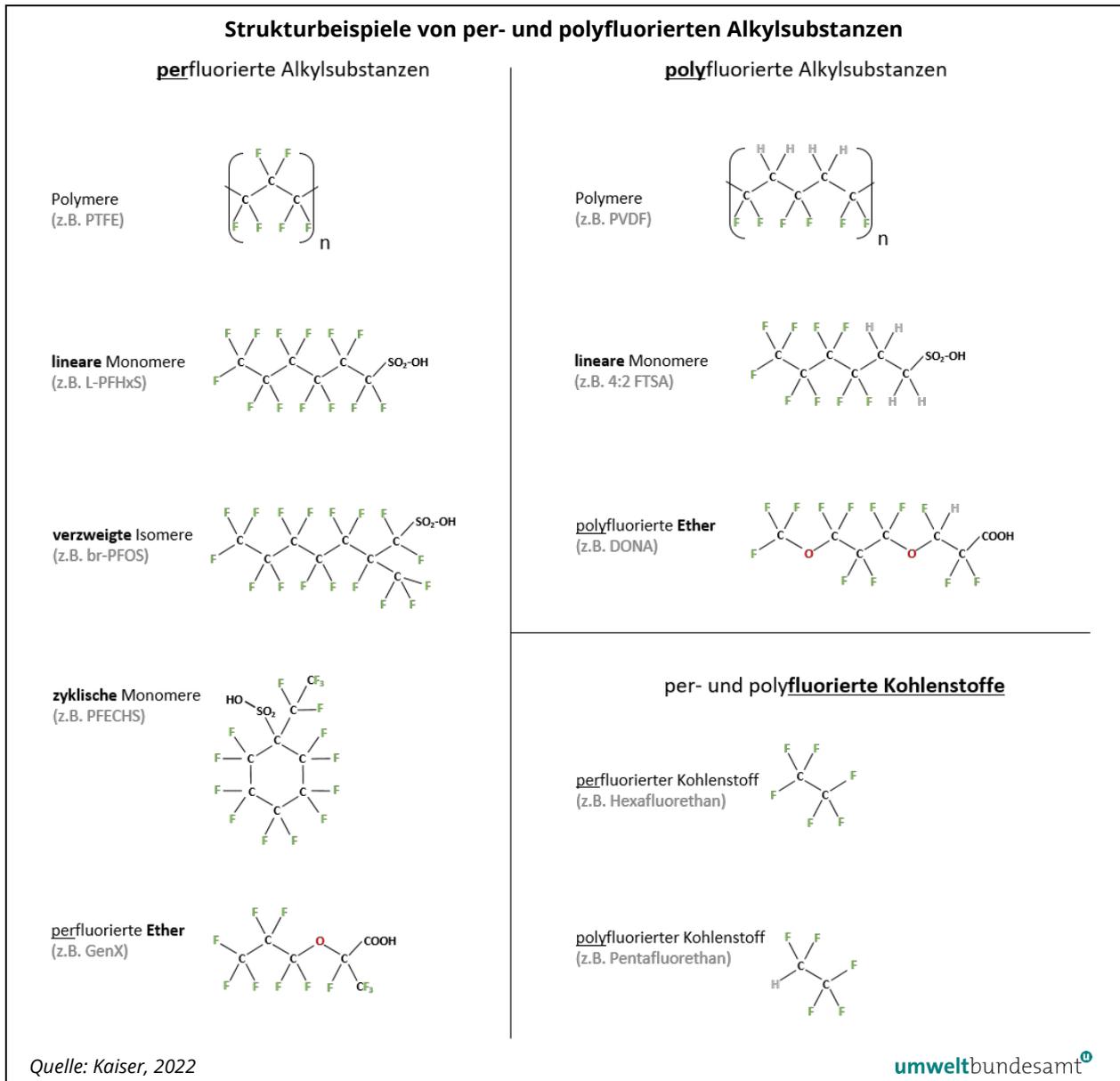
**lineare, verzweigte und zyklische Isomere** PFAS können in verschiedenen linearen, verzweigten und zyklischen isomeren Strukturen vorliegen (siehe Abbildung 2) (Banks, Smart und Tatlow, 1994). In Umweltproben kann beispielsweise ein Gemisch aus mehreren linearen und verzweigten Isomeren von PFAAs vorhanden sein (Riddell et al., 2009). Alleine für PFOS sind z. B. theoretisch 89 Kongenere möglich (Rayne, Forest und Friesen, 2008). Verzweigte PFAAs weisen andere physikalische und chemische Eigenschaften auf, so sind sie z. B. wasserlöslicher, mobiler, aber auch weniger effektiv in Feuerlöschschäumen als ihre linearen Verwandten (KEMI, 2022a). Ebenfalls ist im Vergleich zu ihren korrespondierenden linearen Molekülen die Sorption von verzweigten Isomeren an den Boden wesentlich geringer (Reinhart und Held, 2018).

Die Vielzahl möglicher PFAS-Isomere macht die gezielte analytische Bestimmung äußerst schwierig, weshalb in Umweltproben in der Regel nur eine kleine Anzahl linearer PFAS quantifiziert wird. Die Bestimmung der verzweigten Isomere ist jedoch ebenfalls wichtig und sollte nicht völlig vernachlässigt werden.

**abiotische und biotische Transformation** Weiters ist bekannt, dass polyfluorierte Alkylsubstanzen (d. h. Vorläufer oder Präkursoren) in der Umwelt oder im Organismus zu den extrem persistenten (linearen und verzweigten) PFAAs transformiert werden (Young und Mabury, 2010, Chen et al., 2019). Verzweigte Präkursoren werden schneller zu PFAAs transformiert (KEMI, 2022a).

Obwohl zum Beispiel eine Studie zeigte, dass einige Bakterien in der Lage sind, PFOA abzubauen, ist derzeit noch sehr wenig über den Verbleib von PFAS in der Umwelt bekannt und es ist anzunehmen, dass PFAAs möglicherweise letztendlich nur in Sedimenten abgelagert werden und dort verbleiben (Buck et al., 2011, Yi et al., 2016).

Abbildung 2: Strukturbeispiele von polymeren und monomeren PFAS.



Quelle: Kaiser, 2022

### 3 HERSTELLUNGSPROZESSE

Die ersten Verfahren zur kommerziellen Herstellung von PFAS wurden in den 1940er Jahren entwickelt. Seit den 1950er Jahren wurden zahlreiche PFAS, darunter PFOA und PFOS, in großem Maßstab für verschiedene Produktanwendungen hergestellt (3M, 2022). Zwei Produktionsmethoden dominierten den industriellen Herstellungsprozess über mehrere Jahrzehnte: die **elektrochemische Fluorierung (ECF)** und die **Telomerisierung** (Lau, 2015).

#### **elektrochemische Fluorierung (ECF)**

Beim ECF-Verfahren werden alle Wasserstoffatome am Kohlenstoffgerüst eines organischen Ausgangsmaterials (z. B. Octansulfonylfluorid ( $C_8H_{17}SO_2F$ )) durch Elektrolyse in wasserfreiem Fluorwasserstoff durch Fluoratome ersetzt (Banks, Smart und Tatlow, 1994). Während dieses Prozesses werden Kohlenstoffketten aufgespalten und neu angeordnet, wodurch verschiedene fluorierte organische Moleküle bzw. ein Gemisch aus verschiedenen linearen, verzweigten und zyklischen perfluorierten Isomeren entsteht (Banks, Smart und Tatlow, 1994, Lau, 2015). Dieses Gemisch enthält in der Regel 70–85 % lineare und 15–30 % verzweigte Isomere mit un- und geradzahligem Kohlenstoffkettenlängen (KEMI, 2022a, Lau, 2015).

Octansulfonylfluorid ist das organische Ausgangsmaterial für die Herstellung von Perfluoroctansulfonylfluorid (POSF,  $C_8F_{17}SO_2F$ ), das der Hauptrohstoff für die Herstellung von PFOS, Sulfonamiden, Sulfonamidoalkoholen und anderen POSF-Derivaten ist (Lehmler, 2005). Analog dazu führt die elektrochemische Fluorierung von Octanoylfluorid ( $C_7H_{15}COF$ ) zu Perfluoroctanoylfluorid ( $C_7F_{15}COF$ ), das dann zur Herstellung von PFOA weiterverarbeitet wird (Kissa, 1994).

Produkte auf Basis von Perfluoralkansulfonylfluorid (PASF) und Perfluoralkancarboxylfluorid (PACF) wurden in den Vereinigten Staaten, in Europa (z. B. Antwerpen (Belgien), Trissino (Italien) und Gendorf (Deutschland)) und in Japan in der Regel parallel nach dem ECF-Verfahren hergestellt und deckten bis zum Jahrtausendwechsel 80–90 % der weltweiten Produktion (Prevedouros et al., 2006).

#### **Telomerisierung**

Das Herstellungsverfahren der Telomerisierung wird seit den 1970er Jahren angewendet (Buck et al., 2011). Bei diesem Verfahren polymerisiert ein Perfluoralkyliodid (z. B. Pentafluorethyliodid ( $F(CF_2CF_2)I$ )) mit Tetrafluorethylen (TFE,  $CF_2CF_2$ ) zu telomeren Zwischenprodukten, die dann über radikalische Additionen mit Ethylen weiter umgesetzt werden (Lau, 2015). Die entstandenen linearen polyfluorierten Alkohole können dann in gewünschte Endprodukte umgewandelt und für verschiedene kommerzielle Anwendungen eingesetzt werden (Lau, 2015).

Im Vergleich zur ECF führt der Telomerisierungsprozess zu reineren Endprodukten, d. h. es werden vor allem lineare PFAS erzeugt und es entstehen weniger Nebenprodukte bzw. Verunreinigungen (Buck et al., 2011).

Während in der Vergangenheit die Telomerisierung z. B. häufig zur Herstellung linearer Perfluorononansäuren (PFNA) und ihrer Derivate eingesetzt wurde

(Wang et al., 2014), kann sie auch zur Herstellung von geradzahlig-linearen fluorierten Kohlenstoffketten, als auch von iso- oder methylverzweigten ungeradzahlig fluorierten Kohlenstoffketten verwendet werden (Kissa, 1994).

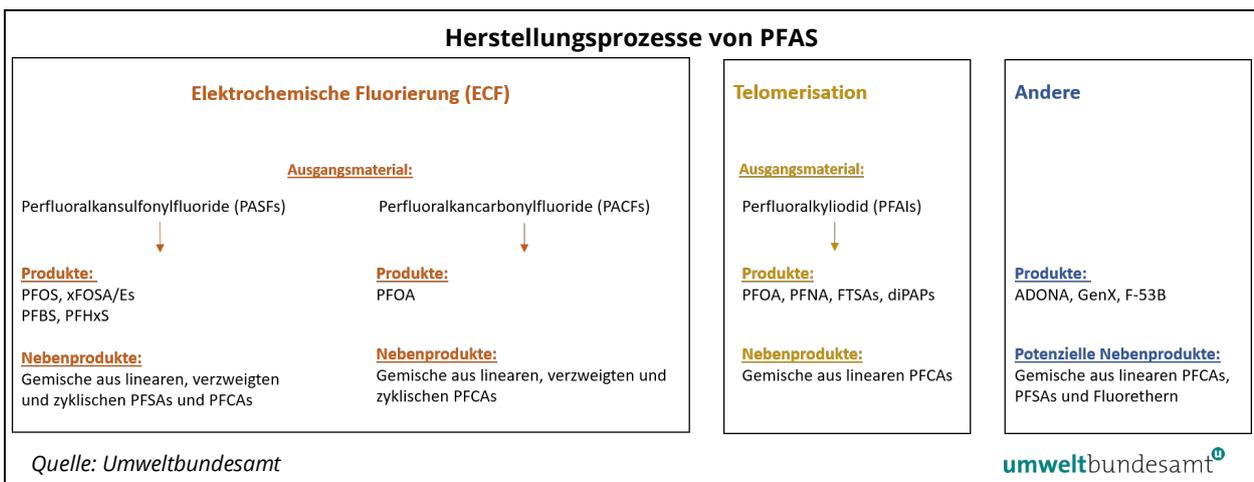
Fluortelomere (z. B. 6:2 Fluortelomeralkohol (FTOH)) sind teilweise fluoriert (d. h. sie haben einen -CH<sub>2</sub>-Anteil in der Struktur) und ihr Name "Telomer" leitet sich von dem Telomerisierungsverfahren ab (EFSA, 2020).

Per- und polyfluorierte Alkylethersäuren (PFEAs) wie 4,8-Dioxa-3H-perfluornonansäure (DONA), Perfluor-2-propoxypropansäure (HFPO-DA oder GenX) und 9-Chlorohexadecafluoro-3-oxanonan-1-sulfonsäure (6:2 Cl-PFAES oder F-53B) wurden aufgrund ihres geringeren Bioakkumulationspotenzials in mehreren getesteten Organismen als Alternativen zu ihren langkettigen Verwandten (d. h. perfluorierten Carbon- und Sulfonsäuren) eingeführt (Fromme et al., 2017, Olsen et al., 2009).

PFEAs haben normalerweise ein bis drei per- oder polyfluorierte Kohlenstoffatome, die durch ein oder mehrere Sauerstoffatome getrennt bzw. verknüpft sind. Per- und polyfluorierte Alkylether werden durch andere Herstellungsverfahren als ECF synthetisiert, z. B. durch (i) photoinduzierte Polymerisation von Hexafluorpropen (HFP) oder Tetrafluorethylen (Kissa, 2001), (ii) Oligomerisierung von Hexafluorpropenoxid (HFPO) oder (iii) Oligomerisierung von fluorierten Oxetanen (Buck, Murphy und Pabon, 2011).

Andere PFAS können durch verwandte Verfahren hergestellt werden. Natrium-p-perfluoriertes Nonenoxybenzolsulfonat (OBS) beispielsweise, das als Additiv in verschiedenen filmbildenden Schaumstoffen und als Tensid bei der Ölförderung verwendet wird/wurde, wird/wurde ebenfalls durch Oligomerisierung hergestellt (Xu et al., 2017). In Abbildung 3 sind Beispiele der Herstellung gezielter PFAS als auch unbeabsichtigter Nebenprodukte dargestellt.

Abbildung 3: Herstellungsprozesse von PFAS.

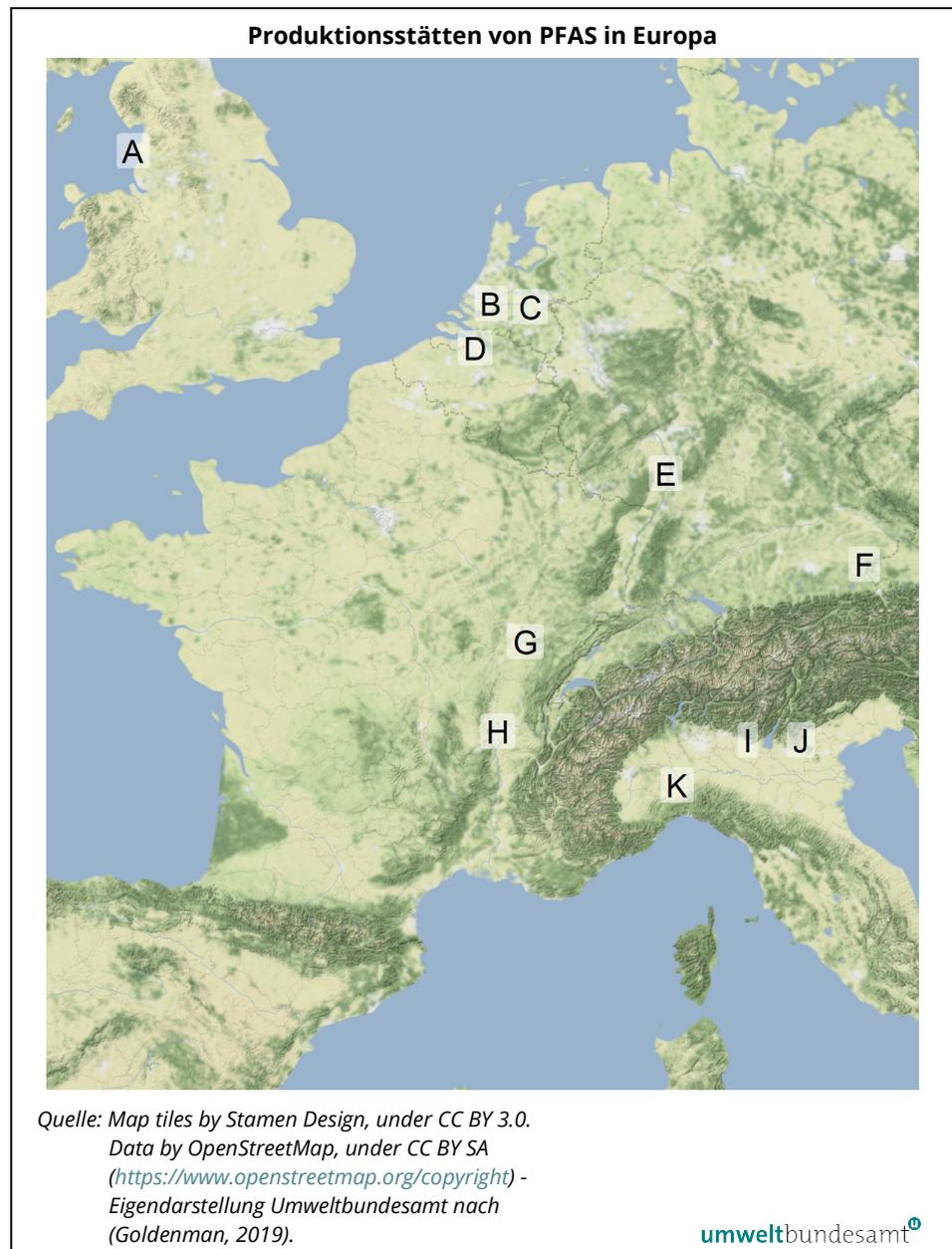


**Herstellung von PFAS in Europa**

In Europa sind zumindest elf Produktionsstätten bekannt (siehe Abbildung 4). PFAS wurden/werden in Europa in den fünf Europäischen Mitgliedsländern Belgien, Frankreich, Deutschland, Italien und den Niederlanden sowie in Großbritannien hergestellt (Goldenman, 2019).

In Österreich werden PFAS nicht hergestellt, jedoch in den unmittelbaren Nachbarstaaten Deutschland und Italien. Die geografisch nächstgelegenen PFAS-Produktionsstätten befinden sich in Gendorf (Deutschland) (nur ca. 10 km von der österreichischen Grenze entfernt) im Norden und in Collebeato (Italien) und Trissino (Italien) im Süden.

Abbildung 4:  
Produktionsstätten von PFAS in Europa – A) Blackpool (Großbritannien), AGC CHEMICALS; B) Dordrecht (Niederlande), Chemours; C) Oss (Niederlande), Daikin Chemicals; D) Zwijndrecht (Belgien), 3M; E) Ludwigshafen am Rhein (Deutschland), BASF; F) Gendorf (Deutschland), Dyneon GmbH; G) Tavaux (Frankreich), Solvay; H) Pierre-Bènite (Frankreich), Arkema S.A.; I) Collebeato (Italien), Heroflon S.p.A.; J) Trissino (Italien), Miteni S.p.A.; K) Spinetta Marengo (Italien), Solvay.



## 4 INDUSTRIELLE UND KOMMERZIELLE ANWENDUNGEN

Die Anwendungsmöglichkeiten von PFAS sind äußerst vielfältig und vielfältig, etwa Feuerlöschschäume, Galvanik, Hydraulikflüssigkeiten für die Luftfahrt, fotografische Emulgatoren, Pestizide, Arzneimittel, Sportarmbänder, Kosmetika und Körperpflegeprodukte, wasser-, schmutz- und fettabweisende Beschichtungen für Textilien, Möbel und Lebensmittelkontaktmaterialien, um nur die häufigsten zu nennen (Prevedouros et al., 2006, Buck et al., 2011, Renner, 2001, OECD, 2018, Glüge et al., 2020).

Generell werden PFAS aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften (z. B. Hydrophobie, Oleophobie, Nichtentflammbarkeit und extrem geringe Reaktivität) und ihrer extremen Stabilität (z. B. Robustheit in einem weiten Temperaturbereich) auf Basis der C-F-Bindung häufig bevorzugt eingesetzt (Glüge et al., 2020). Die hydrophobe und oleophobe Eigenschaft der perfluorierten Kohlenstoffketten in PFAS macht sie zu wirksamen Oberflächenschutzmitteln oder Tensiden (Buck, Murphy und Pabon, 2011). Im Vergleich zu nicht fluorierten Chemikalien können sie oft mit geringeren Mengen die gleiche Leistung erzielen (Glüge et al., 2020).

### 4.1 Einsatz zur Herstellung von Kunststoffen und für industrielle Produktmodifikationen

#### **Herstellung von Fluorpolymeren**

Verschiedene PFAS werden in der chemischen Industrie als wichtige Hilfsstoffe bei der Herstellung von Fluorpolymeren verwendet. Während in der Vergangenheit hauptsächlich PFOA und PFNA als **Emulgatoren bei der Polymerisation von Fluorpolymeren** wie Polytetrafluorethylen (PTFE, auch bekannt als Teflon) und Polyvinylidenfluorid (PVDF) verwendet wurden, werden heute unterschiedlichste (fluorierte) Substitute, wie z. B. DONA oder GenX, verwendet (Buck, Murphy und Pabon, 2011, Prevedouros et al., 2006, Glüge et al., 2020). Hergestellte Fluorpolymere können unbeabsichtigte Rückstände von perfluorierten Alkylsäuren enthalten, welche sich zwar unter Normalbedingungen nicht aus dem Material herauslösen, jedoch in der Gesamtbetrachtung des Produktlebenszyklus und darüber hinaus bedenklich sind. PFAS werden auch bei der Herstellung diverser Kunststoffe (z. B. Polyurethan, Polysiloxane und Polyacrylate) eingesetzt, und auch in diesen Produkten können sie als Verunreinigungen nachgewiesen werden (KEMI, 2021). Bei allen bekannten Herstellungsverfahren werden nicht-polymere PFAS freigesetzt, die die Umwelt in unterschiedlichem Ausmaß kontaminieren (Glüge et al., 2020).

#### **Schaumstoffe zur Brandbekämpfung**

In Feuerlöschschäumen (z. B. wässrige filmbildende Schäume (engl. aqueous film forming foams (AFFFs)) werden PFAS eingesetzt, weil sie die Fähigkeit haben, die Oberfläche von flüssigen Kohlenwasserstoffen zu bedecken und der

Flamme damit den Sauerstoff zu entziehen (IPEN, 2018). PFAS-haltige Feuerlöschschäume werden daher effizient zum Löschen brennender flüssiger Kohlenwasserstoffe wie Öle, Kraftstoffe, Alkohole und Aceton eingesetzt (Glüge et al., 2020). PFOS und verschiedene Vorläufersubstanzen wurden beispielsweise mehr als 30 Jahre lang direkt in AFFFs verwendet. Moderne AFFFs auf Fluortelomerbasis enthalten meist eine Mischung aus kurzkettigen PFAS (Glüge et al., 2020). Typische Substitute für PFOS, die in Feuerlöschschäumen eingesetzt werden/wurden, sind Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und Fluortelomersulfonsäuren (FTS oder FTSA) z. B. 6:2 FTSA und 4:2 FTSA (KEMI, 2022a, KEMI, 2022b).

**weitere diverse  
industrielle  
Einsatzmöglichkeiten**

PFOS wurde in einigen Ländern als Tensid bei der Ölförderung eingesetzt (KEMI, 2015) und OBS wird/wurde in China für diese Zwecke ebenfalls verwendet (Xu et al., 2017). Im Baugewerbe kommen PFAS – vor allem PASF- und fluortelomerbasierte Verbindungen (z. B. 6:2 FTOH), aber auch Perfluorhexansäure (PFHxA) – in Farben, Lacken und Beschichtungen zum Einsatz (KEMI, 2022b, KEMI, 2022a). PFAS (z. B. das Kaliumsalz der PFBS) werden auch als Flammschutzmittel in Plastikprodukten und elektronischen Geräten eingesetzt. Verschiedene PFAS werden auch in Munition, Kletterseilen, Gitarrensaiten, Kunstrasen, Sonnenkollektoren und Photovoltaikzellen sowie Zinkbatterien verwendet (Glüge et al., 2020).

Fluorierte Schiwachse werden, obwohl sie teurer sind, von Leistungssportler:innen bevorzugt, da sie im Vergleich zu Wachsen auf Kohlenwasserstoffbasis ein besseres Gleiten ermöglichen (Cousins et al., 2019). Fluorierte Schiwachse bestehen in der Regel aus einer Mischung von deblockierten semifluorierten n-Alkanen (SFAs) mit normalen Paraffinen (Buck et al., 2011), können aber auch PFCAs wie PFOA enthalten (Freberg et al., 2010). Im November 2019 beschloss der Internationale Skiverband (engl. International Ski Federation (FIS)) die Nutzung von umwelt- und gesundheitsschädlichen fluorierten Schiwachsen bei allen FIS-Disziplinen ab der Saison 2020/21 zu verbieten (NCM, 2022).

**Europa**

Im Jahr 2015 wurden in Europa in etwa 51.000 Tonnen Fluorpolymere hergestellt und 52.000 Tonnen am europäischen Markt verkauft (PlasticsEurope, 2018). Während in den europäischen Ländern Schweden, Finnland, Norwegen und Dänemark von 2000 bis 2017 nichtpolymere PFAS hauptsächlich in der Elektronikindustrie verwendet wurden (> 3.500 Tonnen), wurden polymere PFAS hauptsächlich für die Kunststoff- und Gummiproduktion (> 4.500 Tonnen) und als Inhaltsstoffe für Beschichtungen und Farben (> 3.000 Tonnen) verwendet. In etwa 75 % der verwendeten PFAS-Mengen waren 1H-Pentafluorethan (auch als HFC-125 bekannt und als Kühlmittel verwendet) und PTFE, was sich dadurch erklären lässt, dass beide als Hauptprodukte und nicht als Zusatzstoffe verwendet werden (Glüge et al., 2020).

## 4.2 Beschichtungen von Textilien, Möbeln und Lebensmittelkontaktmaterialien

### **Textilien, Teppiche und Möbel**

Der Marktsektor "Textilien" ist der vorrangige Bereich, in dem PFAAs und ihre Vorläufersubstanzen weltweit in den größten Mengen verwendet werden (Glüge et al., 2020). In der EU werden schätzungsweise 45.000 bis 80.000 Tonnen PFAS für Textilien, Teppiche, Möbel und Lederwaren verwendet (Wood, 2020). Bei dauerhaften wasserabweisenden (engl. durable water repellent (DWR)) Textilien werden einzelne Fasern eines Gewebes mit einem Polymer beschichtet, das lange **per- oder polyfluorierte Alkylseitenketten** enthält. Bei fertigen Kleidungsstücken ergibt sich dadurch z. B. die Eigenschaft, dass zwar Schweiß über offene Poren abgegeben werden kann, aber größeren Wasser- oder Öltropfen standgehalten wird. Die lange Haltbarkeit und die Eigenschaft, sowohl wasser- als auch ölabweisend zu sein, sind die Ursache dafür, dass polymere Beschichtungen mit fluorierten Seitenketten sehr häufig verwendet werden (Buck et al., 2011, Holmquist et al., 2016, Kissa, 2001).

Es können per- und polyfluorierte Seitenketten, die an ein fluoriertes oder nicht fluoriertes Polymergerüst gebunden sind, von der Polymerkette abgetrennt werden, wodurch PFAS freigesetzt werden, die schließlich am Ende als PFAAs (in unterschiedlichen Kettenlängen) für sehr lange Zeit in der Umwelt verbleiben (Holmquist et al., 2016).

Polymere mit **kurzkettigen fluorierten Seitenketten** (typischerweise C4- oder C6-Perfluoralkylketten) werden derzeit als Ersatzstoffe in dauerhaften wasser- und ölabweisenden Textilien verwendet, wobei jedoch auch diese extrem persistent sind und sich negativ auf Ökosysteme und Gesundheit auswirken können (Cousins et al., 2019).

Verschiedene PFAS, insbesondere PFCAs und PFSAs, wurden in Polsterstoffen, Vorhängen, Schuhpflegeprodukten, Kuscheltierbezügen und Kissenfüllungen nachgewiesen (Glüge et al., 2020, KEMI, 2022b). FTOHs (vorwiegend 6:2 und 8:2 FTOH) wurden in Schuhpflegeprodukten und Leder identifiziert (Wood, 2020).

### **Material mit Lebensmittelkontakt**

In Papier, Pappe und verschiedenen Lebensmittelkontaktmaterialien werden polyfluorierte Verbindungen als Beschichtungen verwendet, um Wasser und Fett abzuweisen (Trier et al., 2017). Im Allgemeinen ist der Marktsektor "Papier und Verpackung" (allerdings nicht ausschließlich Lebensmittelkontaktmaterialien) der zweitgrößte Bereich, in dem PFAAs und ihre Vorläufersubstanzen weltweit in den größten Mengen verwendet werden (Glüge et al., 2020). Polyfluorierte Alkylphosphatdiester (diPAPs) werden beispielsweise in Lebensmittelkontaktmaterialien verwendet (D'eon et al., 2009). Es sind jedoch etwa 20–25 verschiedene Arten von Beschichtungen für Papier, Karton und Lebensmittelkontaktmaterialien bekannt, wobei jede Beschichtung aus bis zu 20 strukturell unterschiedlichen Mischungen polyfluorierter Verbindungen bestehen kann (Trier et al., 2017). Verunreinigungen oder Rückstände von PFAAs sind typischerweise zusätzlich vorhanden (Trier et al., 2017).

Sowohl polyfluorierte Verbindungen als auch PFAAs (typischerweise kurzkettige PFAAs, d. h. < C7) können in die Nahrung migrieren und bei der Aufnahme absorbiert werden (Trier et al., 2017, D'eon und Mabury, 2011).

**Europa** Im Rahmen einer europäischen Studie wurden 2020 in etwa hundert Papier-, Pappe-, Einweggeschirrproben und Einweglebensmittelverpackungen aus geformten Pflanzenfasern aus der Tschechischen Republik, Dänemark, Frankreich, Deutschland, den Niederlanden und Großbritannien auf PFAS untersucht. Die höchsten PFAS Konzentrationen wurden in Lebensmittelkontaktmaterialien aus Zuckerrohrbagasse nachgewiesen, wobei diese als biologisch abbaubar und kompostierbar beworben wurden. Die am häufigsten und auch in den höchsten Konzentrationen nachgewiesene Einzelsubstanz in kompostierbarem Geschirr, Lebensmittelkontaktmaterialien aus Papier und Karton war 6:2 FTOH. Weiters wurden in manchen kompostierbaren Artikeln kurzkettige PFCAs (d. h. PFBA, PFHxA und PFHpA) gefunden. Eine mögliche Kontaminationsquelle in Produkten, die unbeabsichtigt Weise PFAS enthielten, ist Recyclingpapier (Straková, Schneider und Cingotti, 2021).

Während die gleichen Papierverpackungen für Pommes Frites einer Firma in der Tschechischen Republik und Großbritannien sehr ähnliche PFAS-Gesamtkonzentrationen aufwiesen, waren die Konzentrationen dieser Verpackungen in Dänemark um ein Vielfaches niedriger. Im Juli 2020 verbot Dänemark als erstes europäisches Land den (beabsichtigten) Einsatz von PFAS in Lebensmittelkontaktmaterialien (BEUC, 2021) und die Studienergebnisse zeigten somit unter anderem die Wirksamkeit dieses Verbots (Straková, Schneider und Cingotti, 2021).

In einer zweiten Studie wurden 41 Lebensmittelkontaktmaterialien – Einwegschalen aus Stroh oder Bagasse, Papierstrohhalm und Palmblattgeschirr – aus Italien, Dänemark, Spanien und Frankreich auf den Summenparameter PFAS-gesamt untersucht und mit einem Referenzwert verglichen. Als Referenzwert wurde der von der dänischen Lebensmittelbehörde (engl. Danish Veterinary and Food Administration) vorgeschlagene **Indikatorwert von 20 µg organisch gebundenem Fluor pro Gramm Papier** herangezogen. Konzentrationen über diesem Wert deuten laut der dänischen Lebensmittelbehörde auf den beabsichtigten Einsatz von PFAS im Produkt hin, Konzentrationen darunter, dass PFAS z. B. über Druckfarben oder durch Recyclingmaterialien indirekt bzw. unbeabsichtigt ins Produkt gelangten. In 66 % der untersuchten Produkte – alle Faserformprodukte und ein paar Papierstrohhalm – wurde der (dänische) Indikatorwert überschritten. Die höchstgemessene Konzentration war 2.800 mg/kg (BEUC, 2021).

Eine schwedische Studie, in welcher Textilien untersucht wurden, zeigte, dass PFCAs zwar am häufigsten, 6:2 FTOH und Perfluortetradecansäure (PFTeDA) jedoch in den höchsten Konzentrationen nachweisbar waren (KEMI, 2022b).

**Österreich** Im Gegensatz dazu wurden im Rahmen einer **österreichischen Studie in Outdoortextilien** (Sonnenschirm-, Polster- und Regenschirmstoffe) PFHxA in drei, PFOA in zwei und PFNA, Perfluordodecansäure (PFDoDA) und PFTeDA in einer von insgesamt 23 Proben nachgewiesen. Am häufigsten und ebenfalls in den

höchsten Konzentrationen wurden PFCA-Vorläuferverbindungen aus der Gruppe der Fluortelomeralkohole nachgewiesen (max. 8:2 FTOH = 7,7 mg/kg). Ebenfalls wurden Fluortelomeracrylate (8:2 und 10:2 FTAc) und Fluortelomer-methacrylate (6:2 FTMAc) in den Outdoortextilien gefunden. Weiters wurden in untersuchten FFP2-Mund-Nasen-Schutzmasken und einer chirurgischen Gesichtsmaske 6:2 FTMAc und 6:2 FTOH ebenfalls nachgewiesen (Österreichische Chemikalieninspektion, 2022).

### 4.3 Anwendungen in Landwirtschaft, Medizin und Wissenschaft

**Pestizide** Fluorhaltige Agrochemikalien werden als Herbizide, Insektizide und Fungizide eingesetzt, wobei PFAS der Formulierung (z. B. perfluorierte Phosphonsäuren (PFPA), perfluorierte Phosphinsäuren (PFPIAs), polyfluorierte Alkylphosphates-ter (PAPs)) als zugelassene Antischaummittel zugesetzt werden (Sandford, 2000, Buck et al., 2011, KEMI, 2022a). N-Ethylperfluorooctansulfonamid (EtFOSA) wird beispielsweise weiterhin in Südamerika und in der Karibik häufig als Pestizid verwendet, was problematisch ist, da diese Chemikalie zu PFOS abgebaut werden kann und daher auch bereits in vielen Ländern verboten ist (IPEN, 2019). Alternativ werden auch kurzkettige Sulfonamide als Herbizide eingesetzt (KEMI, 2022a).

**Pharmazeutika** PFAS-basierte Arzneimittel werden als Antibiotika, Antimykotika und Krebsmedikamente eingesetzt (Sandford, 2000). In Arzneimitteln werden Fluoratome oder Fluoralkylgruppen verwendet, um die biologische Halbwertszeit zu verlängern, die Bioabsorption zu verbessern und die pharmakologische Wirksamkeit zu erhöhen (Zhou et al., 2016). Die meisten fluorhaltigen Arzneimittel haben nur zwei bis vier Fluoratome in ihrer Struktur (Cousins et al., 2019, Zhou et al., 2016).

Etwa 30 % der neu zugelassenen Arzneimittel enthalten Fluorbestandteile, und wenn solche Arzneimittel in größerem Umfang hergestellt und verwendet werden, könnte dies zu einer zunehmenden Freisetzung von PFAS in die Umwelt über die Entsorgung durch kommunales Abwasser führen (Cousins et al., 2019). Neben den potenziellen negativen Folgen ist es jedoch sehr wichtig, an dieser Stelle auch die lebensrettenden Funktionen einiger dieser fluorhaltigen Arzneimittel hervorzuheben und darauf hinzuweisen, dass ein sorgfältiger Umgang mit Bedacht zu empfehlen ist.

**medizinische Ausstattung und Laborbereich** PFAS-haltige Materialien werden in Laboratorien z. B. für Fläschchen, Kappen und Filter verwendet, da sie sehr chemikalien- und hitzebeständig sind und nur geringe Wechselwirkungen mit anderen Stoffen eingehen. Verschiedene medizinische Geräte, medizinische Schutzkleidung oder Berufsschutzkleidung (z. B. Laborkittel oder feuerfeste Anzüge (siehe Kapitel 4.2)) enthalten im Allgemeinen ebenfalls PFAS-haltige Materialien (Cousins et al., 2019). Auch einige Augentropfen (z. B. Perfluorhexyloctan, #CAS: 133331-77-8) und Kontaktlinsen enthalten

PFAS (Glüge et al., 2020). PFAS werden ebenfalls in wasserfesten Wundpflastern oder Körperimplantaten eingesetzt (KEMI, 2022a).

## 4.4 Anwendungen in Körperpflegeprodukten

### **Kosmetika und Körperpflegeprodukte**

In Kosmetika und Körperpflegeprodukten werden PFAS als Emulgatoren, Antispastika, Stabilisatoren, Viskositätsregler, Gleitmittel oder als fettabweisende Mittel verwendet (Kissa, 2001, KEMI, 2021). Sie können beispielsweise das Verteilen eines Puders auf der Haut unterstützen und Feuchtigkeit abweisend wirken (Cousins et al., 2019), dem Haar eine oleophobe Eigenschaft verleihen oder die Nasskämmbbarkeit verbessern, wenn sie in Haarspülungen enthalten sind (Kissa, 2001).

Als Inhaltsstoff in Cremes machen PFAS die Haut strahlender, sorgen dafür, dass die Haut mehr Sauerstoff aufnimmt, lassen die Creme leichter in die Haut eindringen oder machen das Produkt wetterbeständiger bzw. robuster und haltbarer (Brinch, Jensen und Christensen, 2018). PFAS werden auch in Nagellack, Rasierschaum, Lippenstift, Eyeliner, und Wimperntusche eingesetzt (FDA, 2022) und wurden bereits in Anti-Aging-Cremes, Seifen, Körperlotionen, Haarsampoos und Haarcremes, Lippenbalsam, Lippenstiften, Sonnenschutzmitteln und verschiedenen Make-up-Produkten nachgewiesen (Glüge et al., 2020).

Abgesehen vom beabsichtigtem Einsatz von PFAS in Kosmetika können PFAS auch als unbeabsichtigte Verunreinigungen im Produkt enthalten sein (Brinch, Jensen und Christensen, 2018). PFAS haben in Kosmetika keine einzigartige Funktion, die nicht ersetzbar wäre (KEMI, 2021).

### **Nachweis von PFAS in Kosmetika in Europa**

Eine schwedische Studie berichtete über den Nachweis mehrerer PFAS in kosmetischen Produkten, die zwischen 2016 und 2017 in Schweden gekauft wurden. 25 von 36 PFAS wurden in kosmetischen Grundierungen und Puderprodukten nachgewiesen, während in Cremes und Rasierschäumen keine PFAS nachweisbar waren. PFCAs mit Kettenlängen von C4 bis C13 wurden in Konzentrationen von bis zu 9.220 ng/g in Grundierungen und bis zu 679 ng/g in Pudern und Lidschatten nachgewiesen. Zwar waren PFCAs die am häufigsten nachgewiesenen Verbindungen, aber polyfluorierte Alkylphosphorsäuremonoester (monoPAPs) und diPAPs wiesen in den Produkten die höchsten Konzentrationen auf (bis zu 405 µg/g). Ebenfalls wurden 6:2 FTSA und 8:2 FTSA in Konzentrationen von bis zu 156 ng/g in kosmetischen Stiften gefunden. In keiner der Proben wurden PFASs nachgewiesen (Schultes et al., 2018).

Eine andere Studie der Schwedischen Chemikalienagentur (KEMI) identifizierte 169 verschiedene potenziell in Kosmetika eingesetzte PFAS. Am häufigsten werden laut dieser Studie PTFE, gefolgt von C9–C15 Fluoralkoholphosphaten (bzw. PAPs) und Perfluordekalin, eingesetzt (siehe Tabelle 1). Auch in dieser Studie wurden PFCAs (in der folgenden Reihenfolge: PFBA > PFHxA > PFHpA) am häufigsten

figsten und PAPs (6:2 diPAP, 8:2 diPAP and 6:2/8:2 diPAP) in den höchsten Konzentrationen in den untersuchten Kosmetika nachgewiesen. PFASs waren auch hier in keinem Produkt nachweisbar (KEMI, 2021).

Tabelle 1: PFAS, die häufig in Kosmetika und Körperpflegeprodukten eingesetzt werden (KEMI, 2021).

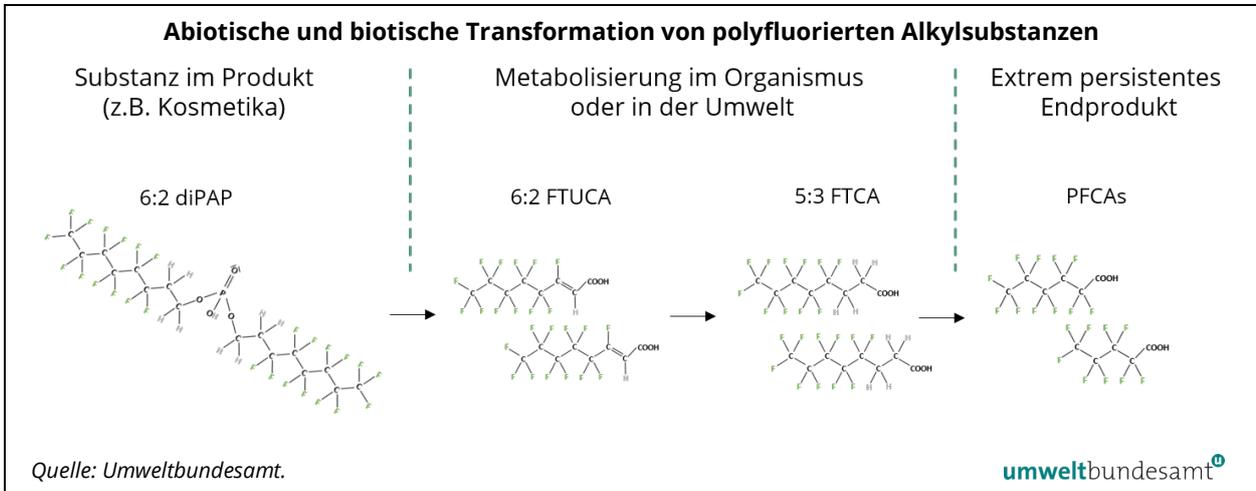
Substanz oder Substanzgruppe	CAS-Nummer	Verwendungsbeispiele
Polytetrafluorethylen (PTFE)	9002-84-0	Lidschatten, Wimperntusche und Puder
C9-15-Fluoralkoholphosphat (PAPs)	223239-92-7	Grundierungen und Hautcremes
Perfluordekalin	306-94-5	Abdeckstifte und Peelings
Perfluorooctyl-Triethoxysilan	51851-37-7	Grundierungen und Hautcremes
Perfluornonyl-Dimethicon	keine	Lippenstifte und Lippenpflegeprodukte
Polyperfluormethylisopropylether	69991-67-9	Lidschatten, Eyeliner, Puder und Rasierwasser
Hydrofluorcarbon 152a	75-37-6	Haarsprays
Octafluoropentyl-Methacrylate	355-93-1	Haarsprays
Acetyltrifluormethylphenylvalylglycine	379685-96-8	Anti-Aging-Cremes, Haut- und Gesichtscremes
Methyl-Perfluorbutylether	163702-07-6	Kosmetikmasken

### **österreichische Expositionsstudien**

In Österreich wurde im Rahmen einer Mutter-Kind-Studie untersucht, ob die häufige Anwendung von Kosmetika zu höheren PFAS-Konzentrationen in maternalem und kindlichem Serum und in der Plazenta führen. Die Studie zeigte, dass die häufige Anwendung von Gesichtscremen, Lippenstift, Make-up und Anti-Aging-Cremen statistisch signifikant mit höheren PFCA-Konzentrationen im Serum wie auch in der Plazenta zusammenhängen. Weiters wurde in der Studie darauf hingewiesen, dass PAPs, welche vereinzelt in der Plazenta detektiert wurden, vermutlich über Kosmetika in den Körper aufgenommen werden, sich dort zu den viel persistenteren PFCAs umwandeln (siehe Abbildung 5) und als solche bioakkumulieren (Kaiser, 2022).

Weiters zeigte eine österreichische Studie, dass höhere PFHxA- und PFHpA-Konzentrationen im Harn von Kindern statisch signifikant mit einer häufigeren Verwendung von Sonnencreme bzw. -milch zusammenhängen (Umweltbundesamt, 2021).

Abbildung 5: Polyfluorierte Alkylsubstanzen können in der Umwelt und im Organismus zu den extrem persistenten PFAAs umgewandelt werden. Die Abbildung zeigt beispielhaft die Transformation von diPAPs, welche zum Beispiel in Kosmetika eingesetzt werden, zu PFCAs.



## 5 EXPOSITION

Natürlich vorkommende Substanzen mit organisch gebundenem Fluor sind äußerst selten. Zwar kommen sehr kleine natürliche organisch gebundene Fluorverbindungen in der Biosphäre vor, deren Exposition kann aber als unbedeutend angesehen werden, da lediglich minimale Mengen auf punktuelle Quellen (z. B. seltene tropische Pflanzen und Vulkanausbrüche) zurückzuführen sind (Gribble, 2010, Isidorov, 1990, Kärrman et al., 2019). Expositionen von PFAS sind demnach (fast) ausschließlich anthropogenen Ursprungs, wobei deren Eintrag in die Umwelt auf direktem und indirektem Weg erfolgen kann.

### 5.1 Direkte Quellen

- Industrie** PFAS können direkt während der Produktions- und Entsorgungsphase freigesetzt werden. Bei der Herstellung von Fluorpolymeren werden verschiedene Arten von (fluorierten) Monomeren verwendet, und eine unvollständige Polymerisation während der Synthese führt zu Rückständen, die nicht an die Polymere gebunden sind und in die Umwelt freigesetzt werden (Lohmann et al., 2020). Freisetzungen erfolgen über Abwasserströme oder beim Erhitzen während der Herstellung in die Luft (Brandsma et al., 2019, Newton et al., 2017). Auch bei vielen anderen industriellen Prozessen (z. B. Textil- oder Papierveredelung) werden PFAS über letztgenannte Wege direkt freigesetzt. Darüber hinaus kann eine direkte Kontamination des Grundwassers über die Ausbringung von Klärschlamm als Düngemittel (Hölzer et al., 2008) oder über Sickerwasser von Abfalldeponien (Busch et al., 2010, Wang et al., 2020a) erfolgen. Ebenfalls können PFAS direkt bei bestimmten privaten Anwendungen freigesetzt werden (z. B. beim Einsatz von PFAS-haltigen Haar- oder Imprägniersprays).
- Löschschäume** PFAS können direkt über (wässrige) filmbildende Schäume (d. h. (A)FFFs) in Böden und Wasser freigesetzt werden (Prevedouros et al., 2006). AFFFs, die zum Löschen insbesondere von Bränden auf Lösungsmittel- und Kohlenwasserstoffbasis eingesetzt werden, enthalten häufig eine Mischung verschiedener linearer und verzweigter PFAS (D'Agostino und Mabury, 2014). AFFFs, die zum Löschen von Bränden auf Flughäfen und Militärgeländen bei Feuerlöschübungen eingesetzt werden, stellen eine potenzielle Gefahr für die Trinkwasserversorgung dar.
- direkte Exposition beim Menschen** Der Mensch ist vor allem über kontaminierte Lebensmittel (wie Trinkwasser, Fleisch, Eier und Milchprodukte), aber auch über den Kontakt mit beschichteten Textilien, beschichtetem Papier oder Materialien mit Lebensmittelkontakt und über manche Körperpflegeprodukte direkt exponiert (Scheringer et al., 2014). Bestimmte PFAS können oral, dermal und durch Einatmen in den Körper aufgenommen werden (Cousins et al., 2019).

## 5.2 Indirekte Quellen

Wenn PFAS bei der Anwendung, dem Reinigen oder der Entsorgung von Verbrauchsgegenständen in die Umwelt gelangen, weil sie sich aus dem Produkt lösen, spricht man von einer indirekten Exposition. Polyfluorierte Alkylsubstanzen stellen eine indirekte Quelle der extrem persistenten PFAAs dar, da sie abiotisch oder biotisch zu PFAAs transformiert werden können. Polyfluorierte Stoffe werden daher auch als Vorläufer oder Präkursoren bezeichnet.

### **Transformation von polyfluorierten Alkylsubstanzen**

Fluortelomeralkohole und ihre Derivate sind zum Beispiel weit verbreitete polyfluorierte PFAA-Vorläufer, die zu PFCAs abgebaut werden können (Trier et al., 2017). Perfluoralkylsulfonamide (z. B. N-Ethyl-Perfluorooctansulfonamid-Ethanol (EtFOSE)) können beispielsweise unter atmosphärischen oxidativen Bedingungen zu PFSAs wie auch zu PFCAs abgebaut werden (Martin et al., 2006). Per- und polyfluorierte Ethersäuren können ebenfalls zu PFCAs oder PFSAs abgebaut werden, wahrscheinlicher ist jedoch, dass sie unter Umweltbedingungen in andere perfluorierte Ethersäuren umgewandelt werden (Zhang et al., 2019).

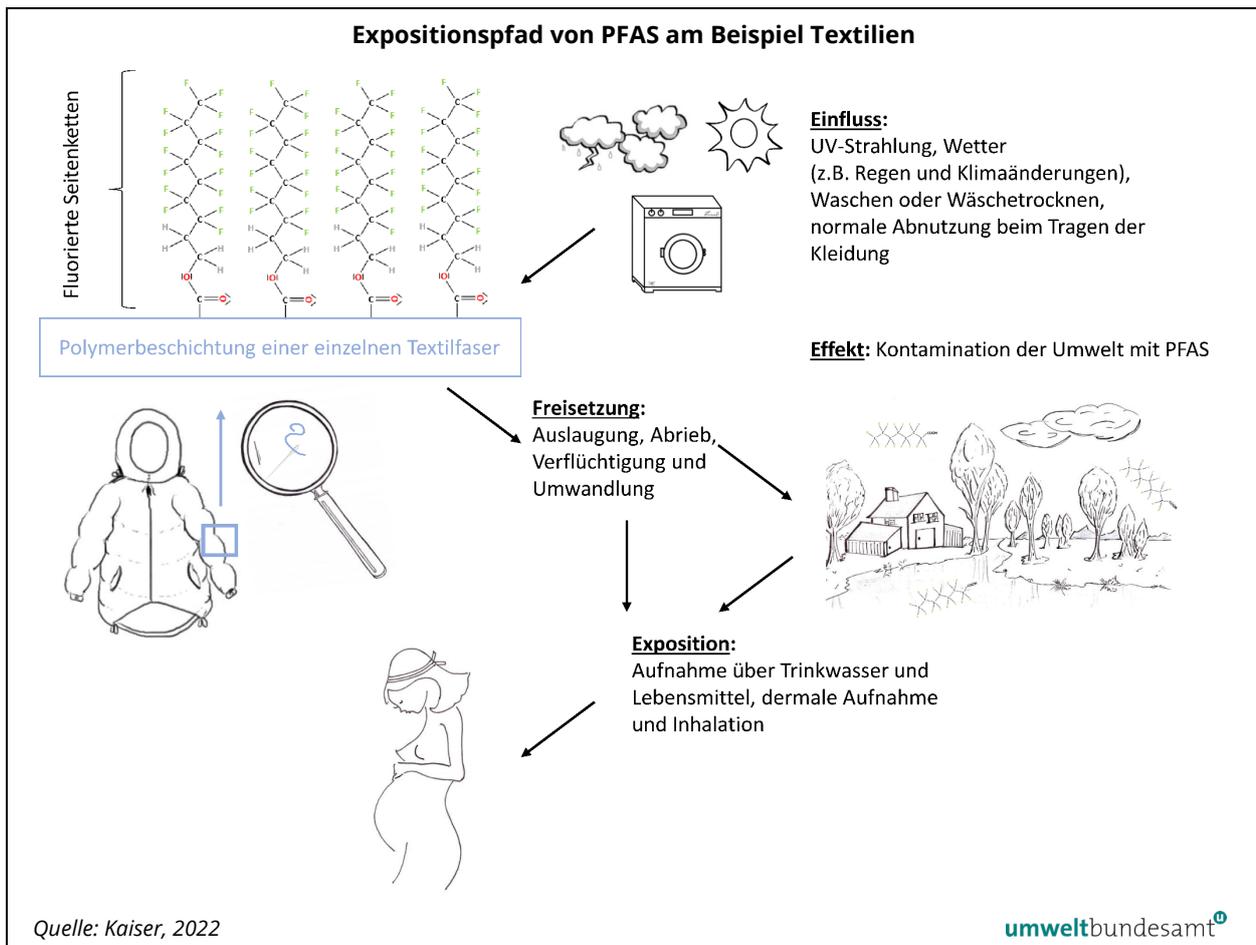
Normalerweise sind PASF- und fluortelomer-basierte Substanzen PFAA-Vorläufer, aber Laborexperimente zeigten, dass sogar das perfluorierte Rückgrat langkettiger PFAAs unter oxidativen Bedingungen teilweise aufgespalten werden kann und dadurch auch ultra-kurzkettige PFAAs (< C<sub>4</sub>, z. B. Trifluoressigsäure (TFA)) entstehen können (Janda et al., 2019). Fluorpolymere (z. B. PTFE) können bei geeigneten Temperaturen (250–600 °C) zu verschiedenen monomeren perfluorierten Kohlenstoffen (wie C<sub>2</sub>F<sub>4</sub>, C<sub>3</sub>F<sub>6</sub> und C<sub>4</sub>F<sub>8</sub>) abgebaut werden (Ellis et al., 2001, Lewis und Naylor, 1947, Simon und Kaminsky, 1998), die dann in der Luft weiter zu PFCAs mit unterschiedlichen Kettenlängen transformiert werden können (Ellis et al., 2001).

### **Beispiele von indirekten Quellen**

PASF- und fluortelomer-basierte Stoffe als indirekte Quelle wurden oder werden beispielsweise in medizinischen Anwendungen, Kosmetika, Schiwachsen, Möbeln, Teppichen und Textilien verwendet (Kirchhof et al., 2002, Land et al., 2018, Rogowski et al., 2007) und können in der Luft und im Staub von Innenräumen nachgewiesen werden (Zheng et al., 2020). Es wird vermutet, dass die weltweite Verbreitung von (langkettigen) PFAAs wahrscheinlich nicht auf ihren Transport in der Atmosphäre zurückzuführen ist, sondern dass eher flüchtige Vorläuferstoffe über weite Strecken in der Atmosphäre transportiert werden, bevor sie zu PFAAs abgebaut werden, da (langkettige) PFAAs wie PFOS im Wesentlichen nicht flüchtig sind (Trojanowicz et al., 2018).

Vor allem über kommunale Kläranlagen können große Mengen an PFAAs indirekt (wie auch direkt) in die Umwelt gelangen. Eine schwedische Studie zeigte z. B., dass 42–82 % des extrahierbaren organisch gebundenen Fluors (EOF) im untersuchten Klärschlamm und 5–21 % im Kläranlagenablauf nicht identifizierbar bzw. nicht eindeutig bestimmten Substanzen zuordenbar waren. DiPAPs, welche dafür bekannt sind, dass sie in Kosmetika angewendet werden, betragen 63 % der gesamten identifizierbaren PFAS in den Klärschlammproben (Yeung, Eriksson und Kärrman, 2017). Die indirekte Freisetzung von PFAS am Beispiel Textilien ist in Abbildung 6 schematisch dargestellt.

Abbildung 6: Expositionspfad von PFAS am Beispiel Textilien.



### 5.3 Bekannte Umweltkontaminationsfälle

**Beispiel USA** Einer der international prominentesten Kontaminationsfälle ist der "Mid-Ohio River Valley Case", bei dem DuPont von ca. 1984 bis 2004 die Trinkwasserversorgung von mehr als 69.000 Einwohner:innen in West Virginia mit PFAS (hauptsächlich PFOA) kontaminierte (Frisbee et al., 2009).

**Beispiele Europa** In Europa sind ebenfalls mehrere Umweltskandale bekannt: Rund 40.000 Einwohner:innen waren beispielsweise in Arnsberg (Deutschland) aufgrund der Verwendung von PFAS-kontaminiertem Klärschlamm, der als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt wurde, verunreinigtem Trinkwasser ausgesetzt (Hölzer et al., 2008).

In Ronneby (Schweden) war das Trinkwasser von etwa 28.000 Einwohner:innen mit PFAS kontaminiert, weil auf einem nahegelegenen Flugplatz PFAS-haltige Feuerlöschschäume verwendet wurden (Li et al., 2018).

In Italien wurde in den späten 1960er Jahren bis 2013 das Trinkwasser von rund 140.000 Einwohner:innen von Trissino durch eine PFAS-Produktionsanlage verunreinigt (Pitter et al., 2020).

### **Beispiele Österreich**

In den Gemeinden **Leibnitz** und **Lebring** in der Steiermark sind erhöhte PFAS-Werte im Trinkwasser in den Jahren 2016, 2017 und 2018 nachgewiesen worden. Auch 2020 wurden PFAS-Konzentrationen im Trinkwasser der Gemeinden quantifiziert, die teilweise um ein Vielfaches über dem ab Jänner 2026 gültigen Parameterwert von 0,10 µg/l der EU-Trinkwasserrichtlinie (TWRL) lagen (siehe Kapitel 5.8). Zur Aufklärung der Ursachen der Kontamination wurden/werden daher Grundwasserströme im Zusammenhang mit möglichen Expositionsquellen im engeren Umfeld (z. B. Industrie und Trainingsplätze der Feuerwehr) untersucht (BMSGPK und BMK, 2021). Als Quelle für die Verunreinigung konnte die Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark in Lebring und die Verwendung von PFAS-haltigen Löschschäumen in der Vergangenheit identifiziert werden. In Folge wurden vom Landesfeuerwehrverband Steiermark zahlreiche Maßnahmen eingeleitet um die Kontamination mit PFAS zu unterbinden und die Verdachtsfläche wurde gemäß Altlastensanierungsgesetz ausgewiesen. Des Weiteren sind in den kommenden Monaten (Stand Juni 2022) zusätzliche Untersuchungen geplant, um mit der Sanierung des Schadensherdes rasch beginnen zu können (Schemeth, 2022).

Im Bereich des Flughafen **Salzburg** wurde das Grundwasser über Jahre hindurch durch den Einsatz PFAS-haltiger Löschschäume verunreinigt. Seit 2017 wurden fluorierte Schäume durch fluorfreie ersetzt. Kleine Restbestände von PFAS-haltigen Löschschäumen sind zwar noch vorhanden, sind aber nur noch für den Einsatz besonders gefährlicher Flüssigkeitsbrände angedacht, für welche fluorfreie Löschschäume nicht geeignet sind (ORF, 2022). Mit Juni 2022 wurde die Verdachtsfläche "Flughafen Salzburg - Feuerlöschübungsgelände" in das Altlastenverzeichnis aufgenommen; dabei handelt es sich um ein kontaminiertes Untergrundvolumen/Material von mehr als 50.000 m<sup>3</sup> mit einer 3,5 km langen Schadstofffahne im Grundwasserstrom (Altlasten Portal, 2022).

## **5.4 Monitoring von PFAS in Österreich**

### **5.4.1 Gewässermonitoring**

#### **Grundwasser**

Im Zuge der **Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV)** wurde in einem Sondermessprogramm das Grundwasser (**Probenahme 2016–2017**) an 65 (nicht risikobasierten) Messstellen österreichweit zweimalig auf ausgewählte prioritäre Stoffe, darunter PFOA und PFOS, untersucht. PFAS wurden im Rahmen der Studie in einem Viertel aller untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. Da in etwa 73 % der Grundwasserproben weder PFOA noch PFOS bei einer Bestimmungsgrenze von 1 ng/l nachgewiesen wurde, wurde von keiner flächendeckenden Grundbelastung des Grundwassers mit PFAS ausge-

gangen. Die nachgewiesenen PFAS-Konzentrationen lagen alle unter dem vorgeschlagenen Parameterwert der TWRL ((EU) 2020/2184) von 0,1 µg/l für die Summe von 20 Einzelsubstanzen. Lediglich an einer Grundwassermessstelle in Salzburg wurde der vorgeschlagene Parameterwert mit den Maximalkonzentrationen von 0,059 µg/l für PFOA und 0,97 µg/l für PFOS überschritten (BMNT, 2018).

Zwischen 2017 und 2018 wurden im Rahmen einer weiteren Studie österreichweit 22 risikobasierte Grundwasserproben auf PFOA und PFOS analysiert. Insgesamt wurde PFOA in sieben Proben (0,0026–0,0137 µg/l) und PFOS in vier Proben (0,0036–0,0373 µg/l) detektiert (Brueller et al., 2018).

Im GZÜV-Sondermessprogramm "Spurenstoffe im Grundwasser 2018–2020" wurden im Jahr 2019 österreichweit 82 risikobasiert ausgewählte Grundwassermessstellen beprobt und analysiert, wobei bei elf Messstellen der als Orientierungswert herangezogene, ab Jänner 2026 gültige Parameterwert der EU-Trinkwasserrichtlinie von 0,1 µg/l für die „Summe der PFAS“ überschritten wurde. Die maximal gemessene Konzentration für die „Summe der PFAS“ (gemäß TWRL) lag bei 1,31 µg/l. In den Proben waren vor allem kurzkettige PFAAs, aber auch vereinzelt DONA und GenX, nachweisbar. PFOA und PFOS waren in etwa einem Viertel der Proben nachweisbar<sup>1</sup>.

Die ultra-kurzkettige Trifluoressigsäure (TFA, C2) ist nicht im Parameter "Summe der PFAS" der TWRL inkludiert, gehört jedoch laut der neuen OECD-Definition 2021 zu den PFAS. TFA ist besonders in den letzten Jahren als Abbauprodukt von fluorierten Gasen, Pharmazeutika, Pestiziden oder langkettigen PFAS vermehrt in den Fokus gerückt. TFA wurde auch in Österreich in allen ausgewählten Grundwasserproben über der Nachweisgrenze detektiert. Der Median der TFA-Konzentrationen im Grundwasser lag bei 0,39 µg/l und das 95 %-Quantil bei 2,4 µg/l. Die gemessene TFA-Maximalkonzentration betrug 7,0 µg/l. Der in Deutschland für TFA im Trinkwasser abgeleitete gesundheitliche Leitwert von 60 µg/l wurde in keiner Probe überschritten. Eine flächendeckende und bundesweite Untersuchung des Grundwassers auf PFAS wurde von Bund und Ländern beschlossen und wird 2022 durchgeführt (Brielmann et al., 2022).

### **Oberflächenwasser**

Vor mehr als zehn Jahren wurden in Österreich das erste Mal Oberflächengewässer auf elf PFAS analysiert. Damals wurden im Oberflächenwasser Werte von maximal 2 ng/l für PFOA und 37 ng/l für PFOS detektiert. Ebenfalls wurden Sedimentproben von sieben österreichischen Seen und der Donau untersucht. Während PFSAs in keiner der Sedimentproben nachgewiesen werden konnten, wurden PFCAs in fast allen Seesedimentproben mit einer maximalen Konzentration von 1,7 µg/kg Trockenmasse (TM) gefunden. PFHxA, PFHpA und PFOA wurden in allen Donausedimentproben im Bereich von 0,1 bis 5,1 mg/kg TM nachgewiesen. Nach den damaligen Berechnungen waren in etwa 50 % des PFAS-Eintrags in die Flüsse auf Kläranlagen zurückzuführen (Clara et al., 2009).

In Vorarlberg - Probenahme 2016 - wurden insgesamt 13 Vertreter der PFAS in sechs Fließgewässerproben (vor und nach Abwassereinleitungen) untersucht.

<sup>1</sup> <https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/>

Die höchsten Konzentrationen wurden nach der Abwassereinleitung für PFHxA (0,0046 µg/l), PFOA (0,0033 µg/l) und PFOS (0,0028 µg/l) detektiert (Clara, Hanefeld und Scheffknecht, 2017).

Eine weitere Studie – Probenahme 2016/17 - untersuchte PFOA und PFOS in insgesamt 36 Fließgewässerproben, wobei PFOA in 18 Proben (Maximalwert 0,012 µg/l) und PFOS in 17 Proben (Maximalwert 0,0010 µg/l) nachgewiesen wurde (BMNT, 2019a).

In 2017/18 beprobten Fließgewässern waren PFOA und PFOS in je einer von sieben Proben mit 0,0032 µg/l und 0,0052 µg/l nachweisbar. In untersuchten Badegewässern wurde lediglich PFOA zwischen 0,0040 und 0,0050 µg/l detektiert (Brueller et al., 2018).

**Deponiesickerwasser,  
Kläranlagenzuläufe  
und Kläranlagen-  
abläufe**

In untersuchten österreichischen **Deponiesickerwässern** aus dem Jahr 2015 wurde in allen Proben der neun untersuchten Deponien PFOS nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,019 µg/l und 0,84 µg/l (BMLFUW, 2017a). Im Sickerwasser von drei Vorarlberger Hausmülldeponien, auf denen auch industrielle und gewerbliche Abfälle abgelagert wurden, waren PFOA-Konzentrationen von 0,36 µg/l bis 4,5 µg/l nachzuweisen. Die PFOS-Konzentrationen lagen zwischen 0,13 µg/l und 0,48 µg/l. Der maximale PFHxA-Gehalt betrug 5,6 µg/l (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG, 2021).

In einer weiteren Studie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) wurde das Vorkommen von 13 PFAS bei acht kommunalen Kläranlagen (bzw. 32 Ablaufproben kommunaler Kläranlagen) in Österreich untersucht. Von den 13 untersuchten Substanzen wurden zehn in den **Kläranlagenabläufen** nachgewiesen: PFHxA (< Nachweisgrenze (NG)-0,016 µg/l), Perfluorheptansäure (PFHpA, < NG-0,0047 µg/l), PFOA (0,0011–0,046 µg/l), PFNA (< NG-0,0019 µg/l), Perfluordecansäure (PFDA, < NG-0,0075 µg/l), Perfluorundecansäure (PFUnDA, < NG-0,0014 µg/l), PFHxS (< NG-0,012 µg/l), Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS, < NG-0,0020 µg/l), PFOS (< BG-0,12 µg/l) und Perfluoroctansulfonamid (PFOSA, < Bestimmungsgrenze (BG)). Perfluordodecansäure (PFDoDA), Perfluordecansulfonsäure (PFDS) und EtFOSA wurden in keiner der Proben gefunden (BMLFUW, 2017b).

In einer vom Umweltbundesamt und dem Vorarlberger Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit gemeinsam durchgeführten Studie wurden Kläranlagen und die Fließgewässer, in welche das gereinigte Abwasser eingeleitet wurde, im Jahr 2016 beprobt. Auch in dieser Studie wurden 13 PFAS gemessen. In allen untersuchten **Kläranlagezulaufproben** (n=3) wurde PFHxA (0,0020–0,0059 µg/l) und PFOA (0,0024–0,0082 µg/l) über der Bestimmungsgrenze detektiert. Ebenfalls wurden vereinzelt Perfluorbutansäure (PFBA, 0,028 µg/l), PFNA (0,0013–0,0022 µg/l) PFHxS (0,0014 µg/l) und PFOS (0,0057–0,0086 µg/l) nachgewiesen. In den **Kläranlagenablaufproben** lagen die Werte für PFHxA im Bereich 0,0022–0,0058 µg/l und für PFOA im Bereich 0,0028–0,0030 µg/l. Für PFHxA und PFOA wurde lediglich ein geringer Rückhalt in den Kläranlagen berechnet (Clara, Hanefeld und Scheffknecht, 2017).

In einem gemeinsamen Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes und des Instituts für Wassergüte und Ressourcenmanagement der Technischen Universität Wien wurde 2020 ein ausgewählter Kläranlagenablauf auf das Vorkommen von 22 PFAS und des Parameters "PFAS gesamt" mittels des **Total Oxidizable Precursor (TOP) Assay** untersucht. In der Studie wurden zwölf PFAS detektiert, wobei PFBA (11,01 ng/l), PFOA (12,71 ng/l) und PFHxA (6,83 ng/l) in den höchsten Konzentrationen gefunden wurden. Ebenfalls wurden zwei PFOA-Substitute DONA (2,62 ng/l) und GenX (4,45 ng/l) im Kläranlagenablauf nachgewiesen. Die Ergebnisse der Studie zeigten, dass die PFAS-Gesamtkonzentration nach der Anwendung des TOP-Assays um ein Vielfaches höher war als mit der Einzelsubstanzanalyse alleine nachgewiesen werden konnte (Kaiser et al., 2021a).

**Biota** Im Jahr 2013 wurden im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung Untersuchungen für ein Trendmonitoring Biota durchgeführt, wobei Fische (z. B. Brachsen, Aitel, Barben und Zander) aus 32 Fließgewässern und dem Neusiedler See untersucht wurden. Ziel der Studie war es unter anderem, zu überprüfen, ob Umweltqualitätsnormen (UQN) für Biota überschritten werden. Biotaprobe wurden auf das Vorkommen von PFOS und PFOA überprüft. PFOS war mit Ausnahme von vier Proben in allen Biotaprobe nachweisbar, wobei die Konzentrationen in den Fischen zwischen < 2 und 47 µg/kg Frischgewicht (FG) schwankten. Die UQN von 9,1 µg/kg FG wurde in zahlreichen Fischen überschritten. PFOA wurde in keiner der Proben nachgewiesen (BMLFUW, 2015).

In einer Biota-Folgeuntersuchung im Jahr 2016 zeigte sich zwar, dass die PFOS-Werte immer noch die UQN überschritten, die PFOS-Konzentrationen aber im Jahr 2016 tendenziell niedriger waren als 2013 (BMNT, 2019b). Die Ergebnisse aus dem GZÜV Jahresbericht 2018–2020 sind demnächst zu erwarten.

#### 5.4.2 Klärschlamm(kompost)- und Bodenmonitoring

##### ***Klärschlammkompost und damit beaufschlagte Böden***

In einer Kooperation des Vorarlberger Instituts für Umwelt und Lebensmittelsicherheit, des Umweltbundesamtes und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft wurden 2015/16 in Vorarlberg landwirtschaftlich genutzte Flächen vor und nach der Beaufschlagung mit Klärschlammkompost beprobt und auf 13 PFAS untersucht. Ebenfalls wurden die aufgebrachten Klärschlammkomposte wie auch der für die Kompostierung genutzte Klärschlamm analysiert. In allen untersuchten Klärschlämmen und Klärschlammkomposten konnten die 13 untersuchten PFAS nachgewiesen werden. Die Konzentrationen schwankten im Bereich < NG–30 µg/kg TM in den Klärschlämmen und im Bereich < NG–18 µg/kg TM in den Klärschlammkomposten. PFOS wies jeweils die höchsten Konzentrationen auf. Die PFAS-Konzentrationen in den Klärschlammkomposten waren niedriger als im Klärschlamm, was wahrscheinlich auf die Verdünnung durch die Mischung mit Strukturmaterial zurückzuführen war. Es zeigte sich aber auch, dass z. B. PFOA auch über Strukturmaterial in den Kompost gelangen kann. In den untersuchten Böden, die mit Klärschlammkompost beaufschlagt wurden, waren die PFHxS- und PFOS-Konzentrationen im Vergleich zu Referenzböden (ohne Beaufschlagung) höher (Clara, Hartmann und Scheffknecht, 2016).

In den Jahren 2020/21 wurden Klärschlammkomposte von 14 Klärschlammkompostieranlagen aus Niederösterreich, Burgenland, Salzburg, Steiermark, Kärnten, Vorarlberg und Tirol sowie zwei Böden (aus Niederösterreich), auf denen der Klärschlammkompost beaufschlagt wurde, wiederum auf PFAS, diesmal 20, untersucht.

Von den untersuchten PFAS konnten bis zu 16 in den Proben nachgewiesen werden. Die sechs am häufigsten detektierten Substanzen waren Perfluorpentansäure (PFPeA, 1,7–19 µg/kg TM), PFHxA (1,1–120 µg/kg TM), PFOA (0,59–12 µg/kg TM), PFNA (< 0,22–1,3 µg/kg TM), PFDA (0,45–6,9 µg/kg TM) und PFOS (0,69–50 µg/kg TM). In den untersuchten beaufschlagten Böden lagen die gemessenen Werte der sechs letztgenannten PFAS im Bereich < 0,10 bis 0,83 µg/kg TM. Die Studie zeigte, dass in Klärschlammkomposten kombiniert hohe Expositionen mit mehreren PFAS vorlagen und dass die Konzentrationen in den beaufschlagten Böden deutlich niedriger waren. Im Vergleich zu unbelasteten Referenzböden waren die PFAS-Konzentrationen in den beaufschlagten Böden jedoch höher. Grenzwerte für Klärschlammkompost und Boden sind derzeit nicht vorhanden, jedoch wird derzeit in Vorarlberg ein entsprechender Entwurf dafür erarbeitet (Umweltbundesamt, 2022b).

**Boden** Im Rahmen des Projektes **AustroPOPs** wurden ebenso u. a. 20 PFAS in österreichischen Böden im **Zeitraum 2017 bis 2021** untersucht. Es wurden Acker-, Grünland- und Waldböden (Auflagenhumus und Mineralböden) aus allen Bundesländern mit Ausnahme Wien und Burgenland beprobt und analysiert. PFAS wurden in allen sieben Bundesländern in Grünland-Bodenproben nachgewiesen, in Acker-Bodenproben aller Bundesländer außer Tirol (vier Ackerstandorte untersucht) und Salzburg (keine Ackerstandorte untersucht) und in Wald-Bodenproben der Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Steiermark, Niederösterreich und Salzburg. Maximalwerte im Grünland (PFOA = 15 µg/kg TM und PFOS = 57 µg/kg TM), an einem Ackerstandort (PFOA = 6 µg/kg TM und PFOS = 53 µg/kg TM) und einem untersuchten Waldstandort (PFOS = 12 µg/kg TM) wurden in Vorarlberg detektiert. In Kärnten wurde Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) ebenfalls im Acker (0,51–0,77 µg/kg TM) und auch im Grünland (1,7 µg/kg TM) nachgewiesen (BMLRT, 2021b).

Im Zeitraum 2019/20 wurden 55 Bodenproben aus Vorarlberg unter anderem auf 26 PFAS untersucht. PFOS wurde in 78 % und PFOA in 65 % der Bodenproben über der BG (0,5 µg/kg TM) detektiert. PFOS wurde nicht nur am häufigsten, sondern auch in den höchsten Konzentrationen (< BG–120 µg/kg TM) nachgewiesen, gefolgt von PFOA (< BG–10 µg/kg TM), PFHxA (< BG–3,6 µg/kg TM), PFHpA (< BG–2,8 µg/kg TM), PFNA (< BG–5 µg/kg TM) und PFDA (< BG–3,6 µg/kg TM). Im Rahmen der Studie wurde ebenfalls das adsorbierbar organisch gebundene Fluor (AOF) als Summenparameter für die Bodenproben bestimmt. Hierbei waren mit Ausnahme von drei Bodenproben mehr als 50 % des organisch gebundenen Fluors nicht identifizierbar. Nach der Anwendung des TOP-Assays zeigte sich, dass oxidierbare Vorläufersubstanzen die bestimmbare PFAS-Gesamtkonzentration in den Böden um bis zu 54 % erhöhen. Fünf Bodenproben wurden zusätzlich mit dem TTR TR CALUX® Wirktest gemessen. Die gemessenen PFOA-Äquivalente mittels des Bioassays korrelierten hierbei gut mit den

Werten der Summe der Einzelsubstananalytik. Die Ergebnisse dieser Studie lassen vermuten, dass Schadstoffeinträge im Wesentlichen über die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen als auch in geringerem Ausmaß über die Deposition erfolgte (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG, 2021), 2021.

### 5.4.3 Monitoring im Alpenraum

Im Rahmen des Projektes **PureAlps** – eine Kooperation des Umweltbundesamtes mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) – wurden vom LfU Augsburg PFAS in Depositionsproben, Gewässerproben, Fischen, Wildvogeleiern und terrestrischen Tieren aus alpinen Regionen (Bayern, Österreich) analysiert. Die **Probenahmen** fanden im Zeitraum **2016 bis 2019** statt. Die Ergebnisse zeigen, dass PFAS über die Atmosphäre in den Alpenraum eingetragen werden und sich über die Nahrungskette anreichern (Umweltbundesamt, 2020).

PFOA wurde in allen und PFBA, PFHxA und PFHpA in fast allen **Depositionsproben** detektiert (untersuchte Standorte: Augsburg, Garmisch-Partenkirchen und Zugspitze in Deutschland sowie Hoher Sonnblick in Österreich). In der Gesamtdosition (nasse und gelöste trockene Deposition) wurden Gehalte im Bereich der halben Bestimmungsgrenze bis zu 5,6 ng/l detektiert, die höchsten Konzentrationen zeigten in abnehmender Reihenfolge PFBA, PFHpA, PFHxA, 6:2 FTSA, PFOA, PFNA und PFOS. Die Deposition der PFAS-Summe an den untersuchten Standorten lag zwischen 4,0 und 9,3 µg/m<sup>2</sup>/Jahr, wobei die höchsten mittleren Einträge an den hochalpinen Standorten Zugspitze und Hoher Sonnblick nachgewiesen wurden (Umweltbundesamt, 2020).

In allen untersuchten **Wasserproben** (Loisach, Partnach, Hammersbach und Eibsee) war PFOA in etwa um den Wert 0,25 ng/l detektierbar. Auch PFBA war im Eibsee mit 1,0 und 1,8 ng/l nachweisbar. 6:2 FTSA, PFHpA, PFHxS und PFBS wurden vereinzelt über der Nachweisgrenze, aber unter der Bestimmungsgrenze detektiert (Umweltbundesamt, 2020).

In **Fischen** (Bachforellen, Seeforellen, Schwarzreuter) aus den Gewässern Loisach (DE), Partnach (DE), Eibsee (DE), Seebensee (AUT) und Hammersbach (DE) wurden Muskeln und Leber auf PFAS untersucht, wobei PFOS, PFUnDA und PFDoDA in allen und PFBA, PFNA und PFDA in mehr als der Hälfte der Fische nachweisbar waren. Die Summe an PFAS in den Muskeln lag zwischen 0,75 und 4,8 µg/kg FG und in den Lebern zwischen 3,9 bis 52 µg/kg FG. PFOS wurde sowohl in den Muskeln (0,25–2,9 µg/kg FG) als auch in den Lebern (2,3–43 µg/kg FG) in den höchsten Konzentrationen gemessen. Die gültige UQN für PFOS in Fischen liegt bei 9,1 µg/kg FG (Umweltbundesamt, 2020).

In allen **Eiern** des Haubentauchers vom Eibsee (DE) wurden PFNA, PFOS, PFDA, PFUnDA und PFDoDA nachgewiesen, jedes dritte Ei enthielt PFOA und zwei der elf Eier enthielten PFBA. Die Summe der PFAS in den Haubentauchern lag zwischen 2,1 und 23,2 µg/l, wobei PFUnDA (Median 2,6 µg/l und max. 8,9 µg/l) und PFOS (Median 1,5 µg/l und max. 9,5 µg/l) die zwei dominantesten PFAS waren. In den Eiern der Seeadler wurden zwischen 23,1 und 32,2 µg/l "Summe PFAS"

nachgewiesen, wobei PFOS in Seeadlereiern deutlich erhöht war, ansonsten lag ein ähnliches Muster wie beim Haubentaucher vor (Umweltbundesamt, 2020).

Im Muskelfleisch von österreichischen **Murmeltieren** wurden keine PFAS detektiert. Im Muskelfleisch und in der Leber aller deutschen **Gämsen** wurde PFBA nachgewiesen, während PFBA nur in einer österreichischen Gämse (Leber) mit 7,46 µg/kg FG analysiert wurde (Gämsen DE: Muskel: 0,25 bis 0,84 µg/kg FG; Leber: 0,25 bis 2,14 µg/kg FG). Ebenfalls wurde in fast allen Gämselebern PFNA, PFOS, PFUnDA und PFDoDA gefunden und in einer Gämseleber auch PFHxA. Die Summe der PFAS in den österreichischen Gämselebern lag zwischen 2,8 und 20,0 µg/kg FG, und es zeigte sich, dass die PFAS-Summenkonzentrationen in der Leber von österreichischen Gämsen statistisch signifikant höher waren als in der Leber von Murmeltieren. Im Muskelfleisch und in der Leber von **Füchsen** aus Bayern lagen die PFAS-Summenkonzentrationen zwischen 1,1 und 53 µg/kg FG im Muskel und zwischen 63 und 126 µg/kg FG in der Leber (Umweltbundesamt, 2020).

#### 5.4.4 Monitoring von Lebensmitteln

**Trinkwasser** Strichprobenartig wurden im Zeitraum 2017/18 österreichische Trinkwasserproben auf PFOA und PFOS untersucht. In fünf von 20 Proben konnte zumindest je eine der beiden Substanzen nachgewiesen werden. PFOA wurde in drei Proben zwischen 0,0042–0,0107 µg/l und PFOS ebenfalls in drei Proben zwischen 0,0029 und 0,0433 µg/l nachgewiesen (Brueller et al., 2018).

Im Rahmen einer nachfolgenden Schwerpunktaktion wurden in Österreich 2018/19 259 Trinkwasserproben auf das Vorkommen von zwölf PFAS untersucht, dabei wurden in 12 % der Proben PFAS nachgewiesen. Positive Befunde lagen für PFOS, PFHxS, PFBS, PFOA und PFHxA vor. Der empfohlene Parameterwert von 0,10 µg/l der EU-TWRL wurde bei einer Probe (99,3 ng/l) annähernd erreicht und der Mittelwert aller 30 positiven Befunde lag bei 22,7 ng/l (AGES und BMASGK, 2019).

Für eine aktuellere Schwerpunktaktion im Trinkwasserbereich wurden 264 Proben auf das Vorkommen von 20 PFAS untersucht. Bei einem Wasserversorger aus der Steiermark wurde mit der Summe von 20 PFAS von 1,46 µg/l der vorgegeben Maximalwert der EU-TWRL überschritten (AGES und BMSGPK, 2022).

**POPMON 2018** Im Rahmen des Projektes POPMON wurden im Jahr 2018 zur Früherkennung etwaiger belasteter Regionen Daten betreffend Auftreten und Exposition von POPs (inkl. PFAS) in Österreich gesammelt. Vor allem die Erweiterung der Kenntnisse über Quellen und Eintragspfade (z. B. über Altlasten, Abfall oder Industriestandorte) als Basis für ein risikobasiertes Lebensmittel-Monitoring stand bei dem Projekt im Vordergrund (Umweltbundesamt und AGES, 2018).

In den Jahren 2010 und 2011 wurden 37 Lebensmittel, wie z. B. Gemüse, Käse, Eier, Fisch und Tierleber in Österreich gesammelt und auf das Vorkommen von PFOS und PFOA untersucht, wobei PFOA (38 %) im Vergleich zu PFOS (16 %)

häufiger nachgewiesen wurde. PFOA wurde in Kartoffeln, Mais, Hartkäse, Hühnereiern, Fisch, Kalb- und Schweinefleisch und Wild nachgewiesen, wobei die PFOA-Konzentrationen zwischen 0,43 und 0,92 µg/kg lagen. Im Gegensatz dazu wurde PFOS nur im Fisch und in Schweine- und Lammleber in maximalen Konzentrationen von 0,82 und 1,5 µg/kg gefunden (Mihats et al., 2014).

Durchschnittliche **ernährungsbedingte Aufnahmemengen** wurden anhand erhobener Daten 2014 berechnet:

- PFOA-Exposition bei Kindern: 0,25 bis 0,55 ng/kg Körpergewicht (KG)/d
- PFOS-Exposition bei Kindern: 0,09 bis 0,24 ng/kg KG/d
- PFOA-Exposition bei Frauen: 0,20 bis 0,46 ng/kg KG/d
- PFOS-Exposition bei Frauen: 0,07 bis 0,20 ng/kg KG/d
- PFOA-Exposition bei Männern: 0,22 bis 0,50 ng/kg KG/d
- PFOS-Exposition bei Männern: 0,05 bis 0,19 ng/kg KG/d

Laut der damaligen Untersuchung wurde PFOA bei Erwachsenen vor allem über Fleisch und bei Kindern über Fleisch und Hühnereier aufgenommen. Bei PFOS war die ernährungsbedingte Exposition vor allem auf den Verzehr von Fisch zurückzuführen (Mihats et al., 2014).

Weiters wurden im Jahr 2016 in Summe 199 österreichische **Trinkwasserproben** auf das Vorkommen von PFOS und PFOA untersucht. In neun dieser Proben wurde PFOA detektiert (max. 12,6 ng/l) und in acht Proben PFOS (max. 37,4 ng/l) (Umweltbundesamt und AGES, 2018).

#### **POPMON II 2021**

Im Folgeprojekt POPMON II wurde der Raum Lebring/Leibnitz in der Steiermark (aufgrund der PFAS-Belastung, die bei einem Trinkwasserüberwachungsprogramm identifiziert wurde) auf das Vorkommen von 22 PFAS untersucht. Im Rahmen des Projektes wurden abgesehen von Oberflächengewässer, Grundwasser und Sickerwasser einer Altlast ebenfalls Trinkwasser, Tränkwasser, Blut von Nutztieren und tierische Lebensmittel analysiert.

In allen der zehn untersuchten Trinkwasserproben von verschiedenen Brunnen und zwei Netzproben in **Lebring** und **Leibnitz** wurde PFBA (0,0015–0,021 µg/l), PFHxA (0,0015–0,062 µg/l), PFHpA (0,00075–0,021 µg/l), PFOA (0,0017–0,011 µg/l), PFBS (0,0021–0,0057 µg/l), PFHxS (0,0013–0,12 µg/l) und PFOS (0,0019–0,34 µg/l) nachgewiesen. Vereinzelt wurden auch PFPeA (< 0,0010–0,10 µg/l), 6:2 FTSA (< 0,0010–0,16 µg/l), Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS, < NG–0,0051 µg/l), PFHpS (< NG–0,0046 µg/l) und 4:2 FTSA (< NG–0,0052 µg/l) in Proben gefunden. **Vier Proben aus Lebring überschritten den Parameterwert der EU-Trinkwasserrichtlinie** von 0,10 µg/l. Die **höchste gemessene Konzentration** für die Summe aller quantifizierter PFAS war **0,84 µg/l**, wobei die Summe der 20 PFAS (gemäß der EU-TWRL) 0,70 µg/l war. Ebenfalls überschritt eine von vier Tränkwasserproben, die auf landwirtschaftlichen Betrieben gezogen wurden, den Parameterwert von 0,10 µg/l für Trinkwasser (BMSGPK und BMK, 2021).

In Blutproben von acht für den Verzehr vorgesehenen Schweinen und zwei Rindern wurden am häufigsten PFHxS und PFOS, sowie vereinzelt auch PFOA,

PFHpA, PFHxA, PFBA und PFPeS detektiert. In den vier Schweine- und einer Rindfleischprobe lag die höchste PFAS-Gesamtkonzentration bei 5 ng/g, wobei den größten Beitrag PFOA mit 3,8 ng/g ausmachte. Zusätzlich wurden noch PFHxA, PFHpA, PFHxS und PFOS im Fleisch gefunden. Die Untersuchungen ergaben, dass es zwischen dem PFAS-Vorkommen im Tränkwasser und dem PFAS-Vorkommen im Blut bzw. Fleisch einen Zusammenhang gab. Weiters wurden zusätzlich auch lokal produzierte Lebensmittel, wie z. B. Kürbiskernöl, Hühner- und Karpfen, untersucht. Die PFAS-Konzentrationen waren im Allgemeinen in Schweinefleisch, Rindfleisch und Karpfen am höchsten (BMSGPK und BMK, 2021).

Ernährungsbedingte Aufnahmemengen von PFOS, PFHxS, PFOA und PFNA wurden unter der Annahme berechnet, dass ausschließlich lokal produzierte Lebensmittel und Trinkwasser eingenommen werden. Die Ergebnisse zeigten, dass die **tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge** (engl. tolerable weekly intake (TWI)) von **4,4 ng/kg KG** um das 3- bis 4,5-Fache überschritten wird, wobei der Beitrag von Trinkwasser zur Aufnahme rund 60 % beträgt. Für die Bevölkerung können laut der Studienergebnisse **erhöhte gesundheitliche Risiken nicht ausgeschlossen** werden (BMSGPK und BMK, 2021).

#### 5.4.5 Human Biomonitoring

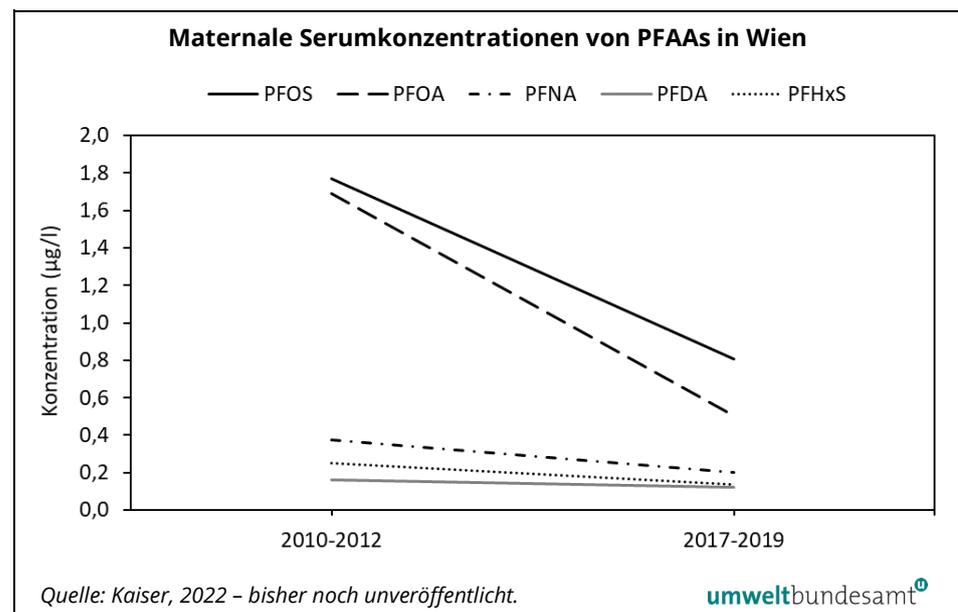
**UmMuki 2010/12** In Österreich wurden bisher zwei **Mutter-Kind-Studien zur Untersuchung der PFAS-Belastung** durchgeführt. In der ersten Studie – Umweltschadstoffe in Mutter-Kind-Paaren (UmMuKi) – wurden im Zeitraum 2010 bis 2012 maternale Serumproben und Nabelschnurblutserumproben in Wien (und Bratislava) gesammelt und auf 19 PFAS analysiert. Bei einer Stichprobe von 22 maternalen Serumproben lag der Median in Wien für PFOS bei 1,8 µg/l, für PFOA bei 1,7 µg/l, für PFNA bei 0,37 µg/l, für PFHxS bei 0,25 µg/l, für PFDA bei 0,16 µg/l und für PFUnDA bei 0,11 µg/l (Gundacker et al., 2021). Insgesamt wurde der **HBM-I-Wert** für **PFOA** von **2 µg/l** (UBA, 2020) von 36 % der Mütter **überschritten** und der gesundheitsbezogene Richtwert von 6,9 µg/l für die Summe von vier PFAAs (PFOS, PFOA, PFNA und PFHxS), welcher der tolerierbaren wöchentlichen Aufnahmemenge von 4,4 ng/kg Körpergewicht entspricht (EFSA, 2020), von 31 % der Mütter (Gundacker et al., 2021). Zum Zeitpunkt der Durchführung der Studie (2009–2012) war dies jedoch nicht bekannt, es gab einige Überschreitungen der zum damaligen Zeitpunkt geltenden tolerierbaren Aufnahmemengen von PFOA in den slowakischen Proben (EFSA, 2008, Umweltbundesamt, 2012).

**NEWDA 2017/19** In einer zweiten **Mutter-Kind-Studie** – New Danube Study (NEWDA) – wurden im Zeitraum 2017 bis 2019 maternale Serumproben, Nabelschnurblutserumproben und Plazentaprobe gesammelt und auf bis zu 60 PFAS wie auch auf **EOF** untersucht (Kaiser, 2022). In dem Kooperationsprojekt des Umweltbundesamtes, der Medizinischen Universität Wien und der Örebro Universität (Schweden) wurden insgesamt 136 Mutter-Kind-Paar-Proben aus den Universitätskliniken Tulln, St. Pölten und Wien untersucht. Im Vergleich zu den Jahren 2010/12

nahmen die Konzentrationen von PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS und PFDA im maternalen Serum in Wien ab (siehe Abbildung 7), wobei die Abnahmen bis auf PFHxS statistisch signifikant waren (Kaiser, 2022).

Obwohl sich ein abnehmender Trend der bekanntesten PFAAs zeigte, konnten in vielen Proben auch neue PFAS nachgewiesen werden. In den maternalen Serumproben wurden bis zu 21, in den Nabelschnurblutserumproben bis zu 18 und in der Plazenta bis zu 23 Einzelsubstanzen nachgewiesen. **PFBS, DONA** und Perfluor-4-ethylcyclohexansulfonsäure (**PFECHS**) wurden z. B. in Konzentrationsbereichen von < BG bis 0,022 ng/l, < BG bis 0,074 µg/l und < BG bis 0,0055 µg/l im maternalen Serum und von < BG bis 0,010 µg/l, < BG bis 0,027 µg/l und < BG bis 0,0075 µg/l im Nabelschnurblutserum detektiert. Ebenfalls wurden 6:2 diPAP (< BG–0,038 ng/g) und 8:2 diPAP (< BG–0,002 ng/g) in der Plazenta nachgewiesen. Darüber hinaus konnten im maternalen Serum im Durchschnitt 24 % des EOF, im Nabelschnurblutserum 9 % und in der Plazenta 51 % des EOF nicht identifiziert werden, was auf das Vorkommen neuer PFAS-Expositionen hindeutet. Weiters zeigte die Studie, dass es statistisch signifikante Expositionsunterschiede zwischen den drei Regionen gab, wobei die PFOA-Konzentration in Tulln am höchsten war, gefolgt von St. Pölten und Wien (Kaiser et al., 2021b).

Abbildung 7:  
Abnahme der maternalen Serumkonzentrationen von PFAAs in Wien von 2010 bis 2019.



#### HBM4EU 2017/21

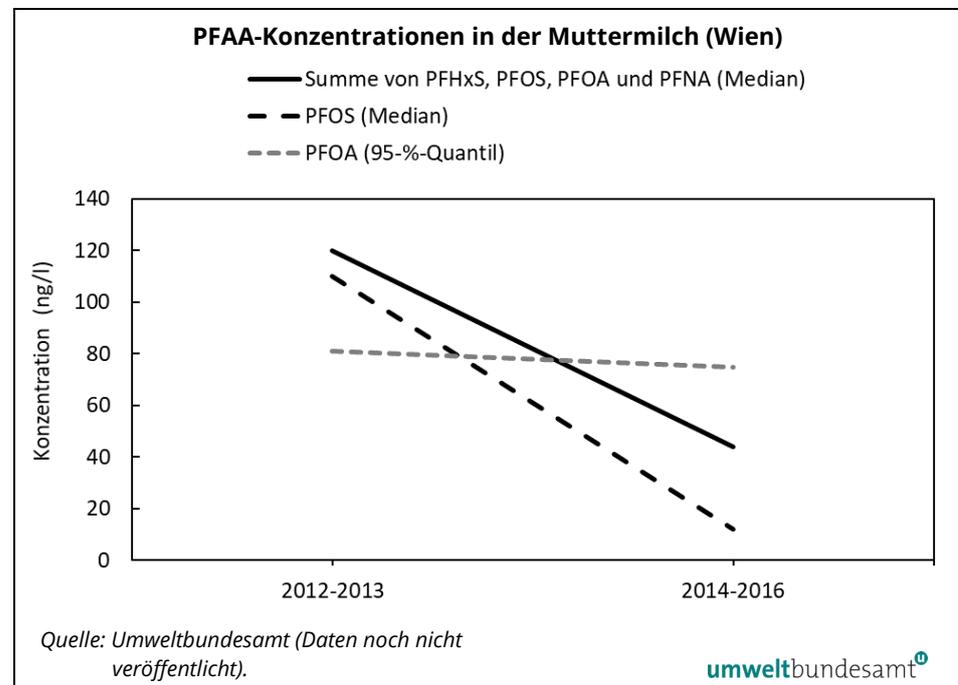
Für das Projekt HBM4EU, bei dem Österreich beteiligt war, wurden Daten zu PFAS-Expositionen im Blut bzw. Blutplasma und -serum in neun europäischen Ländern (Zeitraum 2014 bis 2021) gesammelt. Dabei zeigte sich, dass 17–24 % der Summenexpositionswerte von PFHxS, PFOS, PFOA und PFNA in Nord- und Westeuropa über dem von der Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (engl. European Food Safety Authority (EFSA)) festgelegten gesundheitsbezogenen Richtwert von 6,9 µg/l lagen. In Süd- und Osteuropa hingegen wurde der gesundheitsbezogene Richtwert nur von 1–13 % überschritten. Höhere PFNA-

und PFOS-Serumwerte waren vor allem mit einem höheren Fisch-, Meeresfrüchte- und Eierkonsum wie auch mit der Aufnahme von selbst produzierten Lebensmitteln assoziiert (HBM4EU, 2021).

**Muttermilch 2012/13** In untersuchten österreichischen Muttermilchproben (Zeitraum 2012/13) wurden PFOS-Konzentrationen im Bereich von 58 bis 310 ng/l gemessen. Die PFOA-Konzentrationen lagen im Bereich < BG bis 83 ng/l (Umweltbundesamt, 2013).

**Muttermilch 2014/16** In Muttermilchproben, die im Zeitraum 2014/16 gesammelt und analysiert wurden, waren die PFOS-Konzentrationen wie auch die Summenkonzentration von PFHxS, PFOS, PFOA und PFNA im Vergleich zu 2012/2013 niedriger (siehe Abbildung 8). PFBS, PFPeS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFDA, DONA, F-53B (6:2 CI-PFESA) und GenX (HFPO-DA) wurden 2014/16 ebenfalls in Konzentrationen von bis zu 28 ng/l in der Muttermilch detektiert.

Abbildung 8:  
Abnahme der PFAA-Konzentrationen in der Muttermilch im Zeitraum 2012/13 bis 2014/16 in Wien.



**Harn – Erwachsene 2016** Im Jahr 2016 wurde eine Pilotstudie vom Umweltbundesamt zur Bestimmung von zwölf PFAS im Harn von sechs Männern und fünf Frauen im Alter von 25 bis 46 Jahren durchgeführt. Die PFAAs PFHxA (< BG–3,0 ng/l), PFOA (0,79–5,1 ng/l), PFOS (< BG–4,9 ng/l) und PFNA (< BG–0,57 ng/l) wurden in allen Proben nachgewiesen. In mehr als 70 % der Harnproben wurden PFPeA (< NG–8,5 ng/l), PFHxS (< NG–1,8 ng/l) und PFHpA (< NG–0,99 ng/l) detektiert. Die Studie zeigte, dass vor allem kurz-kettige PFAS im Harn nachweisbar waren (Hartmann et al., 2017).

**Harn – Kinder 2019/21** Im Rahmen des Kindersurveys untersuchte das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Department für Lebensmittelchemie und Toxikologie der Universität Wien eine Reihe unterschiedlicher Chemikalien im Morgenharn von ostösterreichischen Volksschulkindern. Dabei wurden in den im Jahr 2020 gesammelten Proben von insgesamt 45 Mädchen und 40 Buben im Alter von 6–10 Jahren auch 14 PFAS analysiert. Es wurden PFHxA (1,2–24 ng/l) und PFOA

(0,65–60 ng/l) in allen Harnproben detektiert und PFPeA (< NG–37 ng/l), PFHpA (< NG–7,2 ng/l), PFNA (< NG–1,7 ng/l), PFDA (< NG bis < BG), PFPeS (< NG–1,4 ng/l), PFHxS (< NG–6,4 ng/l) und PFOS (< NG–25 ng/l) wurden in den Proben unterschiedlich häufig nachgewiesen. Statistisch signifikante Zusammenhänge zwischen höheren PFHpA- und PFOA-Konzentrationen im Harn und einem vermehrten Fischverzehr wurden identifiziert. Während sich in der Studie zeigte, dass die PFNA-Konzentration im Harn bei älteren Kindern statistisch signifikant höher waren, zeigten sich keine statistisch signifikanten Unterschiede hinsichtlich der PFAS-Konzentrationen zwischen Buben und Mädchen und zwischen den einzelnen Regionen (Umweltbundesamt, 2021).

## 6 GESUNDHEITLICHE RISIKEN

Informationen über die Toxizität von PFAS sind lediglich für eine begrenzte Anzahl von Substanzen vorhanden, hauptsächlich für PFOA und PFOS. Obwohl nicht alle dieselben toxischen Eigenschaften aufweisen, ist deren Vorkommen in der Umwelt besorgniserregend, weil diese Verbindungen die persistentesten Chemikalien sind, mit denen wir heute konfrontiert sind. Die durch die PFAS-Belastung verursachten Kosten im Gesundheitssektor werden im Europäischen Wirtschaftsraum auf 52–84 Mrd. Euro geschätzt (Goldenman, 2019).

### 6.1 Bioakkumulation

**Bioakkumulation und Bindung an Blutproteine** Im Gegensatz zu den meisten anderen persistenten und bioakkumulierenden Chemikalien reichern sich PFAS (besonders langkettige PFAAs wie PFHxS, PFOS und PFOA) nicht im Fettgewebe an, sondern sie akkumulieren vorwiegend in proteinreichen Kompartimenten, wie z. B. in der Leber, in den Nieren oder im Blut (Trier et al., 2017). Im Blut binden besonders langkettige PFAAs vor allem an das Blutprotein Albumin (Forsthuber et al., 2020).

**Halbwertszeiten** Halbwertszeiten von PFAS variieren je nach Organismus, Kettenlänge und Struktur. Während die Halbwertszeiten von PFHxS, PFOS und PFOA in Mäusen und Ratten wenige Tage betragen, erstrecken sie sich beim Menschen über mehrere Jahre. Halbwertszeiten von kurzkettigen PFAS sind wesentlich geringer als jene von langkettigen. Geschätzte bzw. berechnete Halbwertszeiten beim Menschen sind 25,8 Tage für PFBS, 5,3–8,5 Jahre für PFHxS, 3,4–5,4 Jahre für PFOS und 2,7–3,8 Jahre für PFOA (Li et al., 2018, Olsen et al., 2007, Olsen et al., 2009, DeWitt, 2015).

### 6.2 Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit

**C8 Science Panel** Aus Studien zu PFOA und PFOS, die zwischen 2005 und 2013 im Mid-Ohio Valley durchgeführt wurden, kam man zu dem Schluss, dass diese Verbindungen wahrscheinlich mit sechs Krankheitskategorien in Verbindung gebracht werden können: diagnostizierter hoher Cholesterinspiegel, chronische Entzündung des Dickdarms (*Colitis Ulcerosa*), Schilddrüsenerkrankungen, Hodenkrebs, Nierenkrebs und schwangerschaftsinduzierter Bluthochdruck (C8 Science Panel, 2020).

**ATSDR** Die US-Amerikanische Agentur für Toxische Substanzen und Krankheitsregistrierung (engl. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)) fasste 2020 zusammen, dass in experimentellen Tiermodellen (ursächlich) und beim Menschen (assoziativ) nachgewiesen wurde, dass bestimmte PFAAs (z. B. PFOA

und PFNA) mit verschiedenen Arten von Krebs, Immuntoxizität, Schilddrüsenerkrankungen, Lebertoxizität, Reproduktions- und Entwicklungstoxizität in Zusammenhang stehen (ATSDR, 2021).

**EFSA 2018** Im Jahr 2018 wurde eine Stellungnahme der EFSA veröffentlicht, welche schlussfolgerte, dass PFOA und PFOS ein geringeres Geburtsgewicht verursachen und den Gesamtcholesterinspiegel im Serum von Erwachsenen erhöhen können. Darüber hinaus kann PFOA zu einem erhöhten Serumspiegel des Leberenzym Alanin-Aminotransferase (ALT) führen, und PFOS kann die Antikörperreaktion bei Impfungen von Kindern verringern. Zum damaligen Zeitpunkt wurde daher (vor allem basierend auf dem assoziativen steigenden Cholesteringehalt in Humanstudien) für PFOA eine tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge von 6 ng/kg KG/w und für PFOS von 13 ng/kg KG/w festgelegt (EFSA, 2018).

**EFSA 2020** Seit 2020 wird vor allem das Risiko für das Immunsystem durch die Summe von vier PFAAs (PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS) als besonders kritisch erachtet, da bei Kleinkindern mit erhöhten Blutwerten dieser PFAAs häufig eine **reduzierte Immunantwort** nach bestimmten Impfungen festgestellt wurde. Ausgehend von einem Referenzpunkt im Serum von 17,5 ng/ml für die Summe der vier PFAAs bei Kleinkindern – sensitivste Benchmark-Dosis mit einem beobachteten Effekt von bis zu 10 % – wurde auf eine langfristige tägliche Exposition der Mutter von 0,63 ng/kg KG zurückgerechnet. Unter Berücksichtigung der bioakkumulierenden Eigenschaften der vier PFAAs wurde daher vorgeschlagen, dass stillende Mütter im Alter von etwa 35 Jahren die **tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge** von **4,4 ng/kg KG** nicht überschreiten sollten, um das stillende Kind vor zu hohen PFAS Belastungen über die Muttermilch und damit verbundenen möglichen gesundheitlichen Risiken zu schützen. Die vorgeschlagene tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge korrespondiert mit einer **maternalen Serumkonzentration** von **6,9 µg/l** (EFSA, 2020). Der TWI wurde auf Basis des sensitivsten Endpunkts abgeleitet und schützt nach dem Stand des Wissens auch vor anderen Wirkungen der vier PFAS.

**Österreich** Im Rahmen der NEWDA Studie (siehe auch Kapitel 5.9) wurde untersucht ob PFAS-Konzentrationen zu einem geringeren Geburtsgewicht oder einer geringeren Körpergröße bei der Geburt führen können. Die Ergebnisse legen einen Zusammenhang mit höheren PFDA-Plazentakonzentrationen nahe (Kaiser et al., bisher unveröffentlicht). Ein verringertes Geburtsgewicht steht im Zusammenhang mit einer erhöhten Anfälligkeit für verschiedene Krankheiten im späteren Leben des Kindes (Hershkovitz et al., 2007).

In Tabelle 2 ist der aktuelle Wissensstand – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – betreffend die gesundheitlichen Auswirkungen auf den Menschen zusammengefasst.

Tabelle 2: Zusammenfassung der gesundheitlichen Auswirkungen, welche am häufigsten mit PFAS assoziiert wurden (Quelle: Fenton et al., 2021).

Toxizität	Assoziationen mit PFAS-Belastungen im Körper
Immuntoxizität	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Erhöhte PFOS-Expositionen in der Muttermilch können zu einer Verringerung der Antikörperzahl beim gestillten Säugling führen.</li> <li>● Erhöhte PFAS-Expositionen können eine reduzierte Immunantwort nach einer Diphtherie-, Tetanus-, Röteln- und Mumps-Impfung bei Kindern und Erwachsenen verursachen.</li> <li>● Erhöhte PFAS-Expositionen im Nabelschnurblut können das Immunsystem negativ beeinflussen und dadurch z. B. zu einem erhöhten Risiko für Halsentzündungen und Durchfallerkrankungen bei Kleinkindern führen.</li> </ul>
Reproduktions- und Entwicklungstoxizität	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Erhöhte PFOA-Expositionen können die Qualität von humanen Spermien verringern.</li> <li>● Mehrere Studienergebnisse deuten darauf hin, dass erhöhte PFOA-Expositionen ein geringeres Geburtsgewicht verursachen können.</li> <li>● Erhöhte PFOA-Exposition stehen in Verdacht, das Risiko für Präeklampsie und schwangerschaftsinduzierten Bluthochdruck zu erhöhen.</li> </ul>
Nierenerkrankungen und Nierenkrebs	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Erhöhte PFAS-Expositionen können die glomeruläre Filtrationsrate reduzieren (dies kann z. B. bedeuten, dass die Nieren negativ beeinflusst werden).</li> <li>● Mehrere Studien weisen darauf hin, dass eine erhöhte PFAS-Exposition Nierenkrebs verursachen kann.</li> </ul>
Lebererkrankungen und Krebs	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Die Exposition gegenüber langkettigen PFAS (&gt; C7) kann zu erhöhten Leberenzymwerten (z. B. ALT) bei Erwachsenen und Jugendlichen führen.</li> <li>● Erhöhte PFAS-Expositionen können zu einer Leberverfettung führen.</li> </ul>
Lipid- und Insulin-Dysregulation	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Erhöhte PFAS-Expositionen können den Gesamtcholesterinspiegel erhöhen.</li> </ul>

## 7 REGULATORIK UND NEUE KONZEPTE

### 7.1 Gesetzliche Regelungen

**Stockholmer-Konvention** Die erste rechtliche Regelung zu PFAS in der Europäischen Union (EU) wurde im Jahr 2009 durch die Aufnahme von **PFOS**, seinen Salzen und Perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF) in Anhang B<sup>2</sup> der Liste für persistente organische Schadstoffe (eng. persistent organic pollutants (POPs)) des Stockholmer Übereinkommens<sup>3</sup> eingeleitet (KEMI, 2015).

Ein Jahrzehnt später wurden **PFOA**, seine Salze und mit PFOA verwandte Verbindungen in Anhang A<sup>4</sup> der Liste für POPs des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen (ECHA, 2022y).

Auf der zehnten Sitzung der Konferenz der Vertragsparteien des Stockholmer Übereinkommens im Juni 2022 wurde **PFHxS**, seine Salze und PFHxS-verwandte Verbindungen in die Liste der POPs in Anhang A (ohne spezifische Ausnahmen) aufgenommen (UNEP, 2022).

Im August 2021 schlug Kanada vor, **langkettige PFCAs (C9-C21)**, ihre Salze und verwandte Verbindungen (Vorläufer bzw. Präkursoren) in die Liste der POPs aufzunehmen (Government of Canada, 2021, Stockholm Convention, 2021).

#### **gesetzliche Regelung von POPs in der EU**

Verbote und Beschränkungen im Rahmen des Stockholmer Übereinkommens sind in der EU seit 2010 für PFOS (Annex I, Part A und Annex IV) und seit 2020 für PFOA (Annex I, Part A) in der POP-Verordnung<sup>5</sup> geregelt (ECHA, 2022d).

Gemäß POP-Verordnung sind die Herstellung und Verwendung von PFOS und ihrer Derivate und PFOA, ihrer Salze und PFOA-verwandte Verbindungen verboten und nur für bestimmte Verwendungen erlaubt. Verbote, Beschränkungen und Grenzwerte variieren für verschiedene Produktarten und Artikel.

<sup>2</sup> Herstellung und Verwendung nur für besondere Ausnahmen zulässig, z. B. in der Landwirtschaft als Insektizid zur Bekämpfung der Blattschneiderameise, in bestimmten Löschschäumen zur Bekämpfung von Klasse B Bränden und zur Metallbeschichtung.

<sup>3</sup> Das Stockholmer Übereinkommen (engl. Stockholm Convention) ist ein internationales Übereinkommen, das 2004 in Kraft getreten ist und zum Ziel hat, die Umwelt und die menschliche Gesundheit vor POPs zu schützen. POPs sind Substanzen, die von Expert:innen untersucht wurden und die nachfolgenden Eigenschaften besitzen: sehr persistent, bioakkumulierend, toxisch und geeignet für weiträumigen Umweltransport. Für Substanzen, die in der Liste für POPs angeführt sind, müssen Vertragsparteien Maßnahmen ergreifen, die die Herstellung und Verwendung (bis auf spezifische Ausnahmen) einschränken oder verbieten.

<sup>4</sup> PFOA darf nur mehr für spezifische Anwendungen befristet zum Einsatz kommen, z. B. Schutzkleidung von Arbeitnehmer:innen, implantierbare Medizinprodukte, Herstellung von Fluorpolymeren.

<sup>5</sup> Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe

In Textilien und anderen beschichteten Materialien (z. B. Materialien mit Lebensmittelkontakt) darf PFOS nicht absichtlich verwendet werden<sup>6</sup>, im Falle einer unbeabsichtigten Kontamination muss die PFOS-Menge unter 1 µg/m<sup>2</sup> gehalten werden. Für PFOA einschließlich seiner Salze wurde der Grenzwert in Erzeugnissen (einschließlich z. B. Textilien, Materialien mit Lebensmittelkontakt) auf 0,025 mg/kg (25 ppb) und für einzelne PFOA-verwandte Verbindungen oder eine Kombination dieser Verbindungen auf 1 mg/kg (1.000 ppb) festgelegt.

### **REACH-Verordnung**

Die REACH-Verordnung<sup>7</sup>, die am 1. Juni 2007 in Kraft getreten ist, ist die umfangreichste Chemikaliengesetzgebung in der EU mit dem Ziel, die Umwelt und die menschliche Gesundheit vor Risiken gefährlicher Chemikalien zu schützen. Nach der REACH-Verordnung sind Unternehmen dazu verpflichtet Stoffe, die in Mengen ≥ 1 Tonne hergestellt oder importiert werden, bei der ECHA zu registrieren und dazugehörige Informationen zum Stoff bereitzustellen.

### **zulassungspflichtige und beschränkte Stoffe**

Für bestimmte besorgniserregende Stoffe, die in Annex XIV oder Annex XVII der REACH-Verordnung gelistet sind, besteht eine Zulassungspflicht oder eine Beschränkung. Kürzlich wurden PFCAs mit 9 bis 14 Kohlenstoffatomen in der Kette, ihre Salze und C9–C14-PFCA-verwandte Stoffe ebenfalls in Anhang XVII von REACH aufgenommen<sup>8</sup>. Ab Februar 2023 dürfen diese Stoffe somit in der EU nicht mehr selbst hergestellt oder in Verkehr gebracht werden. Damit gelten ab 2023 Konzentrationsgrenzwerte von 25 ppb für Stoffe, Gemische oder Erzeugnisse für die Summe der C9–C14-PFCAs und ihrer Salze und von 260 ppb für die Summe der C9–C14-PFCA-verwandten Stoffe, die spätestens am 25. August 2023 von der Europäischen Kommission überprüft werden. Für bestimmte Anwendungen gibt es besondere Übergangsfristen. So gilt die Beschränkung beispielsweise für öl- und wasserabweisende Textilien, die zum Schutz von Arbeitnehmer:innen vor gefährlichen Flüssigkeiten dienen, erst ab dem 4. Juli 2023. Der Einsatz in z. B. fotografische Beschichtungen von Filmen, invasiven und implantierbaren Medizinprodukten und Feuerlöschschäumen zur Bekämpfung von Dämpfen aus Flüssigbrennstoffen und Bränden von Flüssigbrennstoffen (Brandklasse B) ist bis zum 04. Juli 2025 zulässig.

Die ECHA hat im Jänner 2022 ein Dossier zur EU-weiten Beschränkung von PFAS in Feuerlöschschäumen eingereicht, um weitere Freisetzungen in die Umwelt zu

<sup>6</sup> Laut der delegierten Verordnung (EU) 2020/1203 der Kommission vom 9. Juni 2020 zur Änderung des Anhangs I der Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich des Eintrags für Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) darf PFOS lediglich als Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen verwendet werden.

<sup>7</sup> Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission

<sup>8</sup> Verordnung (EU) 2021/1297 der Kommission vom 4. August 2021 zur Änderung des Anhangs XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich perfluorierter Carbonsäuren mit 9 bis 14 Kohlenstoffatomen in der Kette (C9–C14-PFCA), ihrer Salze und C9–C14-PFCA-verwandter Stoffe

minimieren und damit möglichen irreversiblen Schäden in der Zukunft vorzubeugen. Konkret sieht der Vorschlag ein Verbot des Inverkehrbringens, der Verwendung und der Ausfuhr aller PFAS in Feuerlöschschaumstoffen nach der Nutzung oder nach Ablauf von sektorspezifischen Übergangsfristen vor. Durch die Umsetzung dieser Maßnahme könnte der Eintrag von PFAS in die Umwelt in den nächsten 30 Jahren um 13.000 Tonnen reduziert werden (ECHA, 2022e).

Für die Beschränkungsvorschläge zu PFHxS, seinen Salzen und PFHxS-verbunden Verbindungen (eingereicht von Norwegen) sowie zu PFHxA, seinen Salzen und PFHxA-verbunden Verbindungen (eingereicht von Deutschland) gibt es bereits unterstützende Stellungnahmen der wissenschaftlichen ECHA Ausschüsse RAC<sup>9</sup> und SEAC<sup>10</sup> (ECHA, 2022y).

Darüber hinaus arbeiten aktuell fünf Nationen – die Niederlande, Deutschland, Norwegen, Dänemark und Schweden – an einem **Dossier** für eine **Beschränkung aller PFAS als Gruppe**. Das Dossier, welches im Januar 2023 eingereicht werden soll, soll alle PFAS in allen Sektoren bzw. Verwendungen beschränken – außer eine Verwendung wird als "nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl" eingestuft (ECHA, 2022y).

**SVHC-Stoffe** Besonders besorgniserregende Stoff (engl. substances of very high concern (SVHC)) sind solche Stoffe, die bestimmte Kriterien – krebserzeugend, erbgutverändernd und/oder fortpflanzungsgefährdend (CMR), persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT), sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB) oder ähnlich besorgniserregend – erfüllen und daher für eine Zulassungspflicht oder Beschränkung infrage kommen. PFBS und seine Salze, PFHxS und seine Salze, PFOA und sein Ammoniumsalz, PFNA und seine Natrium- und Ammoniumsalze, PFDA und seine Natrium- und Ammoniumsalze, PFUnDA, PFDoDA, Perfluortridecansäure (PFTrDA), PFTeDA sowie HFPO-DA (oder GenX), seine Salze und seine Acylhalogenide stehen derzeit auf der REACH-Kandidatenliste der besonders besorgniserregenden Stoffe (ECHA, 2022x).

**Kosmetik-Vorordnung** Die Kosmetik-VO<sup>11</sup> umfasst und verbietet derzeit bereits die Verwendung von PFOS und seinen Kalium-, Ammonium- und Lithiumsalzen, Diethanolaminperfluorooctansulfonat, PFOA, PFNA und seine Natrium- und Ammoniumsalze in kosmetischen Erzeugnissen.

**Verordnung für Lebensmittelkontaktmaterialien aus Kunststoff** In der VO für Lebensmittelkontaktmaterialien aus Kunststoff<sup>12</sup> wird geregelt, welche Verbindungen für die Verwendung als Zusatzstoffe oder Hilfsstoffe für die Herstellung von Kunststoffen mit Lebensmittelkontakt verwendet werden dürfen und ob ein Stoff zur Verwendung als Monomer oder als anderer Aus-

<sup>9</sup> RAC: Committee for Risk Assessment

<sup>10</sup> SEAC: Committee for Socio-Economic Analysis

<sup>11</sup> Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über kosmetische Mittel

<sup>12</sup> Verordnung (EU) Nr. 10/2011 der Kommission vom 14. Jänner 2011 über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen

gangsstoff zugelassen ist. Ebenfalls ist in der VO festgelegt, ob eine Migration eines Stoffes auf Lebensmittel zulässig ist – hierfür gelten spezifische Migrationsgrenzwerte, ausgedrückt in mg Stoff je kg Lebensmittel – oder nicht. In der aktuellen VO sind bisher elf PFAS in Anhang I gelistet. Perfluormethyl-perfluorvinylether (#CAS: 1187-93-5) und Perfluorpropyl-perfluorvinylether (#CAS: 1623-05-8) sind z. B. als Monomere oder als andere Ausgangsstoffe zugelassen und es gilt je ein **spezifischer Migrationsgrenzwert von 0,05 mg/kg**. Das Ammoniumsalz der Perfluorooctansäure (APFO, #CAS: 3825-26-1), Perfluor[2-(n-propoxy)propionsäure] (#CAS: 13252-13-6) und das Ammoniumsalz der 3H-Perfluor-3-[(3-methoxypropoxy)propionsäure] (#CAS: 958445-44-8) dürfen z. B. unter bestimmten Voraussetzungen als Zusatz- oder Hilfsstoff bei der Herstellung von Kunststoffen verwendet werden.

### **Papier und Pappe**

Abgesehen von Regelungen betreffend Lebensmittelkontaktmaterialien aus Kunststoff gibt es derzeit keine einheitliche europaweite Regelung für z. B. Papier, Pappe und Farbdrücke, die als Lebensmittelkontaktmaterialien eingesetzt werden. Für recycliertes Papier oder recycelte Pappe, welche PFAS enthalten können (siehe Kapitel 4.2), gibt es in diesem Kontext ebenfalls keine gesetzlichen Regelungen (HEAL, 2019).

Seit Juli 2020 ist Dänemark das einzige europäische Land, welches PFAS spezifisch für Lebensmittelkontaktmaterialien aus Papier und Pappe auf nationaler Ebene verboten hat. Die Niederlande planen derzeit ein ähnliches nationales Verbot. Auch Unternehmen wie z. B. McDonalds bekennen sich vermehrt zu PFAS-freien Produkten und engagieren sich dafür, PFAS in Produkten (v. a. Lebensmittelkontaktmaterialien) in den kommenden Jahren global abzuschaffen (Straková, Schneider und Cingotti, 2021).

Im Jahr 2020 veröffentlichte die Europäische Kommission einen Aktionsplan, welcher die Europäische Chemikalien-Strategie für Nachhaltigkeit für eine Schadstofffreie Umwelt begleitet, der neue Legislativvorschläge zur Verbesserung der Regulierungsgrundsätze und gezielte Änderungen an REACH vorsieht (EC, 2020b). Zusätzliche Chemikalien, die im Verdacht stehen, zu Krebserkrankungen und Genmutationen zu führen oder Auswirkungen auf das Fortpflanzungs- oder das Hormonsystem zu haben, oder die nachweislich diese Auswirkungen haben, sowie Stoffe mit PBT-Eigenschaften (wie einige PFAS) sollen unter anderem bis 2022 in die Kosmetik-VO und die Verordnung über Materialien mit Lebensmittelkontakt<sup>13</sup> aufgenommen werden (EC, 2020b).

---

<sup>13</sup> Verordnung (EG) Nr. 1935/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Oktober 2004 über Materialien und Gegenstände, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen und zur Aufhebung der Richtlinien 80/590/EWG und 89/109/EWG

**CLP Verordnung** Nach der CLP-VO<sup>14</sup> sind EU-weit harmonisierte Gefahreneinstufungen (Anhang VI) rechtlich bindend und von Herstellern, Importeuren und nachgeschalteten Anwendern solcher Stoffe bzw. Gemische, die derartige Stoffen enthalten, anzuwenden. Besteht keine harmonisierte Einstufung, ist die Selbsteinstufung eines Stoffes oder Gemisches betreffend dessen Gefahren nach festgeschriebenen Kriterien seitens des Inverkehrbringers vorzunehmen. Derzeit sind fünf PFAAs harmonisiert eingestuft:

*Perfluorooctansäure (PFOA, #CAS: 335-67-1)*

- H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken (Acute Tox. 4)
- H318 Verursacht schwere Augenschäden (Eye Dam.1)
- H332 Gesundheitsschädlich beim Einatmen (Acute Tox. 4)
- H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen (Carc. 2)
- H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen (Lact.)
- H372 Schädigt die Organe (Leber) bei längerer oder wiederholter Exposition (STOT RE 1)
- H360D Kann das Kind im Mutterleib schädigen (Repr. 1B)

*Ammoniumsalz der Perfluorooctansäure (APFO, #CAS: 3825-26-1)*

- H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken (Acute Tox. 4)
- H318 Verursacht schwere Augenschäden (Eye Dam. 1)
- H332 Gesundheitsschädlich beim Einatmen (Acute Tox. 4)
- H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen (Carc. 2)
- H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen (Lact.)
- H372 Schädigt die Organe bei längerer oder wiederholter Exposition (STOT RE 1)
- H360D Kann das Kind im Mutterleib schädigen (Repr. 1B)

*Perfluornonansäure (PFNA, #CAS: 375-95-1)*

- H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken (Acute Tox. 4)
- H318 Verursacht schwere Augenschäden (Eye Dam. 1)
- H332 Gesundheitsschädlich beim Einatmen (Acute Tox. 4)
- H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen (Carc. 2)
- H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen (Lact.)
- H372 Schädigt die Organe (Leber, Thymus und Milz) bei längerer oder wiederholter Exposition (STOT RE 1)
- H360Df Kann das Kind im Mutterleib schädigen und die Fruchtbarkeit beeinträchtigen (Repr. 1B)

---

<sup>14</sup> Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006

*Perfluordecansäure (PFDA, #CAS: 335-76-2)*

- H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen (Carc. 2)
- H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen (Lact.)
- H360Df Kann das Kind im Mutterleib schädigen und die Fruchtbarkeit beeinträchtigen (Repr. 1B)

*Perfluorooctansulfonsäure (PFOS, #CAS: 1763-23-1)*

- H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken (Acute Tox. 4)
- H332 Gesundheitsschädlich beim Einatmen (Acute Tox. 4)
- H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen (Carc. 2)
- H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen (Lact.)
- H372 Schädigt die Organe bei längerer oder wiederholter Exposition (STOT RE 1)
- H411 Giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung (Aquatic Chronic 2)
- H360D Kann das Kind im Mutterleib schädigen (Repr. 1B)

Für die PFHpA und für 6:2 FTOH liegt bereits die Stellungnahme des Komitees für Risk Assessment (RAC) für eine harmonisierte Einstufung bei der Europäischen Kommission vor.

Weiters ist derzeit eine Überarbeitung und Entwicklung neuer Gefahrenkriterien im Rahmen der CLP-VO vorgesehen, um auch für Substanzen die Aufnahme in die SVHC-Liste zu ermöglichen, welche keine der aktuellen Kriterien – krebserzeugend, erbgutverändernd und/oder fortpflanzungsgefährdend (CMR), persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT), sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB) oder ähnlich besorgniserregend – erfüllen. Bei den neuen Kriterien handelt es sich um: persistent, mobil und toxisch (PMT), sehr persistent und sehr mobil (vPvM), endokrine Disruptoren (ECHA, 2022w). Die Kriterien PMT und vPvM treffen vor allem auf kurzkettige (< C7) und ultra-kurzkettige PFAS (< C4) zu, welche bisher regulatorisch kaum beachtet wurden.

**Trinkwasserrichtlinie**

Mit der überarbeiteten Trinkwasserrichtlinie<sup>15</sup> plant die Europäische Kommission einen **Grenzwert für Trinkwasser** von **0,1 µg/l** für die Summe von 20 einzelnen PFAAs (C4–C13-PFCAs und C4–C13-PFSAs; siehe Tabelle 3) und **0,5 µg/l** für die Gesamtkonzentration von PFAS (EC, 2020a). Bis zum Januar 2024 wird die Europäische Kommission technische Leitlinien bezüglich der Analyseverfahren zur Überwachung der Parameter "**Summe der 20 PFAS**" und "**PFAS gesamt**" festlegen. Die gesetzlich verpflichtende Überwachung gilt ab 12. Januar 2026.

Im Vergleich zur neuen EU-Trinkwasserrichtlinie gilt in Schweden bereits ein Aktionsgrenzwert für Trinkwasser von 0,09 µg/l für die Summe von elf PFAS (PFCAs C4–C10, PFBS, PFHxS, PFOS und 6:2 FTSA). Wenn der Aktionswert überschritten

<sup>15</sup> Richtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Neufassung)

werden sollte, sind laut der schwedischen Lebensmittelagentur (engl. Swedish Food Agency) Maßnahmen zur Reduktion der Belastung zu ergreifen (Banzhaf et al., 2017, Livsmedelsverket, 2022). Im Juni 2021 beschloss die dänische Umweltschutzbehörde, den nationalen Trinkwassergrenzwert für die Summe von PFHxS, PFOS, PFOA und PFNA auf 2 ng/l zu senken (Miljösamverkan Sverige, 2022). Es ist zu erwarten, dass in den kommenden Jahren auch der bisher vorgeschlagene Grenzwert von 0,1 µg/l im Trinkwasser europaweit noch weiter herabgesetzt wird.

### **Oberflächengewässer**

Für die Bestimmung des chemischen Zustandes von Oberflächengewässern wurden mit der Richtlinie 2013/39/EU<sup>16</sup> der Europäischen Kommission Umweltqualitätsnormen für prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe festgelegt. Die Richtlinie wurde in Österreich mit der Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 363/2016 (QZV Chemie OG) in nationales Recht umgesetzt. Demnach ist Österreich verpflichtet, die Stoffkonzentrationen prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe im Rahmen eines etablierten Überwachungsprogrammes regelmäßig zu überprüfen und die ermittelten Daten der Europäischen Kommission zu übermitteln. Zur Bewertung der Schadstoffkonzentrationen wurden Umweltqualitätsnormen festgelegt, welche den guten chemischen Zustand in Oberflächenwasserkörpern beschreiben. Aus der PFAS-Familie gibt es derzeit ausschließlich für **PFOS** in Oberflächenwasser und Biota gültige **UQN**:

- Jahresdurchschnitt (JD) in Oberflächenwasser: **0,00065 µg/l**
- zulässige Höchstkonzentration (ZHK) in Oberflächengewässer: **36 µg/l**
- **Biota** (bezieht sich im Normalfall auf Fisch): **9,1 µg/kg FG**

Mit der JD-UQN wird die chronische Toxizität bewertet und eine Überschreitung liegt dann vor, wenn das arithmetische Mittel der während eines Kalenderjahres gemessenen Konzentration über der JD-UQN liegt. Die ZHK-UQN dient der Bewertung der akuten Toxizität und sie gilt als eingehalten, wenn die 90-Perzentile der gemessenen Konzentration eines Kalenderjahres unter der ZHK-UQN liegt. Eine Parametererweiterung in Anlehnung an die neuüberarbeitete Trinkwasserrichtlinie ist in den kommenden Jahren zu erwarten.

### **Grundwasser**

Für Grundwasser gibt es derzeit kein verpflichtendes Qualitätsziel bzw. keinen PFAS-Parameter, welcher die Beurteilung des guten chemischen Zustands festlegt. Die Aufnahme eines Schwellenwertes für den Parameter PFAS wird jedoch im Zuge der Umsetzung der Trinkwasserrichtlinie in die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 98/2010, QZV Chemie GW) derzeit diskutiert (BMLRT, 2021a).

<sup>16</sup> Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinie 200/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik

**Emissionsregisterverordnung** Laut der Emissionsregisterverordnung<sup>17</sup> sind PFOS-Emissionen von ausgewählten großen industriellen Einleitern in Oberflächenwasserkörpern oder die öffentliche Kanalisation mit einer Mindestbestimmungsgrenze von 0,001 µg/l zu messen und im Emissionsregister zu erfassen. Für kommunale Kläranlagen sieht die Emissionsregisterverordnung derzeit keine rechtliche Verpflichtung zur regelmäßigen Messung von PFAS vor. Gemäß dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan könnte diese rechtliche Verpflichtung für PFOS jedoch ab 2023 gesetzlich verankert werden (BMLRT, 2022b).

**Düngemittelverordnung** Seit 2010 gilt mit der novellierten Düngemittelverordnung (BGBl. II Nr. 100/2004) ein **Grenzwert** von **0,1 mg/kg TM** für die Summe aus PFOA und PFOS in Düngemitteln.

Auch im Bundesabfallwirtschaftsplan 2022 werden PFAS und der PFAS-Gesamtgehalt aufgenommen (BMK, 2022).

## 7.2 Herausforderungen und Perspektiven für eine gesunde "PFAS-freie" Umwelt

### 7.2.1 "Essential Use" – Beschränkung der PFAS als Gruppe

#### **Hintergrund des Konzeptes**

Obwohl die bekanntesten PFAAs (z. B. PFOA und PFOS) von den großen Herstellern entweder freiwillig aus dem Verkehr gezogen wurden (U.S. EPA, 2018) oder deren Herstellung und Anwendung durch die Aufnahme in die Liste der persistenten organischen Schadstoffe (Stockholm Convention, 2022) Beschränkungen unterliegen, hat sich die allgemeine Problematik der Stoffe aus der Gruppe der PFAS nicht verringert. Während der Einsatz von langkettigen PFAS in der Produktion von Fluorpolymeren in den Vereinigten Staaten, Japan und Europa (z. B. Belgien, Deutschland und Italien) in den letzten Jahren größtenteils zurückging, stieg er in asiatischen Ländern (vor allem China und Indien) an (EFSA, 2020).

Weiters hat die globale Industrie bekannte langkettige PFAAs durch Kongenere mit kürzerer Kettenlänge oder durch Monomere mit einem oder mehreren eingefügten Sauerstoffatomen in der fluorierten Kohlenstoffkette ersetzt, welche zwar eine kürzere Halbwertszeit im Menschen aufweisen (Kotlarz et al., 2020), aber ebenfalls extrem persistent sind (Glover, Quiñones und Dickenson, 2018, Zhang et al., 2019).

Angesichts der großen Anzahl an PFAS, die alle direkt (z. B. PFAAs) oder indirekt (d. h. Vorläufer) extrem persistent sind und bekannte sowie eventuell bisher noch unbekannte Schäden verursachen können, können irreversible Schäden

<sup>17</sup> Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen 2017 (Emissionsregisterverordnung 2017 – EmRegV-OW 2017)

entstehen. Da die Erstellung toxikologischer Profile von einzelnen Substanzen mehrere Jahre dauern kann, erscheint es nicht ratsam, alle PFAS regulatorisch einzeln zu behandeln. Aus diesem Grund ist gemäß dem Vorsorgeprinzip eine Beschränkung für PFAS als Gruppe erstrebenswert, und deren Einsatz und Anwendung ist auf essenzielle Nutzungen zu reduzieren. Die Idee hinter dem Konzept ist, die Verwendung von PFAS schrittweise einzustellen, wenn sie für das Wohl der Gesellschaft in Bezug auf Gesundheit und Sicherheit nicht notwendig, für das Funktionieren der Gesellschaft nicht entscheidend und bereits Alternativen vorhanden sind. Damit können langfristige Schäden für die menschliche Gesundheit und die Umwelt vermieden werden (Cousins et al., 2019).

**"nicht essenziell"**

Wenn die Verwendung von PFAS in einem Produkt nicht notwendig und die technische Funktion nicht wichtig ist, sondern eher als "nice-to-have" betrachtet werden kann (z. B. wasserabweisende Surfershorts oder Jogginghosen), wird ein schneller Ausstieg dringend empfohlen. Bestimmte Unternehmen, wie H&M, L'Oréal und The Body Shop, haben z. B. PFAS in ihren Kosmetika bereits freiwillig aus dem Verkehr gezogen, nachdem eine schwedische Nichtregierungsorganisation über das Vorhandensein von PFAS in ihren Produkten berichtet hatte. (Cousins et al., 2019).

**essenziell, aber Alternativen vorhanden**

Schwieriger zu beurteilen sind jene Verwendungen, bei denen eine wichtige Funktion gegeben ist, wie beispielsweise Feuerlöschschäume (Beschränkungsvorschlag bereits vorhanden, siehe Kapitel 7). Hier ist zu erheben, ob nicht-fluorierte Alternativen bereits verfügbar sind und auch für kritische Brände (Brandklasse B) eingesetzt werden können. So gibt es zum Beispiel Feuerlöschschäume auf Kohlenwasserstoffbasis, die biologisch abbaubar sind und bei denen davon ausgegangen wird, dass sie nach ihrer Freisetzung nur kurzfristig lokale Probleme verursachen (Cousins et al., 2019). Sollten für besonders kritische Brände (z. B. Raffineriebrand) keine adäquaten PFAS-freien Alternativen vorhanden sein, muss auf jeden Fall mit besonderer Vorsicht damit umgegangen werden und die Kosten des Brandschadens sollten mit den Kosten der verursachten Umweltschäden abgewogen werden.

Statt PFAS können auch Polymere auf Kohlenwasserstoffbasis (z. B. Paraffin-basierte oder Melamin-basierte Wachse), Silikone (z. B. Polydimethylsiloxan (PDMS)) oder Polyurethane für wasserabweisende Zwecke z. B. in Textilien verwendet werden. Auch Wachse von Pflanzen (z. B. Carnaubawachs) und Tieren (z. B. Bienenwachs) können als natürliche Substitute für wasserabweisende Zwecke angewendet werden (Wood, 2020).

Obwohl die beschriebenen Alternativen im Vergleich zu PFAS etwas unbedenklicher sind, muss trotzdem hervorgehoben werden, dass sie nicht alle ohne Bedacht eingesetzt werden sollten (Holmquist et al., 2016, Schellenberger et al., 2019, Wood, 2020).

**essenziell, aber keine Alternativen vorhanden**

Für einige Verwendungen ist eine bestimmte technische Funktion notwendig und wichtig, wobei es jedoch derzeit keine PFAS-freien Alternativen gibt. Fluorierte Materialien können z. B. bei Arbeitsschutzkleidung (Polizei, Feuerwehr und Militär) oder in medizinischen Textilien und Produkten unverzichtbar sein, wenn sie den Zweck des Lebensschutzes erfüllen. Derzeit können nur Textilien

auf Fluorbasis Schutz vor schädlichen Flüssigkeiten wie Säuren oder Ölen bieten, was für Feuerwehrleute oder Labortechniker:innen unerlässlich sein kann (Holmquist et al., 2016). Da bisher nicht-fluorierte Textilien beispielsweise eine unzureichende ölabweisende Wirkung aufweisen, können fluorierte Produkte für diese Zwecke bei bestimmtem Bedarf als unverzichtbar angesehen werden (Hill et al., 2017, Schellenberger et al., 2019).

***EU Green Deal:  
Chemikalienstrategie  
für Nachhaltigkeit***

Im Oktober 2020 hat die Europäische Kommission im Rahmen des europäischen Green Deal<sup>18</sup> ihre Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit<sup>19</sup> verabschiedet, in welcher ein Verbot für die schädlichsten Chemikalien in Konsumgütern bzw. Produkten vorgesehen ist, außer deren Einsatz wäre nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl. Ebenfalls sollen innovative Lösungen für sichere und nachhaltige Chemikalien gefördert und damit der Schutz von Mensch und Umwelt vor gefährlichen Chemikalien erhöht werden (EC, 2020a, EC, 2020c).

Im Einklang mit der Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit wird in Europa eine Beschränkung aller PFAS als Gruppe (siehe Kapitel 7.1) angestrebt, außer deren Anwendung ist nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl. Konkrete Kriterien für die regulatorische Umsetzung, was nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl ist, müssen jedoch noch von der Europäischen Kommission mit Unterstützung der ECHA und den EU-Mitgliedsstaaten erarbeitet werden (ECHA, 2022w).

## **7.2.2 Emissions- und Expositionsquellen erkennen**

Die Identifizierung von PFAS-Emissions- und Expositionsquellen ist keine leichte Aufgabe, da die Eintragspfade in die Umwelt sehr vielfältig sind. Hinzu kommt, dass PFAS sich in der Umwelt über weite Strecken verteilen können und die Ursache bzw. Quelle einer nachgewiesenen Belastung daher meist nur aufwendig verifizierbar ist. Aus der Literatur ist jedoch bekannt, dass vor allem bestimmte Industriebetriebe, Flug- und Feuerlöschübungsplätze sowie Kläranlagen und Deponie-Altlasten potenzielle Punktquellen darstellen können. Es wird geschätzt, dass es in Europa in etwa 100.000 PFAS-Emittenten gibt, wobei der Einsatz von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen sehr wahrscheinlich die größte PFAS-Eintragsquelle in die Umwelt darstellte/darstellt (Goldenman, 2019, NCM, 2022).

In Österreich gibt es insgesamt 55 Flughäfen/Flugplätze (Stand 2018), 69.991 Altstandorte und Altablagerungen (Stand 2022), 1.869 Kläranlagen (Stand 2018) und 4.791 Feuerwehren, die als potenzielle Emittenten in Frage kommen könnten (Stand 2021) (Statistik Austria, 2019, Umweltbundesamt, 2022a, Bundesfeuerwehrverband, 2021, BMLRT, 2022a). Hinzu kommen vermutlich mehrere hundert Industriebetriebe, welche potenziell PFAS emittieren könnten.

<sup>18</sup> [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_19\\_6691](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_19_6691)

<sup>19</sup> [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_20\\_1839](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_20_1839)

Human Biomonitoring-Studien und Umweltmonitoring-Daten können Hinweise auf erhöhte Belastungen in der Bevölkerung und der Umwelt geben. Beispielsweise zeigte sich im Rahmen einer Studie, dass Mütter und ihre Neugeborenen aus Tulln im Vergleich zu denjenigen aus Wien höhere PFOA-Serumkonzentrationen aufwiesen. Umweltmonitoring-Programme, wie z. B. im Rahmen der GZÜV durchgeführt, ermöglichen ebenfalls die Identifizierung von Regionen mit erhöhten PFAS-Belastungen (siehe Beispiel Salzburg in Kapitel 5.5). Zusätzlich wären jedoch auch Untersuchungen betreffend der Eintragungspfade von PFAS in Lebensmittel wichtig: z. B. Transfer vom Boden (unter Berücksichtigung eines Düngemittel- oder Klärschlammkomposteinsatzes) bzw. Transfer von Wasser bzw. Migration aus Lebensmittelkontaktmaterialien in Lebensmittel. Mit einer Verbesserung der Datenlage könnten Emissionsquellen rascher verifiziert und gezielte Reduktionsmaßnahmen erarbeitet und angewendet werden.

Abgesehen davon ist es jedoch notwendig, dass vor allem Daten zu Emissionen in Wasser und Luft von der Industrie zur Verfügung gestellt werden. Bisher sind in Österreich lediglich große Industriebetriebe dazu verpflichtet, ihre **PFOS-Emissionen** im Abwasser zu messen und im **Emissionsregister** zu erfassen. Auch für kleine Industriebetriebe und auch für andere PFAS sollten Daten zu Emissionen erhoben werden.

Seit Februar 2020 müssen Unternehmen in Schweden, welche einen Umsatz von fünf Millionen SEK (ca. 5 Mio. Euro) erzielen, die Verwendung bzw. das Vorkommen von PFAS in ihren Produkten der Schwedischen Chemikalienagentur melden, und zwar unabhängig von der PFAS-Konzentration im Produkt (KEMI, 2021). Ähnliches könnte auch in Österreich angedacht werden, um PFAS-Emissionen besser abschätzen und erfassen zu können.

Die Nutzung von Daten, welche über Monitoring-Programme generiert werden, sind für die Ergründung der Ursachen einer erhöhten PFAS-Belastung und der Identifizierung der Eintragungspfade von wesentlicher Bedeutung. Wichtig sind jedoch vor allem Informationen zu potenziellen Emissionsquellen. In diesem Kontext können in höher belasteten Regionen die ursächlichen Expositionsquellen, wie z. B. Feuerwehrübungsplätze, Altlaststandorte oder Industriebetriebe, in der näheren Umgebung einfacher eruiert und in einem weiteren Schritt Emissionen reduziert werden. Derzeit gibt es wenige bis keine Daten zu PFAS-Emissionen in Österreich. Karten mit Standorten bekannter und potenzieller PFAS-Expositionsquellen wie auch Informationen zu den Einsatz- und Emissionsmengen von PFAS in Österreich wären sehr hilfreich, um konkrete Eintragungspfade zu erkennen und, wenn notwendig, Maßnahmen zur Reduktion der Belastung zeitgerecht zu ermöglichen.

Vorschläge für eine mögliche Vorgehensweise zur Erfassung der PFAS-Emissionen in Österreich:

- Die SCIP-Datenbank (engl. Substances of Concern In articles as such or in complex objects Products (SCIP)-Database) der ECHA kann z. B. verwendet werden, um PFAS-haltige Produkte zu identifizieren, welche anschließend spezifischen Branchen zuordenbar sind.

- Registranten<sup>20</sup> können über die ECHA-Datenbank verifiziert werden.
- Über die Branchen-Suche (<https://firmen.wko.at/SearchSimple.aspx>) können Industriebetriebe herausgesucht werden, welche potenziell PFAS emittieren, z. B. Textil-, Bekleidungs-, Schuh-, Leder- und Fluorpolymerindustrie. In einem weiteren Schritt können Detailinformationen des Betriebes erbeten werden, hierzu gehören Informationen zu eingesetzten PFAS, eingesetzten PFAS-Mengen und Emissionsdaten.
- Daten zu Übungsplätzen der Feuerwehr und des Bundesheeres, auf denen Löscheinsätze geübt werden, sollten zur Verfügung gestellt werden. Dies betrifft: Standorte, Zeitdauer der Verwendung als Übungsplatz, Häufigkeit der Übungseinsätze, Informationen zu eingesetzten Löschschäumen und deren Mengen. Selbiges gilt für Flughäfen und Flugplätze.
- Altlasten, die als PFAS-Expositionsquellen infrage kommen, sollten identifiziert und ausgewiesen werden.
- Kläranlagenbetreiber sollten in regelmäßigen Abständen die PFAS-Gesamtkonzentration in Ablauf und Klärschlamm messen lassen und diese Information zumindest auf Anfrage zur Verfügung stellen.

Daten zu den Emissionen könnten im Zusammenhang mit geotopografischen und klimatischen Basisdaten (z. B. Grundwasserströme und Windrichtungen) in Folgeschritten ebenfalls die Verteilung von PFAS in der Umwelt modellierbar machen.

### 7.2.3 Eintrag von PFAS in die Umwelt und Reduktion individueller Belastung

Durch das ubiquitäre Vorkommen von PFAS lässt sich eine Exposition nicht zur Gänze vermeiden. Zwar gelten für bestimmte Verbindungen bereits Beschränkungen oder Verbote, was zu einer Abnahme langkettiger PFAS in der Umwelt geführt hat, jedoch zeigte sich auch, dass im selben Zeitraum vor allem der Einsatz neuer fluorierter Substitute und kurzkettiger PFAS zugenommen hat. Dieser Trend deutet daraufhin, dass die Reduktion der PFAS-Gesamtbelastung ausschließlich über eine Beschränkung der PFAS als Gruppe erzielt werden kann. Auf nationaler Ebene wäre unter Berücksichtigung der aktuellen Diskussion auf europäischer Ebene vor allem die Festlegung von **Richtwerten** für PFAS zu diskutieren, die es den Behörden ermöglichen, Werte einzuordnen und maßgeblichen Handlungsbedarf aufzeigen.

Abgesehen davon sollten Informationen zur Verfügung gestellt werden, wie Konsument:innen die PFAS-Exposition im Alltag reduzieren können, um sowohl die persönliche Belastung als auch jene der Umwelt zu minimieren. Dies ist ins-

---

<sup>20</sup> Hersteller/Importeure eines Stoffes müssen diesen ab einer Menge von  $\geq 1$  t/a bei der ECHA registrieren und sind dazu verpflichtet, bestimmte Informationen (z. B. Ergebnisse von toxikologischen und ökotoxikologischen Studien) zum Stoff im Rahmen der Registrierung zu übermitteln.

besondere beim Verzicht auf PFAS-haltige Produkte wie z. B. mit PFAS beschichtete Textilien oder PFAS-haltige Kosmetika möglich. Auf eine besondere Sorgfalt sollte auch beim Gebrauch im Allgemeinen und bei der Entsorgung aufmerksam gemacht werden.

## 8 GLOSSAR

**Bestimmungsgrenze:** Kleinste Konzentration eines Stoffes in einer Probe, die quantitativ bestimmt werden kann, bzw. kleinste Konzentration, ab welcher eine vorgegebene Anforderung an die Präzision erfüllt ist (UBA, 2005).

**Europäischer Green Deal:** Im Dezember 2019 vorgestellte neue Wachstumsstrategie bzw. Fahrplan der Europäischen Kommission, wie Europa bis 2050 die Konjunktur klimaneutral ankurbeln wird und dabei auch die Natur schützen und die Gesundheit und Lebensqualität der Menschen verbessern möchte (EC, 2019).

**Grenzwert:** Wert, welcher aus toxikologischen Untersuchungen abgeleitet wird und bei dessen Einhaltung nach dem heutigen Wissensstand kein gesundheitliches Risiko für Verbraucher besteht (BfR, 2022b).

**Human Biomonitoring (HBM):** Ein Werkzeug der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung, bei welchem menschliche Körpermedien (z. B. Blut, Urin und Gewebe) auf die Belastung mit Schadstoffen untersucht werden (UBA, 2022).

**HBM-I-Wert:** Wert (Prüf- bzw. Kontrollwert), welcher aus toxikologischen und epidemiologischen Untersuchungen abgeleitet wird und unter welcher Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium nach dem aktuellen Wissensstand keine gesundheitlichen Auswirkungen zu erwarten sind (UBA, 2021).

**HBM-II-Wert:** Wert (Interventions- und Maßnahmenwert), welcher aus toxikologischen und epidemiologischen Untersuchungen abgeleitet wird und bei dessen Überschreitung der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigungen möglich sind (UBA, 2021).

**Nachweisgrenze:** Kleinste Konzentration eines Stoffes in einer Probe, die noch qualitativ erfasst werden kann, bzw. die Entscheidungsgrenze für das Vorhandensein eines Bestandteiles eines Stoffes (UBA, 2005).

**Präeklampsie:** Eine Krankheit, die einen hohen Blutdruck definiert, der mit einer erhöhten Ausscheidung von Proteinen im Urin während der Schwangerschaft einhergeht (Huppertz, 2018).

**Tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (engl. tolerable weekly intake (TWI)):** Menge eines bestimmten Stoffes, die nach aktuellem Wissensstand pro Woche ein Leben lang aufgenommen werden kann, ohne dass gesundheitliche Beeinträchtigungen zu erwarten sind (BfR, 2022a).

## 9 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

6:2 CI-PFAES .....	9-chlorohexadecafluoro-3-oxanonan-1-sulfonsäure
AFFFs .....	wässrige filmbildende Feuerlöschschäume (engl. aqueous film forming foams)
ALT .....	Alanin-Aminotransferase
AOF.....	adsorbierbar organisch gebundenes Fluor
APFO .....	Ammoniumsalz der Perfluorooctansäure
ATSDR .....	US Amerikanische Agentur für Toxische Substanzen und Krankheitsregistrierung (engl. Agency for Toxic Substances and Disease Registry)
BG .....	Bestimmungsgrenze
BMLFUW .....	Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
CMR.....	krebserzeugend, erbgutverändernd und/oder fortpflanzungsgefährdend (engl. carcinogenic, mutagenic or toxic for reproduction)
diPAPs .....	polyfluorierte Alkylphosphatdiester
DONA .....	4,8-Dioxa-3H-perfluorononansäure
DWR .....	durable water repellent
ECF.....	elektrochemische Fluorierung
ECHA .....	Europäische Chemikalien Agentur
EFSA.....	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (engl. European Food Safety Authority)
EOF .....	extrahierbar organisch gebundenes Fluor
EtFOSA .....	N-Ethylperfluorooctansulfonamid
EtFOSE.....	N-Ethyl-Perfluorooctansulfonamid-Ethanol
EU .....	Europäische Union
FEP .....	fluoriertes Ethylenpropylen
FG .....	Frischgewicht
FIS.....	International Ski Federation
FTAc.....	Fluortelomeracrylat
FTCA .....	Fluortelomer-Carbonsäure

FTMAc .....	Fluortelomermethacrylate
FTOH .....	Fluortelomeralkohol
FTS oder FTSA .....	Fluortelomersulfonsäure
FTUCA .....	Fluorpolymer ungesättigte Säure
GZÜV .....	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
HBM .....	Human Biomonitoring
HFP .....	Hexafluorpropen
HFPO .....	Hexafluorpropenoxid
HFPO-DA.....	Perfluor-2-propoxypropansäure
JD .....	Jahresdurchschnitt
KEMI .....	Schwedische Chemikalienagentur
KG .....	Körpergewicht
LfU .....	Bayrisches Landesamt für Umwelt
monoPAP.....	polyfluorierte Alkylphosphorsäuremonoester
NEWDA .....	New Danube Study
NG .....	Nachweisgrenze
NÖ .....	Niederösterreich
OBS.....	Natrium-p-perfluoriertes Nonenoxybenzolsulfonat
OECD.....	Organisation for Economic Co-operation and Development
PACF .....	Perfluoralkancarboxylfluorid
PAPs .....	polyfluorierte Alkylphosphatester
PASF .....	Perfluoralkansulfonylfluorid
PBT .....	persistent, bioakkumulierbar und toxisch
PDMS.....	Polydimethylsiloxan
PFA .....	Perfluoralkoxypolymer
PFAAs .....	perfluorierte Alkylsäuren
PFAIs.....	Perfluoralkyliodid
PFAS .....	per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFBA.....	Perfluorbutansäure

PFBS .....	Perfluorbutansulfonsäure
PFC .....	perfluorierte Chemikalien oder Perfluorcarbone
PFCAs .....	perfluorierte Carbonsäuren
PFDA.....	Perfluordecansäure
PFDoDA.....	Perfluordodecansäure
PFDoDS.....	Perfluordodecansulfonsäure
PFDS.....	Perfluordecansulfonsäure
PFEAs.....	per- und polyfluorierte Alkylethersäuren
PFECA.....	perfluorierte Ethercarbonsäuren
PFECHS .....	Perfluor-4-ethylcyclohexansulfonsäure
PFESA .....	perfluorierte Ethersulfonsäuren
PFHpA .....	Perfluorheptansäure
PFHpS.....	Perfluorheptansulfonsäure
PFHxA.....	Perfluorhexansäure
PFHxS .....	Perfluorhexansulfonsäure
PFNA.....	Perfluornonansäure
PFNS.....	Perfluornonansulfonsäure
PFOA .....	Perfluorooctansäure
PFOS.....	Perfluorooctansulfonsäure
PFOSA .....	Perfluorooctansulfonamid
PFOSF.....	Perfluorooctansulfonylfluorid
PFPAAs .....	perfluorierte Phosphonsäuren
PFPeA.....	Perfluorpentansäure
PFPEs.....	per- und polyfluorierte Polyether
PFPeS .....	Perfluorpentansulfonsäure
PFPIA.....	perfluorierte Phosphinsäuren
PFSAAs.....	perfluorierte Sulfonsäuren
PFT.....	perfluorierte Tenside
PFTeDA .....	Perfluortetradecansäure
PFTrDA.....	Perfluortridecansäure

PFTrDS .....	Perfluortridecansulfonsäure
PFUnDA.....	Perfluorundecansäure
PFUnDS.....	Perfluorundecansulfonsäure
PMT .....	persistent, mobil und toxisch
POP.....	persistente organische Schadstoffe
POSF.....	Perfluorooctansulfonylfluorid
PTFE.....	Polytetrafluorethylen
PVDF.....	Polyvinylidenfluorid
RAC .....	Komitee für Risikoabschätzung (engl. Committee for Risk Assessment)
SCIP .....	Bedenkliche Stoffe in Erzeugnissen als solchen oder in Produkten mit komplexen Gegenständen (engl. substances of concern in articles as such or in complex objects products)
SFAs.....	semifluorierte n-Alkane
SVHC.....	Kandidatenliste der besonders besorgniserregenden Stoffe (engl. substances of very high concern)
TFA.....	Trifluoressigsäure
TFE.....	Tetrafluorethylen
TM.....	Trockenmasse
TOP.....	gesamte oxidierbare Vorläuferstoffe (engl. Total Oxidizable Precursor)
TWI .....	tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (engl. tolerable weekly intake)
TWRL .....	Trinkwasserrichtlinie
UmMuKi.....	Umweltschadstoffe in Mutter-Kind-Paaren
UQN .....	Umweltqualitätsnorm
VO .....	Verordnung
vPvB.....	sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (engl. very persistent and very bioaccumulative)
vPvM.....	sehr persistent und sehr mobil (engl. very persistent and very mobile)
ZHK.....	zulässige Höchstkonzentration

## 10 LITERATUR

- 3M, 2022. *3M's Commitment to PFAS Stewardship* [online]. *Where did PFAS Come From?* [Zugriff am: 5. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://www.3m.com/3M/en\\_US/pfas-stewardship-us/pfas-history/](https://www.3m.com/3M/en_US/pfas-stewardship-us/pfas-history/)
- AGES und BMSGK, 2019. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit und Bundesministerium für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz. *Organische Spurenstoffe in Trinkwasser – Monitoring*. Endbericht der Schwerpunktaktion A-031-18 [online] [Zugriff am: 28. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/1bc98e87b7758210e5558b971299481eff8f4478/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/SPA/SPA\\_2018/A-031-18\\_Wasser\\_Spurenstoffe.pdf](https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/1bc98e87b7758210e5558b971299481eff8f4478/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/SPA/SPA_2018/A-031-18_Wasser_Spurenstoffe.pdf)
- AGES und BMSGK, 2022. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit und Bundesministerium für Soziales, Gesundheit, Pflege und Konsumentenschutz. *Organische Spurenstoffe im Trinkwasser – Monitoring*. Endbericht der Schwerpunktaktion A-009-21 [online] [Zugriff am: 28. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/73fedd5c75a19bc0c2f0ee7af27ca18cb6c99aba/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/SPA/SPA\\_2022/A-009-21\\_Wissen\\_aktuell.pdf](https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/73fedd5c75a19bc0c2f0ee7af27ca18cb6c99aba/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/SPA/SPA_2022/A-009-21_Wissen_aktuell.pdf)
- ALTLASTEN PORTAL, 2022. *Altlast S23: Flughafen Salzburg - Feuerlöschübungsgelände* [online] [Zugriff am: 27. Juli 2022]. Verfügbar unter:  
<https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Salzburg/Salzburg-S23.html>
- AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG, 2021. *Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Vorarlberg* [online]. Bericht UI-05/2021 [Zugriff am: 29. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://vorarlberg.at/documents/302033/844659/PFAS\\_in\\_Vorarlberg.pdf/c0309b72-cf69-29ef-4b5c-c91a73ca8804?t=1623823252212](https://vorarlberg.at/documents/302033/844659/PFAS_in_Vorarlberg.pdf/c0309b72-cf69-29ef-4b5c-c91a73ca8804?t=1623823252212)
- ATSDR, 2021. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Toxicological Profile for Perfluoroalkyls* [online]. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, GA [Zugriff am: 20. April 2022]. Verfügbar unter:  
<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp200.pdf>
- BANKS, R.E., B.E. SMART und J.C. TATLOW, 1994. *Organofluorine Chemistry. Principles and Commercial Applications* [online]. New York, NY: Springer. Topics in Applied Chemistry Ser. ISBN 9781489912022. Verfügbar unter:  
<https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4899-1202-2>
- BANZHAF, S., M. FILIPOVIC, J. LEWIS, C.J. SPARRENBOM und R. BARTHEL, 2017. *A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs)* [online]. *Ambio*, **46**(3), 335-346. *Ambio*. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13280-016-0848-8

- BEČANOVÁ, J., L. MELYMUK, Š. VOJTA, K. KOMPRDOVÁ und J. KLÁNOVÁ, 2016. *Screening for perfluoroalkyl acids in consumer products, building materials and wastes* [online]. *Chemosphere*, **164**, 322-329. Chemosphere. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.chemosphere.2016.08.112
- BEUC, 2021. *The European Consumer Organisation. Towards safe and sustainable food packaging* [online]. *European consumer organisations call for action on single-use tableware made of alternatives to plastic* [Zugriff am: 11. April 2022]. Verfügbar unter: [https://www.beuc.eu/publications/beuc-x-2021-050\\_towards\\_safe\\_and\\_sustainable\\_fcm.\\_report.pdf](https://www.beuc.eu/publications/beuc-x-2021-050_towards_safe_and_sustainable_fcm._report.pdf)
- BFR, 2022a. Bundesinstitut für Risikobewertung. *TDI* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://www.bfr.bund.de/de/a-z\\_index/tdi-187180.html](https://www.bfr.bund.de/de/a-z_index/tdi-187180.html)
- BFR, 2022b. Bundesinstitut für Risikobewertung. *Toxikologische Studien und Grenzwerte* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://www.bfr.bund.de/de/toxikologische\\_studien\\_und\\_grenzwerte-53044.html](https://www.bfr.bund.de/de/toxikologische_studien_und_grenzwerte-53044.html)
- BMK, 2022. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2022*. Entwurfserfassung zur Konultation.
- BMLFUW, 2015. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. *Fisch Untersuchungsprogramm 2013. GZÜV-Untersuchungen* [online] [Zugriff am: 29. April 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:c92e4581-4d91-4797-a910-d4f6b6f2d6b9/Fisch\\_Untersuchungsprogramm\\_2013.pdf](https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:c92e4581-4d91-4797-a910-d4f6b6f2d6b9/Fisch_Untersuchungsprogramm_2013.pdf)
- BMLFUW, 2017a. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. *Deponiesickerwasser: Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen* [online] [Zugriff am: 23. April 2022]. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:5422f84c-b130-4a2e-bb24-ee95fc8a5ceb/Deponiesickerwasser%20Endbericht.pdf>
- BMLFUW, 2017b. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. *Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen* [online] [Zugriff am: 23. April 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:b40e4cdf-f344-42a8-ab8e-ccd3358b3ebe/2017\\_Emissionen\\_kommunale\\_Kl%C3%A4ranlagen.pdf](https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:b40e4cdf-f344-42a8-ab8e-ccd3358b3ebe/2017_Emissionen_kommunale_Kl%C3%A4ranlagen.pdf)
- BMLRT, 2021a. Bundesministerium für Landwirtschaft Region und Tourismus. *Spurenstoffe im Grundwasser 2018-2020. GZÜV-Sondermessprogramm zu PFAS, TFA, 1,4-Dioxan und den Metallen der Seltenen Erden an risikobasiert ausgewählten Grundwassermessstellen*.

- BMLRT, 2021b. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus. *Forschungsprojekt AustroPOPs – Endbericht* [online]. *Monitoring von organischen Schadstoffen in Böden Österreichs*, 1-255 [Zugriff am: 19. April 2022]. Verfügbar unter: [https://dafne.at/content/report\\_release/2dfaa0b9-a2f3-4b18-8a97-5735a1a0c095\\_0.pdf](https://dafne.at/content/report_release/2dfaa0b9-a2f3-4b18-8a97-5735a1a0c095_0.pdf)
- BMLRT, 2022a. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus. *Kläranlagen in Österreich* [online]. 16. Mai 2022, 12:00. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/themen/wasser/wasserqualitaet/abwasserreinigung/klaeranlagen-in-oesterreich.html>
- BMLRT, 2022b. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus. *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021* [online], 1-342 [Zugriff am: 27. Juli 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bml.gv.at/dam/jcr:33fd41a6-2eab-4a17-8551-ce32d131bb68/NGP%202021\\_Endversion\\_gbs.pdf](https://info.bml.gv.at/dam/jcr:33fd41a6-2eab-4a17-8551-ce32d131bb68/NGP%202021_Endversion_gbs.pdf)
- BMNT, 2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. *Spurenstoffe im Grundwasser* [online]. *Untersuchung zum Vorkommen von Quecksilber und 30 ausgewählten organischen Substanzen anthropogener Herkunft*, 1-72 [Zugriff am: 19. April 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:91dce05d-f6d0-44e2-abb7-53b3226e8d6e/SpurenstoffeGW\\_Endversion.pdf](https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:91dce05d-f6d0-44e2-abb7-53b3226e8d6e/SpurenstoffeGW_Endversion.pdf)
- BMNT, 2019a. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. *STOBIMO Spurenstoffe* [online]. *Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene*, 1-371 [Zugriff am: 26. Juli 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bml.gv.at/dam/jcr:61d6a8e0-f5bd-4a29-8574-a03ca997946a/STOBIMO%20Spurenstoffe\\_Endbericht.pdf](https://info.bml.gv.at/dam/jcr:61d6a8e0-f5bd-4a29-8574-a03ca997946a/STOBIMO%20Spurenstoffe_Endbericht.pdf)
- BMNT, 2019b. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. *Wassergüte in Österreich. Jahresbericht (2014 - 2016)* [online] [Zugriff am: 29. April 2022]. Verfügbar unter: [https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:6acf791d-5f8c-454c-9080-491ea70d20e6/WGJB\\_2018\\_20190322\\_V3.pdf](https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:6acf791d-5f8c-454c-9080-491ea70d20e6/WGJB_2018_20190322_V3.pdf)
- BMSGPK UND BMK, 2021. Bundesministerium für Soziales, Gesundheit, Pflege und Konsumentenschutz. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. *POPMON II. Risikokommunikation und risikobasiertes Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen in verschiedenen Umweltmatrices, Futter- und Lebensmitteln an potentiell belasteten Standorten in Österreich* [online]. Endbericht [Zugriff am: 21. April 2022]. Verfügbar unter: [https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/c8d74003a4c6b74e4f2a773470f3a9c2f23200a8/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/Wissen\\_aktuell\\_2021/Endbericht\\_POPMON\\_II.pdf](https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/c8d74003a4c6b74e4f2a773470f3a9c2f23200a8/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/Wissen_aktuell_2021/Endbericht_POPMON_II.pdf)
- BORG, D. und J. IVARSSON, 2017. *Analysis of PFASs and TOF in products*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. ISBN 9789289350686.
- BRANDSMA, S.H., J.C. KOEKKOEK, M.J.M. VAN VELZEN und J. de BOER, 2019. *The PFOA substitute GenX detected in the environment near a fluoropolymer manufacturing plant in the Netherlands* [online]. *Chemosphere*, **220**, 493-500. Chemosphere. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.chemosphere.2018.12.135

- BRIELMANN, H., J. GRATH, U. WEMHÖNER, H. LINDINGER und A. SCHEIDLEDER, 2022. *Schadstoffe im Grundwasser – Vorgangsweise zur Identifizierung und Priorisierung von neu auftretenden Spurenstoffen* [online]. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. ISSN 0945-358X. Verfügbar unter: doi:10.1007/s00506-022-00870-9
- BRINCH, A., A.A. JENSEN und F. CHRISTENSEN, 2018. *Survey of Chemical Substances in Consumer Products - Risk Assessment of Fluorinated Substances in Cosmetic Products No. 169*. [online]. *The Danish Environmental Protection Agency*, 1-116. The Danish Environmental Protection Agency [Zugriff am: 5. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/10/978-87-93710-94-8.pdf>
- BRUELLER, W., N. INREITER, T. BOEGL, M. RUBASCH, S. SANER, F. HUMER, W. MOCHE, A. SCHUHMANN, W. HARTL, C. BREZINKA, L. WILDT und F. ALLERBERGER, 2018. *Occurrence of chemicals with known or suspected endocrine disrupting activity in drinking water, groundwater and surface water, Austria 2017/2018* [online]. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, **69**(3), 155-173. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*. Verfügbar unter: doi:10.2478/boku-2018-0014
- BUCK, R.C., J. FRANKLIN, U. BERGER, J.M. CONDER, I.T. COUSINS, P. de VOOGT, A.A. JENSEN, K. KANNAN, S.A. MABURY und S.P.J. VAN LEEUWEN, 2011. *Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins* [online]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **7**(4), 513-541. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Verfügbar unter: doi:10.1002/ieam.258
- BUCK, R.C., P.M. MURPHY und M. PABON, 2011. *Chemistry, Properties, and Uses of Commercial Fluorinated Surfactants*. In: T.P. KNEPPER und F.T. LANGE, Hg. *Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 1-24. ISBN 978-3-642-21871-2.
- BUNDESFEUERWEHRVERBAND, 2021. *Feuerwehr in Österreich 2021 und im Verlauf 2008 bis 2021* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://www.bundesfeuerwehrverband.at/wp-content/uploads/2022/02/Statistik\\_2021.pdf](https://www.bundesfeuerwehrverband.at/wp-content/uploads/2022/02/Statistik_2021.pdf)
- BUSCH, J., L. AHRENS, R. STURM und R. EBINGHAUS, 2010. *Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates* [online]. *Environmental Pollution*, **158**(5), 1467-1471. *Environmental Pollution*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envpol.2009.12.031
- C8 SCIENCE PANEL, 2020. *The Science Panel Website* [online] [Zugriff am: 20. April 2022]. Verfügbar unter: <http://www.c8sciencepanel.org/index.html>
- CHEN, M., T. GUO, K. HE, L. ZHU, H. JIN, Q. WANG, M. LIU und L. YANG, 2019. *Biotransformation and bioconcentration of 6:2 and 8:2 polyfluoroalkyl phosphate diesters in common carp (Cyprinus carpio): Underestimated ecological risks* [online]. *Science of the Total Environment*, **656**, 201-208. *Science of the Total Environment*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.297

- CLARA, M., C. HARTMANN und C. SCHEFFKNECHT, 2016. *Klärschlamm und Boden. Eintrag von Spurenstoffen auf landwirtschaftlich genutzte Böden* [online]. Bericht UI-05/2016 [Zugriff am: 29. April 2022]. Verfügbar unter: <https://vorarlberg.at/documents/302033/472528/Eintrag+von+Spurenstoffen+auf+landwirtschaftlich+gen%C3%BCtze+B%C3%B6den.pdf/9517b6c0-c879-adeb-d234-67ef1b906b59?t=1630929358338>
- CLARA, M., O. GANS, S. WEISS, D. SANZ-ESCRIBANO, S. SCHARF und C. SCHEFFKNECHT, 2009. *Perfluorinated alkylated substances in the aquatic environment: an Austrian case study* [online]. *Water Research*, **43**(18), 4760-4768. Water Research. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.watres.2009.08.004
- CLARA, M., W. HANEFELD und C. SCHEFFKNECHT, 2017. *Untersuchung ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe in kommunalen Kläranlagen und Fließgewässern in Vorarlberg*. Projektbericht [online] [Zugriff am: 23. April 2022]. Verfügbar unter: <https://vorarlberg.at/documents/302033/472444/Bericht+Priorit%C3%A4re+Stoffe.pdf/1ba8abc3-dfdc-c3bc-d1fd-dd4f9cbc563d?t=1616151388416>
- COUSINS, I.T., G. GOLDENMAN, D. HERZKE, R. LOHMANN, M. MILLER, C.A. NG, S. PATTON, M. SCHERINGER, X. TRIER, L. VIERKE, Z. WANG und J.C. DEWITT, 2019. *The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out* [online]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **21**(11), 1803-1815. ISSN 2050-7887. Verfügbar unter: doi:10.1039/C9EM00163H
- D'AGOSTINO, L.A. und S.A. MABURY, 2014. *Identification of novel fluorinated surfactants in aqueous film forming foams and commercial surfactant concentrates* [online]. *Environmental Science and Technology*, **48**(1), 121-129. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es403729e
- D'EON, J.C. und S.A. MABURY, 2011. *Exploring indirect sources of human exposure to perfluoroalkyl carboxylates (PFCA)s: evaluating uptake, elimination, and biotransformation of polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) in the rat* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **119**(3), 344-350. Environmental Health Perspectives. Verfügbar unter: doi:10.1289/ehp.1002409
- D'EON, J.C., P.W. CROZIER, V.I. FURDUI, E.J. REINER, E.L. LIBELO und S.A. MABURY, 2009. *Observation of a commercial fluorinated material, the polyfluoroalkyl phosphoric acid diesters, in human sera, wastewater treatment plant sludge, and paper fibers* [online]. *Environmental Science and Technology*, **43**(12), 4589-4594. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es900100d
- DEWITT, J.C., Hg., 2015. *Toxicological Effects of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances*. Cham: Springer International Publishing; Imprint: Humana. ISBN 978-3-319-15517-3.
- EC, 2019. European Commission. *Der europäische Grüne Deal legt dar, wie Europa bis 2050 zum ersten klimaneutralen Kontinent gemacht werden kann, indem die Konjunktur angekurbelt, die Gesundheit und die Lebensqualität der Menschen verbessert, die Natur geschützt* [online] [Zugriff am: 25. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_19\\_6691](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_19_6691)

- EC, 2020a. European Commission. Commission staff working document - *poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS)* [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://ec.europa.eu/environment/pdf/chemicals/2020/10/SWD\\_PFAS.pdf](https://ec.europa.eu/environment/pdf/chemicals/2020/10/SWD_PFAS.pdf)
- EC, 2020b. European Commission. *Annex to the communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Chemicals Strategy for Sustainability Towards a Toxic-Free Environment*. [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://www.parlament.gv.at/PAKT/EU/XXVII/EU/03/56/EU\\_35677/imfname\\_11012550.pdf](https://www.parlament.gv.at/PAKT/EU/XXVII/EU/03/56/EU_35677/imfname_11012550.pdf)
- EC, 2020c. European Commission. *Grüner Deal: Kommission verabschiedet neue Chemikalienstrategie für eine schadstofffreie Umwelt* [online] [Zugriff am: 25. Mai 2022]. Verfügbar unter:  
[https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_20\\_1839](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_20_1839)
- ECHA, 2014. European Chemical Agency. *Annex XV dossier. Proposal for identification of a substance as a CMR 1A or 1B, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern. Pentadecafluorooctanoic Acid (PFOA)* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/documents/10162/5519a346-50f5-4db9-af4e-dd7c520435b4>
- ECHA, 2015. European Chemical Agency. *Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57* [online]. *Perfluorononanoic acid (PFNA) and its sodium and ammonium salts* [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter:  
[https://echa.europa.eu/documents/10162/21953237/annex\\_xv\\_svhc\\_206-801-3\\_pfna\\_en.pdf/53f4c0a1-3c36-480a-9114-4d239a8e1f98](https://echa.europa.eu/documents/10162/21953237/annex_xv_svhc_206-801-3_pfna_en.pdf/53f4c0a1-3c36-480a-9114-4d239a8e1f98)
- ECHA, 2017a. European Chemical Agency. *Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Perfluorohexane-1-sulphonic acid and its salts* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter:  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/40a82ea7-dcd2-5e6f-9bff-6504c7a226c5>
- ECHA, 2017b. European Chemical Agency. *Annex XV Restriction Report. Proposal for Restriction. C9-C14 PFCAs -including their salts and precursors* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter:  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/2ec5dfdd-0e63-0b49-d756-4dc1bae7ec61>
- ECHA, 2018a. European Chemical Agency. *Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57* [online]. Substance Name: Undecafluorohexanoic acid / Ammonium undecafluorohexanoate [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter:  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/3b44eacf-e1f4-4ee7-6daa-f09945c8e3a7>

- ECHA, 2018b. European Chemical Agency. *Committee for Risk Assessment (RAC) and Committee for Socio-economic Analysis (SEAC)* [online]. *Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTDA; their salts and precursors* [Zugriff am: 28. Juni 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/documents/10162/5aabe3cc-a317-4b2f-5446-5fc22c522c31>
- ECHA, 2019. European Chemical Agency. *CLH report. Proposal for Harmonised Classification and Labelling. Perfluoroheptanoic acid; tridecafluoroheptanoic acid (PFHpA)* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/documents/10162/c9c9b080-2704-3052-08a8-e1bb7964b1b8>
- ECHA, 2021a. European Chemical Agency. *Anhang III-Verzeichnis. Perfluorovaleric acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.018.455>
- ECHA, 2021b. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Heptadecafluorooctane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.015.618>
- ECHA, 2021c. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Perfluoropentane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.018.456>
- ECHA, 2021d. European Chemicals Agency. *Registry of restriction intentions until outcome: undecafluorohexanoic acid (PFHxA), its salts and related substances.* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/fi/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18323a25d>
- ECHA, 2022a. European Chemical Agency. *Anhang III-Verzeichnis. Heptafluorobutyric acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.006.170>
- ECHA, 2022b. European Chemical Agency. *Anhang III-Verzeichnis. Perfluoroheptanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.006.181>
- ECHA, 2022c. European Chemical Agency. *Brief Profile. 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/brief-profile/-/briefprofile/100.006.176>

- ECHA, 2022d. European Chemical Agency. *Liste der Stoffe, die der POP-Verordnung unterliegen* [online] [Zugriff am: 24. Juni 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/list-of-substances-subject-to-pops-regulation>
- ECHA, 2022e. European Chemical Agency. *Proposal to ban 'forever chemicals' in firefighting foams throughout the EU* [online] [Zugriff am: 10. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/-/proposal-to-ban-forever-chemicals-in-firefighting-foams-throughout-the-eu>
- ECHA, 2022f. European Chemical Agency. *Substance Infocard. 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadecafluoroheptane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.006.183>
- ECHA, 2022g. European Chemical Agency. *Substance Infocard. 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-pentacosafuorododecane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.072.032>
- ECHA, 2022h. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Henicosafluorodecanesulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.820>
- ECHA, 2022i. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Henicosafluoroundecanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.016.515>
- ECHA, 2022j. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Heptafluorobutyric acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.006.170>
- ECHA, 2022k. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Nonadecafluorodecanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.819>
- ECHA, 2022l. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Pentacosafuorotridecanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.069.747>
- ECHA, 2022m. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Pentadecafluorooctanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.817>

- ECHA, 2022n. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Perfluoroheptanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.006.181>
- ECHA, 2022o. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Perfluorohexane-1-sulphonic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.989>
- ECHA, 2022p. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Perfluorononan-1-oic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.006.184>
- ECHA, 2022q. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Perfluorovaleric acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.018.455>
- ECHA, 2022r. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Tricosafluorododecanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.641>
- ECHA, 2022s. European Chemical Agency. *Substance Infocard. Undecafluorohexanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.005.634>
- ECHA, 2022t. European Chemical Agency. *Summary of Classification and Labelling. Nonadecafluorododecanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/117043>
- ECHA, 2022u. European Chemical Agency. *Summary of Classification and Labelling. Perfluorononan-1-oic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/31321>
- ECHA, 2022v. European Chemical Agency. *Summary of Classification and Labelling. Perfluorooctanoic acid* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/67229>
- ECHA, 2022w. European Chemicals Agency. *Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit* [online] [Zugriff am: 11. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/hot-topics/chemicals-strategy-for-sustainability>
- ECHA, 2022x. European Chemicals Agency. *Liste der für eine Zulassung in Frage kommenden besonders besorgniserregenden Stoffe* [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/candidate-list-table>

- ECHA, 2022y. European Chemicals Agency. *Perfluoralkylchemikalien (PFAS)*. [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>
- EFSA, 2008. European Food Safety Authority. *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain* [online]. *EFSA Journal*, **6**(7). EFSA Journal [Zugriff am: 27. Juni 2022]. Verfügbar unter: doi:10.2903/j.efsa.2008.653
- EFSA, 2018. European Food Safety Authority. *Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food* [online]. *EFSA Journal*, **16**(12), e05194. EFSA Journal. Verfügbar unter: doi:10.2903/j.efsa.2018.5194
- EFSA, 2020. European Food Safety Authority. *Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food*. [online]. *EFSA Journal*, **18**(9). EFSA Journal [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2903/j.efsa.2020.6223>
- ELLIS, D.A., S.A. MABURY, J.W. MARTIN und D.C. MUIR, 2001. *Thermolysis of fluoropolymers as a potential source of halogenated organic acids in the environment* [online]. *Nature*, **412**(6844), 321-324. ISSN 1476-4687. Verfügbar unter: doi:10.1038/35085548
- FDA, 2022. U.S. Food and Drug Administration. *Per and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Cosmetics* [online] [Zugriff am: 11. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.fda.gov/cosmetics/cosmetic-ingredients/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-cosmetics>
- FENTON, S.E., A. DUCATMAN, A. BOOBIS, J.C. DEWITT, C. LAU, C. NG, J.S. SMITH und S.M. ROBERTS, 2021. *Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research* [online]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **40**(3), 606-630. Environmental Toxicology and Chemistry. Verfügbar unter: doi:10.1002/etc.4890
- FORSTHUBER, M., A.M. KAISER, S. GRANITZER, I. HASSL, M. HENGSTSCHLÄGER, H. STANGL und C. GUNDACKER, 2020. *Albumin is the major carrier protein for PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA and PFDA in human plasma* [online]. *Environment International*, **137**, 105324. Environment International. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envint.2019.105324
- FREBERG, B.I., L.S. HAUG, R. OLSEN, H.L. DAAE, M. HERSSON, C. THOMSEN, S. THORUD, G. BECHER, P. MOLANDER und D.G. ELLINGSEN, 2010. *Occupational exposure to airborne perfluorinated compounds during professional ski waxing* [online]. *Environmental Science and Technology*, **44**(19), 7723-7728. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es102033k

- FRISBEE, S.J., A.P. BROOKS, A. MAHER, P. FLENSBORG, S. ARNOLD, T. FLETCHER, K. STEENLAND, A. SHANKAR, S.S. KNOX, C. POLLARD, J.A. HALVERSON, V.M. VIEIRA, C. JIN, K.M. LEYDEN und A.M. DUCATMAN, 2009. *The C8 health project: design, methods, and participants* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **117**(12), 1873-1882. Environmental Health Perspectives. Verfügbar unter: doi:10.1289/ehp.0800379
- FROMME, H., M. WÖCKNER, E. ROSCHER und W. VÖLKELE, 2017. *ADONA and perfluoroalkylated substances in plasma samples of German blood donors living in South Germany* [online]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **220**(2 Pt B), 455-460. ISSN 1438-4639. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.ijheh.2016.12.014
- GLOVER, C.M., O. QUIÑONES und E.R.V. DICKENSON, 2018. *Removal of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in potable reuse systems* [online]. *Water Research*, **144**, 454-461. Water Research. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.watres.2018.07.018
- GLÜGE, J., M. SCHERINGER, I.T. COUSINS, J.C. DEWITT, G. GOLDENMAN, D. HERZKE, R. LOHMANN, C.A. NG, X. TRIER und Z. WANG, 2020. *An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)* [online]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **22**(12), 2345-2373. ISSN 2050-7887. Verfügbar unter: doi:10.1039/d0em00291g
- GOLDENMAN, G., 2019. *The cost of inaction. A socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. TemaNord. 2019, 007. ISBN 9789289360654.
- GOVERNMENT OF CANADA, 2021. *Long-chain (C9-C20) perfluorocarboxylic acids (LC-PFCAs), their salts and precursors* [online] [Zugriff am: 2. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/other-chemical-substances-interest/long-chain-perfluorocarboxylic-acids-containing-9-20-carbon-atoms-salts-precursors.html>
- GRIBBLE, G.W., 2010. *Naturally Occurring Organohalogen Compounds. A comprehensive update*. Vienna: Springer Vienna. SpringerLink Bücher. 91. ISBN 9783211993231.
- GUNDAKER, C., K. GRAF-ROHRMEISTER, M. GENCIK, M. HENGSTSCHLÄGER, K. HOLOMAN, P. ROSA, R. KROISMAYR, I. OFFENTHALER, V. PLICHTA, T. REISCHER, I. TEUFL, W. RAFFESBERG, S. SCHARF, B. KÖHLER-VALLANT, Z. DELISSEN, S. WEISS und M. UHL, 2021. *Gene Variants Determine Placental Transfer of Perfluoroalkyl Substances (PFAS), Mercury (Hg) and Lead (Pb), and Birth Outcome: Findings From the UmMuKi Bratislava-Vienna Study* [online]. *Frontiers in Genetics*, **12**, 664946. ISSN 1664-8021. Verfügbar unter: doi:10.3389/fgene.2021.664946
- HARTMANN, C., W. RAFFESBERG, S. WEISS, S. SCHARF und M. UHL, 2017. *Perfluoroalkylated substances in human urine: results of a biomonitoring pilot study*. *Biomonitoring*, **4**, 1-10. Biomonitoring.

- HBM4EU, 2021. *Workshop Towards Policy Uptake HBM4EU Results Part I*. Briefing note.
- HEAL, 2019. *Health and Environment Alliance. How the chemicals in food contact materials are putting our health at risk* [online] [Zugriff am: 10. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.env-health.org/how-the-chemicals-in-food-contact-materials-are-putting-our-health-at-risk/>
- HERSHKOVITZ, D., Z. BURBEA, K. SKORECKI und B.M. BRENNER, 2007. *Fetal programming of adult kidney disease: cellular and molecular mechanisms* [online]. *Clinical Journal of the American Society of Nephrology*, **2**(2), 334-342. *Clinical Journal of the American Society of Nephrology*. Verfügbar unter: doi:10.2215/CJN.03291006
- HILL, P.J., M. TAYLOR, P. GOSWAMI und R.S. BLACKBURN, 2017. *Substitution of PFAS chemistry in outdoor apparel and the impact on repellency performance* [online]. *Chemosphere*, **181**, 500-507. *Chemosphere*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.chemosphere.2017.04.122
- HOLMQUIST, H., S. SCHELLENBERGER, I. VAN DER VEEN, G.M. PETERS, P.E.G. LEONARDS und I.T. COUSINS, 2016. *Properties, performance and associated hazards of state-of-the-art durable water repellent (DWR) chemistry for textile finishing* [online]. *Environment International*, **91**, 251-264. *Environment International*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envint.2016.02.035
- HÖLZER, J., O. MIDASCH, K. RAUCHFUSS, M. KRAFT, R. REUPERT, J. ANGERER, P. KLEESCHULTE, N. MARSCHALL und M. WILHELM, 2008. *Biomonitoring of perfluorinated compounds in children and adults exposed to perfluorooctanoate-contaminated drinking water* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **116**(5), 651-657. *Environmental Health Perspectives*. Verfügbar unter: doi:10.1289/ehp.11064
- HUPPERTZ, B., 2018. *Plazentaentwicklung mit histologischen Aspekten*. In: B. HUPPERTZ und E. SCHLEUBNER, Hg. *Die Plazenta. Grundlagen und klinische Bedeutung*. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 1-27. ISBN 978-3-662-55621-4.
- IPEN, 2018. International Pollutants Elimination Network. *Fluorine-Free Firefighting Foams (3F): Viable Alternatives to Fluorinated Aqueous Film-Forming Foams* [online] [Zugriff am: 5. April 2022]. Verfügbar unter: <https://ipen.org/documents/fluorine-free-firefighting-foams>
- IPEN, 2019. International Pollutants Elimination Network. *Say no to sulfiramid: reasons for a worldwide ban on this agrototoxic chemical*. [online] [Zugriff am: 5. April 2022]. Verfügbar unter: [https://ipen.org/sites/default/files/documents/en\\_ipen-sulfuramide-factsheet-v1\\_10a-en.pdf](https://ipen.org/sites/default/files/documents/en_ipen-sulfuramide-factsheet-v1_10a-en.pdf)
- ISIDOROV, V.A., 1990. *Organic chemistry of the Earth's atmosphere*. Berlin: Springer-Verlag. ISBN 9783642750960.

- JANDA, J., K. NÖDLER, M. SCHEURER, O. HAPPEL, G. NÜRENBERG, C. ZWIENER und F.T. LANGE, 2019. *Closing the gap - inclusion of ultrashort-chain perfluoroalkyl carboxylic acids in the total oxidizable precursor (TOP) assay protocol* [online]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **21**(11), 1926-1935. ISSN 2050-7887. Verfügbar unter: doi:10.1039/c9em00169g
- JANOUSEK, R.M., S. LEBERTZ und T.P. KNEPPER, 2019. *Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics* [online]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **21**(11), 1936-1945. ISSN 2050-7887. Verfügbar unter: doi:10.1039/c9em00091g
- KAISER, A.-M., 2022. *Human biomonitoring of per- and polyfluoroalkyl substances and extractable organofluorine in human serum and placental tissue* [online]. PhD thesis. *Medical University of Vienna*, 1-150. Medical University of Vienna [Zugriff am: 13. Juni 2022]. Verfügbar unter: <https://repositorium.meduniwien.ac.at/obvumwhs/download/pdf/7001907?originalFilename=true>
- KAISER, A.-M., E. SARACEVIC, H.P. SCHAAR, S. WEISS und R. HORNEK-GAUSTERER, 2021a. *Ozone as oxidizing agent for the total oxidizable precursor (TOP) assay and as a preceding step for activated carbon treatments concerning per- and polyfluoroalkyl substance removal* [online]. *Journal of Environmental Management*, **300**, 113692. *Journal of Environmental Management*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jenvman.2021.113692
- KAISER, A.-M., M. FORSTHUBER, R. WIDHALM, S. GRANITZER, H. ZEISLER, P. FOESSLEITNER, H. SALZER, B. GRASL-KRAUPP, H. MOSHAMMER, C. HARTMANN, M. UHL und C. GUNDAKER, bisher unveröffentlicht. *Prenatal exposure to per- and polyfluoroalkyl substances and birth outcome in Austria*.
- KAISER, A.-M., M. FORSTHUBER, R. ARO, A. KÄRRMAN, C. GUNDAKER, H. ZEISLER, P. FOESSLEITNER, H. SALZER, C. HARTMANN, M. UHL und L.W.Y. YEUNG, 2021b. *Extractable Organofluorine Analysis in Pooled Human Serum and Placental Tissue Samples from an Austrian Subpopulation-A Mass Balance Analysis Approach* [online]. *Environmental Science and Technology*, **55**(13), 9033-9042. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.1c00883
- KÄRRMAN, A., T. WANG, R. KELLENBORN, A.M. LANGSETER, S.M. GRØNHØVD, M.E. RÆDER, J.L. LYCHE, L.W.Y. YEUNG, F. CHEN, U. ERIKSSON, R. ARO und F. FREDERIKSSON, 2019. *PFASs in the Nordic environment* [online]. *Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and Extractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment*. Nordic Council of Ministers, **TemaNord 2019:515**, 1-156. Nordic Council of Ministers [Zugriff am: 27. April 2022]. Verfügbar unter: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1296387/FULLTEXT01.pdf>
- KEMI, 2015. Swedish Chemicals Agency. *Occurrence and use of highly fluorinated substances and alternatives* [online]. Report from a government assignment. Swedish Chemicals Agency, **REPORT 7/15**. Swedish Chemicals Agency [Zugriff am: 5. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.enviro.wiki/images/d/df/KEMI2015.pdf>

- KEMI, 2021. Swedish Chemicals Agency. *PFASs in Cosmetics* [online]. *PM 9/21*, 1-113. *PM 9/21* [Zugriff am: 11. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.kemi.se/download/18.59a654e17be6ec4276756/1638973419683/PM-9-21-PFASs%20in%20cosmetics.pdf>
- KEMI, 2022a. Swedish Chemicals Agency. *Overview of knowledge on PFAS* [online]. *PM 3/22*, 1-69. *PM 3/22* [Zugriff am: 12. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.kemi.se/download/18.3d3341ec17f916d8c8ebc1/1647598050563/PM-3-22-Overview-of-knowledge-on-PFAS.pdf>
- KEMI, 2022b. Swedish Chemicals Agency. *PFASs in chemical products and textiles* [online]. *PM 2/22*, 1-47. *PM 2/22* [Zugriff am: 15. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.kemi.se/download/18.6cd39e0d17f0034a3fc77/1645018256268/PM2-22-PFASs-in-chemical-products-and-textiles.pdf>
- KIRCHHOF, B., D. WONG, J. VAN MEURS, R.D. HILGERS, M. MACEK, N. LOIS und N.F. SCHRAGE, 2002. *Use of perfluorohexyloctane as a long-term internal tamponade agent in complicated retinal detachment surgery* [online]. *American Journal of Ophthalmology*, **133**(1), 95-101. ISSN 00029394. Verfügbar unter: doi:10.1016/S0002-9394(01)01295-8
- KISSA, E., 1994. *Fluorinated surfactants. Synthesis; properties; applications*. New York: Dekker. Surfactant science series. 50. ISBN 0824790111.
- KISSA, E., 2001. *Fluorinated surfactants and repellents*. 2. ed., rev. and expanded. New York: Marcel Dekker. Surfactant science series. 97. ISBN 9780824704728.
- KOTLARZ, N., J. MCCORD, D. COLLIER, C.S. LEA, M. STRYNAR, A.B. LINDSTROM, A.A. WILKIE, J.Y. ISLAM, K. MATNEY, P. TARTE, M.E. POLERA, K. BURDETTE, J. DEWITT, K. MAY, R.C. SMART, D.R.U. KNAPPE und J.A. HOPPIN, 2020. *Measurement of Novel, Drinking Water-Associated PFAS in Blood from Adults and Children in Wilmington, North Carolina* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **128**(7), 77005. Environmental Health Perspectives. Verfügbar unter: doi:10.1289/EHP6837
- LAND, M., C.A. de WIT, A. BIGNERT, I.T. COUSINS, D. HERZKE, J.H. JOHANSSON und J.W. MARTIN, 2018. *What is the effect of phasing out long-chain per- and polyfluoroalkyl substances on the concentrations of perfluoroalkyl acids and their precursors in the environment? A systematic review* [online]. *Environmental Evidence*, **7**(1). Environmental Evidence. Verfügbar unter: doi:10.1186/s13750-017-0114-y
- LAU, C., 2015. *Perfluorinated Compounds: An Overview*. In: J.C. DEWITT, Hg. *Toxicological Effects of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances*. Cham: Springer International Publishing: Imprint: Humana, S. 1-21. ISBN 978-3-319-15517-3.
- LEHMLER, H.-J., 2005. *Synthesis of environmentally relevant fluorinated surfactants--a review* [online]. *Chemosphere*, **58**(11), 1471-1496. Chemosphere. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.chemosphere.2004.11.078

- LEWIS, E.E. und M.A. NAYLOR, 1947. *Pyrolysis of Polytetrafluoroethylene* [online]. *Journal of the American Chemical Society*, **69**(8), 1968-1970. ISSN 0002-7863. Verfügbar unter: doi:10.1021/ja01200a039
- LI, Y., T. FLETCHER, D. MUCS, K. SCOTT, C.H. LINDH, P. TALLVING und K. JAKOBSSON, 2018. *Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water* [online]. *Occupational and Environmental Medicine*, **75**(1), 46-51. Occupational and Environmental Medicine. Verfügbar unter: doi:10.1136/oemed-2017-104651
- LIVSMEDELSVERKET, 2022. Swedish Food Agency. *PFAS in drinking water and self-caught fish - risk management* [online] [Zugriff am: 3. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.livsmedelsverket.se/en/business-legislation-and-control/legislation-food-business/drinking-water-production-and-control/t>
- LOHMANN, R., I.T. COUSINS, J.C. DEWITT, J. GLÜGE, G. GOLDENMAN, D. HERZKE, A.B. LINDSTROM, M.F. MILLER, C.A. NG, S. PATTON, M. SCHERINGER, X. TRIER und Z. WANG, 2020. *Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and Separate from Other PFAS?* [online]. *Environmental Science and Technology*, **54**(20), 12820-12828. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.0c03244
- MARTIN, J.W., D.A. ELLIS, S.A. MABURY, M.D. HURLEY und T.J. WALLINGTON, 2006. *Atmospheric chemistry of perfluoroalkanesulfonamides: kinetic and product studies of the OH radical and Cl atom initiated oxidation of N-ethyl perfluorobutanesulfonamide* [online]. *Environmental Science and Technology*, **40**(3), 864-872. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es051362f
- MIHATS, D., S. KULCSAR, S. WEIß, M. PREAN und E. RAUSCHER-GABERNIG, 2014. *Dietary exposure to PFOS and PFOA in the Austrian population*. *Organohalogen Compounds*, (Vol. 76), 206-209. Organohalogen Compounds.
- MILJÖSAMVERKAN SVERIGE, 2022. *PFAS auf Mülldeponien. Unterstützung für Verwalter, die sich auf PFAS im Sickerwasser konzentrieren* [online] [Zugriff am: 24. Juni 2022]. Verfügbar unter: <https://www.miljosamverkansverige.se/wp-content/uploads/2022-01-27-Rapport-PFAS-vid-deponier.pdf>
- NCM, 2022. Nordic Council of Ministers. *Analytical Methods for PFAS in Products and the Environment* [online]. 2022:510 [Zugriff am: 20. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://pub.norden.org/temanord2022-510/temanord2022-510.pdf>
- NEWTON, S., R. MCMAHEN, J.A. STOECKEL, M. CHISLOCK, A. LINDSTROM und M. STRYNAR, 2017. *Novel Polyfluorinated Compounds Identified Using High Resolution Mass Spectrometry Downstream of Manufacturing Facilities near Decatur, Alabama* [online]. *Environmental Science and Technology*, **51**(3), 1544-1552. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.6b05330

- OECD, 2018. Organisation for Economic Co-operation and Development. *Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Summary report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)*. [online]. *OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management*, **39**. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management [Zugriff am: 18. Oktober 2021]. Verfügbar unter: [https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplay-documentpdf/?cote=ENV-JM-MONO\(2018\)7&doclanguage=en](https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplay-documentpdf/?cote=ENV-JM-MONO(2018)7&doclanguage=en)
- OECD, 2021. Organisation for Economic Co-operation and Development. *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*. [online]. *OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management*, **61**. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management [Zugriff am: 6. Dezember 2021]. Verfügbar unter: [https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplay-documentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO\(2021\)25&docLanguage=en](https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplay-documentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO(2021)25&docLanguage=en)
- OLSEN, G.W., J.M. BURRIS, D.J. EHRESMAN, J.W. FROELICH, A.M. SEACAT, J.L. BUTENHOFF und L.R. ZOBEL, 2007. *Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **115**(9), 1298-1305. *Environmental Health Perspectives*. Verfügbar unter: doi:10.1289/ehp.10009
- OLSEN, G.W., S.-C. CHANG, P.E. NOKER, G.S. GORMAN, D.J. EHRESMAN, P.H. LIEDER und J.L. BUTENHOFF, 2009. *A comparison of the pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in rats, monkeys, and humans* [online]. *Toxicology*, **256**(1-2), 65-74. *Toxicology*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.tox.2008.11.008
- ORF, 2022. *Österreichischer Rundfunk. Löschschaum-Altbestände nur noch für Spezialfälle* [online] [Zugriff am: 19. April 2022]. Verfügbar unter: <https://salzburg.orf.at/stories/3149255/>
- ÖSTERREICHISCHE CHEMIKALIENINSPEKTION, 2022. *Überwachungsschwerpunkt PFAS in Textilien 2021*, 1-48.
- PITTER, G., F. DA RE, C. CANOVA, G. BARBIERI, M. ZARE JEDDI, F. DAPRÀ, F. MANEA, R. ZOLIN, A.M. BETTEGA, G. STOPAZZOLO, S. VITTORII, L. ZAMBELLI, M. MARTUZZI, D. MANTOAN und F. RUSSO, 2020. *Serum Levels of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in Adolescents and Young Adults Exposed to Contaminated Drinking Water in the Veneto Region, Italy: A Cross-Sectional Study Based on a Health Surveillance Program* [online]. *Environmental Health Perspectives*, **128**(2), 27007. *Environmental Health Perspectives*. Verfügbar unter: doi:10.1289/EHP5337
- PLASTICSEUROPE, 2018. *The fluoropolymer industry in Europe* [online]. *A socio-economic perspective*, 1-6 [Zugriff am: 23. Juni 2022]. Verfügbar unter: [https://fluoropolymers.plasticseurope.org/application/files/9116/1167/4026/Fluoropolymer\\_Brochure\\_A4\\_Financial\\_March2018\\_6.pdf](https://fluoropolymers.plasticseurope.org/application/files/9116/1167/4026/Fluoropolymer_Brochure_A4_Financial_March2018_6.pdf)

- PREVEDOUROS, K., I.T. COUSINS, R.C. BUCK und S.H. KORZENIOWSKI, 2006. *Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates* [online]. *Environmental Science and Technology*, **40**(1), 32-44. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es0512475
- PUBCHEM, 2022a. *1-Pentanesulfonic acid, 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undecafluoro-*. *Patents* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/75922#section=Patents>
- PUBCHEM, 2022b. *Perfluorododecanesulfonate*. *Patents* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/23550620#section=Patents>
- PUBCHEM, 2022c. *Perfluoroheptanesulfonic acid*. *Patents* [online] [Zugriff am: 25. April 2022]. Verfügbar unter: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/67820#section=Patents>
- PUBCHEM, 2022d. *PubChem Classification Browser* [online]. Browse Pubchem: PFAS and Fluorinated Organic Compounds in PubChem Tree [Zugriff am: 19. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/classification/#hid=120>
- RAYNE, S., K. FOREST und K.J. FRIESEN, 2008. *Congener-specific numbering systems for the environmentally relevant C4 through C8 perfluorinated homologue groups of alkyl sulfonates, carboxylates, telomer alcohols, olefins, and acids, and their derivatives* [online]. *Journal of Environmental Science and Health*, **43**(12), 1391-1401. ISSN 1093-4529. Verfügbar unter: doi:10.1080/10934520802232030
- REINHART, M. und T. HELD, 2018. *PFC-Belastungen in Mittel- und Nordbaden. Modellstudie zur Untersuchung des Eintrags von PFC aus belasteten Böden in das Grundwasser* [online]. Schlussbericht [Zugriff am: 28. April 2022]. Verfügbar unter: [https://rp.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/RP-Internet/Karlsruhe/Abteilung\\_5/Referat\\_54.1/Stabsstelle\\_PFC/\\_DocumentLibraries/Documents/0\\_pfc\\_forsch\\_modellstudie.pdf](https://rp.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/RP-Internet/Karlsruhe/Abteilung_5/Referat_54.1/Stabsstelle_PFC/_DocumentLibraries/Documents/0_pfc_forsch_modellstudie.pdf)
- RENNER, R., 2001. *Growing concern over perfluorinated chemicals* [online]. *Environmental Science and Technology*, **35**(7), 154A-160A. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es012317k
- RIDDELL, N., G. ARSENAULT, J.P. BENSKIN, B. CHITTIM, J.W. MARTIN, A. MCALEES und R. MCCRINDLE, 2009. *Branched perfluorooctane sulfonate isomer quantification and characterization in blood serum samples by HPLC/ESI-MS(MS)* [online]. *Environmental Science and Technology*, **43**(20), 7902-7908. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/es901261v
- ROGOWSKI, I., D. LEONARD, J.-Y. GAUVRIT und P. LANTERI, 2007. *Influence of fluorine-based additive content on the physical and physicochemical properties of ski gliding wax* [online]. *Cold Regions Science and Technology*, **49**(2), 145-150. ISSN 0165232X. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.coldregions.2007.03.010

- SANDFORD, G., 2000. *Organofluorine chemistry* [online]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, **358**(1766), 455-471. ISSN 1364-503X. Verfügbar unter: doi:10.1098/rsta.2000.0541
- SHELLENBERGER, S., P.J. HILL, O. LEVENSTAM, P. GILLGARD, I.T. COUSINS, M. TAYLOR und R.S. BLACKBURN, 2019. *Highly fluorinated chemicals in functional textiles can be replaced by re-evaluating liquid repellency and end-user requirements* [online]. *Journal of Cleaner Production*, **217**, 134-143. ISSN 09596526. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jclepro.2019.01.160
- SCHEMETH, M., 2022. *Das Land Steiermark. Boden- und Gewässerunreinigung durch Einsatz von fluortensidhaltigem Löschschaum* [online]. Verfügbar unter: <https://www.news.steiermark.at/cms/beitrag/12876419/29771102/>
- SCHERINGER, M., X. TRIER, I.T. COUSINS, P. de VOOGT, T. FLETCHER, Z. WANG und T.F. WEBSTER, 2014. *Helsingør statement on poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs)* [online]. *Chemosphere*, **114**, 337-339. Chemosphere. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.chemosphere.2014.05.044
- SCHULTES, L., R. VESTERGREN, K. VOLKOVA, E. WESTBERG, T. JACOBSON und J.P. BENSKIN, 2018. *Per- and polyfluoroalkyl substances and fluorine mass balance in cosmetic products from the Swedish market: implications for environmental emissions and human exposure* [online]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **20**(12), 1680-1690. ISSN 2050-7887. Verfügbar unter: doi:10.1039/c8em00368h
- SIMON, C.M. und W. KAMINSKY, 1998. *Chemical recycling of polytetrafluoroethylene by pyrolysis* [online]. *Polymer Degradation and Stability*, **62**(1), 1-7. ISSN 01413910. Verfügbar unter: doi:10.1016/S0141-3910(97)00097-9
- STATISTIK AUSTRIA, 2019. *Verkehrstatistik 2018* [online]. Wien [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://www.statistik.at/web\\_de/services/publikationen/14/index.html?includePage=detailedView&sectionName=Verkehr&pubId=643](https://www.statistik.at/web_de/services/publikationen/14/index.html?includePage=detailedView&sectionName=Verkehr&pubId=643)
- STOCKHOLM CONVENTION, 2021. *Proposal to list long-chain perfluorocarboxylic acids, their salts and related compounds in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants* [online]. UNEP/POPS/POPRC.17/7 [Zugriff am: 27. Juli 2022]. Verfügbar unter: <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC17/Overview/tabid/8900/Default.aspx>
- STOCKHOLM CONVENTION, 2022. *The new POPs under the Stockholm Convention* [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>

- STRAKOVÁ, J., J. SCHNEIDER und N. CINGOTTI, 2021. *Throwaway Packaging, Forever Chemicals* [online]. *European wide survey of PFAS in disposable food packaging and tableware*, 1-54 [Zugriff am: 15. April 2022]. Verfügbar unter: [https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2021/05/FINAL\\_pfas\\_fcm\\_study\\_web.pdf](https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2021/05/FINAL_pfas_fcm_study_web.pdf)
- TRIER, D.X., C. TAXVIG, A.K. ROSENMAI und G.A. PEDERSEN, 2017. *PFAS in paper and board for food contact. Options for risk management of poly- and perfluorinated substances*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. TemaNord Vol 2017 No 573. ISBN 9789289353298.
- TROJANOWICZ, M., A. BOJANOWSKA-CZAJKA, I. BARTOSIEWICZ und K. KULISA, 2018. *Advanced Oxidation/Reduction Processes treatment for aqueous perfluorooctanoate (PFOA) and perfluorooctanesulfonate (PFOS) – A review of recent advances* [online]. *Chemical Engineering Journal*, **336**, 170-199. ISSN 13858947. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.cej.2017.10.153
- U.S. EPA, 2018. United States Environmental Protection Agency. *Fact Sheet: 2010/2015 PFOA Stewardship Program* [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/fact-sheet-20102015-pfoa-stewardship-program>
- U.S. EPA, 2021a. United States Environmental Protection Agency. *PFAS - Perfluorooheptanesulfonic acid. Collected Data on Functional Use* [online] [Zugriff am: 29. April 2021]. Verfügbar unter: <https://comptox.epa.gov/dashboard/dsstoxdb/results?abbreviation=PFASMASTER&search=DTXSID8059920#exposure>
- U.S. EPA, 2021b. United States Environmental Protection Agency. *PFAS - Perfluorononanesulfonic acid. Collected Data on Functional Use* [online] [Zugriff am: 29. April 2021]. Verfügbar unter: <https://comptox.epa.gov/dashboard/dsstoxdb/results?search=DTXSID8071356#exposure>
- U.S. EPA, 2021c. United States Environmental Protection Agency. *PFAS - Perfluoropentanesulfonic acid. Collected Data on Functional Use* [online] [Zugriff am: 29. April 2021]. Verfügbar unter: <https://comptox.epa.gov/dashboard/dsstoxdb/results?abbreviation=PFASMASTER&search=DTXSID8062600#exposure>
- UBA, 2005. Umweltbundesamt Deutschland. *Leitlinie zur Methodvalidierung* [online]. Berlin [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2832.pdf>
- UBA, 2020. Umweltbundesamt Deutschland. *Human-Biomonitoring (HBM) values, derived by the Human Biomonitoring Commission of the German Environment Agency, date march 2020* [online] [Zugriff am: 23. April 2022]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4031/bilder/dateien/hbm-werte\\_engl\\_march\\_2020.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4031/bilder/dateien/hbm-werte_engl_march_2020.pdf)
- UBA, 2021. Umweltbundesamt Deutschland. *Beurteilungswerte der HBM-Kommission* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/kommission-human-biomonitoring/beurteilungswerte-der-hbm-kommission>

- UBA, 2022. Umweltbundesamt Deutschland. *Kommission Human-Biomonitoring* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/kommission-human-biomonitoring#:~:text=Human%2DBiomonitoring%20\(HBM\)%20ist,Belastung%20mit%20Schadstoffen%20zu%20bestimmen.](https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/kommission-human-biomonitoring#:~:text=Human%2DBiomonitoring%20(HBM)%20ist,Belastung%20mit%20Schadstoffen%20zu%20bestimmen.)
- UMWELTBUNDESAMT und AGES, 2018. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit. *POPMON. ExpertInnengutachten - Identifizierung relevanter persistenter organischer Schadstoffe und potentiell belasteter Regionen als Basis für ein risikobasiertes Lebensmittel-Monitoring in Österreich* [online]. Endbericht [Zugriff am: 21. April 2022]. Verfügbar unter: [https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/bf83fb8005e58bf4a619f0dd64a7da571f22de77/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/Wissen\\_aktuell\\_2021/Endbericht\\_POPMON.pdf](https://wissenaktuell.ages.at/download/0/0/bf83fb8005e58bf4a619f0dd64a7da571f22de77/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/Wissen_aktuell_2021/Endbericht_POPMON.pdf)
- UMWELTBUNDESAMT, 2012. *Umwelt-Mutter Kind* [online]. *Schadstoffexposition von schwangeren Frauen und Neugeborenen*, 1-28 [Zugriff am: 28. Juni 2022]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/angebot/analytik/um\\_muki\\_broschuere.pdf](https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/angebot/analytik/um_muki_broschuere.pdf)
- UMWELTBUNDESAMT, 2013. *POP Biomonitoring: Belastung ausgewählter Muttermilchproben auf perfluorierte Verbindungen* Endbericht an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft. Endbericht an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft.
- UMWELTBUNDESAMT, 2020. *PureAlps 2016-2020. Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen und Quecksilber im Alpenraum (Immission, Deposition und Biota)*. Abschlussbericht, 1-276.
- UMWELTBUNDESAMT, 2021. *Human-Biomonitoring in sensiblen Bevölkerungsgruppen. Kindersurvey*. REPORT REP-0780.
- UMWELTBUNDESAMT, 2022a. *Fortschritt bei der Altlastsanierung* [online] [Zugriff am: 16. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/news220228>
- UMWELTBUNDESAMT, 2022b. *Klärschlammkompost. "Circular Economy" im Abfallbereich - Evaluierung im Hinblick auf Klärschlammkompost*. Endbericht [online]. REPORT. REP-0805. Umweltbundesamt [Zugriff am: 28. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0805.pdf>
- UNEP, 2022. United Nations Environment Programme. *BRS COPs conclude with major decisions on e-waste movement and ban of harmful chemicals affecting firefighters* [online] [Zugriff am: 27. Juli 2022]. Verfügbar unter: <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/brs-cops-conclude-major-decisions-e-waste-movement-and-ban-harmful>

- WANG, B., Y. YAO, H. CHEN, S. CHANG, Y. TIAN und H. SUN, 2020a. *Per- and polyfluoroalkyl substances and the contribution of unknown precursors and short-chain (C2-C3) perfluoroalkyl carboxylic acids at solid waste disposal facilities* [online]. *The Science of the Total Environment*, **705**, 135832. The Science of the Total Environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135832
- WANG, D.Z., G. GOLDENMAN, T. TUGRAN, A. MCNEIL und M. JONES, 2020b. *Per- and polyfluoroalkylether substances: identity, production and use*.
- WANG, Z., I.T. COUSINS, M. SCHERINGER, R.C. BUCK und K. HUNGERBÜHLER, 2014. *Global emission inventories for C4-C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, part II: the remaining pieces of the puzzle* [online]. *Environment International*, **69**, 166-176. Environment International. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envint.2014.04.006
- WOOD, 2020. *The use of PFAS and fluorine-free alternatives in textiles, upholstery, carpets, leather and apparel. Final report under framework contract ENV.A.3/FRA/2015/0010*.
- XU, L., Y. SHI, C. LI, X. SONG, Z. QIN, D. CAO und Y. CAI, 2017. *Discovery of a Novel Polyfluoroalkyl Benzenesulfonic Acid around Oilfields in Northern China* [online]. *Environmental Science and Technology*, **51**(24), 14173-14181. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.7b04332
- YEUNG, L., U. ERIKSSON und A. KÄRRMAN, 2017. *A pilot study on unidentified poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in sewage in Sweden* [online]. Örebro University. Örebro University [Zugriff am: 11. April 2022]. Verfügbar unter: <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1112388/FULLTEXT01.pdf>
- YI, L.B., L.Y. CHAI, Y. XIE, Q.J. PENG und Q.Z. PENG, 2016. *Isolation, identification, and degradation performance of a PFOA-degrading strain* [online]. *Genetics and molecular research : GMR*, **15**(2). Genetics and molecular research : GMR. Verfügbar unter: doi:10.4238/gmr.15028043
- YOUNG, C.J. und S.A. MABURY, 2010. *Atmospheric perfluorinated acid precursors: chemistry, occurrence, and impacts* [online]. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, **208**, 1-109. ISSN 0179-5953. Verfügbar unter: doi:10.1007/978-1-4419-6880-7\_1
- ZHANG, C., Z.R. HOPKINS, J. MCCORD, M.J. STRYNAR und D.R.U. KNAPPE, 2019. *Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Ether Acids in the Total Oxidizable Precursor Assay and Implications for the Analysis of Impacted Water* [online]. *Environmental Science and Technology Letters*, **6**(11), 662-668. ISSN 2328-8930. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.estlett.9b00525
- ZHENG, G., B.E. BOOR, E. SCHREDER und A. SALAMOVA, 2020. *Indoor exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the childcare environment* [online]. *Environmental Pollution*, **258**, 113714. Environmental Pollution. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envpol.2019.113714

ZHOU, Y., J. WANG, Z. GU, S. WANG, W. ZHU, J.L. ACEÑA, V.A. SOLOSHONOK, K. IZAWA und H. LIU, 2016. *Next Generation of Fluorine-Containing Pharmaceuticals, Compounds Currently in Phase II-III Clinical Trials of Major Pharmaceutical Companies: New Structural Trends and Therapeutic Areas* [online]. *Chemical reviews*, **116**(2), 422-518. Chemical reviews. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.chemrev.5b00392

## 11 ANHANG

Tabelle 3: Informationen zu Anwendung und Vorkommen der 20 PFAS für deren Summe nach der neuen EU-TWRL, aufgrund deren Bedenklichkeit ein Parameterwert von 0,10 µg/l in Trinkwasser nicht überschritten werden darf.

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Internationale Literatur	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)	
		Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	Kabelisolatoren <sup>2</sup> , Fotofilme <sup>4</sup> , Kosmetikartikel <sup>5*</sup> , Einsatz als Additive in Reverse Phase LC-MS Lösemittel <sup>6</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFBA ist nicht unter REACH registriert. PFBA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022j). REACH Annex III Inventory: Suspected persistent in the environment (ECHA, 2022a).
Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3	laminierte Plastikbodenbeläge <sup>7*</sup> , Kosmetikartikel <sup>5*</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFPeA ist nicht unter REACH registriert. PFPeA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022q). REACH Annex III Inventory: Suspected persistent in the environment; Suspected skin irritant (ECHA, 2021a).
Perfluorhexansäure (PFHxA)	307-24-4	laminierte Plastikbodenbeläge <sup>7*</sup> , Schuhwachs <sup>8*</sup> , Kosmetikartikel <sup>5*</sup> , wasserabweisende Textilien und Abdeckungen <sup>9*</sup>	PFHxA wird z. B. für die Produktion von per- und polyfluorierten Polymeren verwendet (ECHA, 2021d). Hauptsächlich als Unreinheit in Produkten vorkommend, oder als Degradationsprodukt – potenzielle Präkursoren: 6:2 diPAP, 6:2 FTS und 6:2 FTOH (ECHA, 2018a).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFHxA ist nicht unter REACH registriert. Für das Ammoniumsalz (APFHx, CAS: 21615-47-4) ist ein Registrierender bekannt. PFHxA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch. Under assessment as Persistent, Bioaccumulative and Toxic (ECHA, 2022s).

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)		
		Internationale Literatur Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluorheptansäure (PFHpA)	375-85-9	laminierte Plastikbodenbeläge <sup>7*</sup> , Kosmetikartikel <sup>5*</sup>	Keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt. PFHpA ist ein Degradationsprodukt von Präkursoren (ECHA, 2019).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFHpA ist nicht unter REACH registriert. PFHpA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022n). REACH Annex III Inventory: Suspected acutely toxic via the oral route; Suspected bioaccumulative; Suspected carcinogen; Suspected persistent in the environment; Suspected toxic (ECHA, 2022b).
Perfluorooctansäure (PFOA)	335-67-1	Feuerlöschschäume <sup>1</sup> , Emulgator für die Fluorpolymerproduktion <sup>1,3</sup> , Isolatoren <sup>2</sup> , Kosmetikartikel <sup>5*</sup> , Schuhwachs <sup>8*</sup> , wasserabweisende Textilien und Abdeckungen <sup>9*</sup>	Hilfsstoff in der Verarbeitung und Herstellung von Fluorpolymeren und Fluorelastomeren (ECHA, 2014).	Harmonisiert eingestuft: Acute Tox. 4, Eye Dam. 1, Acute Tox. 4, Carc. 2, Lact., STOT RE 1, Repr. 1B (ECHA, 2022v). PFOA ist nicht unter REACH registriert. Properties of concern: C, R, PBT, POP (ECHA, 2022m).
Perfluorononansäure (PFNA)	375-95-1	Emulgator für die Fluorpolymerproduktion <sup>1,3</sup>	Keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt. Allgemein bekannte Nutzung von PFNA: Hilfsstoff in der Verarbeitung und Herstellung von Fluorpolymeren, Tenside für Feuerlöscher, Tenside in Poliermitteln, wasserfeste Beschichtungen (ECHA, 2015).	Harmonisiert eingestuft: Acute Tox. 4, Eye Dam. 1, Acute Tox. 4, Carc. 2, Lact., STOT RE 1, Repr. 1B (ECHA, 2022u). PFNA ist nicht unter REACH registriert. Properties of concern: C, R, PBT; Substance of very high concern (SVHC) and included in the candidate list for authorization (ECHA, 2022p).

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)		
		Internationale Literatur Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluordecansäure (PFDA)	335-76-2	Kosmetikartikel <sup>5*</sup>	Kaum bis keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt; lediglich ein Importeur ist bekannt, welcher PFDA für in die EU importierte Halbleiter verwendet oder verwendet hat. Produkte können ungewollt PFCAs mit Kettenlängen von C9 bis C14 enthalten (z. B. in Feuerlöschschäumen). Ebenfalls entstehen PFCAs C9–C14 bei der PFOA-Produktion als ungewollte Abfälle und können in Produkte unbeabsichtigt integriert werden (ECHA, 2017b, ECHA, 2018b).	Harmonisiert eingestuft: Carc. 2, Lact., Repr. 1B (ECHA, 2022t). PFDA ist nicht unter REACH registriert. Properties of concern: C, R, PBT; Substance of very high concern (SVHC) and included in the candidate list for authorization (ECHA, 2022k).
Perfluorundecansäure (PFUnDA)	2058-94-8	Kosmetikartikel <sup>5*</sup>	Keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt. Produkte können ungewollt PFCAs mit Kettenlängen von C9 bis C14 enthalten. Ebenfalls entstehen PFCAs C9–C14 bei der PFOA-Produktion als ungewollte Abfälle und können in Produkte unbeabsichtigt integriert werden (ECHA, 2017b).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFUnDA ist nicht unter REACH registriert. Substance of very high concern (SVHC) and included in the candidate list for authorization. PFUnDA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022i).
Perfluordodecansäure (PFDoDA)	307-55-1	Kosmetikartikel <sup>5*</sup>	Keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt. Produkte können ungewollt PFCAs mit Kettenlängen von C9 bis C14 enthalten. Ebenfalls entstehen PFCAs C9–C14 bei der PFOA-Produktion als ungewollte Abfälle und können in Produkte unbeabsichtigt integriert werden (ECHA, 2017b).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFDoDA ist nicht unter REACH registriert. Substance of very high concern (SVHC) and included in the candidate list for authorization. PFDoDA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022r).

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Internationale Literatur	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)	
		Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluortridecansäure (PFTrDA)	72629-94-8	Kosmetikartikel <sup>5*</sup>	Keine direkten Nutzungen in der Europäischen Union bekannt. Produkte können ungewollt PFCAs mit Kettenlängen von C9 bis C14 enthalten. Ebenfalls entstehen PFCAs C9–C14 bei der PFOA-Produktion als ungewollte Abfälle und können in Produkte unbeabsichtigt integriert werden (ECHA, 2017b).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFTrDA ist nicht unter REACH registriert. PFTrDA ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022l).
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5	Dispersant <sup>10</sup> , wasserabweisende und atmungsaktive Fasern bei Textilien <sup>2</sup> (z. B. als Seitenketten von Polymeren), Beschichtung von Kochutensilien <sup>10</sup> , Flammschutzmittel <sup>10</sup>	PFBS wird für die Herstellung von Plastikprodukten eingesetzt. PFBS kann bei industriellen Produktionsprozessen wie auch bei Laborarbeiten freigesetzt werden (ECHA, 2022c).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFBS ist unter REACH registriert. Wird im EWR hergestellt und/oder importiert (≥ 1 bis < 10 Tonnen). Properties of concern: PBT (under assessment) (ECHA, 2022c).
Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	2706-91-4	Flammschutzmittel <sup>11</sup> , Emulsionsstabilisator <sup>11</sup> , Fotolack <sup>14</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFPeS ist nicht unter REACH registriert. PFPeS ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2021c).

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Internationale Literatur	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)	
		Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4	Feuerlöschschäume <sup>1</sup>	PFHxS wird zumindest von einer europäischen Firma (in Italien) vermarktet. PFHxS fällt bei der Produktion von PFOS als Unreinheit an. PFHxS könnte als Ersatzprodukt von PFOS zum Einsatz kommen. PFHxS konnte bereits in verschiedenen Produkten (z. B. Farben*, beschichtete Pfannen*, Textilien*, Teppiche* und wasserabweisende Agenzien*) nachgewiesen werden, jedoch ist keine direkte Nutzung bekannt (ECHA, 2017a).	Nicht harmonisiert eingestuft. PFHxS ist nicht unter REACH registriert. SVHC, vPvB (Article 57e) (ECHA, 2022o).
Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	375-92-8	Flammschutzmittel <sup>12</sup> , Emulsionsstabilisator <sup>12</sup> , Verpackungsmaterialien <sup>15</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFHpS ist nicht unter REACH registriert. PFHpS ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022f).
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	1763-23-1	Feuerlöschschäume <sup>1</sup> , Dispersant <sup>10</sup> , laminierte Plastikbodenbeläge <sup>7*</sup>		Harmonisiert eingestuft: Acute Tox. 4, Acute Tox. 4, Carc. 2, Lact., STOT RE 1, Aquatic Chronic 2, Repr. 1B. PFOS ist nicht unter REACH registriert. Properties of concern: C, R (ECHA, 2021b).
Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	68259-12-1	Flammschutzmittel <sup>13</sup> , Emulsionsstabilisator <sup>13</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFNS ist nicht unter REACH registriert.
Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	335-77-3	laminierte Plastikbodenbeläge <sup>7*</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFDS ist nicht unter REACH registriert. PFDS ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022h).

Substanz (Abkürzung)	CAS-Nummer	Internationale Literatur	Europäische Chemikalienagentur (ECHA)	
		Anwendung und Vorkommen	Anwendung, Vorkommen und Freisetzung	Einstufung
Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	749786-16-1			Nicht harmonisiert eingestuft. PFUnDS ist nicht unter REACH registriert.
Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	79780-39-5	Additive in Fotolacken <sup>16</sup>		Nicht harmonisiert eingestuft. PFDoDS ist nicht unter REACH registriert. PFDoDS ist vermutlich kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch (ECHA, 2022g).
Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	791563-89-8			Nicht harmonisiert eingestuft. PFTrDS ist nicht unter REACH registriert.

*Kommentar: Wenn keine Daten in der internationalen Literatur oder auf der Protalseite der ECHA auffindbar waren, wurde das Feld in der Tabelle freigelassen;*

*\* Substanz in Produkten dieser Kategorie detektiert, es ist aber unklar, ob die Substanz gezielt für einen bestimmten Zweck in diesen Produkten eingesetzt wird/wurde, oder ob deren Vorkommen lediglich auf unerwünschte Unreinheiten oder Abspaltungen von Vorläufersubstanzen (Präkursoren) zurückzuführen ist.*

*Referenzen: (Lehmler, 2005)<sup>1</sup>; (Kissa, 2001)<sup>2</sup>; (Wang et al., 2020b)<sup>3</sup>; (Wang et al., 2014)<sup>4</sup>; (Schultes et al., 2018)<sup>5</sup>; (Cousins et al., 2019)<sup>6</sup>; (Bečánová et al., 2016)<sup>7</sup>\*, (Borg und Ivarsson, 2017)<sup>8</sup>\*, (Janousek, Lebertz und Knepper, 2019)<sup>9</sup>\*, (Glüge et al., 2020)<sup>10</sup>, (U.S. EPA, 2021c)<sup>11</sup>, (U.S. EPA, 2021a)<sup>12</sup>, (U.S. EPA, 2021b)<sup>13</sup>, (PubChem, 2022a)<sup>14</sup>, (PubChem, 2022c)<sup>15</sup>, (PubChem, 2022b)<sup>16</sup>.*

**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

office@umweltbundesamt.at  
www.umweltbundesamt.at

Der vorliegende Report gibt einen umfangreichen Einblick zum aktuellen Wissensstand über per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS).

Themen wie Terminologie, Eigenschaften, Herstellungsprozesse, Anwendungen, Expositionsquellen und -pfade, gesundheitliche Risiken, regulatorische Maßnahmen und Perspektiven für eine PFAS-freie Zukunft sind darin aufbereitet.

Ein besonderer Fokus liegt auf der Zusammenstellung von österreichischen Studienergebnissen, insbesondere zur Exposition. Damit wird die Notwendigkeit nationaler, europaweiter und globaler regulatorischer Beschränkungsmaßnahmen von PFAS adressiert.

Der Bericht wurde vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) finanziert.