Svenskt Vatten
UTVECKLING

Rapport
Nr 2022-7

PFAS – hur kan svenska avlopps-reningsverk möta utmaningen?

Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS

Christian Baresel
Linus Karlsson
Andriy Malovanyy
Gunnar Thorsén
Melissa Goicoechea Feldtmann
Hanna Holmquist
Sahar Dalahmeh
Lutz Ahrens
Kerstin Winkens Pütz

Svenskt Vatten
UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma
BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma
TELEFON 08-506 002 00
E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten
UTVECKLING

Bibliografiska uppgifter
Nr 2022-7

RAPPORTENS TITEL	PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS
TITLE OF THE REPORT	PFAS – how can Swedish wastewater treatment plants meet the challenge? Compilation of knowledge and guidance for water/wastewater actors regarding PFAS
FÖRFATTARE	Christian Baresel, Linus Karlsson, Andriy Malovanyy, Gunnar Thorsén, Melissa Goicoechea Feldtmann, Hanna Holmquist och Kerstin Winkens Pütz, IVL Svenska Miljöinstitutet, Sahar Dalahmeh, Uppsala universitet, Lutz Ahrens, SLU
RAPPORTNUMMER	2022-7
ANTAL SIDOR	90
SAMMANDRAG	Rapporten går igenom problematiken med högfluorerade ämnen, PFAS, med särskild inriktning på avloppsreningsverkens roll och ansvar. Den sammanställer befintlig kunskap och kunskapsluckor men ger också vägledning och rekommendationer. Även om bara en mindre del av PFAS i miljön sprids via avloppsvatten finns det skäl för avloppsreningsverken att vidta åtgärder och att lära sig mer om avloppsvatten som transportväg för PFAS.
SUMMARY	The report goes through the problem with highly fluorinated substances, PFAS, with a particular focus on the role and responsibility of sewage treatment plants. It compiles existing knowledge and knowledge gaps but also provides guidance and recommendations. Even if only a small part of PFAS in the environment is spread via wastewater, there are reasons for wastewater treatment plants to take measures and to learn more about wastewater as a transport route for PFAS.
SÖKORD	PFAS, PFOS, PFOA, avloppsreningsverk, utsläpp, åtgärder, avancerad rening, cirkulär vattenhantering
KEYWORDS	PFAS, PFOS, PFOA, sewage treatment plant, emissions, measures, advanced treatment, circular water management
MÅLGRUPPER	VA-aktörer, myndigheter, kommuner, regioner
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGSÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Baresel C., Karlsson L., Malovanyy A., Thorsén G., Goicoechea Feldtmann M., Holmquist H., Winkens Pütz K., Dalahmeh S. och Ahrens L. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS. SVU-rapport 2022-7. Stockholm, Svenskt Vatten.
RAPPORTNUMMER IVL	B2447

Om projektet

PROJEKTNUMMER	SVU 21-105
PROJEKTETS NAMN	PFAS – hur kan svenska ARV bemöta denna utmaning
PROJEKTETS FINANSIERING	Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling och medverkande VA-organisationer

Förord

PFAS är en grupp av kemikalier som varit på allas läppar ganska länge nu, men som ändå framstår som en något diffus utmaning för många VA-aktörer. Vad är egentligen problemet? Hur berörs vi? Vad kan och bör vi göra? Trots ett betydande arbete av bland annat Svenskt Vatten och Kemikalieinspektionen för att belysa olika aspekter så upplever många ändå oklarheter kring vår samlade kunskap om PFAS och speciellt de svenska avloppsreningsverkens roll och ansvar i denna samhällsutmaning. På initiativ av flera VA-aktörer diskuterades därför idén att ta fram en kunskapssammanställning och vägledning kring PFAS-problematiken med fokus på reningsverkens verksamhetsområde. Arbetet har inkluderat en heltäckande genomgång av PFAS-problematiken med problemförståelse, bedömning av miljöpåverkan, hur analyser och kartläggning genomförs, reningsverkens roll som transportväg, slamhantering, samt möjliga åtgärder inklusive olika reningstekniker.

Rapporten ger en överblick över kunskapsläget, sammanställt av IVL Svenska Miljöinstitutet i samarbete med framför allt Lutz Ahrens, SLU, och Sahar Dalahmeh, Uppsala universitet. Ambitionen var att producera en samlad och kortfattad lägesbeskrivning, men rapporten har blivit mer omfattande än vad projektgruppen förutsåg. Det beror framför allt på komplexiteten i PFAS-utmaningen men också på att det finns en hel del nyttig kunskap som behöver förmedlas, bland annat hos svenska VA-aktörer. Under arbetet har det framgått att mycket kunskap ännu saknas och behöver tas fram. Rapporten belyser också att det sker en snabb utveckling inom området med till exempel nya regelverk och teknikutveckling. De utmaningar vi står inför gällande PFAS i vårt samhälle gör att hela kunskapssammanställningen förtjänar att läsas. För att underlätta förståelsen av rapporten och för att öka spridningen av kunskapen har projektgruppen även för avsikt att ta fram en sammanfattande broschyr och presentation som kan spridas och användas fritt.

Projektgruppen vill tacka Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL) och Svenskt Vatten Utveckling som huvudfinansiärer av projektet. Vi vill också tacka medverkande organisationer som bidragit med finansiella medel och tid men framför allt med kunskap. Särskilt tack till projektets referensgrupp: Katja Närhi, Stockholm Vatten och Avfall, Anna Maria Sundin och Johanna Andersson, Uppsala vatten AB, Alexander Keucken och Moshe Habagil, Vatten & Miljö i Väst AB, Jesper Olsson, Käppalaförbundet, Melviana Hedén, Falu Energi & Vatten AB, Heidi Lemström, Syvab, Josefine Nilsson och Camilla Johansson, Tekniska verken i Linköping, Anna Odnell, Motala kommun, Sandra Burman, Mälarenergi AB, samt Bert-Ove Lund, Kemikalieinspektionen, Anders Finnson, Svenskt Vatten, och Maximilian Lüdtke, Naturvårdsverket. Dessutom tackar vi Disa Sandström, VA SYD, och Amanda Widén, NSVA, för tillstånd att använda preliminära data.

Christian Baresel
Projektledare

Innehåll

Förord 2
Sammanfattning 4
Summary 5

1 Bakgrund - Vad är PFAS? 6
1.1 Nomenklatur 6
1.2 PFAS egenskaper 9
1.3 Hälso- och miljöeffekter 9
2 Mål och syfte 12
3 PFAS i samhället och miljön 13
3.1 Källor och transportvägar 13
3.2 Lagstiftning och riktvärden/gränsvärden 20
3.3 Eventuella reningskrav 24
4 Analys av PFAS 26
4.1 Analysmetoder 26
4.2 Vilka PFAS-analyser bör genomföras? 32
4.3 Rapporteringsgränser och resultatuppföljning 33
5 Kunskap om PFAS vid svenska avloppsreningsverk 36
5.1 Kartläggning av PFAS vid svenska avloppsreningsverk 36
5.2 Reningseffektivitet och PFAS-transport på svenska avloppsreningsverk 38
5.3 Trender för PFAS vid svenska ARV 43
5.4 Recipientpåverkan av PFAS från svenska ARV 44
6 Åtgärdsmöjligheter 48
6.1 Kunskapsbyggande och -spridning 49
6.2 Förebyggande åtgärder 49
6.3 Sanering av förorenad mark 49
6.4 Reningstekniker för PFAS-förorenat vatten 50
6.5 Destruktion eller inaktivering av PFAS 57
6.6 Relevanta åtgärdsprojekt i Sverige 61
6.7 Kombinerad avskiljning av PFAS och andra mikroföroreningar som läkemedelsrester 68
7 Vägledning 71
8 Slutsatser och rekommendationer 74

Referenser 78

Sammanfattning

Rapporten går igenom problematiken med högfluorerade ämnen, PFAS, med särskild inriktning på avloppsreningsverkens roll och ansvar. Den sammanställer befintlig kunskap och kunskapsluckor men ger också vägledning och rekommendationer. Även om bara en mindre del av PFAS i miljön sprids via avloppsvatten finns det skäl för avloppsreningsverken att vidta åtgärder och att lära sig mer om avloppsvatten som transportväg för PFAS.

PFAS är samlingsnamnet för en grupp med flera tusen ämnen som alla är syntetiskt framställda. De är mycket svåra att bryta ner och kan därför anrikas i miljön med stor risk för negativa hälso- och miljöeffekter. PFAS har fått bred användning i samhället eftersom de är vatten- och oljeavvisande och tål höga temperaturer. Ämnena används i bland annat textilier, matförpackningar, stekpannor och brandskum. De finns spridda överallt i naturen i luft, mark, vatten, växter och djur. De finns också i mat, dricksvatten, avloppsvatten, avfall och i våra kroppar. Utsläpp från produkter och atmosfärisk deposition är de största källorna till PFAS i miljön i Sverige.

Många PFAS har redan förbjudits och åtgärdsgränser har definierats för olika PFAS i till exempel ytvatten, grundvatten och dricksvatten. Strängare regelverk framöver kommer att göra det nödvändigt med en successiv avskiljning från kretsloppet. Fokus för avskiljning bör ligga på kraftigt förorenade marker och deponilakvatten, men för att nå mycket låga gränsvärden behövs det åtgärder även för PFAS-strömmar med lägre halter. Vid avloppsreningsverk kan det behövas åtgärder till exempel om reningsverkets bidrag är en viktig del av PFAS-föroreningen i recipienten.

Projektgruppen bedömer att samtliga Sveriges VA-aktörer behöver ha kunskap om PFAS-problematiken på sina avloppsreningsverk. Rapporten beskriver hur avloppsreningsverken kan prioritera sina insatser beroende på storlek, anslutna industrier, om en tillståndsansökan är på gång eller om verket har fått ett åläggande att minska sina utsläpp av PFAS. Enligt vägledningen bör man sammanställa kunskap om PFAS-belastningen på reningsverket, bedöma miljöpåverkan., bedriva uppströmsarbete och kartlägga källorna. Det behövs en strategi där man slår fast framtida målhalter för PFAS i utgående avloppsvatten. Vägledningen tar också upp möjliga åtgärder på avloppsreningsverket, åtgärder som bör utforskas och eventuellt implementeras.

Dagens reningsprocesser vid svenska avloppsreningsverk avskiljer inte PFAS, men vid några avloppsreningsverk ser man ändå en effektiv avskiljning av vissa PFAS vilket bör undersökas vidare. I dag finns det inga renings- och destruktionstekniker som åstadkommer en långtgående PFAS-reduktion från kommunalt avloppsvatten utan stor resursförbrukning och stora kostnader. Men flera pilottester tyder på att en viss del av PFAS i avloppsvatten kan renas bort som en synergieffekt om rätt teknik väljs när ett reningsverk kompletteras med avancerad rening för reduktion av läkemedelsrester eller för återvinning av avloppsvattnet. För fortsatt användning av slam som gödsel behöver arbetet intensifieras med bland annat bortkoppling eller rening av PFAS-förorenat lakvatten.

IVL Svenska Miljöinstitutet har sammanställt rapporten i samarbete med forskare från SLU och Uppsala universitet. Projektgruppen planerar att ge ut en sammanfattande broschyr och en presentation som kan spridas och användas fritt.

Summary

PFAS (Per- and Polyfluoroalkyl Substances) are everywhere around us in society; in products, the atmosphere, waste, wastewater, surface water, drinking water, groundwater, soil, plants, animals and in our bodies. The use and spread of PFAS is a global societal challenge and even the most remote places on earth are no longer unaffected by PFAS substances. One of the reasons why PFAS has been attractive in many products and industrial applications is the substances' extreme chemical and thermal stability. However, the same properties create challenges in the environment as the persistence of PFAS implies that even low emissions over time can be accumulated in different environments with a high risk of negative health and environmental effects. Today there are thousands of known and unknown PFAS with widely varying properties and toxicity, which makes both risk assessments and management of this growing environmental problem difficult.

A national mass balance for PFAS shows that emissions from products and atmospheric deposition are the major sources of PFAS to Sweden. The PFAS-amounts that are spread to the environment via wastewater and sewage sludge can be considered a minor part. However, due to the persistence of PFAS substances, measures to minimize the addition via these pathways may be relevant in order to reduce the total environmental load.

Considering the toxicity and persistence of PFAS, their use has been heavily regulated in recent times and the levels that are considered acceptable in the environment have been lowered. Many PFAS have already been banned in Sweden or the EU and assessment grounds or action limits have been defined for various PFAS in e.g. surface water bodies, groundwater and drinking water to initiate measures to reduce the spread of the substances. Already announced and upcoming stricter regulations will further increase the need for measures to minimize human exposure to PFAS and their dispersal in the environment. Regardless of which measures that are implemented, PFAS will remain in the environment for a long time, even if a global ban of the chemicals is implemented. A long-term management of PFAS is thus necessary with a gradual removal from the cycle. The focus of mitigation actions should primarily be on heavily contaminated land and landfill leachate.

The review of existing data at Swedish sewage treatment plants and receiving recipients shows that today's treatment processes do not remove PFAS even of some PFAS are removed and end up in the sludge. At some sewage treatment plants, however, an effective separation of certain PFAS is observed, which should be investigated further. PFOS levels in many of the investigated inland surface waters receiving effluent from treatment plants and PFAS from other sources/pathways exceed existing limits. In many cases, however, analysis limitations prevent an assessment.

Ongoing activities around various treatment and destruction techniques for PFAS show that there are currently no techniques that achieve a far-reaching PFAS removal from municipal wastewater without significant resource consumption and related costs. For a continued use of sludge as a fertilizer, upstream mitigation is needed, with e.g. disconnection or treatment of PFAS-contaminated leachate. However, several ongoing projects indicate that a certain part of PFAS in wastewater can be removed as a side-effect of advanced treatment for pharmaceutical removal.

The report also provides guidance to stakeholders on how the PFAS problem can be tackled. In addition, the report shows a great need to improve and spread knowledge about PFAS with, above all, measurement data and knowledge about treatment techniques and PFAS in sludge in order to be able to meet the PFAS challenge.

1 Bakgrund - Vad är PFAS?

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en mångsidig grupp av syntetiska fluorerade föreningar, som även kallas för högfluorerade ämnen. På grund av deras unika ytaktiva egenskaper och deras mycket höga kemiska och termiska stabilitet, har dessa ämnen använts i stor utsträckning inom olika industriprocesser och i produkter som vi använder i vårt dagliga liv. PFAS, som en grupp av miljöföroreningar, har fått ökad uppmärksamhet på grund av deras potential att bioackumuleras, deras miljöbeständighet, samt den dokumenterade toxiciteten hos vissa PFAS. PFAS har hittats globalt i ytvatten, sediment, luft, jord, slam och inlandsisar, såväl som i växter, djur och människor. En färsk artikel av bl.a. forskare från Stockholms universitet drar slutsatsen att PFAS överskridit en planetarisk gräns definierar en planetarisk gräns (s.k. planetary boundary for novel entities) och därför kräver omedelbara åtgärder (Cousins et al. 2022).

PFAS används p.g.a. sin stabilitet och välfungerande egenskaper, då de ger egenskaper som non-stick, vattenavvisande och smuts/fettavvisande till många typer av produkter för hushållsbruk, såsom stekpannor, rengöringsmedel, färg, textilier, skönhetsprodukter m.m. Deras omfattande användning i hushållsprodukter med lång livslängd, särskilt mattor, möbler och färg, innebär att de finns i miljön långt efter sin produktion. De har på liknande sätt väldigt många och spridda användningsområden inom industrin.

Den stabila molekylstrukturen hos PFAS gör att de är mycket resistenta mot biologisk nedbrytning och därför finns de överallt i miljön. PFAS sprids till miljön bl.a. via dagvatten från förorenade markområden samt kommunalt och industriellt avloppsvatten som släpps ut. Eftersom PFAS inte renas bort med de konventionella reningstekniker som används för att rena dessa vatten så hamnar PFAS-ämnen i yt- och grundvatten. PFAS har även upptäckts i dricksvatten som en konsekvens av att grund- och ytvattentäkter har förorenats.

Baserat på Organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling (OECD 2021) finns det cirka 4 730 kända ämnen i dagsläget som tillhör den stora PFAS-familjen. Amerikanska Naturvårdsverket (EPA) har gjort en inventering av PFAS och listar över 10 000 PFAS i sin EPA CompTox Chemicals Dashboard (Williams et al. 2017). Detta visar på den otroligt omfattande spridningen och användningen av PFAS-ämnen, samtidigt som kunskapen och kontrollen över vilka PFAS-ämnen som finns är begränsad. De historiskt mest studerade och använda PFAS inom industrin är PFOA (CAS nr 335-67-1) och PFOS (CAS nr 1763-23-1).

1.1 Nomenklatur

Högfluorerade ämnen (PFAS) är en bred grupp av kemiska ämnen som innehåller flera fullfluorerade (perfluorerade) eller delvis fluorerade (polyfluorerade) kolatomer. PFAS delas in i olika kategorier beroende på molekylens struktur och eventuella funktionella grupper (Figur 1.1). Det finns som tidigare nämnts flera tusen olika PFAS vars egenskaper varierar stort. Egenskaper hos de vanligaste PFAS finns sammanfattade av Kemikalieinspektionen (KEMI, 2021a).

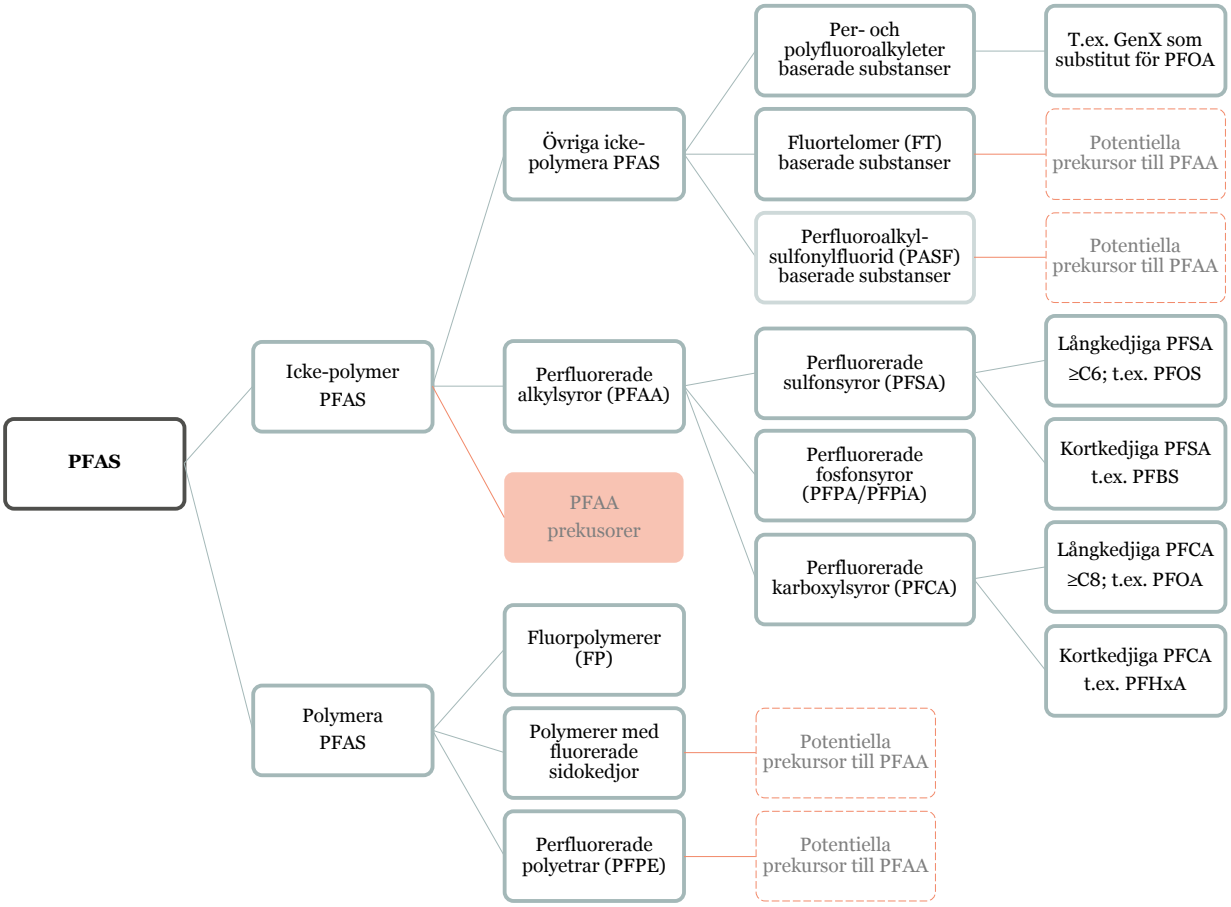
Figur 1.1 inkluderar även PFAS-prekursor eller prekursorföreningar som omfattar PFAS-ämnen som via olika processer kan brytas ner till andra PFAS som t.ex. perfluorerade alkylsyror (PFAA). Summan av flera av de vanligaste PFAS som t.ex. PFAS4, PFAS11 och PFAS20 brukar användas för att beskriva vissa PFAS som i regleringar klassas som en *grupp* (se avsnitt 3.2). Summa används även som beteckning vid analys av PFAS-ämnen, där summatecknet betyder att halterna av de olika PFAS har räknats ihop, d.v.s. summerats. Beteckningen "summan PFAS" används också ofta i olika publikationer och

avser då vanligtvis summan, d.v.s. sammanslagen koncentration/mängd av de PFAS-ämnen som analyserats i just det specifika projektet.

De vanligaste PFAS-grupperingarna är:

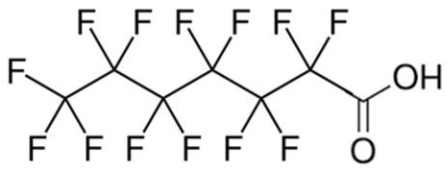
- *PFAS4:* PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS
- *PFAS7:* PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, och PFOS
- *PFAS11:* PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTSA (6:2 Fluorotelomersulfonsyra, även 6:2 FTS används ibland)
- *PFAS20:* PFAS11 förutom 6:2 FTSA; samt PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFPS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS och PFTrDS
- *PFAS21:* PFAS20 + 6:2 FTSA
- *PFAStot:* används bl.a. i nya dricksvattendirektivet där det också anges att tekniska riktlinjer för parametern behöver tas fram först. Vissa analyslabb erbjuder redan en PFAStot-analys som inkluderar 50 PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFODA, PFPrS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, 4:2 FTSA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, EtFOSAA, MeFOSAA, HFPO-DA (GenX), FOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE, 6:2 Cl-PFAES, 8:2 Cl-PFAES, DONA, PFHxSA, PFMPA, HPFHpA, PFECHS, PFMBA, PFEESA, NFDHA, 3:3 FTCA, 5:3 FTCA, 7:3 FTCA och PFBSA
- *ΣPFAS (summa PFAS), t.ex. ΣPFAS4, ΣPFAS11, ΣPFAS21 m.fl.:* Summan av halterna för de ämnen som ingår i PFAS-grupperingen. Oftast tas endast halter över rapporteringsgränsen (detektions- eller kvantifieringsgräns i analysen) med.

Figur 1.1
Schematisk bild för olika kategorier av PFAS-ämnen samt bildning av potentiella prekursorföreningar.

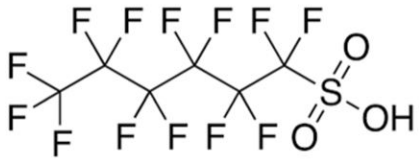


Det är inte betydelsefullt att kunna namnen på alla PFAS. Det är dock viktigt för förståelsen av denna rapport att känna till den generella strukturen på de vanligaste PFAS som omfattas av dagens regelverk och hur de benämns. Strukturformler för tre vanliga PFAS anges därför i Figur 2. Dessa tre molekyler har gemensamt att de inkluderar en kolkedja med sex fullfluorerade kolatomer. Den första molekylen (PFHpA) har en karboxylgrupp (-COOH) i ena änden och tillhör då gruppen perfluorerade karboxylsyror (PFCA, perfluorocarboxylic acids). Den andra molekylen (PFHxS) har en sulfonylgrupp (-SOOOH) i ena änden och tillhör därför gruppen perfluorerade sulfonsyror (PFSA). Grupperna PFCA och PFSA benämns tillsammans som perfluoralkylsyror (perfluor alkyl acids, PFAA). Längden på kolkedjan av PFAA indikeras i namnet av de grekiska räkneorden från minst fyra atomer (butan, bokstav B i förkortningen, t.ex. PFBA) till upp till 13 kolatomer (tridekan, TrD i förkortningen, t.ex. PFTrDA). Kortkedjiga perfluorerade karboxylsyror (PFCA) ser följaktligen ut som $C_nF_{2n+1}COOH$ med färre än 7 fluorerade kolatomer, utöver karboxylgruppen. Långkedjiga PFCAs har motsvarande formel men med 7 eller fler fullflourerade kolatomer utöver karboxylgruppen, d.v.s. n ≥ 7. Kortkedjiga PFSA kan beskrivas med $C_nF_{2n+1}SO_3H$ där n < 6 och långkedjiga PFSA med $C_nF_{2n+1}SO_3H$ men med minst 6 fullflourerade kolatomer.

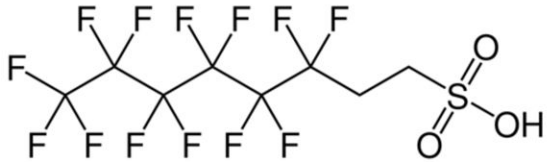
Notera att PFHpA och PFHxS har lika långa fluorerade kolkedjor (6 fluorerade kolatomer) men eftersom alla kolatomer (inte bara fullfluorerade) räknas blir det ett annat räkneord i namnet då PFHpA även innehåller en karboxylgrupp (hepta i PFHpA, d.v.s. totalt 7 kolatomer och hexa i PFHxS, totalt 6 kolatomer, Figur 1.2). Den sista molekylen i Figur 1.2 är en fluorotelomersyra som även har 2 icke-fluorerade kolatomer närmast sulfonylgruppen. Telomersyror benämns med siffror på antal fluorerade kolatomer och antal icke-fluorerade kolatomer separerade med kolon (t.ex. 6:2 FTSA). Alla de 21 PFAS som omfattas av dagens regelverk (se kapitel 3.2) ingår i dessa tre grupper av PFAS (d.v.s. PFCA, PFSA och FTSA) och deras namn byggs upp enligt ovan beskrivna regler.



Perfluorheptansyra (PFHpA)



Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)



6:2 Fluorotelomersulfonsyra (6:2 FTSA)

Figur 1.2
Strukturformler för några PFAS.

1.2 PFAS egenskaper

Många PFAS-molekyler innehåller både en vattenlöslig hydrofil del, den funktionella gruppen, och en vattenavvisande hydrofob del, den fluorerade kolkedjan, som är antingen linjär eller grenad. När kedjelängden på PFAS ökar minskar dess vattenlöslighet.

Om den funktionella gruppen utgörs av en syra eller annan grupp som kan binda eller släppa en vätejon, varierar PFAS-molekylens laddning med pH-värdet i vattnet. Laddningen kan gå från negativ (anjon) till neutral till positiv (katjon). Vissa PFAS kan även vara zwitterjoniska, d.v.s. en del av molekylen är positivt laddad, medan en annan del är negativt laddad. I naturliga vatten förekommer alla perfluoralkylsyror (PFAA) och fluorotelomersyror (FTSAs) som negativt laddade.

Mindre stabila PFAS-prekursorföreningar kan genom abiotisk eller biotisk omvandling bilda andra PFAS som t.ex. PFSA och PFCA. Prekursorer som t.ex. EtFOSE, EtFOSAA och FTOH kan omvandlas till PFOS eller PFOA (Kannan 2011; Kunacheva et al. 2011; Mejia Avendaño och Liu, 2015). Det är viktigt att ta hänsyn till omvandling av prekursorer till PFSA och PFCA för att förstå t.ex. varför halter av PFOS och PFOA kan öka i avloppsvattenreningsverk i jämförelse med inkommande vatten (Bossi et al. 2008; Kannan, 2011; Kunacheva et al. 2011; Yang et al. 2014). Vissa mycket flyktiga prekursorer som t.ex. EtFOSE kan dessutom spridas i atmosfären, t.ex. vid luftningen i avloppsreningsverket. Större PFAS-molekyler, såsom polymerer, kan även bildas i reningsverk genom att enkelkedjiga PFAS-ämnen binds samman av de biologiska processerna (Ahrens et al. 2011; Rhoads et al. 2008).

I reningsverk fördelas PFAS mellan vatten, suspenderade partiklar och sediment. Fördelningen av PFAS i reningsverk undersöktes i en sorptionsstudie av Ahrens et al. (2010). Kortkedjiga PFCA detekterades uteslutande i den lösta fasen (vatten), medan långkedjiga PFCA, PFOS, FOSA och perfluorhexansulfonat (PFHxS) detekterades både i den lösta fasen och bundna till suspenderade partiklar. Långkedjiga PFCA (C>11) och perfluordekansulfonat (PFDS) detekterades uteslutande i sediment (Ahrens et al. 2010). Liknande resultat observerades i en studie utförd av Higgins och Luthy (2006), som visade att PFAS-molekylernas förmåga att binda till slam ökade med kolkedjans längd. Detta kan förklaras med termen log Koc, ett mått på kemikaliernas sorptionspotential i relation till kolkedjans längd.

Det finns också ett samband mellan mikroplaster och PFAS, även om det inte har studerats i detalj. PFAS kan t.ex. förekomma i fluorinnehållande plast som PTFE (polytetrafluoreten, vilket är mer känt som varumärket teflon), PVDF (polyvinylidenfluorid) och PVF (polyvinylfluorid). Dessa ämnen är dock generellt inte farliga så länge de inte är biotillgängliga. Mikroplaster som innehåller PFAS-prekusorer som släpps ut från textiler vid tvätt kan också utgöra en källa av PFAS i avloppsvatten (Schellenberger et al. 2019). PTFE och PVF kan förekomma i miljön som sekundär mikroplast (fragmentering av större plastskräp eller plastbitar) eller som avsiktligt producerad primär mikroplast (Bergmann et al. 2017; Ebnesajjad 2013). På grund av den höga densiteten är PTFE och PVF-mikroplaster mer benägna att hamna i slammet i avloppsreningsverk. Mikroplaster och PFAS återfinns ofta tillsammans i miljön och nyare forskning har visat att mikroplaster kan öka PFAS-toxiciteten t.ex. genom att underlätta transporten av PFAS in i organismer (Pramanik et al. 2020; Le Bihanic et al. 2020; Sobhani et al. 2021).

1.3 Hälso- och miljöeffekter

Rapporter om hälso- och miljöeffekter av PFAS har ökat kraftigt inte bara i den vetenskapligt granskade litteraturen. Dessa effekter kopplas både till toxiska effekter och persistensen av PFAS. I dag finns risker för toxiska effekter framför allt för långkedjade PFAS där en specifik toxicitet har fastställts som t.ex. för PFOS och PFOA. Men även

andra PFAS, inklusive kortkedjade PFAS som ofta anses mindre prioriterade eftersom den kända toxiciteten är lägre än för långkedjade PFAS, kan på sikt leda till negativa hälso- och miljöeffekter på grund av sin persistens (Gomis et al. 2018; Neuwald et al. 2022). När dessa PFAS aldrig, eller bara långsamt, bryts ner så finns en risk att ämnen ackumuleras och koncentrationen ökar tills en toxisk effekt uppstår.

En genomgång av kunskapen i Fenton et al. (2021) visar att mycket av de tillgängliga toxicitetsdata för PFAS för närvarande gäller för en handfull kemikalier, främst historiskt välanvända PFAA såsom PFOA och PFOS. Epidemiologiska studier har avslöjat samband mellan exponering för specifika PFAS och en mängd olika hälsoeffekter, inklusive förändrad immun- och sköldkörtelfunktion, leversjukdom, lipid- och insulinstörning, njursjukdom, negativa reproduktions- och utvecklingsresultat och vissa former av cancer. Verifiering och överensstämmelse med experimentella djurdata finns för många av dessa effekter. Hälsoeffekter har hittills endast dokumenterats för ett fåtal PFAS-föreningar och därför saknas toxicitetsdata för majoriteten av de PFAS som finns i samhället. Med detta kan det konstateras att kunskapen om hälsoeffekter av PFAS, inklusive PFAS-substitut och PFAS-blandningar (cocktaileffekter), fortfarande är begränsad.

De PFAS-halter som återfinns i relativt låga bakgrundshalter i mat och dricksvatten orsakar inga akuta hälsoproblem. Dock kan de persistenta PFAS lagras länge i kroppen och exponeringen sker dagligen, vilket kan medföra hälsorisker på sikt. Att dricka vatten som innehåller mycket PFAS under lång tid misstänks öka risken för negativa hälsoeffekter. I mat är det framför allt PFOS och PFOA som återfinns i störst mängd. Enligt EFSA (2018) bidrog livsmedel till 67 – 84 % av det totala medianintaget av PFOA och 88 – 99 % av det totala PFOS-intaget. På liknande sätt varierade det relativa medianbidraget från dricksvatten mellan 0,57 – 0,68 % för PFOS respektive 9,1 – 11 % för PFOA.

Tillgängliga epidemiologiska studier tyder på samband mellan mänsklig exponering för PFAS och flera negativa hälsoeffekter (t.ex. Barry et al. 2013; Lopez-Espinosa et al. 2011; 2016):

- graviditetsinducerad hypertoni/förgiftning (PFOA, PFOS)
- leverskada, vilket framgår av ökningar av serumenzymer och minskningar av serumbilirubinnivåer (PFOA, PFOS, PFHxS)
- ökningar av serumlipider, särskilt totalkolesterol och low-density lipoprotein (LDL) kolesterol (PFOA, PFOS, PFNA, PFDeA)
- ökad risk för sköldkörtelsjukdom (PFOA, PFOS)
- minskat antikroppssvar från vacciner (PFOA, PFOS, PFHxS, PFDeA)
- ökad risk för astmadiagnos (PFOA)
- ökad risk för minskad fertilitet (PFOA, PFOS)
- testikel- och njurcancer (PFOA)
- lägre sexualhormonnivåer och tillväxtfaktor (growth factor) i barn (PFOA)
- senare pubertet (PFOS, PFOA för tjejer) och (PFOS för pojkar)
- små minskningar i födelsevikt (PFOA, PFOS).

Toxiciteten av PFAS, särskilt PFOA och PFOS, har utvärderats i omfattande studier på människor och laboratoriedjur. Det är dock inte så enkelt att överföra kunskapen om toxiska effekter hos andra arter till människa då det bl.a. finns betydande skillnader i hastigheten för eliminering av PFAS mellan arter. Dessutom binder PFAS, till skillnad mot många andra klassiska miljögifter, till protein och cirkuleras med blodet genom kroppen och samlas inte i kroppsfetter som många andra miljögifter. Vilka proteiner som förekommer i metabolismen kan variera mellan arter, vilket är en av anledningarna till att toxiska effekter kan skilja sig åt mellan olika arter. Som exempel kan nämnas PFOA, där den beräknade halveringstiden hos människa uppgår till flera år jämfört med halveringstiden hos honråttor som uppgår till några få timmar. Mekanismen för hur PFAS påverkar hälsan negativt har inte klarlagts helt, även om ett stort antal epidemiologiska

studier har undersökt potentialen hos perfluoralkylföreningar att inducera negativa hälsoeffekter. Malovanyy et al. (2021) har sammanställt halveringstider hos människan för de vanligaste PFAS från olika vetenskapliga studier och baserat på dessa föreslagit faktorer för omräkning till PFOS-ekvivalent halt (Tabell 1.1). En liknande metodik för kompensering för olika toxicitet av olika ämnen föreslås även i WFD Circa (2021), som diskuteras mer utförligt i kapitel 3.2.3.

Tabell 1.1
Halveringstider för olika PFAS i människoblod i antal år (Malovanyy et al. 2021).

PFAS	PFOS	PFOA	PFPeS*	PFHxS	PFHpS*	PFNA	PFBS
Halveringstid (år)	5,7	3,3	0,82	9,9	3,1	2,8	0,11

PFAS	PFBA*	PFHxA*	PFHpA*	6:2 FTSA*	PFPeA*	PFDA*	PFUnA	Gen-X
Halveringstid (år)	0,009	0,059	0,44	0,080	0,1	5,6	5,7	280

*ingår i PFAS11

Internationella byrån för cancerforskning (IARC 2017) drog slutsatsen att PFOA möjligen är cancerframkallande för människor (Grupp 2B) och EPA (2016a, b) drog slutsatsen att det fanns betydande bevis för den cancerframkallande effekten hos PFOA och PFOS hos människor. Ökning av testikel- och njurcancer har observerats hos människor som utsatts för stor exponering (ATSDR, 2018).

En studie av Nordiska ministerrådet (Goldenman et al. 2019) uppskattade att PFAS-exponering orsakar hälsorelaterade kostnader på 52–84 miljarder Euro årligen i Europa. Denna kostnad antogs till och med vara underskattad, eftersom den endast inkluderar kostnader förknippade med ett begränsat antal hälsoeffekter och ett litet antal PFAS.

Som en av de mer omfattande studierna av PFAS i miljön har Kärrman et al. (2019) visat att PFAS återfinns i prover från både djur (bl.a. havsfågelägg, fisk, marina däggdjur och landlevande däggdjur), vatten och luft. Kunskap om ekotoxikologiska effekter av PFAS är ofta begränsade till PFAA, och då framför allt för PFOS och PFOA. PFAA-ämnena bedöms inte som akut toxiska för vattenlevande organismer men har hos försöksdjur som fåglar och däggdjur framkallat leverskador, immuntoxicitet, fosterskador och hormonella störningar (KEMI 2021a).

Det är också problematiskt att PFAS ansamlas i levande organismer och anrikas uppåt i näringskedjorna. Genom sitt intag av animalier såsom kött och mejeriprodukter befinner sig människor högst upp i näringskedjan och är därför extra exponerade. Att dessa ämnen anrikas har tagits i beaktning för att ta fram gränsvärdena som återfinns i vattendirektivet.

Studier visar att PFAS kan störa markens enzymaktivitet samt förändra den mikrobiella tillgängligheten och skada deras cellulära struktur (Cai et al. 2019, 2020). Litteraturen indikerar en direkt korrelation mellan PFAS koncentrationer i jord och bioackumulering i växter (EurEau 2022). Samtidigt har man dragit slutsatsen att jordar som gödslas med kommunalt avloppsslam sannolikt inte kommer vara en betydande källa till PFAS exponering hos människor (Blaine et al. 2014).

Svenskt Vatten (2014) undersökte PFOS och PFOA i jordar och sockerbetor gödslade med en kombination av avloppsslam och mineralgödsel och konstaterade att de inte förekom i halter över analysmetodernas detektionsgränser. Dessa detektionsgränser var dock så höga som 0,010 mg/kg TS. Studien upprepas för närvarande med förbättrade analysmetoder och mycket lägre detektionsgränser. Studien illustrerar de svårigheter med för höga detektionsgränser i tidigare analysmetoder som resulterat i frånvaron av en PFAS-baslinje eller bakgrundsnivåer i jordar, och för att bedöma när marken är förorenad.

2 Mål och syfte

Trots flera intressanta projekt och många genomförda PFAS-relaterade studier är den samlade kunskapen kring PFAS mycket begränsad. Detta gäller även avloppsreningsverkens roll som transportväg och dess möjligheter att bidra med avskiljning av PFAS innan det når miljön.

Syftet med detta projekt har varit att sammanställa kunskap och ta fram en vägledning kring PFAS-problematiken med fokus på kommunala reningsverk och dess verksamhetsområde. Kunskapssammanställningen och vägledningen omfattar både analyser och kartläggning, problemförståelse, miljöpåverkan, reningsverkens roll som transportväg, slamhantering, samt åtgärder inklusive olika reningstekniker och uppströmsarbete. Ett viktigt syfte med projektet är att ge olika aktörer ökad kunskap och förståelse kring vikten av att göra en samlad bedömning av de aktuella spridningsvägarna för PFAS lokalt och regionalt för att kunna prioriterar rätt åtgärder. Projektet har fokuserat på kommunal avloppsvattenrening men kunskap om andra relevanta spridningsvägar för PFAS har tagits med i den mån kunskapen från dessa kan bidra med förståelse för hur avloppssektorn kan hantera PFAS-problematiken.

Specifika mål med projektet var:

- Sammanställa befintliga mätdata vid svenska ARV och sammanfatta kunskap från nyligen avslutade och pågående projekt;
- Sammanställa och diskutera olika reningstekniker för PFAS med fokus på reningsverk men även tekniker som relaterar till ett effektivt uppströmsarbete eller slamhantering;
- Utifrån sammanställningen av befintliga data och kunskapsunderlaget ta fram en vägledning för ARV för hantering av PFAS-problematiken;
- Utifrån sammanställning av befintliga data och kunskap, identifiera kunskapsluckor och utmaningar som framtida aktiviteter behöver bemöta.

Projektet har haft avsikten att ta fram en bred och lättförståelig kunskapssammanställning om PFAS-utmaningen och hur denna kan hanteras. Målgrupp för sammanställningen är både kunniga personer med bakgrund från rening av mikroföroreningar och personer som inte har expertkunskaper.

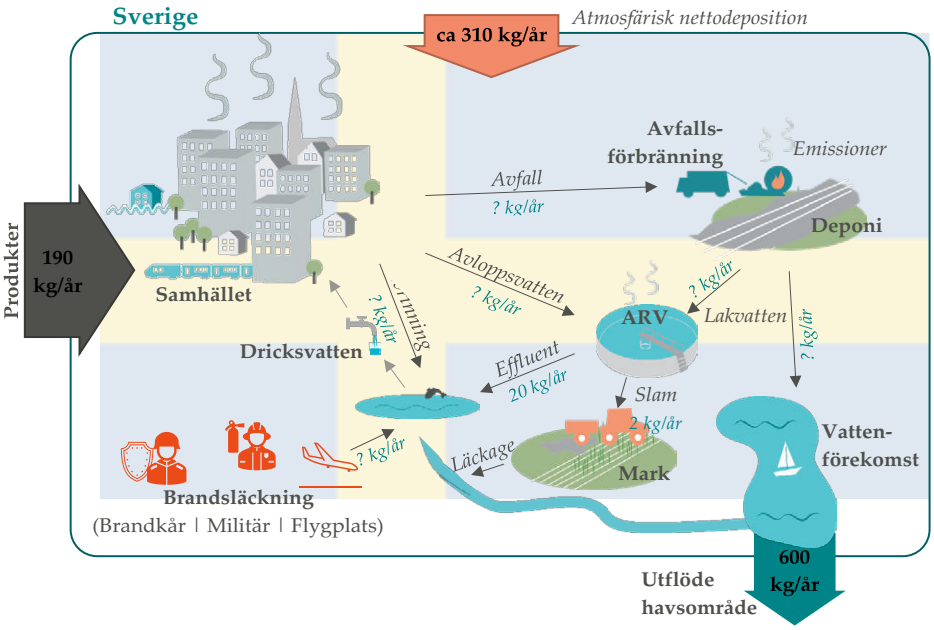
Projektet har fokuserat på tillgängliga data och praktisk kunskap vid svenska avloppsreningsverk som tagits fram framför allt under de senaste tio åren. Även om projektet haft som mål att sammanställa befintliga mätdata vid svenska ARV och kunskap från olika projekt, så har endast för projektgruppen kända och tillgängliga data, samt projekt som kunde identifieras under projektets gång kunnat inkluderas.

3 PFAS i samhället och miljön

3.1 Källor och transportvägar

För att få en bild av hur källor och transportvägar kan se ut för PFAS i Sverige har ett exempel över hur massbalansen skulle kunna se ut för PFAS-ämnet PFOS tagits fram i projektet (se Figur 3.1). Figur 3.1 är endast en exemplifiering av möjliga PFOS-flöden i Sverige baserat på olika studier som beskriver olika potentiella källor som beskrivs nedan. Då inget PFAS-ämne tillverkas i Sverige (Svenskt Vatten 2022) kommer all PFAS via import, framför allt via konsument- och industriprodukter. Dessutom uppskattas det ske en stor atmosfärisk deposition av PFAS. PFAS är mobila föroreningar och sprids i vatten, jord och luft. PFAS kan därför spridas till miljön ifrån där de produceras, under en produkts livslängd eller vid industriell användning. De kan också spridas via indirekta källor som tar emot PFAS-förorenat vatten eller avfall. Dessa spridningsvägar utgörs av avloppsreningsverk och deponier. PFAS sprids också via avrinning från förorenade områden såsom brandövningsplatser och flygplatser. Till slut hamnar PFAS i miljön där de ackumuleras i vattenförekomster, biota, djur och mark.

Att den skattade uttransporten via ytvatten är större än summan av inflöden av PFOS via produkter och atmosfärisk deposition (se Figur 3.1) förklaras med PFOS-utlakning från "interna" källor som deponier, förorenade områden och mark. Det är nästintill omöjligt att kvantifiera de olika PFAS-flödena i samhället och miljön och figuren bör således endast användas som ett möjligt scenario som inte återspeglar alla källor och transportvägar. Som indikeras är flöden av PFOS från utgående vatten och slam via avloppsreningsverk cirka 22 kg/år och därmed relativt små. Även om PFAS-läckage från förorenade markområden kan anses som prioriterat, så utgör avloppsvatten och slam tillsammans med lakvatten de få PFAS-flöden i samhället som skulle kunna kontrolleras kontinuerligt.



Figur 3.1
Uppskattade och okända PFOS-flöden med de mest relevanta flödena in och ut ur Sverige samt transportvägar inom landet.

En minskning av både importen av PFAS via produkter, användning i industri och verksamheter samt atmosfärisk deposition skulle leda till en minskning av uttransport via ytvatten. Det är dock ovisst hur kraftig en sådan minskning skulle bli även om alla

inflöden skulle upphöra. Detta på grund av mängderna redan ackumulerade PFAS i förorenad mark och vatten samt hur utsläppsdynamik och varaktighet från dessa kommer se ut.

I följande avsnitt 3.1.11-3.1.11) beskrivs olika kända källor och transportvägar för PFAS.

3.1.1 Produkter

Den totala årliga användningen av PFOS i Sverige blev skattad till 190 kg av KEMI (2015). För närvarande finns många olika PFAS i ett brett spektrum av tillämpningar och produkter, och det finns ingen heltäckande kartläggning av de många enskilda ämnena och deras funktioner i olika tillämpningar. Glüge et al. (2020) och Svenskt Vatten (2022) har dock gjort en bred översikt över vilka PFAS som har använts i olika produkter och vilka svenska företag som importerar PFAS. Förutom vanliga konsumtionsvaror som papper, textilier och brandsläckningsskum inkluderas PFAS även i många produkter och verksamheter som vanligtvis inte sammankopplas med PFAS-problematiken såsom ammunition, klätterrep, gitarrsträngar och konstgjord torv. Hansson et al. (2020) och KEMI (2021b) visade att produkter även inom kosmetika, hudvård, hårvård och toalettartiklar innehåller PFAS. Det finns inga uppgifter om faktiska mängder av de olika PFAS som importeras och cirkuleras och det är svårt att uppskatta den. Även om långkedjade PFAS som PFOS och PFOA fasats ut i EU och USA kring år 2000, efter studier som visat på deras toxicitet, så produceras och används fortfarande dessa i andra delar av världen och återfinns därför i olika produkter.

3.1.2 Atmosfärisk deposition

Atmosfärisk transport av PFAS kan ske både över korta och långa distanser och förklarar förekomsten av PFAS i avlägsna områden som Arktis och Antarktis. Det finns fyra huvudkällor för PFAS till atmosfären:

1. direkta utsläpp från tillverkning (Dreyer et al. 2009; Prevedouros et al. 2006), som kan anses försumbara i Sverige,
2. direkta utsläpp av flyktiga PFAS under produkternas livslängd,
3. bildning av PFAS i atmosfären via nedbrytning från flyktiga prekursorer som fluortelomeralkoholer (FTOH) (t.ex. Armitage et al. 2006, 2009), och
4. vatten-till-luft-överföring via aerosoler från havet (Sea Spray Aerosol -SSA; Johansson et al. 2019; Reth et al. 2011; Sha et al. 2022) eller andra källor som t.ex. avloppsreningsverk och deponier (Ahrens et al. 2011).

Även om heltäckande mätningar saknas för Sverige visar olika analyser av nederbörd och skattningar av PFAS-tillskottet genom nederbörd på att atmosfärisk deposition bidrar i storleksordningen med 650 – 1 000 kg/år av summan för 9 olika sorters PFAS och 23 - 310 kg/år av PFOS (Filipovic, 2015; Dreyer et al. 2009; Hansson et al. 2016). Filipovic et al. (2013) estimerade PFOS-halten i nederbörd till 1,07 ± 0,195 ng/L. Med Sveriges landyta på ca 530 000 km^2 och ca 650 mm nederbörd under år 2021 resulterar denna skattning i 370 kg PFOS-deposition per år. Den atmosfäriska depositionen av PFOS är alltså likvärdig, eller större, än den skattade importen av PFOS till Sverige via produkter (Figur 3.1).

Baserat på en studie om bakgrundshalten av PFAS i svensk jord skattades den totala ackumulerade mängd av PFOS och ΣPFAS28 i de översta 10 cm jordlaget i Sverige till 2,7 ± 2,4 ton respektive 16 ± 14 ton (Sörengård et al. 2022). Detta indikerar att marken är en sänka för PFAS och en potentiell källa för utsläpp till mark- och vattenmiljö. Med tanke på att PFAS inte tillverkas i Sverige och inga relevanta emissioner av PFAS bedöms ske till atmosfären från svenska verksamheter (se 3.1.33 nedan), så innebär den atmosfäriska depositionen en signifikant årlig nettotillförsel av PFAS till det svenska PFAS-kretsloppet. Eventuella bidrag från aerosoler från havet är svåra att bedöma.

3.1.3 Avloppsreningsverk och enskilda avlopp

Avloppsreningsverk är inte producenter och använder inte heller PFAS-kemikalier i verksamheten. Liksom för andra föroreningar så är ARV endast mottagare av dessa kemikalier och transportväg/länk mellan samhället och miljön. Men just för att avloppsreningsverk är en uppsamlingspunkt och spridningsväg för utsläpp från samhället inklusive hushåll, industrier och lakvatten från deponier, utgör de efter atmosfärisk deposition en av de någorlunda väl kvantifierade transportvägarna av PFAS till miljön. Det bör noteras att industrier enligt gällande föreskrifter (NFS 2016:6) generellt har krav på rening av sitt avloppsvatten innan det få släppas till kommunala avloppsreningsverk och att lakvatten inte får släppas till Revaq-certifierade avloppsreningsverk. Ovidkommande vatten, alltså tillskottsvatten till kommunala avloppsnätet via inläckage av dag- och grundvatten, kan också ge en PFAS-förorening av avloppsvattnet om dessa tillskottvatten t.ex. kommer från PFAS-förorenade markområden. PFAS-utsläpp som förorenar grund- och ytvatten kan också förorena dricksvatten som återigen hamnar på avloppsreningsverk. Filipovic och Berger (2015) visade att dricksvatten kan vara en av de största spridningsvägarna av PFAS till avloppsvatten. För Bromma ARV bidrog spridningen via dricksvatten med över 40 % av vissa PFAS-ämnen och kunskap om PFAS i dricksvatten är således viktig för att förstå PFAS-belastningen på avloppsreningsverk (se 3.1.10).

Konventionella reningstekniker (mekaniska, biologiska och kemiska reningssteg) som används vid avloppsreningsverk är överlag ineffektiva för att ta bort PFAS (Banzhaf et al. 2017). Det finns studier som visar att t.ex. PFOS kan "bildas" i avloppsreningsverk genom nedbrytning av andra PFAS-ämnen, d.v.s. PFOS-prekursorer. Detta sker framför allt i det biologiska reningssteget (Arvanii och Stasinakis, 2015; Becker et al. 2008; Eriksson et al. 2017; Schultz et al. 2006).

Hansson et al. (2016) skattade de totala årliga utsläppen av 15 stycken PFAS via utgående renat avloppsvatten från de 336 svenska ARV med en belastning på över 2 000 pe (personekvivalenter) till ca 70 kg. PFOS och PFOA identifierades som de dominerande PFAS i utgående renat avloppsvatten med en skattad mängd för PFOS på ca 20 kg/år. För slam skattades de totala utsläppen från samma 336 svenska ARV till 8 kg per år, varav 2 kg utgjordes av PFOS. Kunskapsluckor kvarstår dock kring PFAS i slam, delvis p.g.a. att provtagning och analyser i avloppsslam är mindre tillförlitliga än i vatten. Anaerob och aerob behandling av avloppsslam har visat sig öka koncentrationen av PFAA jämfört med obehandlat slam (Yu et al. 2009; Guerra et al. 2014). Möjliga orsaker inkluderar nedbrytning av prekursorer, minskningen av flyktiga fasta ämnen under rötning (anaerob behandling) och ökad sorptionskapacitet av det rötade slammet (Guerra et al. 2014).

Avloppsreningsverkens bidrag till PFAS-emissioner via aerosoler i processluften har undersökts i några studier (bl.a. Ahrens et al. 2011; Vierke et al. 2011) som visade upp till 7 gånger högre halter av PFOS (113 ±39 pg/m^3) i luften i Ontarios (Kanada) avloppsreningsverk jämfört med referenspunkter. De högsta halterna uppmättes vid de luftade processdelarna. Även nedströms i vindriktningen från avloppsreningsverket kunde förhöjda halter konstateras. Även Shoeib et al. (2016) visade i mätningar vid avloppsreningsverk att PFOS var det dominerande PFAS-ämnet (47 - 81 %) av alla undersökta PFAS i luft.

Utöver ARV bidrar även enskilda avlopp till den totala PFAS-belastningen på miljön då PFAS återfinns i alla sorters avloppsvatten. Då det saknas data för enskilda avlopp är det dock svårt att bedöma storleksordningen på deras belastning på miljön.

3.1.4 Brandövningsplatser och brandsläckning

Utsläppen av filmbildande brandsläckningsskum (AFFF - Aqueous Film Forming Foam) från brandövningsplatser är ett av de mest uppmärksammade föroreningsproblemen med PFAS, både i Sverige och internationellt (Cousins et al. 2016). I Sverige är det framför allt räddningstjänsten som använder brandövningsplatser som kan leda till läckage

av släckskum till miljön och förhöjda halter av PFAS. I Sverige kom den första rapporten om PFAS i miljön år 2001 och brandövningsplatsen Rosersberg identifierades som en viktig lokal punktkälla (Järnberg, 2001).

Enligt information som presenteras av Hansson et al. (2016) bedrivs eller har Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) bedrivit det mest omfattande brandutbildningarna vid Revinge, Sandö samt Skövde och Rosersberg. På grund av återkommande övningar bör dessa utgöra en källa av PFAS till miljön.

Övningsplatser tillhörande industrier samt civila och kommunala brandövningsplatser och eventuell användning och läckage av PFAS-innehållande brandskum är svårt att kartlägga, men med tanke på det stora antalet bedöms att dessa är betydande (Hansson et al. 2016). Samma kartläggning visar också att även brandstationer kan ha använts eller används för brandövningar och därmed kan utgöra en PFAS-källa. Detta tyder på att brandstationer kan utgöra punktkällor som finns utspridda över hela landet. Till exempel har de årliga ΣPFAS11-emissionerna från Arlanda flygplats, där PFAS främst härstammar från brandskum, till Mälaren uppskattats till 5,3 kg med huvudbidraget från PFOS med 2,6 kg/år (Ahrens et al. 2015).

Själva användningen och läckaget av PFAS-innehållande brandskum vid släckningsarbete är inte möjligt att kvantifiera. Hansson et al. (2016) beräknade dock med ett antal antagande att totalt 660 kg PFAS kan ha släppts ut i samband med släckningsarbete mellan år 1998 och 2014. PFAS-innehållande brandskum används idag endast i syfte att släcka eller förhindra bränder i brandfarliga vätskor, som kan uppstå vid trafikolyckor när man har velat undvika antändning samtidigt som människor har behövt räddas ur fordon. Generellt görs enligt SSBF - StorStockholms Brandförsvar (muntlig kom. Erika Wester) alltid en bedömning på plats när andra släckmetoder är otillräckliga för att stoppa ett pågående brandförlopp eller för att upprätta ett ändamålsenligt skydd. SSBF använder fortfarande PFAS-innehållande brandskum men behovet har minskat i takt med att olika alternativ har utvecklats och medvetenheten om skummets miljöpåverkan har ökat. Bestående lager av PFAS-innehållande brandskum behöver destrueras och skumtankar saneras. SSBFs ambition är att fasa ut PFAS-haltig skumvätska under kommande året. Räddningstjänsten Storgöteborg anger att det enbart används PFAS-fria brandskum sedan år 2021, vilket också inkluderar brandskum för bränslebränder (muntlig kom. Helena Grimm). Några direkta nackdelar med PFAS-fria brandskum har inte rapporterats. Dock är kostnader för inköp av PFAS-fria brandskum högre och produkterna är ammonium-baserade vilket kan resultera i att släckutrustning (bl.a. munstycken som sprider vattnet) skadas då dessa är av lättmetall.

Kemikalieinspektionen har nyligen publicerat en kunskapssammanställning av de studier och den litteratur som finns om skumvätskor, med extra fokus på PFAS-baserade skumvätskor (KEMI 2022b). Som framgår där kan t.ex. vattendimma användas som väl fungerande substitut, särskilt om dimman kan finfördelas ännu mer med hjälp av ammoniumklorid.

3.1.5 Flygplatser

Även vid flygplatser finns en risk för PFAS-läckage till miljön, vilket framför allt grundar sig på en betydande historisk användning av PFAS-innehållande brandskum vid brandövningar på flygplatserna. Användning av PFAS i hydrauliska vätskor i flygindustrin är dock även en potentiell källa. Hur många av alla svenska flygplatser som belastar miljön med PFAS är inte känt och mätningar har endast genomförts på ett fåtal flygplatser, oftast när det finns en känd brandövningsplats på flygplatsen. Föroreningen kring Landvetter och Arlanda flygplats utreddes utförligt redan för nästan två decennier sedan (Woldegiorgis et al. 2006; Woldegiorgis och Viktor, 2008). Efter mätningarna vid Arlanda infördes fiskeförbud i den närliggande Halmsjön för att minska risken för human exponering via födan (Norström, 2013). Även i anslutning till andra civila flygplatser som Bromma, Visby, Kiruna, Umeå, Sundsvall och Malmö har förhöjda halter

av PFAS uppmätts (Swedavia, 2014). Det bör noteras att Swedavia slutade att köpa in PFAS-innehållande brandsläckningsmedel redan 2002 (Hansson et al. 2016).

För några enstaka flygplatser har en uppskattning av deras belastning på miljön kunnat göras. Utifrån bedömningen av de mängder som har använts vid dessa flygplatser skattades sedan de totala PFOS-utsläppen till ca 1 000–3 500 kg, motsvarande en miljöbelastning på 25–120 kg per år från samtliga kända 27 brandövningsplatser vid flygplatser (Hansson et al. 2016).

Tabell 3.1
Urval av relevanta undersökningar relaterade till PFAS vid flygplatser.

Referens	Beskrivning
Norström et al. 2009 (Direktlänk)	Spridningen av PFAS från brandövningsplatser vid Landvetter och Arlanda flygplats inklusive bedömning av effekter och risker med spridningen av PFAS. Genomförd inom RE-PATH projektet.
Rosenqvist et al. 2017 (Direktlänk)	Spridningen av PFAS i mark, yt- och grundvatten kring brandövningsplatser på Arlanda flygplats. Genomförd inom RE-PATH II projektet.

3.1.6 Försvarsmaktens verksamhet

PFAS-innehållande brandsläckningsskum har även använts av Försvarsmakten framför allt på flera militära flygbaser. Försvaret anklagas för att ha förorenat dricksvatten med PFAS i Botkyrka, Båstad, Halmstad, Uppsala, Ängelholm, Östersund och Ronneby (Svenskt Vatten, 2022). En komplett översikt eller kvantifiering över använda mängder PFAS-innehållande brandsläckningsskum finns inte. Försvaret uppskattar själv att totalt 540 kg PFAS har använts mellan åren 1970-1990 i samband med brandövningar vid F18 Tullinge/Södertörn (Försvarsmakten, 2015).

3.1.7 Avfallsförbränning

Avfallsförbränningsanläggningar kan ses som en borttagning av PFAS från kretsloppet då de höga temperaturerna bryter ned PFAS. Kraven för förbränning av icke-farligt avfall är att temperaturen ska uppgå till minst 850 grader och för farligt avfall minst 1100 grader (Industriutsläppsdirektivet 2010/75/EU). Eftersom svenska avfallsförbränningsanläggningar är utrustade med en avancerad rökgasrening antas generellt att endast låga utsläpp av PFAS sker från dessa. Undersökningar har visat låga PFAS-halter i såväl rökgaskondensat som i askor och slagg (Sandblom et al. 2014). Mängden PFAS via askor och slagg som deponeras har uppskattats till ca 7,5 kg/år för ΣPFAS9 och 0,83 kg/år för PFOS. I en undersökning som inkluderade 27 av Sveriges totalt 38 förbränningsanläggningar hittades detekterbara halter av PFAS27 i bottenaskan, flygaskan samt i kondensvattnet på flera av anläggningarna (Strandberg et al. 2021). Studien konstaterade även att höga förbränningstemperaturer eller en hög andel av en viss typ av avfall inte per automatik är en garanti för PFAS-destruktion. Lundin och Jansson (2017) kom däremot fram till slutsatsen att de undersökta PFAS inkl. PFOS destruerades redan i vanliga kommunala avfallsförbränningsanläggningar med en temperatur på 850 grader och att risken för ombildning till andra PFAS var låg. Nedbrytning av PFAS såsom PFOS har påvisats ske redan vid temperaturer på 350 °C med tillsats av kalciumhydroxid (Wang et al. 2015a). Studierna visar således att det inte är helt entydigt hur tillförlitlig förbränningstemperaturen är för destruktion av PFAS och att flera studier krävs för att fastställa rätt betingelser för en termisk destruktion av PFAS.

Askan från förbränning deponeras vanligtvis och eventuellt läckage av PFAS hamnar i lakvatten. PFAS som finns i rökgaskondensat kan hamna i miljön, då kondensat vanligtvis endast renas från metaller och kväve, och renat kondensat släpps till recipient eller till ett avloppsreningsverk. Ibland används omvänd osmos (RO, reverse osmosis) för reningen och då skickas koncentratet med PFAS-ämnen tillbaka in i förbränningspannan.

För att täcka värmebehovet under vissa perioder lagras avfall ofta i anslutning till förbränningsanläggningar. I ett projekt vid Umeå universitet har man undersökt i vilken grad det lagrade avfallet kan släppa ifrån sig PFAS (Björklund et al. 2021). År 2019 samlade Björklund et al. (2021) in dagvatten från ett avfallsupplag under sex månader och som analyserades för ett 30-tal vanligt förekommande PFAS. Samma typer och halter som man hittat i lakvatten från deponier kunde observeras.

Tabell 3.2
Urval av relevanta undersökningar relaterade till PFAS vid avfallsförbränning.

Referens	Beskrivning
Strandberg et al. 2021 (Direktlänk)	Kartläggning av PFAS-utsläpp till miljön via bottenaska, flygaska och kondensatvatten vid svenska avfallsförbränningsanläggningar. 27 av de totalt 38 förbränningsanläggningarna som finns i Sverige ingick i projektet.
Lundin och Jansson (2017) (Direktlänk)	Kartläggning av nedbrytningseffektiviteten för några persistenta organiska föreningar inkl. PFAS i tre olika typer av förbränningsanläggningar; kommunala 850-graders avfallsförbränningsanläggningar, anläggningar för förbränning av farligt avfall (HWI) och förbränningsugnar som används i tillverkning av cement.
Sandblom et al. 2014 (Direktlänk)	Undersökning om avfallsförbränningsanläggningar i Sverige kan vara en källa till PFAA till atmosfären och till miljön i allmänhet. Fyra olika förbränningsanläggningar ingick i provtagning av slagg, flygaska, kondensat och avloppsvatten från rökgasreningen. Huvudslutsatsen av denna studie var att svensk avfallsförbränning inte är en betydande källa till PFAA till atmosfären.
Avfall Sverige 2020 (Direktlänk)	Utveckling och validering av analytiska metoder för PFAS11 i slagg och rökgaskondensat samt tillämpning på ett antal prover från två förbränningsanläggningar i Sverige.
Björklund et al. 2021 (Direktlänk)	Undersökning av PFAS-läckage från avfallslagring vid Umeå förbränningsanläggning.

3.1.8 Deponier och avfallsanläggningar

Även om hushållsavfall inte längre får deponeras i Sverige, så deponeras olika industriavfall samt askor och slagg från avfallsförbränning. Utöver själva avfallet som kan innehålla PFAS så används även slam från avloppsreningsverk som innehåller PFAS som tät- och täckskikt på deponier.

Det finns flera tusen nedlagda och aktiva deponier i Sverige och information om vilka avfallstyper som deponerats är vanligtvis inte tillgänglig, framför allt för de äldre och mindre deponierna. Äldre och mindre deponier saknar också oftast tätande skikt eller uppsamling och behandling av lakvatten, vilket kan innebära att dessa läcker PFAS till miljön. Även avloppsslam kan vara en möjlig spridningsväg när slammet används för deponitäckning, då PFAS-halterna i slam liknar de som återfinns i många andra avfallsströmmar. Slam har även tidigare deponerats i Sverige (Avfall Sverige 2018).

En studie vid Hovgårdens deponi i Uppsala har undersökt PFAS i lakvatten, slam, grundvatten och avloppsvatten (Bonnet, 2017). ΣPFAS28-koncentrationen i lakvattnet varierade mellan 59 och 1 500 ng/L och i grundvattnet mellan 8,5 och 1 800 ng/L. Merparten av grundvattenhalterna låg över PFOS-tröskelvärdet för grundvatten på 45 ng/L.

Ahrens et al. (2011) och Hamid et al. (2018) rapporterade förhöjda koncentrationer av PFOS och PFAS i omgivande luft vid deponier, vilket tyder på att deponier kan fungera som utsläppskällor av atmosfäriskt PFOS och andra PFAS.

Utöver deponier kan anläggningar för mottagning och hantering av farligt avfall utgöra en risk för PFAS-läckage.

Referens	Beskrivning
Avfall Sverige 2018 (Direktlänk)	Sammanställning av kunskapsläget om PFAS på avfallsanläggningar i Sverige. För olika PFAS i vatten från avfallsanläggningar observerades maxhalter kring 10 000 ng/L och medelhalter runt 1 000 ng/L. Medianhalten för PFOS var 120 ng/L.
Bonnet, 2017 (Direktlänk)	Kartläggning av PFAS vid Hovgården deponin i Uppsala inklusive analyser i lakvatten, slam, grundvatten och avloppsvatten.

Tabell 3.3
Urval av relevanta undersökningar relaterade till PFAS vid avfallsanläggningar.

3.1.9 Vattenförekomster

Läckage av PFAS sker oftast till vattenmiljön, antingen via t.ex. avloppsreningsverk eller via dräneringen från förorenad mark. Även atmosfärisk deposition (se 3.1.2) bidrar till PFAS i vattenförekomster, samtidigt som PFAS som finns i ytvattenförekomster i sin tur också kan tillföras atmosfären via aerosoler (se 3.1.2). En fältstudie i sjön Krycklan (Umeå) under ett års tid visade att atmosfärisk nederbörd var den viktigaste transportvägen av PFOA och PFOS till aktuell sjö (Filipovic, 2015). Halterna var högre i regnet och snön än i det provtagna vattendraget. Det indikerar att en stor del av PFOA och PFOS som tillförs miljön via regn eller snö transporteras vidare till andra grund- och ytvattenförekomster med ökande PFAS halter som följd och vattenmiljön anses utgöra den slutliga PFAS sänkan.

Medelhalten för PFOS i svenska floder skattades av Nguyen et al. (2017) till 3,5 ng/L (med variationer mellan 0,04 - 6,9 ng/L). Uttransport av PFOS till havet via svenska vattendrag kan därmed uppskattas till ca 600 kg/år, med antagandet att den samlade avrinningen uppgår till ca 5 600 m^3/s för hela Sverige och att endast en försumbar del på 0,4 promille av grundvattnet strömmar direkt ut till havet (SMHI 1996).

Flodmynningar kan fungera som sänkor för PFOS på grund av förändringen i salthalt och den därav följande förändringen i löslighet (Pan and You, 2010; Wang, 2015b).

3.1.10 Dricksvatten

En kartläggning av PFAS i råvatten och dricksvatten som gjordes av Livsmedelsverket under 2020 omfattade 580 vattenverk i 257 kommuner (Livsmedelsverket 2021). De flesta vattenverk hade halter under 10 ng/L i råvattnet. I två vattenverk mättes 40 ng/L vid enstaka provtagningstillfällen medan lägre halter observerades vid andra tillfällen. Samtliga av dessa halter ligger under den nuvarande svenska åtgärdsgränsen på 90 ng/L för ΣPFAS11 och gränsvärdet i det nya dricksvattendirektivet på 100 ng/L för ΣPFAS20.

PFAS-undersökningar i svenska grund- och ytvatten med särskilt fokus på dricksvattentäkter visade att PFAS-gruppen PFCA (perfluorerade karboxylsyror) var vanligast i grundvatten och ytvatten. Det höga bidrag från C4–C8 PFCA indikerar hög rörlighet av de kortare PFCA (Gobelius et al. 2018). Totalt överskred 5 av 169 prover (3 %) tröskelvärdet på 90 ng/L för ΣPFAS11.

Tabell 3.4
Urval av relevanta undersökningar relaterade till PFAS i rå- och dricksvatten.

Referens	Beskrivning
Livsmedelsverket 2021 (Direktlänk)	Kartläggning av PFAS i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten baserad på en enkät som skickades ut under 2020. 580 vattenverk inkluderades med enskilda mätningar flera år tillbaka. Detekterbara halter påträffades i dricksvattnet på 74 av de 154 vattenverk där analyser genomförts. Dricksvatten som distribueras till ca 2,2 miljoner människor hade PFAS-halter över 10 ng/L.
Naturskydds-föreningen 2021 (Direktlänk)	Sammanställning av PFAS-halter i dricksvattnet och jämförelse med EFSAs nya gränsvärde, med hjälp av Livsmedelsverkets metodik för de nu gällande svenska åtgärdsgränserna.
Gobelius et al. 2018 (Direktlänk)	Kartläggning av 26 PFAS i svenskt grund- och ytvatten med nästan 500 prover. De högsta ΣPFAS26-koncentrationer detekterades i ytvatten (13 000 ng/L) och grundvatten (6400 ng/L).

3.1.11 Mark

Atmosfärisk deposition (se 3.1.2), förorenad mark vid brandövningsplatser (se 3.1.4 och 3.1.5) samt spridning av förorenat vatten eller slam bidrar till PFAS-belastningen på terrestra ekosystem. Även olika marksystem såsom jordbruksmark, skogsmark och andra marktyper utgör ett magasin av PFAS som kan läcka ut till akvatiska miljöer inom en överskådlig tid. Sörengård et al. (2022) uppskattade t.ex. att ca 2,7 ton PFOS och 17 ton ΣPFAS finns lagrat i svensk mark (exklusive förorenade områden vid t.ex. brandövningsplatser). Det bör noteras att dessa mängder är uppskattade mängder med relativt hög variation. Studien konstaterade en kraftig nord-sydlig och väst-östlig gradient med de högsta mängderna i syd och öst.

Referens	Beskrivning
Sörengård et al. 2022 (Direktlänk)	Kartläggning av PFAS-halter i Sveriges skogsmarker. PFOS visade den högsta detektionsfrekvensen med en distinkt ökning från norr till söder och väster till öster.

Tabell 3.5
Urval av relevanta undersökningar relaterade till PFAS i mark.

3.2 Lagstiftning och riktvärden/gränsvärden

För närvarande finns ingen övergripande lagstiftning som täcker alla PFAS-ämnen, utan endast specifika PFAS och de ämnen som kan omvandlas till dessa PFAS regleras genom befintliga regelverk. KEMI har sammanställt en aktuell översyn av lagar och regler som berör PFAS på sin hemsida (KEMI 2022a). Nedan ges en kort överblick av befintlig lagstiftning med de gränsvärden/riktvärden som bedöms relevanta för denna rapport.

PFOS och dess prekursorer, d.v.s. ämnen som kan brytas ner till PFOS, samt PFOA, dess salter och besläktade ämnen, är upptagna i Stockholmskonventionen. Konventionen är införd i EU:s lagstiftning via POPs-förordningen (förordning (EU) 2019/1021) som behandlar långlivade organiska föroreningar. Även PFHxS, dess salter och besläktade ämnen är upptagna i Stockholmskonventionen. Utöver begränsningarna av PFAS i POPs-förordningen finns ett antal PFAS reglerade under REACH (REACH-förordningen eller Kemikalieregistreringsförordningen, (EG) nr 1907/2006), som begränsningar eller via kandidatlistan då de identifierats som särskilt farliga ämnen. Arbete pågår inom EU rörande ytterligare förbud och begränsningar.

En summerande tabell med gränsvärden och riktvärden i olika matriser relevanta för aktörer inom vatten och avlopp kan ses i Tabell 3.6. Generellt ska gränsvärden i form av MKN (Miljökvalitetsnormer, på engelska Environmental Quality Standards EQS) för prioriterade ämnen i vattenförekomster eller dricksvattentäkter betraktas som juridiskt bindande som inte får överskridas. Riktvärden används mer som ett riktmärke där halter tillfälligt kan överskridas, så länge som totalbelastningen inte blir för hög. För Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ) som ingår i bedömningen av ekologisk status används bedömningsgrunder som kan ligga till grund för utsläppsvillkor efter en tillståndsprövning. En miljökvalitetsnorm för vatten beskriver den kvalitet en så kallad vattenförekomst ska ha nått vid en viss tidpunkt. Huvudregeln är att alla vattenförekomster ska uppnå det som inom vattenförvaltning kallas god status.

Matris	Gränsvärde/riktvärde	Kommentar
Dricksvatten	Minimikrav gränsvärden EU:s dricksvattendirektiv 2020/2184 • ΣPFAS20: 100 ng/L • ΣPFAS-total: 500 ng/L *Gräns-, rikt- och åtgärdsgränser Sverige:* Rekommenderad åtgärdsgräns från 2014 (ej juridisk bindande) • ΣPFAS11 90 ng/L Förslag till nya föreskrifter om dricksvatten Dnr 2022/01733 anger: • ΣPFAS21: 100 ng/L • ΣPFAS4: 4 ng/L	Gränsvärden fastställdes på EU nivå den 12 januari 2021 och medlemsstaterna har 2 år på sig att implementera samma eller striktare nationella gränsvärden. Livsmedelsverkets remiss Dnr 2022/01733 föreslår striktare riktvärden genom att lägga till 6:2 FTSA till PFAS20 (blir då PFAS21) och lägger till PFAS4 med PFOS, PFOA, PFHxS och PFNA, med grund i europeiska livsmedelsverkets (EFSA) rekommendation för max tolerabelt veckointag, som är vanligt förekommande i dricksvatten och livsmedel, persistenta, bioackumulerande, toxiska och stannar länge i kroppen.
Ytvatten (inland/ kustvatten, övergångszon)	Kemisk status: PFOS årsmedel (AA-MKN*): • 0,65 ng/L (inlandsytvatten) • 0,13 ng/L (andra ytvatten), samt • 9,1 ng/L MKN biota. PFOS maxvärde (MAC-MKN): • 36 000 ng/L (inlandsytvatten) • 7200 ng/L (andra ytvatten) Ekologisk status, nationellt satt bedömningsgrund i Sverige: ΣPFAS11 maximalt tillåten koncentration: • 90 ng/L (inlandsvatten och kustvatten, övergångszon)	PFOS är ett prioriterat ämne med ett gränsvärde (MKN, HVMFS 2019:25) som används för att bedöma den kemiska ytvattenstatusen. EU-kommissionen kommer att presentera sitt nya förslag till Prioämnesdirektiv i oktober 2022. Det förslaget kommer med stor sannolikhet innehålla ett gränsvärde för en summa PFAS. Värdet för ΣPFAS11 avser de dricksvattenförekomster som har identifierats i enlighet med 3 kap. 2 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660). Värdet får inte överskridas i vattenförekomsten i den punkt som är representativ för råvattenintag. Se fotnot 8 till tabell 7.1 (HVMSF 2019:25).
Grundvatten	Bedömningsgrund SFÄ, riktvärde: • ΣPFAS11 90 ng/L Preliminärt riktvärde (SGI, 2015) • PFOS: 45 ng/L Förslag till generellt riktvärde: • ΣPFAS4: 2 ng/L	Vattendelegationerna beslutade i oktober 2018 om en bedömningsgrund (riktvärde) avseende en maximal tillåten koncentration på 90 ng/L ΣPFAS11 i grundvattenförekomst och att åtgärder för att vända en uppåtgående trend när halten överskrider 18 ng/L (20 % av riktvärdet). SGI (2015) utgår från Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för dricksvatten. Den preliminära bedömningen för PFOS utökades att omfatta ΣPFAS7, men inte ΣPFAS11.
Avloppsslam	Inga gränsvärden i Sverige men i Danmark gäller: • ΣPFAS4: 0,01 mg/kg TS • ΣPFAS22: 0,4 mg/kg TS Föreslagna gränsvärden för PFOS för spridning av slam till jordbruksmark: • 0,07 mg/kg TS år 2015 • 0,02 mg/kg TS till 2030	Revideringen av Direktivet om avloppsslam förväntas 2024. Föreslagna föreskrifter enligt tidigare regeringsuppdrag kring hållbar återföring av fosfor (Naturvårdsverket 2013), se även 3.2.4.

* AA- årsmedelvärde; MKN - miljökvalitetsnorm

Tabell 3.6
Gränsvärden och riktvärden i matriser specifikt relevanta för aktörer inom vatten och avlopp.

3.2.1 Dricksvatten och livsmedel

I maj 2016 satte det amerikanska EPA (EPA 2016a, b) en halt på 70 ng/L för PFOA och PFOS (enskilt eller kombinerat) som gränsvärde för exponering från dricksvatten. Det nya dricksvattendirektivet i EU (2020) föreslår ett nytt ”gruppgränsvärde” för ”Total PFAS-belastning” på 500 ng/L eller gränsvärdet för ”summan av 20 PFAS” på 100 ng/L i dricksvatten. I Sverige kommer ett nationellt gränsvärde för PFAS i dricksvatten införas år 2023. Den remiss som nu finns ute (Dnr 2022/01733) indikerar att de svenska gränsvärdena kommer sättas lägre än de som anges i EU:s dricksvattendirektiv (se Tabell

3.6). I väntan på gränsvärden för dricksvatten har det funnits åtgärdsgränser för PFAS i Sverige på 90 ng/L för ΣPFAS11.

Åtgärdsgränsen för dricksvatten har baserats på beräkningar för vad som kan anses vara en säker konsumtion ur ett hälsoperspektiv utförda av Livsmedelsverket (2014). Åtgärdsgränsen på 90 ng/L bygger på ett riktvärde för ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 150 ng/kg kroppsvikt för PFOS. Detta värde tog den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) fram år 2008.

År 2018 publicerade EFSA nya värden för tolerabelt veckointag (TVI). Dessa baserades på epidemiologiska data och beskriver när ett långsiktigt oralt intag via mat och dricksvatten anses säkert för de allra känsligaste i populationen. TVI för PFOS fastställdes till 13 ng/kg kroppsvikt och vecka och för PFOA till 6 ng/kg kroppsvikt och vecka. I EFSA:s senaste riskvärdering (2020) presenteras ett TVI på 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka för PFAS4. På liknande sätt som tidigare (men med något förändrade ingångsparametrar) har Livsmedelsverket använt denna uppdaterade bedömning av TVI och beräknat att en säker halt i dricksvatten uppgår till 4 ng/L för ΣPFAS4 (Dnr 2022/01733). Denna halt ska vara säker för 95 % av alla vuxna och 75 % av barn som är 12 år eller äldre. För yngre barn är bidraget av ΣPFAS4 från kosten så stort att ett skyddande gränsvärde för dricksvatten inte gick att beräkna. Halten föreslås som ett extra gränsvärde i tillägg till gränsvärdet avseende PFAS20 som kommer gälla enligt dricksvattendirektivet. Dessutom föreslår Livsmedelsverket att utöka listan av PFAS20 med ytterligare en substans, 6:2 FTSA, som ingår i kategorin PFAS11 men inte i PFAS20 (se 1.1). Det föreslås således ett gränsvärde på 100 ng/L för ΣPFAS21 (Tabell 3.6).

Det är viktigt att poängtera att både PFAS11 och PFAS20 innehåller PFAS med både korta fluorerade kolkedjor (exempelvis PFBA med 3 fluorerade kolatomer) och långa fluorerade kolkedjor (exempelvis PFDA med 9 fluorerade kolatomer). Generellt är toxiciteten av PFAS med längre kolkedjor mycket högre jämfört med kortare PFAS. Det är de kortare PFAS som är mycket svårare att avskilja vid rening. Om man vid riskbedömning summerar flera PFAS med markant olika toxiska och bioackumulerande egenskaper med utgångspunkten att alla PFAS är lika toxiska som PFOS så kan den direkta risken med exponering för PFAS-förorenat vatten överskattas och kravet på riskreduktion bli strängare än nödvändigt. Arbete pågår med att ta fram underlag för bedömning av individuella och grupperade PFAS-ämnen. Det är dock viktigt att poängtera att dessa metodiker bygger på kända toxicitetsdata. Det finns risker att ämnena har en okänd effekt för vissa arter eller organ. Dessutom är många PFAS väldigt persistenta och om utsläppen inte begränsas med motiveringen ”låg toxicitet” kan halterna på sikt öka till nivåer som ger toxisk effekt även enligt befintlig kunskap om deras toxicitet.

Kött förorenat med hälsofarliga och hormonstörande PFAS-kemikalier från betande kor i Korsör som under en längre period hade druckit förorenat vatten från en brandövningsplats var en av orsakerna till att Danmark kraftigt sänkte gränsvärdet för PFAS-ämnen i dricksvatten från 100 ng/L till 2 ng/L. Detta för att totalintaget via dricksvatten och kost (där kött ingår) ej ska vara hälsoskadligt.

3.2.2 Produkter

I juni 2019 lyfte Europeiska ministerrådet (EC, 2019) fram den utbredda förekomsten av PFAS i miljön, produkter och människor och efterlyste en handlingsplan för att eliminera all användning av PFAS som inte är nödvändig i samhället. I augusti 2021 tog EU:s medlemsländer beslutet att från och med februari 2023 förbjuda 200 långkedjiga PFAS-ämnen (C9-C145) inom EU. Beslutet kom efter initiativet från svenska kemikaliemyndigheten (KEMI) tillsammans med den tyska miljömyndigheten (UBA). Bland de ämnen som ska förbjudas finns PFNA och PFDA, som ingår i ΣPFAS11 och ΣPFAS20; PFUnDA, PFDoDA och PFTrDA som ingår i ΣPFAS20; prekursorer till dessa PFAS samt PFTeDA och dess prekursorer. Gemensamt för dessa ämnen är att de är PFAS med lång kolkedja och relativt låg löslighet i vatten. Ämnena är väldigt bioackumulerande, vilket

motiverar förbudet, men är relativt lätta att avskilja från vatten. Sedan tidigare är PFOS, PFOA, PFHxS och ämnen som kan brytas ner till dessa reglerade inom EU. Exempelvis beslöts att förbjuda användningen av PFHxS i juni 2022 (Miljödepartementet 2022). Samtidigt som ämnet ingår i gruppen PFAS4 som av Livsmedelsverket föreslås få ett väldigt lågt gränsvärde avseende ΣPFAS4. PFAS med korta kolkedjor, som är svåra att avskilja från vatten även med avancerade metoder, är fortfarande tillåtna att användas, även om en reglering diskuteras av PFHxA och ämnen som kan brytas ner till PFHxA.

Förutom de PFAS-ämnen som är reglerade på EU nivå vill Kemikalieinspektionen gärna se att EU förbjuder många fler PFAS-ämnen i framtiden. År 2023 kommer Kemikalieinspektionen tillsammans med kemikaliemyndigheterna från Tyskland, Nederländerna, Norge och Danmark att lägga fram ett nytt förslag som går längre än befintliga beslut. I det kommande förslaget föreslås ett totalt förbud mot användning av PFAS i vissa produkter och inom vissa användningsområden, varav flera av dessa är av betydelse för PFAS-innehållet i avloppsvatten.

Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) har lagt fram ett förslag om en EU-omfattande begränsning av alla PFAS-innehållande brandsläckningsskum (ECHA 2022). Det föreslagna alternativet skulle förbjuda försäljning, användning och export av alla PFAS i brandsläckningsskum efter sektorspecifika övergångsperioder. Dessa övergångsperioder skulle ge tid för industrin att ersätta PFAS-innehållande skum utan att kompromissa med brandsäkerheten.

3.2.3 Ytvatten och grundvatten

För inlandsytvatten, kustvatten och vatten i övergångszon finns miljökvalitetsnormer för PFOS. Årsmedelvärdet får inte överskrida 0,65 ng/L respektive 0,13 ng/L och max-värdet får inte överskrida 36 000 ng/L respektive 7 200 ng/L. Vattendirektivets miljökvalitetsnorm för PFOS baseras på den bedömning som gjordes 2011 utifrån EFSA:s tidigare TDI (tolerable daily intake) och är fastställt för fisk (MKNbiota) till 9,1 µg/kg våtvikt (KEMI 2021a). Det innebär att det bedöms som säkert för människor att äta fisk som innehåller lägre halter PFOS än gränsvärdet. Omräknat till halt i ytvatten, d.v.s. fiskens livsmiljö, blir PFOS-gränsvärdet då 0,65 ng/L för inlandsvatten och 0,13 ng/L för andra ytvatten.

Förutom miljökvalitetsnormen avseende PFOS finns även en bedömningsgrund avseende ΣPFAS11 i inlandsytvatten som används som råvatten för dricksvattenproduktion. Bedömningsgrunden ska göra det lättare att tolka om uppmätta värden är låga eller höga jämfört med genomsnittet för landet eller med ursprungliga nivåer. Bedömningsgrunden är 90 ng/L ΣPFAS11 och gäller vid råvattenintaget. Bedömningsgrunden har lagts till i de nationella föreskrifterna (HVMFS 2013:25) efter att Livsmedelsverket har fastställt åtgärdsgränsen avseende ΣPFAS11. Bedömningsgrunden gäller således som ett skydd för att utsläpp av PFAS till ytvatten inte ska leda till att råvatten behöver renas från PFAS i vattenverken. Det finns risk att de nya beslutade och föreslagna gränsvärdena avseende dricksvatten (100 ng/L ΣPFAS20/21, 4 ng/L ΣPFAS4) på liknande sätt kan komma att tas upp som bedömningsgrunder i ytvatten i det nationella regelverket.

Inom EU diskuteras idag framtida gränsvärden avseende PFAS i ytvatten och ett förslag har tagits fram (WFD Circa, 2021). Förslaget innebär, liknande som i dricksvattendirektivet, att PFAS kommer regleras med en summaparameter. Till skillnad från dricksvattendirektivet där alla PFAS-halter i ng/L summeras, föreslås omräkning av halter av de olika PFAS till en PFOA-ekvivalent innan summering. Omräkningen görs genom att respektive koncentration multipliceras med en faktor som kompenserar för dess bioackumuleringspotential (RBF, relative bioaccumulation factor). Värdet multipliceras sedan med ytterligare en faktor som kompenserar för ämnets toxicitet i relation till PFOAs toxicitet (RPF, relative potency factor). RBF-faktorer finns inte redovisade i förslaget förutom för enstaka ämnen. RPF för kortkedjiga PFAS är oftast väldigt låga (t.ex. PFBA 0,05; PFBS 0,001; PFHxA 0,01) och halter av dessa ämnen kommer därför

endast påverka miljökvalitetsnormen marginellt. Denna hantering av PFAS i ytvatten skiljer sig således mycket från summering av halter enligt dricksvattendirektivet där alla PFAS likställs och deras halter summeras utan några faktorer som kompenserar för deras varierande skadliga effekter på miljön. En liknande omräkning av PFAS-halter till PFOS-ekvivalenter har föreslagits i Malovanyy et al. (2021). Där användes halveringstiden av ämnen i människoblod för att kompensera för olika bioackumuleringspotentialer hos ämnena. Omräkningsfaktorerna för kortkedjiga PFAS enligt den metodiken ligger också i intervallet 0,01 - 0,1 gPFAS/gPFOS.

För grundvatten finns en miljökvalitetsnorm för ΣPFAS11 med ett riktvärde på 90 ng/L och en åtgärdsgräns på 18 ng/L (20 % av riktvärdet) som bör utlösa åtgärder för att vända uppåtgående trender. SGU har också satt ett preliminärt riktvärde på 45 ng/L för PFOS i grundvatten, i väntan på revidering av riktvärden för tolerabelt veckointag (TVI) från EFSA.

3.2.4 Avloppsslam

I oktober 2021 satte den danska Miljöstyrelsen ett vägledande gränsvärde för ΣPFAS4 för avloppsslam som används på åkermark till 0,01 mg/kg TS (torrsubstans). Dessutom definierades ett gränsvärde för summan av ΣPFAS22 till 0,4 mg/kg TS.

I Sverige finns det för närvarande inget gränsvärde för PFAS i slam som appliceras på åkermark. En så kallad lågrisknivå (LRN) i slam beräknades av Sternbeck et al. (2013) för PFOS till 0,12 mg/kg TS utifrån toxiciteten för marklevande organismer och ytvattenpåverkan, alltså betydligt högre än det danska gränsvärdet. Denna beräknade LRN har ingen juridisk vikt men används än idag för utredning (s.k. tolerabelutredning) om mottagande lakvattnens påverkan på slammets kvalitet vid REVAQ-certifierade reningsverk. Naturvårdsverket tog i sin rapport ”Hållbar återföring av fosfor” (2013) fram ett förslag på gränsvärde för PFOS. Gränsvärdet sattes till 0,07 mg/kg TS år 2015 vilket föreslogs skärpas till 0,02 mg/kg TS till 2030. Förslaget baserades delvis på arbetet av Sternbeck et al. (2013).

3.3 Eventuella reningskrav

Dagens reningskrav för ARV bestäms i varje enskilt fall vid en tillståndsprövning. Grundprincipen i miljöprövning är att utsläpp av renat vatten inte ska försämra statusen i den närmaste vattenförekomst nedströms utsläppspunkten. Som diskuterats i kapitel 3.2.3 finns det ett gränsvärde för PFOS i inlandsytvatten på 0,65 ng/L som årsmedelvärde. Motsvarande halt i kustvatten är 0,13 ng/L. Utöver gränsvärdena finns det en bedömningsgrund avseende ΣPFAS11 på 90 ng/L, som dock endast gäller för det ytvatten som används som råvatten till dricksvattenproduktion.

Statusen för en vattenförekomst bedöms i en eller flera för vattenförekomsten representativa provtagningspunkter, medan åtgärder och miljökontroll av punktkällor sker genom tillsyn och miljöövervakning av verksamheter. I praktiken innebär det att villkoren avseende utsläpp av PFOS (och i tillämpningsbara fall ΣPFAS11) med utgående avloppsvatten bör väljas utifrån de specifika förutsättningar som gäller för aktuell vattenförekomst. Utspädningsgrad i vattenförekomsten, vilken är beroende av volym och omsättningstid, samt mängder PFOS/ΣPFAS11 som kommer från källor uppströms i recipienten är två faktorer som påverkar hur mycket PFOS/ΣPFAS11 som får släppas ut. Ju mindre mängd som tillförs från källor uppströms, desto större utrymme finns principiellt för utsläpp från ARV. Det är dock sällan så att utsläpp från en verksamhet, t.ex. ett ARV, tillåts utnyttja hela utrymmet inom miljökvalitetsnormen. Det är också vanligt att halten PFOS uppströms ett reningsverk redan är högre än gränsvärdet. Utsläppen från alla större källor behöver då minskas för att på sikt uppnå god status i vattenförekomsten. Kravet på rening bör vara proportionerligt, så att reduktionskravet på en verksamhet

sätts i relation till den risk som verksamhetens utsläpp utgör i vattenförekomsten. Att införa åtgärder för att möta bedömningsgrunden för ΣPFAS11 på reningsverk bedöms dock inte som troligt då halten av ΣPFAS11 i de flesta ytvattenförekomster med råge understiger 90 ng/L.

Vid beslut om villkor eller krav på rening bör en avvägning enligt Miljöbalken göras, om vilka krav som är skäliga och rimliga. Bedömningen ska göras utifrån en samlad bild av belastningen på vattenförekomsten, samt de olika verksamhetsutövarnas möjligheter att reducera sina nuvarande utsläpp. Om en verksamhet redan har låga PFAS-halter i sina utsläpp är dessa dyrare att reducera och mindre rimliga att åtgärda än en verksamhet som har höga PFAS-halter i sitt utsläpp. I vissa fall är det dock mer intressant att reglera totalmängden som släpps ut under en längre tidsperiod än endast koncentrationer. I så fall kan det, förutom en maximal halt, t.ex. definieras ett mängdkrav såsom det t.ex. tillämpas för fosfor vid några avloppsreningsverk idag. Det gäller exempelvis när det handlar om ämnen som ackumuleras i sediment, eller vattenförekomster med ökande koncentrationer av en förorening alternativt långa omsättningstider.

Avseende eventuella nya/kommande gränsvärden i ytvatten finns det mycket osäkerheter i hur de kommer utformas, vilka substanser som kommer omfattas och på vilken nivå gränsvärden kommer ligga. I ett långsiktigt perspektiv kommer kvalitetsstandarder som tas fram på EU-nivå styra gränsvärden för ytvatten. På kortare sikt kan de nya föreslagna gränsvärdena för dricksvatten överföras till att gälla även för ytvatten vid råvattenintaget.

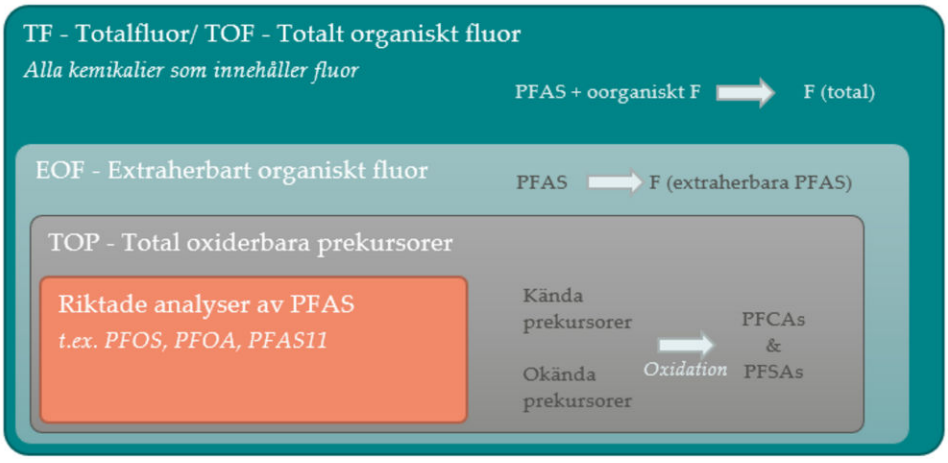
4 Analys av PFAS

På grund av det stora antalet PFAS med olika egenskaper, storlek (från små molekyler till polymerer), olika PFAS-prekursorer och nedbrytningsprodukter utgör analys av PFAS en stor utmaning. Vilken matris man skall mäta i, vilken frågeställning som skall belysas eller vilka ämnen som skall väljas och vilka detektionsgränser som behövs är viktigt för valet av analysmetod.

4.1 Analysmetoder

Analysmetoder kan behövas såväl för kvantifiering av enskilda PFAS som för ett brett spektrum av PFAS-ämnen beroende på vilken information som efterfrågas. Eftersom de ämnen som är definierade som PFAS är en så stor grupp, är det omöjligt att ha en riktad och kvantitativ analysmetod för varje substans. Olika analysstrategier har därför utvecklats, allt från att noggrant bestämma ett fåtal PFAS med låga detektionsgränser med kvalitativa screeningmetoder till bredspektrumsanalyser som återger hur mycket organiskt bundet fluor eller totalfluor som finns i ett visst prov.

Figur 4.1 ger en schematisk översikt över de analysmetoder som beskrivs i denna rapport. Vanligast är en riktad analys av ett antal PFAS, t.ex. de 11 PFAS-ämnen som har en åtgärdsgräns i dricksvatten och motsvarande bedömningsgrund avseende status av ytvatten. Ska även PFAS-prekursorer, extraherbara organiska fluorämnen eller alla kemikalier som innehåller fluor inkluderas i kvantifieringen, behövs bredspektrumanalyser såsom totalt oxiderbara prekursorer (TOP), extraherbart organiskt fluor (EOF) eller totalt organiskt fluor (TOF, även så kallad totalfluor om provet kan innehålla oorganiskt fluor (TF)). Det finns även screeningmetoder som bara identifierar olika PFAS utan att kvantifiera dem (suspekt och non-target screening).



Figur 4.1
Översikt över tillgängliga analysmetoder för PFAS.

Antalet PFAS-ämnen som förekommer i de analyspaket som erbjuds av såväl universitet som kommersiella labb och andra aktörer har ständigt utökats. Historiskt sett har det vid analys av PFAS fokuserats på PFAS-ämnen av syratyp (PFAA, d.v.s. sulfonsyror, PFSA och karboxylsyror, PFCA) och till en början mättes mest PFOS och PFOA. Under lång tid har de 11 PFAS som rekommenderades av Livsmedelsverket varit ett vanligt standardpaket (se 1.11). Detta har i efterhand utökats med ytterligare några ämnen. Nya EU-direktiv är på väg att implementeras där antalet ämnen som skall mätas utökas till PFAS20 (se 3.22).

Den storskaliga användningen av andra typer av PFAS, som t.ex. eterbaserade PFAS (Gen-X, F-53B), telomeralkoholer (FTOH), sulfonamider (MeFOSA, EtFOSA) o.s.v. (se användningsöversikt i Glüge et al. (2020)), gör att dessa i dagsläget mycket väl kan förekomma i högre halter i vattenprover än PFAA. Ett val kan behöva göras mellan att mäta de ämnen som är reglerade eller att belysa vilka risker som kan förekomma med avseende på den totala PFAS-förekomsten. Utöver analysteknik utgör även provberedningen en viktig del i analysprocessen.

4.1.1 Provtagning och provberedning

För att kunna generera tillförlitliga PFAS-analysresultat är det viktigt att upprätthålla en hög kvalitet vid samtliga moment i provhanteringen. Detta innefattar alla steg från planering av provtagning till dess faktiska utförande, såväl som vid transport, provförvaring, provupparbetning, kemisk analys samt kvalitetssäkring och rapportering. För en generell genomgång av aspekter relaterade till provtagning och provberedning med avseende på mikroföroreningar hänvisas till Baresel et al. (2015a). Vid provtagning av PFAS-prover på avloppsvatten erhålls bäst representativitet vid flödesproportionell provtagning under ett dygn eller en vecka. Provförvaring kan ske i vanliga plastflaskor utan konservering men som hålls kylda.

Provberedning eller provupparbetning kallas den behandling av ett prov som görs före analysen. Upparbetning är speciellt viktigt då låga PFAS-halter ska detekteras, då en uppkoncentrering behövs (t.ex. kan ett prov på 500 mL koncentreras upp till en slutvolym på mindre en 1 mL). Dessutom omfattar provberedning också en rening av provet från andra orenheter (såsom partiklar och andra substanser) som kan smutsa ned analysinstrument och påverka analysen. Provberedning (förutom invägning av provet) krävs dock inte för vissa bredspektrumsanalyser (avsnitt 4.1.33).

Provtagning och provberedning kan påverka vilket svar en analys ger. Eftersom olika PFAS-ämnen fördelar sig olika mellan t.ex. vatten- och slamfas i ett avloppsreningsverk, så kan en analys av ett slamprov ge olika svar beroende på om partikelfasen separeras från vattnet, d.v.s. varje fraktion analyseras separat (som 2 prover); eller om både vatten- och partikelfasen analyseras tillsammans som ett prov.

För slamprover med låg halt av suspenderat material kan det behövas en diskussion med analyslaboratoriet kring syfte med analysen. Detta för att labbet t.ex. inte ska filtrera bort partiklar före analys för att undvika störningar i provupparbetningen. I fall där partiklar stör upparbetningen, kan den fasta fasen betraktas som ett separat prov från vattenfasen, d.v.s. två prover analyseras. Det innebär vanligtvis dock en dubblerad kostnad.

Oftast görs en *fastfasextraktion* (Solid Phase Extraction, SPE, kolonner) av vattenprov, där PFAS ämnen kommer stanna kvar på en fastfas och vätskan rinner genom en kolonn. På slutet av en fastfastextraktion eluerar man PFAS-ämnena, d.v.s. tvättar med lösningsmedel så att de lossnar från kolonnen. Det är denna fraktion som sedan analyseras. Fastfasextraktion kan göras med kolonner packade med olika typer av material. Valet av kolonntyp är betydande, då det bestämmer vilka PFAS som erhålls på slutet av extraktionen (t.ex. så är anjonbytare effektiva för att upparbeta anjoniska PFAS men inte andra PFAS). Vilka PFAS som koncentreras upp i upparbetningen påverkas också av vilket lösningsmedel som används vid kolonn-tvätt (elueringen). Partiklar kan vara problematiska vid fastfasextraktion, då de sätter igen kolonnerna som används.

Extraktion av PFAS från ett fastare prov såsom slam kan kräva att metoder som t.ex. *mikrovågs- eller ultraljudsassisterad extraktion* används. Liksom beskrivits ovan bestämmer val av lösningsmedel under provupparbetningen vilka PFAS som man frigör ur provet och därmed följer med lösningsmedlet. För att t.ex. extrahera långkedjiga eller polymera PFAS från ett slamprov (eller från en SPE-kolonn) kan andra lösningsmedel behövas än för att frigöra kortkedjiga PFAS.

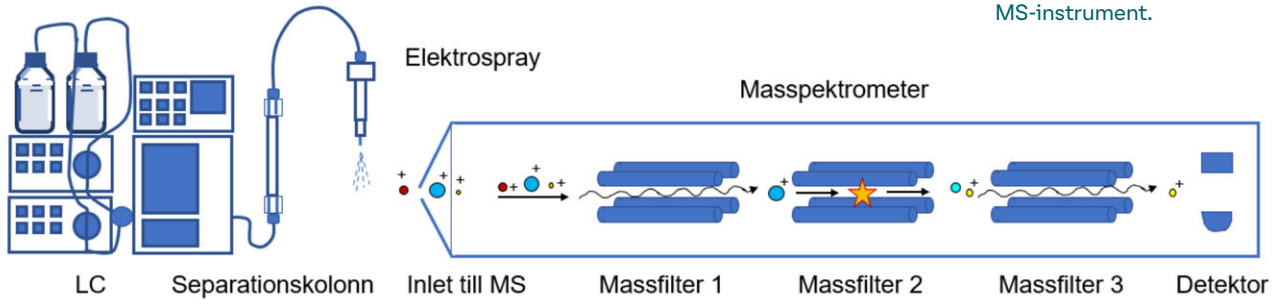
Automatiserad provupparbetning som är kopplad till ett vätskekromatografisystem (LC, se 4.1.22) har blivit alltmer vanligt (t.ex. genom att ha ett tvådimensionellt vätskekromatografisystem med en integrerad s.k. "trap"-kolonn). Automatiseringen minskar en stor del av det manuella och tidskrävande arbetet i provupparbetningsprocessen. I dessa system uppkoncentreras och renas den PFAS-innehållande fraktionen i ett prov i trap-kolonnen, varefter den överförs till den analytiska separationskolonnen för själva LC-MS/MS analysen (se 4.1.22 för förtydligande av begrepp).

4.1.2 Riktad analys (target screening) av specifika PFAS

De flesta data som finns för PFAS i olika typer av prover har tagits fram med vätskekromatografi kopplad till masspektrometri (LC-MS/MS), vanligtvis med en provupparbetning som utförs med fastfasextraktion (se 4.1.11). I en vätskekromatograf separeras ämnen utifrån olika egenskaper. Detta görs med en separationskolonn vars egenskaper gör att olika ämnen passerar olika snabbt. I en masspektrometer joniseras de separerade ämnena och de bildade jonerna separeras sedan enligt deras förhållande mellan laddning och massa. Jonerna detekteras därefter och för respektive ämne erhålls ett fingeravtryck som kan jämföras med en referens. Historiskt sett har PFAS-syrorna (PFAA) fått mest uppmärksamhet och för dessa ämnen är vätskekromatografi den mest lämpliga separationstekniken. För vissa mer flyktiga PFAS, t.ex. FTOH, som är svårare att analysera i LC-MS/MS, är gaskromatografi kopplat till masspektrometri den mest lämpliga analystekniken (GC-MS). I denna rapport fokuseras det dock på LC-MS/MS tekniken, då den är mest lämpad för de PFAS-ämnen som oftast förekommer i vatten och slam.

En utveckling mot separationskolonner med mindre partiklar och pumpar som klarar av högre mottryck har lett till snabbare analyser och att fler ämnen per analys har blivit tillgängliga. Detta beror på att de nya generationerna av instrument har en större separationseffektivitet och separationskapacitet. Efter separationskolonnen, vid LC-MS-analys, d.v.s. som kopplingen mellan vätskekromatografen och masspektrometern används oftast s.k. elektrosprayjonisering. Denna utförs antingen med positiv eller negativ jonisering, vilket missgynnar anjoniska PFAS (t.ex. syror) i positiv jonisering och katjoniska PFAS i negativ jonisering. Förbättringar i effektiviteten med vilka ämnen som joniseras samt transporteras genom masspektrometern har gjort att detektions- och kvantifieringsgränser kontinuerligt har sänkts för varje ny generation av instrument.

Tandem-masspektrometri (MS/MS) har länge varit den dominerande tekniken för riktad analys av specifika organiska ämnen, särskilt om låga detektionsgränser krävs. Detta beror på den höga selektiviteten som reducerar förekomsten av "brus" i analysen och erbjuder möjligheten att få en mycket specifik signal från de ämnen som skall mätas. Instrumentet är ytterst selektivt, då det har tre massfilter i rad som man söker det PFAS-ämne som man är ute efter med. En schematisk bild av ett LC-MS/MS-system visas i Figur 4.2 nedan.



Figur 4.2
Schematisk bild av LC-MS/MS-instrument.

För att säkerställa att det är rätt ämne som detekteras, mäts minst två kombinationer av en moderjon och fragment per ämne, benämnda kvantifierings- och kvalificeringsjoner. Det inbördes signalförhållandet mellan dessa måste vara detsamma för

referenssubstansen som används vid kalibrering och den som uppmätts i provet för att en positiv identifiering skall ha gjorts. Dessa skall även ha samma retentionstid, d.v.s. den tid som ämnet stannade kvar i kolonnen i den kromatografiska separationen. Det kortkedjiga ämnet PFBA har endast en tydlig massövergång, vilket historiskt har lett till felidentifiering av signaler och osäkra värden i analyser.

MS/MS-analysen kan även utföras med en kombination av lågupplösta massfilter och högupplöst masspektrometri, t.ex. med orbitrap- eller time-of-flight-masspektrometrar (Q-Exactive orbitrap eller Q-TOF). Dessa instrument erbjuder möjligheter till en högre selektivitet för den andra dimensionen i masspektrometern. Olika konfigurationer av analytiska instrument har olika fördelar gällande investeringskostnad, robusthet, selektivitet, detektionsgränser, m.m.

PFAS-standardämnen innehållande olika isotoper (d.v.s. samma grundämne men olika massa) används för att kvantifiera de ämnen som finns i proverna. Dessa benämns antingen som internstandarder (IS) eller surrogatstandarder. Kvantifiering med internstandardmetodiken har stora fördelar när det gäller att kompensera för eventuella förluster vid provupparbetning eller effekter vid själva analysen såsom t.ex. undertryckning av signal eller förstärkning av signal (s.k. jonsuppression eller jonförstärkning).

Förekomst av *PFAS i lösningsmedel och i material som används i analysutrustning* ställer stora krav på att eventuella bakgrundsnivåer studeras med blankprover (blankprover med lösningsmedel, samt process/extraktionsblankprover). För att undvika risken för bakgrundskontamination från vatten eller lösningsmedel vid analysen används ofta en separat kolonn som förskjuter retentionstiden jämfört med de ämnen som kommer från provet som analyseras. Vissa tillverkare av analysinstrument erbjuder material som inte skall kunna ge bidrag av PFAS. Antalet ämnen som inkluderas i olika PFAS-analyspaket ökar hela tiden och än så länge saknas en gemensam bild av hur många ämnen som bör mätas. Hur många ämnen som regelmässigt kan inkluderas i analyser begränsas bl.a. av den kommersiella tillgängligheten av standardämnen och internstandarder. Att underhålla standardblandningar och blandningar av motsvarande isotopinmärkta standarder är kostsamt för analyslaboratorierna.

4.1.3 Bredspektrumsanalyser för PFAS

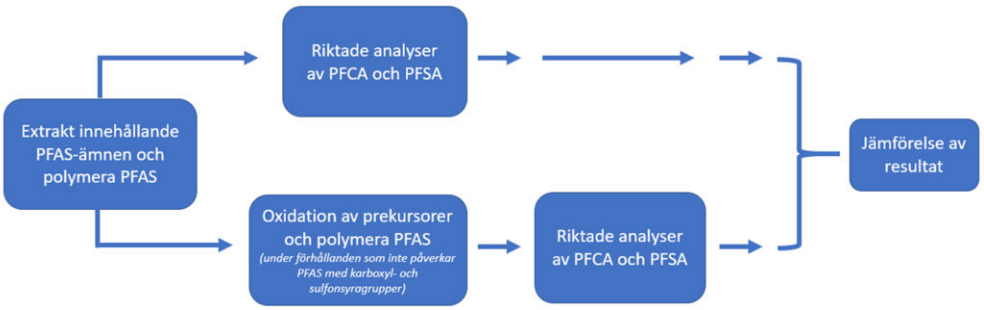
Moderna LC-MS/MS-instrument kan analysera ett stort antal ämnen i varje analys, men det har visats att de riktade analyserna ofta bara kan mäta en delmängd av de organiska fluorinnehållande ämnena som förekommer (Schultes et al. 2018). Förutom de specifika PFAS som kan analyseras med en riktad analys finns tusentals andra PFAS och prekursorer som kan behöva kvantifieras i olika sammanhang. För detta finns olika bredspektrumsanalyser.

4.1.3.1 Total oxiderbara prekursorer (TOP)

Analysen totalt oxiderbara prekursorer (TOP) ger information om vilka PFAS-ämnen, d.v.s. inkluderande prekursorer som förekommer och som potentiellt kan omvandlas till "klassiska" PFAS (Figur 4.3). Dessa kan vara polymera PFAS eller andra PFAS-ämnen, t.ex. sulfonater eller fosfonater. Då en stor del av de PFAS som i dagsläget används är av dessa typer så kan värdefull information genereras via en TOP-analys och resultaten kan användas för att t.ex. förklara förekomst av de klassiska PFAS även om ingen trolig direkt utsläppskälla till dessa finns. Det finns dock PFAS-ämnen som inte omvandlas till PFAA vid de betingelser som används vid en TOP-analys, t.ex. esterbaserade PFAS så som F-53B.

Största nackdelen med en TOP-analys är att den inte ger någon information om vilka prekursorer som förekommer utan bara berättar vilka omvandlingsprodukter som bildas. TOP-analysen ger ett svar på hur mycket av de traditionella PFAS som under oxidativa förhållanden (d.v.s. efter kemiska reaktioner) bildas från ämnen som man inte mäter med en riktad analys. Om det förekommer polymera PFAS, t.ex. i ett slamprov, kan dessa ofta brytas ned, så att PFAS med korta eller medellånga kedjor frigörs.

Vid en TOP-analys mäter man PFAS-innehållet i ett visst prov före och efter oxidation och jämför halterna av de PFAS man kan mäta med den riktade mätmetoden. Oxidation sker ofta under upphettning med kaliumpersulfat som oxidationsmedel, men även andra oxidationsmedel har använts. Det finns viss osäkerhet i hur effektiv oxidationen är för alla de tusentals PFAS som finns.



Figur 4.3
Arbetsgång för TOP-analys.

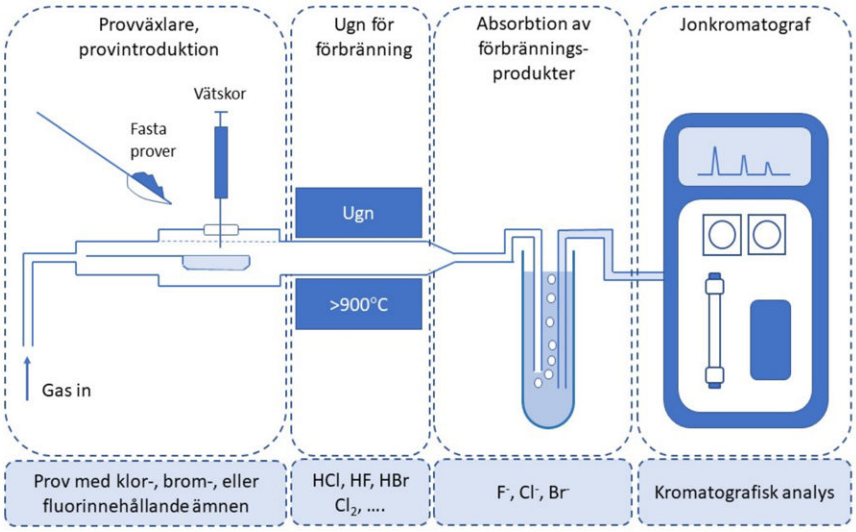
4.1.3.2 Extraherbart Organiskt Fluor (EOF), Totalt Organiskt Fluor (TOF) och Totalfluor (TF)

En teknik som har använts för att få en komplett bild av det totala PFAS-innehållet är förbränningsjonkromatografi, s.k. "combustion ion chromatography" (CIC). Denna utförs genom att förbränna ett extrakt av ett prov (vid EOF) eller ett helt prov och samla upp de flourjoner som frisläpps vid förbränning. Uppsamlingen sker i en skrubber där fluor i gasfasen samlas upp i ett vattenprov. Mängden fluor kvantifieras sedan i vattenprovet med jonkromatografi (Figur 4.4). Val av extraktionsmedel kommer att påverka vilka PFAS som kommer att extraheras och alltså ingå i fluor-analysen. Vid EOF-analysen förbränns endast ett extrakt av provet, vilket gör att det oorganiska fluorinnehållet inte följer med extraktet och därmed inte analyseras. Vid TF-analysen förbränns hela provet och analysresultatet visar hela fluorinnehållet, både organiskt och oorganiskt. Att EOF-analyser görs för vattenprover i stället för TF är också relaterat till att en förbränning av hela vattenprovet som krävs för en TF-analys inte är genomförbart. Eftersom oorganiskt fluor i form av fluorid har höga halter i vattenprover jämfört med halter av PFAS ger inte TF-analysen någon information avseende förekomsten av PFAS eller dess prekursorer i vattenprover. I slamprover är förekomsten av oorganiskt fluor låga vilket innebär att det mesta av fluor kommer från nedbrytning av organiska ämnen. TF-analys som görs på slam kallas därför ofta TOF-analys även om i själva verket även oorganiskt fluorinnehåll är inkluderat. TF/TOF-analyser kan därför ge nyttig information vid analys av slamprover men bör inte användas för vattenprover.

Dessutom går det inte att skilja på fluorid som kommer från organiska ämnen och oorganisk fluorid efter att ett prov förbränts och mäts med CIC. Själva extraktionen avgör således vilken andel av det totala fluorinnehållet som analyseras. Metoden ger inte heller information om vilka PFAS som ursprungligen förekom och en osäkerhet gällande vilka halter av PFAS som förekom i provet kommer alltid att finnas eftersom en molekyl PFBA innehåller 7 fluoratomer och en molekyl PFDoDA innehåller 23 fluoratomer. Därför är en riktad analys av vanligt förekommande PFAS en värdefull komplettering till en förbränningsjonkromatografi. Jämförelsen ger värdefull information om halterna av PFAS och om det kan finnas PFAS-ämnen som inte inkluderas i den riktade analysen. Det bör påpekas att detektionsgräns i förbränningsjonkromatografi är mycket högre än med en LC-MS/MS analys.

Nyligen har en analysjämförelse publicerats med resultat från tre olika laboratorier som utfört EOF och ett laboratorium som utfört en riktad analys (Kärrman, 2021). Denna visade på en rätt god överensstämmelse mellan de olika labben, men även att endast en liten del av det organiskt bundna fluoret kunde beskrivas med den riktade analysen.

Detta visar tydligt på vikten av att välja rätt analys för att få svar på den frågeställning som man har. För bredspektrumsanalyser finns dock ännu inga referens- eller gränsvärden som kan användas för tolkning och är därför endast meningsfulla vid t.ex. massbalanser där en relativ jämförelse av totalmängden PFAS kan ge kompletterande kunskap.



Figur 4.4
Schematisk bild av förbränningsjonkromatografi (baserat på Metrohm-broschyr).

Kvantifieringen av den totala mängden fluor (TF) kan räknas som den bredaste analysen relaterat till PFAS (Figur 4.1) och används främst för fasta matriser som t.ex. förorenad jord. TF-analysen anger hur mycket totalfluor (oorganiskt och organiskt) som finns i ett prov. TF-analysen kan således användas för att få en övergripande uppfattning om PFAS i vissa matriser men behöver kombineras med riktade analyser.

Förutom förbränningsjonkromatografi (CIC) kan TF även mätas med t.ex. particle--induced γ-ray emission spectroscopy (PIGE) och instrumental neutron activation analysis (INAA). Teknikerna har olika för- och nackdelar som har diskuterats i en nyligen publicerad artikel (Schultes et al. 2019).

4.1.4 Suspect och non-target screeningmetoder

Vid suspect och non-target screening används högupplöst masspektrometri för att leta efter signaler från kemiska ämnen och identifiera dessa antingen via en lista med förväntade masstal (suspect screening) eller genom sökningar i databaser av masstal (non-target screening). Den höga upplösningen och goda noggrannheten i bestämningen av masstalet med vissa moderna masspektrometrar gör att man kan vara relativt säker på att det endast är ett ämne som ger upphov till en signal och att denna motsvarar en viss kombination av grundämnen (t.ex. 498.9297 u för jonen av PFOS - $C_8F_{17}O_3S$). Till skillnad mot en riktad analys där instrumentet endast söker av en viss kombination av masstal brukar man oftast söka efter ett brett masstalsintervall vid screeninganalyser. Detta gör att de blir mindre känsliga än den riktade analysen. Att man inte använder sig av referenssubstanser gör också att analysen endast ger svar på vilka ämnen som detekteras och inte hur mycket av dessa som förekommer (inte kvantitativt). Suspekt screening-metoden förutsätter dock att det finns information om de misstänkta ämnena t.ex. baserat på förväntade transformationsprodukter eller fysikalisk-kemiska egenskaper i litteraturen eller databaser (Joerss et al. 2022). För komplexa matriser kan analysmetoden vara mindre lämpad.

Vid non-target screening behövs inte någon förhandsinformation om de ämnen som ska "upptäckas". Metoden bygger på olika prioriteringar som t.ex. signalintensitet, frekvens och karakteristika isotopmönster. En nontarget-screening följs sedan vanligtvis upp med en suspekt screening eller target screening beroende på utfallet av screeningen.

Både suspekt och non-target screeningmetoder används mest inom forskningen och är inte lika relevanta som analysmetoder för VA-organisationernas PFAS-relaterade arbete. Detta på grund av att både metoderna är tidskrävande och kostsamma.

4.2 Vilka PFAS-analyser bör genomföras?

Uppmätta halter av PFAS11 i rå- och dricksvatten som Livsmedelsverket sammanställde under 2021 visade att en stor del utgörs av PFAS4. Detta stämmer även överens med EFSA:s bedömning för PFAS i vatten och biota (EFSA 2020). EU-Direktivet definierar dock även ett gränsvärde för ΣPFAS20 på 100 ng/L och Livsmedelsverket föreslår att den utökas till att omfatta även 6:2 FTSA (ΣPFAS21) men gränsvärdet ska ligga kvar på 100 ng/L (såsom för ΣPFAS20).

Kommersiella analyslaboratorier erbjuder flera olika paket som innehåller ett antal olika PFAS. Det minsta paketet inkluderar bara PFOS och PFOA. Alla laboratorier erbjuder ett paket som inkluderar alla ämnen som ingår i PFAS11. Bland dessa ämnen finns också de fyra som ingår i PFAS4. Det har även tagits fram analyspaket som inkluderar alla PFAS som ingår i PFAS21. Det finns även äldre paket som inkluderar 25 PFAS eller 32 olika PFAS eller ännu fler. Dock inkluderar dessa paket ibland inte alla ämnen som ingår i PFAS21.

Det kan hända att gränsvärdet för dricksvatten i framtiden även kommer gälla i ytvatten i den punkten där råvattenintaget för dricksvattenproduktion sker. Därför kan det i vissa fall (där det finns en risk för att ΣPFAS21 överskrids) vara bra att analysera PFAS21 redan nu, så att det finns historiska data som går flera år tillbaka och som kan användas när fler ämnen skulle kunna ingå i bedömningsgrund i ytvatten (möjlig utökning från PFAS11 till PFAS21).

Som tidigare nämnts så påverkar längden på de fluorerade kolkedjorna om PFAS-föreningarna huvudsakligen kommer att hittas i avloppsvattnet eller i slammet. De ämnena med kolkedjor upp till åtta kolatomer (t.ex. PFHxA och PFHpA med sex respektive 7 kol) kommer att hittas i vattenfasen. Om man hittar ämnen som har längre kolkedjor i vattenfasen, t.ex. PFUnDA med 11 kol, är detta ett tecken på att man antingen har en stor kontaminering eller är nära en punktkälla. Även analyser av lakvatten av enstaka prover visade att förutom PFAS11-ämnen detekterades endast PFPeS och PFHpS, samt att ΣPFAS21 endast var ca 5 % högre än ΣPFAS11 (ej publicerade data, IVL). Liknande förekomst av PFAS kan antas gälla även för avloppsvatten. Om man endast analyserar PFAS11 kommer man därför förmodligen fånga in det mesta av PFAS-innehållet i vattnet, men missar PFPeS och PFHpS.

De ämnen som har längre perfluorerade kolkedjor, samt de stora molekylerna från polymera PFAS, kommer i huvudsak återfinnas i slammet. Är man intresserad av PFAS i slamfasen borde man alltså helst analysera minst PFAS21. I PFAS21 ingår PFAS med längre kolkedjor (C9-C13) som normalt inte förekommer i höga halter i vatten. I denna ämnesgrupp ingår dock även PFPeS och PFHpS (C5 respektive C7) som är mer benägna att finnas i vattenfasen.

De prekursorer som vid nedbrytning kan ge upphov till t.ex. PFPeA eller PFHpA kommer att missas om man bara mäter PFAS11 eller de 20 PFAS som är föreslagna av EU. Förutom att det kan förekomma polymera PFAS, s.k. “side chain polymers”, som kan ge upphov till kortare PFAS med karboxylsyragrupper, så kan kortare PFAS även bildas från de substanser vars kolkedja inte är helt fluorerad, t.ex. telomeralkoholer och 2:6-FTSA. Även vissa sulfonsyror kan bildas från prekursorer, t.ex. PFPeS från sulfonamid PFAS som MeFOSA, EtFOSE eller MeFOSAA. Vissa ersättningsämnen (substitut) för PFOS och PFOA är i sig väldigt stabila, t.ex. Gen-X och F-53B. Det finns ännu inga studier som har påvisat F-53B eller Gen-X i avloppsvatten i Sverige, men de förekommer i andra länder och används bland annat i elektroniska produkter.

För mätning av PFAS i processluften från avloppsreningsverk rekommenderas minst FTOH, FOSA och FOSE i gasfasen och PFAS11 i partikelfasen (aerosoler). Ett bredare spektrum via EOF eller TOF kan också vara en fördel. Själva provtagningen kräver dock specialutrustning såsom högvolymsluftprovtagare eller passiv provtagning (Ahrens et al. 2011; 2013) och behöver utföras av person med expertkompetens.

Vid okända tillfälliga utsläpp t.ex. från byggarbetsplatser där en PFAS-kontaminering ska uteslutas bör PFAS11 räcka för en initial bedömning. Men även en bredare fluoranalys som EOF kan vara motiverat för att få en bättre uppfattning även om eventuella okända PFAS.

Sammanfattningsvis kan man utgå ifrån att PFAS11 uppfyller de behov för uppföljning av dagens regelverk avseende utsläpp av renat vatten. För att anpassa sig till kommande regelverk kan det dock vara bra att gå över till PFAS21 eller åtminstone analysera vissa prover av inkommande och utgående vatten avseende PFAS21 för att skapa ett dataunderlag. Priset för PFAS21 är endast ca 20 % högre än för PFAS11, vilket gör att den extra kostnaden kan vara motiverad. Det finns även ett gränsvärde för PFAStot i dricksvattendirektivet, dock är krav på lämplig analysmetod inte fastställd än och enligt remissen så kommer det inte att implementeras i svensk lagstiftning. Det kan vara motiverat i framtiden att även analysera utgående avloppsvatten avseende PFAStot, åtminstone i vissa prover.

De PFAS som har fler än sju kolatomer i de perfluorerade kolkedjorna förekommer i högre koncentrationer i slam, likaså större perfluorerade ämnen, som polymerer med flera fluorerade kolkedjor. Därför rekommenderas PFAS21 för slam. Då förekomsten av prekursorer är mer troligt i slammet, kan TOP-analysen vara bra.

Ytterligare analyser är motiverat för att komplettera de riktade PFAS-analyserna när en bättre förståelse av alla PFAS behövs. För att t.ex. kvantifiera PFAS-flöden över ett avloppsreningsverk eller specifika reningsprocesser kan TOF (endast för slam), EOF eller TOP i tillägg till PFAS11 eller PFAS21 ge information om totalmängden PFAS, prekursorer samt okända PFAS. Med denna information kan reningsprocessernas påverkan på specifika PFAS men även totalmängden PFAS undersökas. Även vid potentiella destruktionstekniker för PFAS rekommenderas EOF- analyser för att bekräfta en PFAS-destruktion och inte bara en omvandling av PFAS till andra PFAS som inte kan detekteras med en begränsad riktad analys. Kostnaden för dessa bredspektrumsanalyser kan dock vara hög och utgöra en tillkommande kostnad, då vanligtvis även riktade PFAS-analyser behövs.

Ifall en bredspektrumsanalys som EOF visar att de PFAS som bestämts med en riktad analys (som t.ex. PFAS11) endast utgör en liten delmängd av den totala mängden kvantifierbara PFAS, kan en utökad riktad analys vara motiverad. Bland de andra ämnena som kan vara värda att inkludera i en omfattande kartläggning finns fluorotelomersulfonsyror (6:2 och 8:2 FTSA), sulfonamid-PFAS (t.ex. MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE), Gen-X, fosforsyraestrar, mono- di- och tri-PAPs, F-53B, Me- och EtFOSAA, katjoniska eller zwitterjoniska PFAS eller mono- och di-PAPs.

4.3 Rapporteringsgränser och resultatuppföljning

Rapporteringsgränsen vid en analys anger vilka lägsta halter av t.ex. PFAS som kan rapporteras för en specifik analys. Analysresultat under rapporteringsgränsen anges vanligtvis med < (lägre än) halter. Några analyslaboratorier anger inte om rapporteringsgränsen motsvarar den lägsta detekterbara halten (LOD - Limit of Detection) eller den lägsta kvantifierbar halten (LOQ - Limit of Quantification) trots att det är en stor skillnad på dessa. Ifall rapporteringsgränsen motsvarar LOD betyder det att alla substanser med lägre halter än rapporteringsgränsen inte kan detekteras i provet. Avses däremot LOQ betyder det att alla substanser med halter lägre än rapporteringsgränsen

kan detekteras i provet, men att en specifik koncentration inte kan kvantifieras. LOD ligger alltså vanligtvis på en lägre nivå än LOQ. En vanlig hantering av LOQ och LOD som t.ex. används för läkemedelsanalyser innebär att halter som rapporteras som <LOD sätts antingen lika med 0 eller lika med LOD. Halter som rapporteras som <LOQ sätts oftast till LOQ/2 (alltså halva kvantifieringsgräns) för att ta hänsyn till att ämnet detekterats men inte kunnat kvantifieras. Även LOQ/2 bör vanligtvis ligga över LOD. I idealfallet anges både LOQ och LOD för varje analysomgång. Detta blir dock mindre viktigt ju lägre rapporteringsgränser som kan uppnås. LOD och LOQ kan variera mellan olika analysomgångar för samma ämne, då både provmatrisen och provupparbetningen samt analystekniska förutsättningar varierar och påverkar gränserna. Många kommersiella analyslaboratorier väljer att ha fasta rapporteringsgränser för ett visst ämne i en viss matris som då motsvarar en högsta rapporteringsgräns för att underlätta hanteringen och rapporteringen. Det kan dock innebära att halter som kan detekteras eller kvantifieras redovisas som under rapporteringsgränsen ifall den generella rapporteringsgränsen ligger över dessa halter.

Framför allt vid riktade analyser av specifika PFAS för uppföljning av emissioner till miljön och en eventuell konflikt med överskridande av rikt- eller gränsvärden i recipienten blir analysnoggrannheten viktig. Analysnoggrannheten som kan uppnås varierar till stor del med matrisen som ska analyseras (t.ex. vatten eller slam) och eventuella störande ämnen i enskilda provmatriser. En ökad analysnoggrannheten, alltså en lägre rapporteringsgräns, kan även betyda en högre analyskostnad då en bättre och noggrannare provupparbetning och dataanalys, samt eventuella omanalyser kan krävas.

För slam och vatten (inkl. yt-, grundvatten, avloppsvatten, lakvatten) finns detektions- och kvantifieringsgränser (LOD och LOQ) som idag kan anses som standard för riktade analyser. Tabell 4.1 visar exempel på LOD och LOQ för analyser av PFAS11 i både vatten- och slamfas som kan uppnås med dagens analysmetoder. För PFOS kan t.ex. halter över 0,05 ng/L detekteras vilket innebär att en jämförelse med t.ex. gränsvärdet för PFOS i inlandsytvatten och kustvatten kan göras. Detta kan t.ex. var viktigt för ARV med väldigt låg utspädning i recipienten.

	Vattenfas (ng/L)		Slamfas (ng/g TS)	
PFAS-ämne	LOD	LOQ	LOD	LOQ
PFBA	0,07	0,20	0,7	2,0
PFPeA	0,07	0,20	0,1	0,3
PFHxA	0,14	0,40	0,7	2,0
PFHpA	0,06	0,20	0,1	0,3
PFOA	0,06	0,20	0,1	0,3
PFNA	0,08	0,25	0,1	0,3
PFDA	0,08	0,25	0,1	0,3
PFBS	0,07	0,20	0,1	0,3
PFHxS	0,07	0,20	0,3	1,0
PFOS	0,05	0,15	0,1	0,3
6:2 FTSA	0,07	0,20	0,1	0,3

Tabell 4.1
Rapporteringsgränser i olika matriser relevanta för aktörer inom vatten och avlopp.

En aktiv uppföljning av analysresultat är också viktigt. Att några prover kan vara svåra att analysera kan alltid ske, men om rapporteringsgränsen konsekvent ligger för högt bör det krävas en diskussion med labbet. Det är då rimligt att be om omanalyser och även ett byte av analyslabb kan tas i beaktande. Orimliga halter eller rapporteringsfel förekommer trots att analyser ska kvalitetsgranskas av labben. En noggrann och kontinuerlig uppföljning av analyslabortoriet där VA-aktören genomför sina analyser

rekommenderas eftersom det annars blir omöjligt att i ett senare skede kunna bedöma rimligheten av analysresultaten eller att be om omanalys eller uppföljning.

Malovanyy et al. (2021) illustrerade skillnaden mellan analysresultat som rapporteras av olika analyslaboratorier för samma lakvattenprover. Även om analysresultaten generellt stämde bra överens mellan olika analyslaboratorier, så observerades också stora skillnader för vissa PFAS och varierande rapporteringsgränser. En regelbunden interkalibrering av analyslaboratorier skulle kunna ge en bättre säkerhet och minska risken att valet av analyslaboratorier påverkar resultaten. Regelbundet deltagande i en interkalibreringsstudier/provningsjämförelse (vart 4:e år) eller analys av certifierade referensmaterial (CRM) är krav på Swedac-ackrediterade analysmetoder. Det kan emellertid vara svårt att hitta interkalibreringar eller CRM för vissa ämnen och provtyper. Analysmetoder kan då vara ackrediterade för vissa provmatriser och vissa av ämnena som ingår i metoden, men inte samtliga. En diskussion kan tas med de analyslaboratorier som upphandlas angående senaste interkalibrering/provningsjämförelse eller vilka referensprover som utvärderas.

5 Kunskap om PFAS vid svenska avloppsreningsverk

Kunskap om PFAS i avloppsvatten och slam, reningseffektivitet samt recipientpåverkan finns hos ett par VA-organisationer som har jobbat med PFAS-problematiken under en längre tid. På de avloppsreningsverk där mer ambitiösa kartläggningskampanjer har genomförts har avloppsvattnet i regel varit förorenat av PFAS från t.ex. PFAS som sprids via dricksvattnet, inläckage av förorenat grundvatten, eller en påkopplad deponi utan lakvattenrening.

Projektgruppen har dock inte lyckats lokalisera någon databas eller sammanställning som inkluderar de PFAS-analyser som har gjorts i anslutning till svenska avloppsreningsverk. De data som finns är svåra att få tillgång till och utspridda, vilket försvårar samverkan i frågan och datautbyte med andra aktörer. På många avloppsreningsverk har PFAS-analyser heller aldrig genomförts, varken i inkommande-, utgåendevatten eller i slammet. Bedömningen är därför att det fortfarande saknas mycket kunskap om PFAS situationen vid svenska avloppsreningsverk och hur spridning via dessa påverkar mark och miljö. Efterföljande avsnitt ska ge en överblick över komplexiteten av PFAS frågeställningen som gör en generalisering av trender svår.

5.1 Kartläggning av PFAS vid svenska avloppsreningsverk

Detta avsnitt innehåller en sammanfattning över större nationella och regionala kartläggningskampanjer för PFAS-förekomsten i inkommande och/eller utgående avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk, samt i det producerade slammet och i tillhörande recipienter, som projektgruppen sammanställt. Utöver dessa kampanjer har enstaka mätningar eller mätserier inkluderande analyser av PFAS genomförts på ett antal avloppsreningsverk runt om i Sverige. Tabell 5.1 ger en överblick över några nationella och regionala provtagningskampanjer som har kartlagt PFAS-förekomsten vid svenska avloppsreningsverk.

Under 2019 - 2020 genomfördes en provtagningskampanj avseende organiska mikroföroreningar och dess påverkan på Sveriges tre största sjöar: Vänern, Vättern och Mälaren. Projektet genomfördes av SLU och 13 PFAS-ämnen ingick bland de analyserade mikroföroreningarna av totalt 24 ingående reningsverk. Prov på reningsverken togs på inkommande och utgående avloppsvatten som tids- eller flödesproportionerliga dygnsprov. Totalt fyra provtagningstillfällen genomfördes men alla reningsverk deltog inte vid alla tillfällen. Även ett antal recipienter till reningsverken ingick i kampanjen och i dessa togs stickprov (Malnes et al. 2021).

Inom programmet Nationell miljöövervakning (med Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) och Naturvårdsverket (NV) med ett delat övergripande ansvar) har PFAS analyserats i renat avloppsvatten sedan 2011 och i slam sedan 2004. Ämnen som har analyserats har varierat över tiden. I miljöövervakningen har 9 avloppsreningsverk (Henriksdal, Ryaverket, Öns ARV, Gässlösa ARV, Ellinge ARV, Nolhaga ARV, Borlänge ARV, Bergkvara ARV och Bollebygds ARV) ingått och provtagningen av renat avloppsvatten har skett i oktober med ett flödesproportionerligt veckoprov. Provtagningen av slam har skett med ett samlingsprov. Umeå Universitet är utförare av programmet (Haglund, 2019).

På uppdrag av Naturvårdsverket genomförde SLU en kartläggning av PFAS bl.a. i yt- och grundvatten under 2015. Totalt analyserades 26 PFAS-ämnen i 504 vattenprov, varav 13 prov togs på utgående avloppsvatten från olika avloppsreningsverk (Ahrens et

al. 2016; Gobelius et al. 2018). De flesta proverna har samlats in som stickprov, vilket bara ger en ögonblicksbild av PFAS-koncentrationen, medan en del av avloppsvatten-proverna har samlats in som tidsproportionerliga samlingsprover.

Pirzadeh et al. (2021) analyserade PFOS och PFOA vid 6 skånska avloppsreningsverk samt i tillhörande recipienter under fyra provtagningstillfällen under 2020. Uppmäta PFOS-halter överskred gränsvärdet för PFOS i inlandsvatten på 0,65 ng/L vid minst en provtagning vid Ekeby ARV, Ellinge ARV, Nyvång ARV, Svalöv ARV och Ekebro ARV. En kartläggning av andra eventuella spridningsvägar utöver ARV har dock inte ingått i studien. Den analytiska rapporteringsgränsen på 3 ng/L för PFOS var dessutom relativt hög vilket gör att halter som överskrider gränsvärdet kan ha missats, då gränsvärdet var lägre än rapporteringsgränsen.

Under åren 2018 till 2022 har Naturvårdsverket gett ett bidrag för att genomföra förstudier och installationer avseende reduktion av mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk. Med dessa projektpengar har ett flertal VA-organisationer även analyserat PFAS på avloppsreningsverk och i mottagande vattenförekomst (t.ex. Käppalaförbundet, NSVA, Vivab, FEVAB, Östersund Vatten och Miljö). Provtagningen, analyserade ämnen och omfattning av kampanjerna skiljer sig dock delvis åt mellan projekten. Vissa projekt analyserade PFAS endast i enstaka prover. En av de mest ambitiösa regionala provtagningskampanjerna har genomförts av Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp (NSVA) i Skåne. Provtagning och analys av PFAS11 har genomförts på 13 av NSVA:s avloppsreningsverk i inkommande och utgående avloppsvatten (veckoprov) samt i tillhörande recipienter (stickprov). Analyserna har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet.

Tabell 5.1
Urval av relevanta nationella och regionala provtagningskampanjer som har kartlagt PFAS-förekomsten vid svenska avloppsreningsverk.

Referens	Beskrivning
NSVA (2022) (Kontakt)	Kartläggning av PFAS11 och andra mikroföroreningar vid 13 av NSVA:s avloppsreningsverk samt i tillhörande recipienter baserat på fyra provtagningstillfällen under 2021-2022 (pågående).
Golovko et al. (2021) (Direktlänk)	Förekomst och avlägsnande av organiska mikroföroreningar inklusive PFAS på 15 avloppsreningsverk (anonymiserade) och deras inverkan på mottagande recipienter. Detektionsgränsen för PFOS och PFOA har dock varit relativt höga med >6 ng/L respektive >3 ng/L, vilket försvårar en bedömning då gränsvärdet var lägre än rapporteringsgränsen.
Malnes et al. (2021) (Direktlänk)	Förekomst av organiska miljöföroreningar inklusive PFAS i vattenverk, avloppsreningsverk och vattendrag kring och i sjöarna Vänern, Vättern och Mälaren baserad på en provtagningskampanj genomförd under perioden juni 2019 till juli 2020. Beräknade medelvärden för PFOS överskred enligt studien ofta miljökvalitetsnormen i de studerade ytvattnen.
Pirzadeh et al. (2021) (Direktlänk)	Sammanställning av förekomsten av PFOS och PFOA (samt andra mikroföroreningar) i utgående avloppsvatten vid sju skånska ARV (Rosendal (Tomelilla), Svalöv, Nyvång (Åstorp), Södra Sandby; Ellinge (Eslöv), Ekebro och Ekeby (Bjuv)) samt i tillhörande recipienter. Kvantifieringsgränsen för PFOS och PFOA har dock varit relativt högt med ≧ 3 ng/L som försvårar en bedömning då gränsvärdet var lägre än rapporteringsgränsen.
Haglund (2019) (Direktlänk)	Sammanställning av förekomsten av PFAS och delvis PFAS-prekursorer samt andra organiska substanser i utgående avloppsvatten (fr.o.m. 2011) och/eller slam (fr.o.m 2004) på nio svenska avloppsreningsverk (Henriksdal, Ryaverket, Ön ARV, Gässlösa ARV, Ellinge ARV, Nolhaga ARV, Bollebygd ARV, Borlänge ARV och Torsås ARV.
Ahrens et al. (2016) (Direktlänk)	Sammanställning av förekomsten av 26 PFAS i 502 vattenprover från grundvatten, ytvatten, avloppsvatten och lakvatten från deponier för att fastställa bakgrundskoncentrationer av PFAS i den svenska vattenmiljön.
Gobelius et al. (2018) (Direktlänk)	Undersöker 26 PFAS i svenskt grundvatten och ytvatten med nästan 500 prover. Högsta ΣPFAS26-koncentrationer detekterades i ytvatten (13 000 ng/L) och grundvatten (6400 ng/L).

Utöver de studier som visas i tabellen ovan finns några andra regionala mätkampanjer i ytvattenförekomster som även inkluderat PFAS (eller i alla fall PFOS) men som inte specifikt har tittat på kopplingen mellan avloppsreningsverk och vattenförekomster. Om endast mätkampanjer efter 2010 tas i beaktande så kan t.ex. Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2018, 2020) nämnas som omfattade 1-2 stickprov under sommar och höst

2017 samt 2018 och 2019 i över 50 ytvattenförekomster, både i vattendrag och marina vatten. PFOS-halter var ofta flera gånger högre än gränsvärdet (0,65 ng/L) i de undersökta inlandsvattnen. En kartläggning av eventuella PFAS-källor har dock inte ingått i studien. I de analyser där halterna låg under gränsvärdet upptogs dock ofta en stor del av utrymmet för gränsvärdet, alltså att uppmäta halter låg nära gränsvärdet. Samma trender kunde ses i de analyserade kustvattenproverna trots att en mycket kraftigare utspädning kan antas samtidigt som gränsvärdet med 0,13 ng/L ligger på en lägre nivå.

Även Länsstyrelsen i Jämtlands län (2020) tog under 2018–2019 vattenprover för analys av PFAS-ämnen i ett antal ytvattenförekomster i länet. Resultaten visar att PFAS förekommer i ett flertal provpunkter och förhöjda halter uppmättes framför allt i eller i anslutning till Östersund och norra Frösön (tidigare F4 flygflottilj), samt vid Bräcke och Sveg. På ett flertal platser överskreds gränsvärdet för PFOS och på tre provplatser överskreds Livsmedelsverkets rekommenderade åtgärdsgräns för dricksvatten för ΣPFAS11 på 90 ng/L. Fler provtagningar av PFAS i ytvatten och fisk är planerade.

Se även Figur 5.7 i avsnitt 5.4 Recipientpåverkan av PFAS från svenska ARV.

5.2 Reningseffektivitet och PFAS-transport på svenska avloppsreningsverk

Förutom kartläggningen som pågår i regi av NSVA analyserades PFAS-halter i de få andra nationella och regionala screeningarna listade i Tabell 5.1. Det finns dock flera VA-organisationer som har genomfört eller är i gång med att kartlägga PFAS vid sina avloppsreningsverk, i alla fall i inkommande och utgående avloppsvatten. PFAS-halter i inkommande vatten till svenska avloppsreningsverk varierar naturligt nog mellan olika anläggningar beroende på sammansättning och omfattning av olika uppströmskällor av PFAS. Även andelen och variationen av ovidkommande vatten påverkar PFAS-förekomsten. Beroende på olika uppströms PFAS-källor kan sammansättningen av PFAS-prekursorer och PFAS-ämnen i inkommande avloppsvatten variera. Detta kan påverka omvandlingen av t.ex. PFAS-prekusorer till specifika PFAS som sedan kvantifieras i analysen. Därmed kan även den beräknade reningseffektiviteten påverkas då själva borttagning av PFAS-ämnen från vattenfasen (reningseffekten) överlagras av en bildning av PFAS-ämnen från prekusorer.

5.2.1 Analysresultat på svenska reningsverk

Tabell 5.2 visar inkommande halter för PFOA, PFOS och ΣPFAS11 samt deras reduktion över reningsprocessen för några nyligen genomförda kartläggningar vid olika svenska ARV av olika storlek. Datasammanställningen illustrerar att det kan förekomma stora haltvariationer mellan olika ARV men även över tid vid samma anläggning. Detta trots att samtliga analyser baseras på flödesproportionella veckoprover och kortvariga variationer därmed jämnas ut. Även reningseffekten varierar mellan anläggningarna och vid ett och samma ARV mellan mättillfällen. Uppgifter som baseras på få mätningar, eller flera mätningar men under en begränsad tidsperiod, bör hanteras med försiktighet då dessa mätningar i bästa fall kan ge en första indikation för det aktuella ARV. Att det förekommer kraftiga variationer av olika PFAS-ämnen och prekursorer i inkommande avloppsvatten till avloppsreningsverk har också illustrerats i en studie vid två stora reningsverk i Australien under en fyraårsperiod (Nguyen et al. 2019).

Att generalisera PFAS-halter eller förmågan att reducera PFAS på svenska ARV rekommenderas inte baserat på den stora spridningen i granskade data. Reduktionen av PFOA, PFOS och ΣPFAS11 framstår dock generellt som måttlig eller negativ (ökande halter över reningsprocessen) på de flesta avloppsreningsverk (Tabell 5.2). Med reduktionen avses här endast att halten i vattenfasen ändas över reningsprocessen. Det innebär

dock inte någon biologisk nedbrytning utan en överföring av PFAS från vatten till slamfasen. Som tidigare diskuterat kan prekursorer i inkommande avloppsvatten bidra till bildning av PFCA/PFSA och reningseffekten framstår därför som låg eller obefintlig för de specifika PFAS som analyserats. Varför t.ex. Stadskvarn ARV, som har något högre PFOS-halter in, uppvisar en mycket bra PFOS-reduktion är svårt att förklara. Det kan möjligtvis bero på stora variationer i PFAS-belastningen till avloppsreningsverket, eller den specifika sammansättningen av PFAS-belastningen med olika källor som obehandlat deponivatten, industriavlopp och förmodligen markvatten från en av Sveriges största förorenade brandövningsplatser som också påverkar PFOS-bildning i avloppsreningsverket. Alternativt så finns det en okänd anledning att PFOS i större utsträckning överförs till slamfasen på detta reningsverk, vilket inte kan bedömas utan tillgång till slamanalyser. För Himmerfjärdsverket kan det noteras att PFOS renas bort mycket bra i den nya reningsprocessen (MBR) jämfört med nuvarande aktivslamprocess. Samtidigt är ΣPFAS11-reduktionen högre i den gamla konventionella aktivslamprocessen än i MBR-processen. Andra ARV som t.ex. Sjölunda, Kungsängen, Vikverket och Järpen ARV uppvisar också en högre reduktion av både PFOA och PFOS jämfört med andra anläggningar. Även för dessa reningsverk är det svårt att peka ut en orsak även om den avslutande flotationen vid Sjölunda eventuellt kan bidra. Utan en mer ingående massbalans inkluderande PFAS-innehållet i slam (både riktade och bredspekrumanalyser) är det svårt att bedöma varför reningseffektiviteten är avvikande hög på vissa ARV. Även analysosäkerheter kan inte uteslutas som en bidragande orsak till avvikande resultat.

Tabell 5.2 återger halter i inkommande avloppsvatten och reningsverken reningseffektivitet för ett urval av PFAS-ämnen. En genomgång av hur dessa olika avloppsreningsverk skiljer sig åt avseende t.ex. processlösning och belastning, samt vilka olika trender och korrelationer som eventuellt kan identifieras, och hur dessa möjligen kan förklara skillnader, återstår att göras.

Tabell 5.2
Halter av PFOA, PFOS och ΣPFAS11 och reningseffektivitet vid några svenska avloppsreningsverk (medel samt lägsta och högst halt respektive effekt i parentes ifall informationen finns tillgänglig).

Avloppsreningsverk (info kring provtagning och eventuell referens)	Medelhalt samt min och maxhalt i inkommande avloppsvatten (ng/L)	Medelreduktion över avloppsreningsverket samt min och maxreduktion (%)
Getteröverket, Varberg (VP, v37 2020, v15 och v29 2021) (Baresel et al. 2021a)	PFOA: 3,1 (2,7; 3,4) PFOS: 3,2 (1,7; 4,6) ΣPFAS11: 12,7 (8,0; 20,4)	PFOA: -3 % (-12; 3) PFOS: 26 % (-40; 48) ΣPFAS11: -12 % (-58; 7)
Stadskvarn, Skövde (VP, v10, 25, 35 och 50 2020) (Baresel et al. 2021b)	PFOA: 4,4 (<3; 8,7) PFOS: 11,3 (<3; 25) ΣPFAS11: 36,6 (12; 71,4)	PFOA: -20 % (-117; 8) PFOS: 72 % (41; 85) ΣPFAS11: -76 % (-312; -29)
Främby, Falun (VP, v21, 24, 26 och 37 2019) (Hedén et al. 2020)	PFOA: 18,3 (5,4; 30) PFOS: 3,75 (3; 4,2) ΣPFAS11: 64,9 (41,4; 77,9)	PFOA: 33 % (-8; 67) PFOS: 25 % (22; 29) ΣPFAS11: 57 % (51; 63)
Himmerfjärdsverket (AS-process) (7 VP; okt 2020 - mars 2022) (Baresel et al. 2022)	PFOA: 3,3 (2,6; 4,4) PFOS: 2,83 (2,1; 4,4) ΣPFAS11: 45,4 (26,3; 107,9)	PFOA: 3 % (-33; 63) PFOS: -13 % (-37; 9) ΣPFAS11: 16 % (-5; 60)
Himmerfjärdsverket (MBR-process) (7 VP; okt 2020 - mars 2022) (Baresel et al. 2022)	PFOA: 3,3 (2,6; 4,4) PFOS: 2,8 (2,1; 4,4) ΣPFAS11: 45,4 (26,3; 107,9)	PFOA: -20 % (-57; 6) PFOS: 84 % (59; 95) ΣPFAS11: 7 % (-20; 30)
Himmerfjärdsverket (1 VP nov 2014) (Allard och Wahlberg, 2017)	PFOA: 8,3 PFOS: 11	PFOA: 58 % PFOS: -11 %
Henriksdal* (4 VP, 3 2018, v40 2019) (Närhi et al. 2021)	PFOA: 4,4 (1,4; 12) PFOS: 1,7 (<0,1; 407) ΣPFAS11: 70	PFOA: 26,7 % PFOS: -606 % ΣPFAS11: 38,5 %
Henriksdal (1 VP nov 2014) (Allard och Wahlberg, 2017)	PFOA: 7,3 PFOS: 14	PFOA: 87 % PFOS: 34 %

Avloppsreningsverk (info kring provtagning och eventuell referens)	Medelhalt samt min och maxhalt i inkommande avloppsvatten (ng/L)	Medelreduktion över avloppsrenings-verket samt min och maxreduktion (%)
Öns ARV (1 VP nov 2014) (Allard och Wahlberg, 2017)	PFOA: 5 PFOS: 4,9	PFOA: >97 % PFOS: 19 %
Kungsängen ARV (6 VP, v28, 36, 42, 46 2021 och v15 & 19 2022)	PFOA: 3,8 (<3; 4,2) PFOS: 13,4 (4; 20) ΣPFAS11: 24,5 (14; 39)	PFOA: -53 % (-333; 19) PFOS: 42 % (-174; 85) ΣPFAS11: 1 % (-350; 81)
Torekovs ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 2,5 PFOS: 6,4 ΣPFAS11: 21,5	PFOA: -18 % PFOS: -3 % ΣPFAS11: -29 %
Perstorp ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 2,4 PFOS: 6,3 ΣPFAS11: 22,8	PFOA: 36 % PFOS: -4 % ΣPFAS11: 14 %
Oderljunga ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 0,6 PFOS: 1,6 ΣPFAS11: 4,4	PFOA: -111 % PFOS: -115 % ΣPFAS11: -129 %
Örkelljunga ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 1,1 PFOS: 2,3 ΣPFAS11: 8,0	PFOA: -225 % PFOS: -144 % ΣPFAS11: -199 %
Skånes Fagerhults ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 0,5 PFOS: 3,1 ΣPFAS11: 6,2	PFOA: -67 % PFOS: -8 % ΣPFAS11: -33 %
Ekebro ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 1,4 PFOS: 0,8 ΣPFAS11: 12,3	PFOA: -9 % PFOS: -103 % ΣPFAS11: -10 %
Ekeby ARV 11 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 1,8 PFOS: 2,8 ΣPFAS11: 11,3	PFOA: -8 % PFOS: -14 % ΣPFAS11: -1 %
Nyångsverket 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 3,4 PFOS: 8,5 ΣPFAS11: 53,2	PFOA: -5 % PFOS: 28 % ΣPFAS11: -7 %
Kågeröd ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 1,6 PFOS: 0,4 ΣPFAS11: 3,9	PFOA: -38 % PFOS: -209 % ΣPFAS11: -129 %
Lundåkraverket 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 2,7 PFOS: 2,1 ΣPFAS11: 24,6	PFOA: -23 % PFOS: -88 % ΣPFAS11: -46 %
Röstånga ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 1,9 PFOS: 1,1 ΣPFAS11: 18,5	PFOA: -178 % PFOS: -34 % ΣPFAS11: -63 %
Svalöv ARV 1 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 2 PFOS: 2,1 ΣPFAS11: 16,5	PFOA: -17 % PFOS: 2 % ΣPFAS11: -17 %
Öresundsverket 11 VP (v45 2021) (pågående förstudie)	PFOA: 2,5 PFOS: 3,1 ΣPFAS11: 24,8	PFOA: 6 % PFOS: 29 % ΣPFAS11: -16 %
Käppalaverket (3 VP, v42 2021, v10 & v22 2022) (pågående)	PFOA: 4,3 (3,9; 4,7) PFOS: 7,7 (5,7; 9,4) ΣPFAS11: 43,2 (39,5; 45,7)	PFOA: -35 % (-47; -21) PFOS: -35 % (-73; -12) ΣPFAS11: -4 % (-17; 23)
Sjölunda ARV (12 DP, 12/2018 - 11/2019) (Jonstrup et al. 2020)	PFOA: 51,3 (17,7; 83,4) PFOS: 145,4 (48,6; 238,1)	PFOA: 85,3 % (72; 90) PFOS: 92,6 % (82; 96)
Borlänge ARV (3 DP 05 -07/02/2019) (Dahlqvist et al. 2020)	PFOA: 9,55 (5,7; 12,3) PFOS: 78,1 (70,2; 92,1)	PFOA: -5 % (-37; 44) PFOS: -23 % (-81; 6)

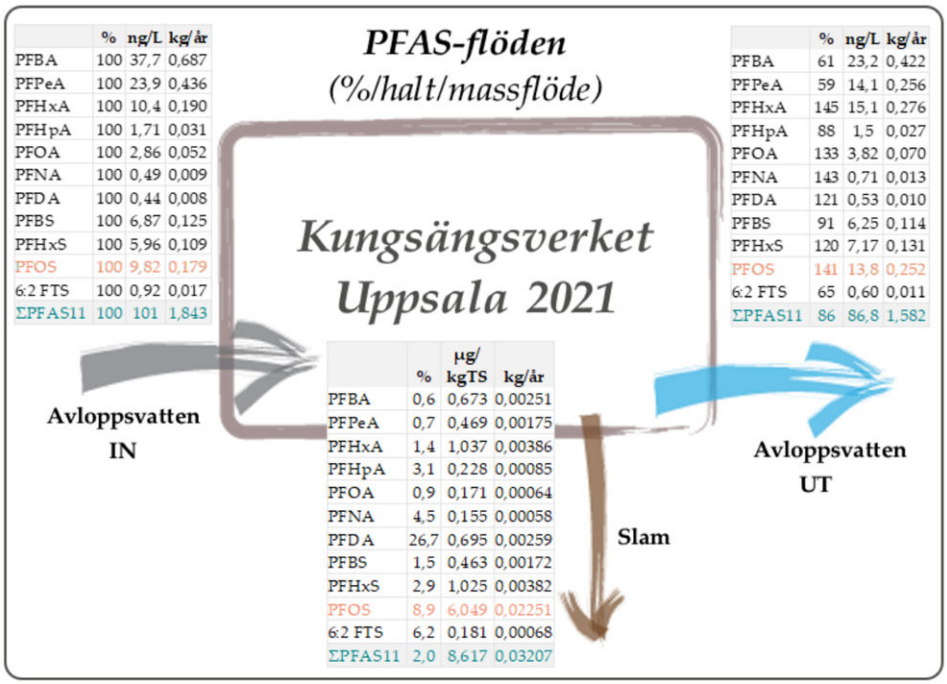
Avloppsreningsverk (info kring provtagning och eventuell referens)	Medelhalt samt min och maxhalt i inkommande avloppsvatten (ng/L)	Medelreduktion över avloppsrenings-verket samt min och maxreduktion (%)
Vikverket (5 VP v49 & v52 2019, v1, v9 & v32 2020) (Snis et al. 2020)	PFOA: 5,2 (<3; 8,9) PFOS: 8 (<0,9; 16,7)	PFOA: >42 % (0; 66) PFOS: 70 % (55; 87)
Järpen ARV (4 VP v49 2019, v6, v9 & v32 2020) (Snis et al. 2020)	PFOA: 6,1 PFOS: 8	PFOA: 19 % (-62; 67) PFOS: 60,5 % (0; 77)

VP - veckoprover; DP - dygnsprov; * - Separat provtagning i Henriksdals respektive Sickla inloppet (halten 407 ng/L togs inte med för medelvärdsbestämning);

5.2.2 Fallstudie Kungsängsverket

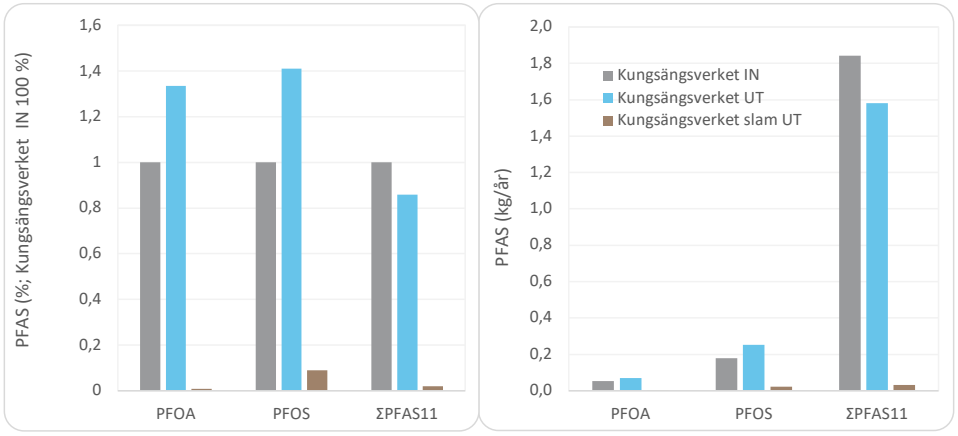
Figur 5.1 visar PFAS-flöden över Kungsängsverket i Uppsala. PFAS-flödena i denna figur är beräknade som flödesviktade medelvärden baserade på 12 samlingsprover (dygnsprov för vatten och stickprov för slam) under varje månad år 2021. Rapporteringsgränsen i analysrapporterna har antagits motsvara kvantifieringsgränsen och halter under denna nivå har satts till LOQ/2 (halva rapporteringsvärdet). Figuren indikerar något högre PFAS-halter i inkommande avloppsvatten till Kungsängsverket än ett ”generellt” svenskt reningsverk och en relativt liten reduktion, alternativt en negativ reduktion, av de flesta PFAS över reningsprocesserna. Vidare så hamnar endast en väldigt liten andel av de analyserade PFAS-ämnena i slammet och massbalansen av analyserade PFAS-ämnen går inte ihop över reningsverket. Detta kan bero på en omvandling av PFAS-prekursorer till PFAS-ämnen men att endast PFAS11 analyserats.

Eftersom inga mätningar av PFAS i frånluften finns tillgängliga har en grov skattning baserad på mätningar enligt Ahrens et al. (2011) gjorts. Baserat på mätningar på kanadensiska avloppsreningsverk kom studien fram till att ungefär 45 µg PFOS per år och personekvivalent avgår via processluften. För Kungsängsverket kan de totala PFOS-emissionerna via processluften då beräknas till ca 7 700 mg/år (alltså 0,0077 kg/år) under 2021. Denna mängd utgör ca 4,3 % av inkommande PFOS-mängd till avloppsreningsverket.



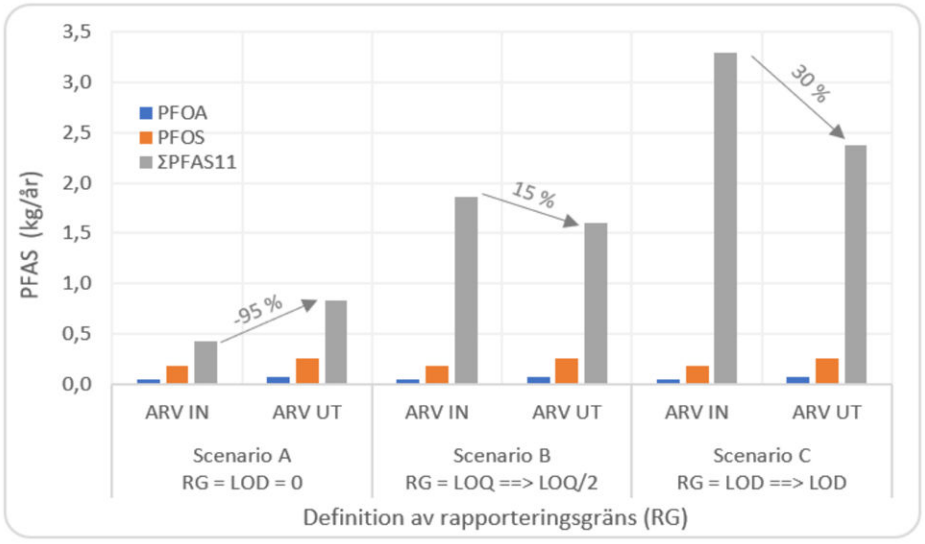
Figur 5.1
PFAS-flöden över Kungsängsverket 2021 baserat på månadsprover (PFOS är markerat i orange och ΣPFAS11 i grönt).

Av de redovisade PFAS är det framför allt PFOS som kan identifieras i slammet (Figur 5.2). Med avseende på massflödet ligger transportvägen via slam ändå på under en tiondel jämfört med utgående avloppsvatten från verket, vilket också illustreras i figuren nedan för PFOA, PFOS och ΣPFAS11. Denna fördelning av PFAS-ämnen har även påvisats i tidigare svenska screeningsstudier som t.ex. Eriksson et al. (2015). Det är dock viktigt att påpeka att flera studier har visat att de flesta prekursorer och många andra PFAS än de som inkluderas i PFAS11 hamnar i avloppsslam (t.ex. Kärrman et al. 2021) och kan därmed bidra till spridning av PFAS-föroreningar med slam.



Figur 5.2
Andel PFOA, PFOS och ΣPFAS11 i vatten och slam (vänster) och årsmängd PFOA, PFOS och ΣPFAS11 i vatten och slam (höger) över Kungsängsverket 2021.

Figur 5.3 illustrerar med scenarier A - C problematiken med att rapporteringsgränsen kan tolkas på olika sätt om denna inte är tydligt definierad i ett analysprotokoll (se även avsnitt 4.3). Samma data från månadsprover under 2021 kan ge stora skillnader i tolkningen av massflödena med avseende för ΣPFAS11. Mängden PFOA och PFOS förblir samma i detta exempel eftersom samtliga analyserade halter översteg rapporteringsgränsen. I ΣPFAS11 ingår dock flera andra PFAS-ämnen som låg under rapporteringsgränsen. Om endast analyser över rapporteringsgränsen tas med och resten sätts till 0 ng/L, observeras en ökning med 95 % (negativ reduktion, Figur 5.3, scenario A). Däremot observeras en reduktion av ΣPFAS11 på ca 15 % över Kungsängsverket om rapporteringsgränsen antas motsvara kvantifieringsgränsen (LOQ) och halter som understiger LOQ sätts till LOQ/2 (Figur 5.3, scenario B). Tolkas rapporteringsgränsen som en detektionsgräns (LOD) och halter som understiger denna sätts till LOD, observeras en reduktion på 30 % över Kungsängsverket (Figur 5.3, scenario C).



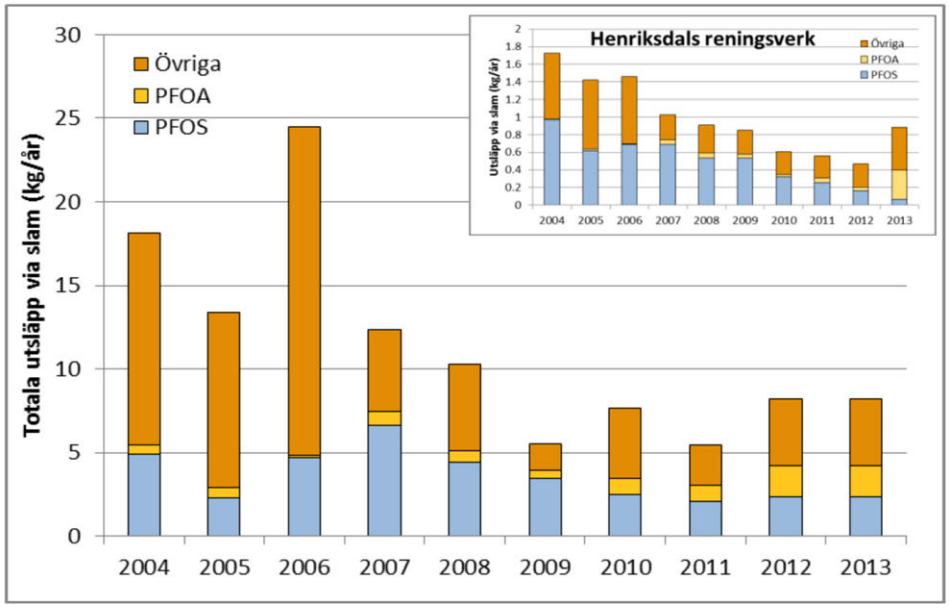
Figur 5.3
Exempel på hur rapporteringsgränsen (RG) vid analys av PFAS kan påverka bedömning av reduktionsgraden över ett avloppsreningsverk (LOQ - kvantifieringsgränsen, LOD - detektionsgränsen).

Sätts halter av PFAS i utgående vatten till 0 ng/L när halten ligger under rapporteringsgränsen så kan detta medföra att avskiljningen av PFAS över reningsprocessen felaktigt beräknas som fullständig. Höga rapporteringsgränser försvårar också en bedömning av den faktiska reningseffekten samt belastningen på den mottagande recipienten. Höga rapporteringsgränser omöjliggör också en bedömning av recipientpåverkan med avseende på t.ex. gränsvärdet för PFOS på 0,65 ng/L för inlandsvatten respektive 0,13 ng/L för kustvatten (se även 5.4). Rapporteringsgränser på runt 3 ng/L för PFOS återfinns i flera kartläggningar och omöjliggör en relevant bedömning av reningsverkets miljöpåverkan vad gäller PFOS.

Endast i de fall där rapporteringsgränser vid PFAS-analyser är tillräckligt låga (se avsnitt 4.3) spelar det en mindre roll om rapporteringsgränsen tolkas som LOD eller LOQ, då de flesta mätvärden i vatten eller slam då kommer vara högre än rapporteringsgränsen (LOD eller LOQ).

5.3 Trender för PFAS vid svenska ARV

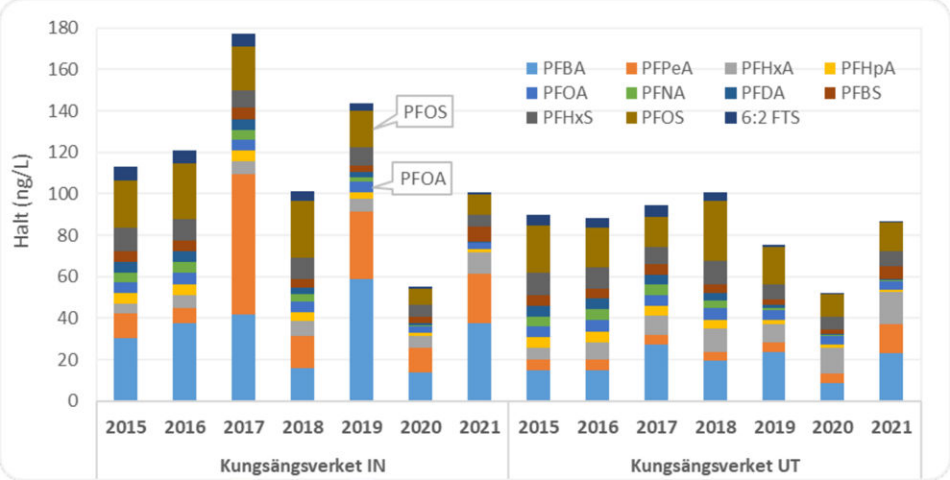
Hansson et al. (2016) och Haglund (2019) rapporterade att även om utsläppen varierar mellan år, så verkade utsläppen av 15 analyserade PFAS via reningsverkens utgående vatten öka något under åren 2008 - 2013. Förutom för PFOA och PFOS, där det sågs en nedåtgående trend. För slam konstaterades att de totala PFAS-utsläppen (18 analyserade PFAS) uppvisade en svagt nedåtgående trend mellan 2004 - 2017, som planat ut runt 2008. För vissa ARV kan dock trenderna se annorlunda ut, vilket illustreras i Figur 5.4 för Henriksdals avloppsreningsverk som, förutom för 2013, visar en tydlig nedåtgående trend. Liknande trender rapporterades av Haglund (2019).



Figur 5.4
Genomsnittliga utsläpp av PFAS via slam i Sverige samt för Henriksdal under perioden 2004 - 2013 (Hansson et al. 2016, PFAS-halter under detektionsgränsen sattes till värdet på detektionsgränsen).

Det finns några få avloppsreningsverk som har analyserat PFAS flera gånger per år under flera år. Kungsängsverket är ett av dessa verk och Figur 5.5 visar PFAS-halter i inkommande och utgående avloppsvatten för perioden 2015 till 2021. Utifrån figuren kan ingen tydlig trend för PFAS läsas ut. Dessutom förekommer det en del variationer mellan åren för olika PFAS. Därmed varierar även reningseffektiviteten över Kungsängsverket mellan åren utan att någon specifik trend kan observeras. Genom ett aktivt uppströmsarbete med hantering av PFAS-förorenade strömmar uppger Kungsängsverket ändå kunna se en minskning av PFAS de senaste två åren i inkommande avloppsvatten. Att dessa

trender inte kan ses från Figur 5.5 kan eventuellt förklaras med en mycket högre rapporteringsgräns för framför allt PFBA men även PFPeA på inkommande avloppsvatten på ca 100 ng/L vid flera analyser under 2021. Vid användning av LOQ/2 för dessa värden påverkas ∑PFAS11 kraftigt vilket visar relevansen av rimliga rapporteringsgränser.

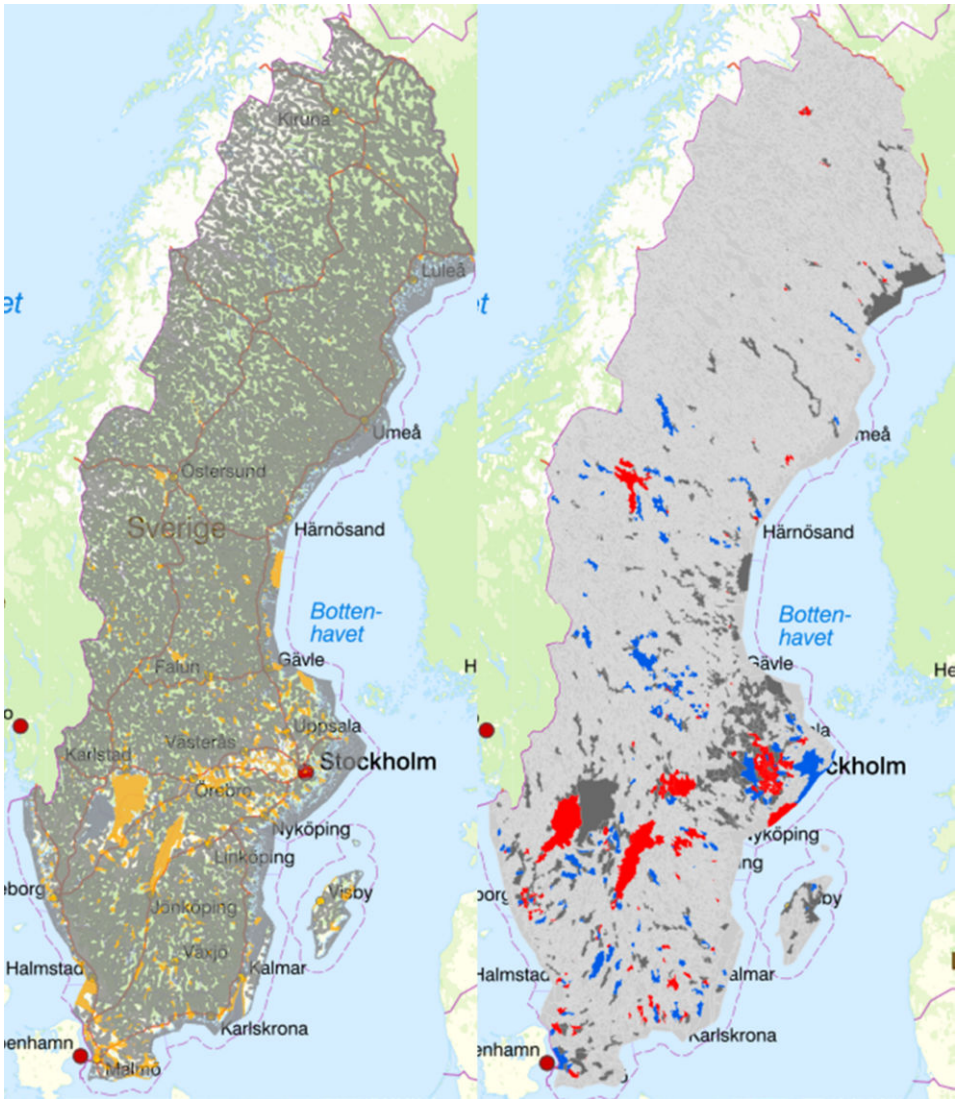


Figur 5.5
Genomsnittliga PFAS halter i inkommande och utgående avloppsvatten vid Kungsängsverket under perioden 2015-2021.

5.4 Recipientpåverkan av PFAS från svenska ARV

I motsats till läkemedelsrester där utsläpp till recipienten framför allt kommer via avloppsreningsverk, är det vanligt att PFAS redan förekommer uppströms reningsverkets utsläppspunkt. En påverkan av PFAS-halter i mottagande ytvattenförekomster p.g.a. utsläpp från reningsverk kan enklast konstateras genom förhöjda PFAS-halter i recipienten nedströms reningsverket jämfört med uppströms. Halterna ligger vanligtvis på en lägre nivå i recipienten än i utgående avloppsvatten beroende på utspädningen. I vattenförekomster där reningsverkets utgående avloppsvatten utgör en stor andel av den totala vattenföringen, kan utspädningen vara för låg för att PFAS-halterna ska understiga bedömda effekthalter (gränsvärde enligt HVMFS 2019:25).

Figur 5.6 visar vattenförekomster som enligt VISS (2022) påverkas av avloppsreningsverk samt vattenförekomster som inte uppnår god status avseende gränsvärdet på PFOS. Figuren illustrerar samtidigt att en klassning gällande PFOS saknas i många vattenförekomster. Det bör också noteras att VISS endast inkluderar analyser från miljöövervakning som också finns registrerad i VISS, så dataläget kan vara bättre än vad som kan ses på kartan. En del av dessa analyser är genomförda på biota, d.v.s. på halter av PFOS i vävnad från t.ex. fisk, och statusbedömningen baseras således inte nödvändigtvis på halter i vatten.



Figur 5.6
Till vänster: Vattenförekomster med betydande påverkan från reningsverk visas i orange. Vattenförekomster utan betydande påverkan, alternativt där klassning ej är gjort visas i mörkgrått.

Till höger: Vattenförekomster som inte uppnår god status avseende gränsvärdet för PFOS visas i rött. Vattenförekomster som uppnår god status är markerade i blått, medan vattenförekomster där ingen klassning har gjorts är mörkgråa (VISS 2022).

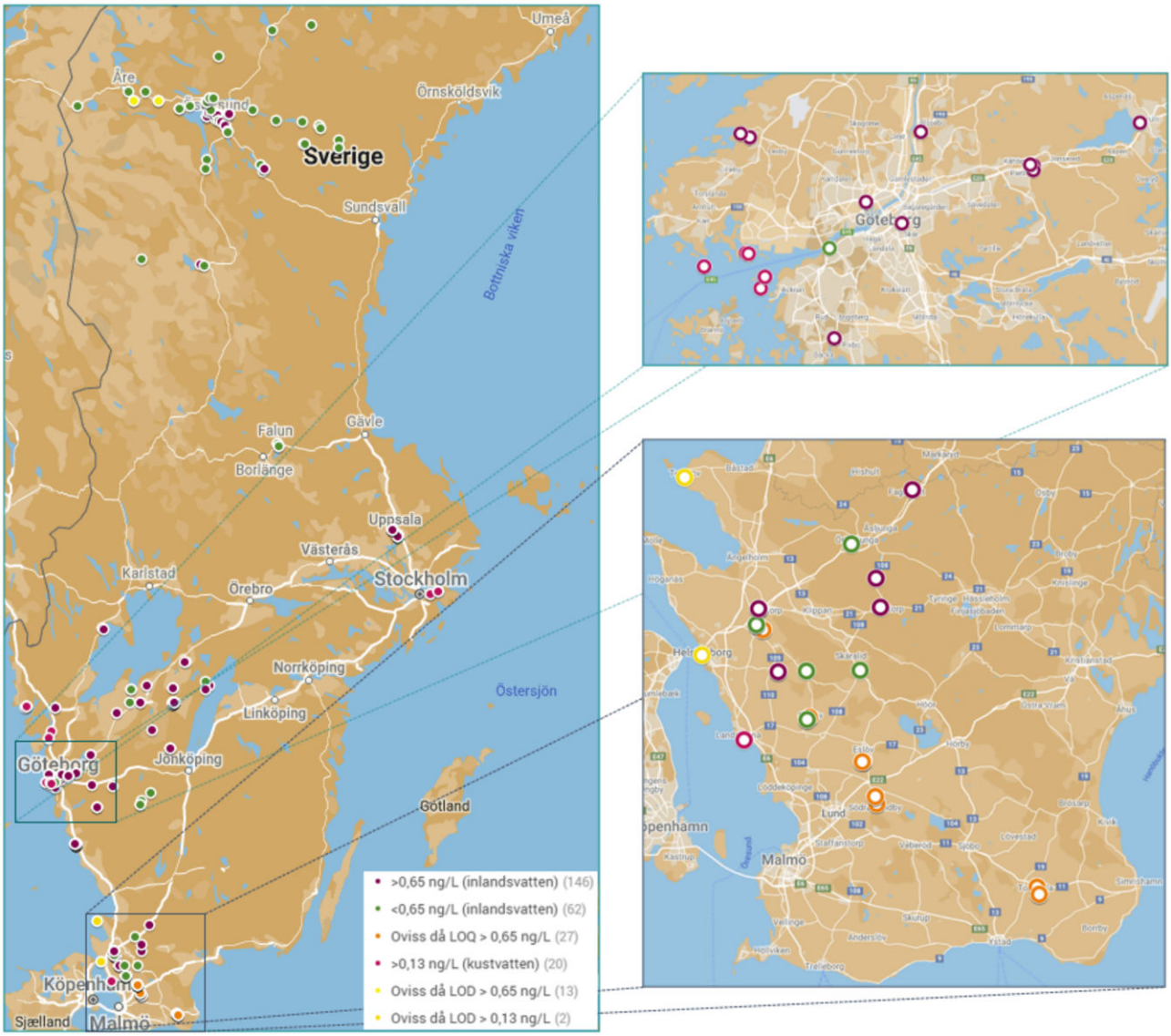
Även om man endast tittar på aktuella projekt som inkluderar någon sorts bedömning av recipientpåverkan med avseende på PFAS-emissioner från avloppsreningsverk så indikeras att det generellt finns en utmaning med att halterna ska ligga under gränsvärdet för PFOS i mottagande ytvattenförekomster (Tabell 5.3). Detta beror dock inte främst på avloppsreningsverkens utsläpp, utan på bidrag från andra källor som medför att PFOS-halten ligger nära eller över gränsvärdet redan uppströms utsläppspunkten för ARV.

Tabell 5.3
Recipientpåverkansstudier för PFAS vid svenska avloppsreningsverk.

År och referens	Beskrivning och kommentarer
2022 NSVA (Kontakt)	Kartläggning av PFAS11 och andra mikroföroreningar vid 13 av NSVA:s avloppsreningsverk (Torekov, Perstorp, Oderljunga, Örkelljunga, Skånes Fagerhult, Ekebro, Ekeby, Nyvångsverket, Kågeröd, Lundåkraverket, Röstånga, Svalöv och Öresundsverket) samt tillhörande recipient baserat på fyra provtagningstillfällen under 2021-2022 (pågående). Rapporteringsgräns för PFOS är generellt lägre än gränsvärdet.
2021-2022 Kungsängs-verket Uppsala Vatten (Kontakt)	Recipientprovtagning som sker en gång i månaden under ett års tid. Analys av PFAS11 och läkemedelsrester i tre punkter uppströms respektive nedströms Kungsängsverket. Därutöver en extra mätstation direkt uppströms utsläppspunkten från Kungsängsverket, för att utreda eventuell påverkan av PFAS från dagvatten i denna position.
2021 Getteröverket, Varberg (Baresel et al. 2021)	Tre provtagningskampanjer (v37 2020, v15 & v29 2021) i sju punkter i ytvatten i anslutning till ARV inkl. uppströms. Samlingsprov baserat på flertal stickprov tagna vid samma tidpunkt. Generell låg utspädning av utgående avloppsvatten. PFOS- gränsvärdet överskrids i samtliga recipientprover samt uppströmsprov. Rapporteringsgräns för PFOS är lägre än gränsvärdet.
2020 Stadskvarns ARV, Skövde (Baresel 2021)	Fyra provtagningskampanjer (v10, v25, v35 och v50) på fem punkter i vattendrag i anslutning till ARV inkl. uppströms. Samlingsprov baserat på ett flertal stickprov tagna över en vecka. Generell låg utspädning av utgående avloppsvatten som förväntas minskar i framtiden i takt med ökat kapacitet. PFOS-gränsvärdet överskrids i samtliga recipientprover samt uppströmsprover. Rapporteringsgräns för PFOS är lägre än gränsvärdet.
2019 Främby ARV, Falun (Hedén et al. 2020)	Fyra provtagningskampanjer (v21, v24, v29 & v37) på två punkter i ytvatten i anslutning till ARV inkl. uppströms. Stickprov. Haltbidraget från ARV avseende PFOS beräknas till ca 10 % i recipienten. De uppmätta halterna i recipienten var dock generellt högre än de beräknade utifrån uppströmshalter och halter i utgående vatten, vilket tyder på flera PFAS-källor. Rapporteringsgräns för PFOS är lägre än gränsvärdet.

Men även om inga analyser i recipienten är tillgängliga, kan analysdata för PFAS i avloppsreningsverk användas för en initial påverkansbedömning. Tabell 5.2 visar att många avloppsreningsverk uppvisar PFOS-halter i inkommande avloppsvatten >2 ng/L och en negativ reduktion över reningsprocessen (d.v.s. ökning av PFOS-halter). Det innebär att utgående renat avloppsvatten har PFOS-halter som överstiger gränsvärdet för PFOS i inlandsvatten (0,65 ng/L) med flera 100 %. Detta i sin tur indikerar att en utspädning på minst samma storleksordning krävs för att inte gränsvärdet ska överskridas i recipienten. Vid förhöjda PFOS-halter redan uppström utsläppspunkten krävs en ännu kraftigare utspädning. Avloppsreningsverk med låg utspädning (<10 ggr) ligger därför generellt i farozonen för att påverka recipienten negativt och en kartläggning av PFAS rekommenderas för dessa ARV för att utreda situation.

Figur 5.7 visar de PFOS-mätningar som har gjorts inom olika mätkampanjer som listas i Tabell 5.1 och Tabell 5.2. De flesta mätningar har genomförts regionalt och spridningen av data är därför ojämn (Figur 5.7). PFOS-halter överskrider gränsvärdet i 146 inlandsvattenprov och 20 kustvattenprov (Figur 5.7). I endast 62 mätningar av totalt 270 (ca 1/5 del) understiger mätta halten PFOS gränsvärdet. Faktiska halter för många av dessa punkter ligger dock nära gränsvärdet (se den interaktiva kartan för mer info om varje mätpunkt: shorturl.at/pvx29). För 42 av mätningar (ca 1/6 del) går det inte att bedöma om gränsvärdet överskrids eller ej, då detektions- (LOD) eller kvantifieringsgränsen (LOQ) ligger över gränsvärdet. Detta gör att data för 1/6 del av alla mätpunkter missas vilket skulle kunna undvikas genom ett noggrant val av analyslabb med tillräcklig låga LOD och LOQ innan upphandling.



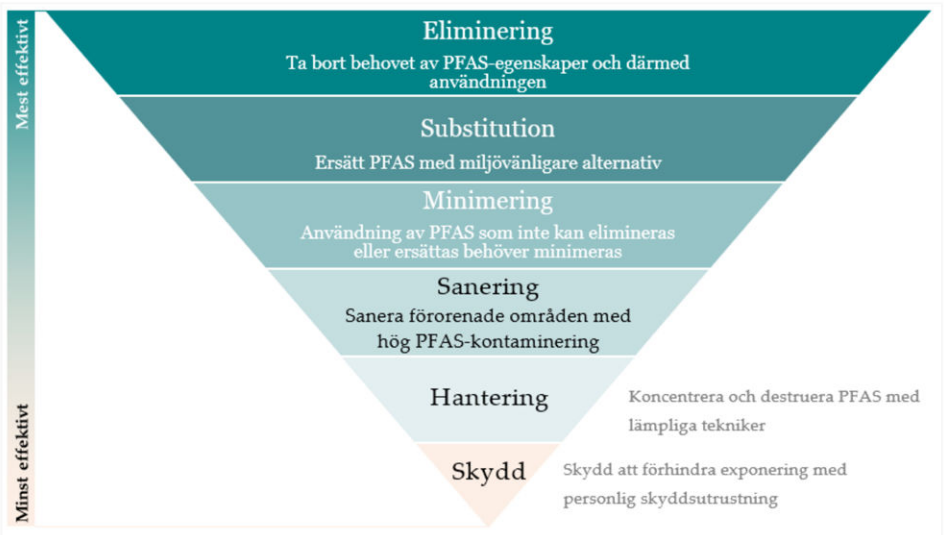
Figur 5.7

Rapporterade PFOS-halter i ytvattenförekomster enligt kartläggningarna som listas i Tabell 5.11 och i Tabell 5.22 samt pågående förstudier inom Naturvårdsverkets satsning. Siffran i parentes anger antal mätpunkter för respektive gruppering (Länk till interaktiv karta).

6 Åtgärdsmöjligheter

Att endast minska eller stoppa framtida PFAS-utsläpp till miljön för att skydda människor och miljö från PFAS-relaterade negativa effekter är inte tillräckligt. Detta på grund av persistensen hos PFAS och med tanke på alla historiska utsläpp som gör att PFAS kommer finnas kvar om inte kompletterande åtgärder vidtas i tillägg till ett PFAS-förbud. Det kan också medföra att bakgrundshalterna av PFAS kan öka parallellt med att halter som anses acceptabla i miljön, dricksvatten och livsmedel minskar. Att skjuta saneringsåtgärder framåt i tiden kan även försvåra detta arbete då PFAS sprids i jord och mark över tid. Framtida åtgärder kan således behöva hantera större massor och områden och därmed bli dyrare och tekniskt mer komplicerade. Om PFAS-problematiken inte hanteras på rätt sätt och i tid finns det en stor risk att PFAS-ämnen kontaminerar stora arealer mark och många vattenförekomster, bl.a. grundvatten, vilket kan resultera i att dessa blir obrukbara under lång tid.

Figur 6.1 visar en övergripande åtgärdsprioritering baserat på avfallshierarkin som kan ligga till grund för arbetet med PFAS. För att uppnå ett tillräckligt skydd för människor och miljö behövs en kombination av förebyggande åtgärder för att förhindra att nya PFAS släpps ut och både ekonomiskt och miljömässigt hållbara renings-/saneringstekniker för att hantera befintliga PFAS i kretsloppet. Tillämpning av den sista åtgärden ”Skydd” i åtgärdsprioriteringen, som innebär att t.ex. avråda från att äta fisk från vissa vattenförekomster p.g.a. att den innehåller för mycket PFAS, anses som en sista och oönskad åtgärd. Dessutom kan endast en destruktion eller inaktivering av PFAS åstadkomma att PFAS tas bort från kretsloppet. Många sanerings- och reningstekniker ger ingen destruktion av PFAS utan avskiljer och koncentrerar PFAS från en förorenad matris (t.ex. avloppsvatten) till en annan (t.ex. GAK) så att avskilt PFAS sedan kan destrueras. ARV kan bidra här genom ett effektivt uppströmsarbete (”Sanering” i åtgärdsprioriteringen) och rening (”Hantering” i åtgärdsprioriteringen) genom att hålla tillbaka och ta bort redan befintliga PFAS från vattenkretsloppet genom uppkoncentrering och destruktion.



Figur 6.1
Övergripande åtgärdsprioritering enligt avfallshierarkin för en framgångsrik utfasning av PFAS ur kretsloppet. Eftersom det redan finns persistenta PFAS i miljön, behövs förutom en eliminering, substitution och minimering av nya PFAS även en sanering, hantering och skydd för befintliga PFAS.

6.1 Kunskapsbyggande och -spridning

Samtliga åtgärder för att få bort PFAS ur kretsloppet eller åtminstone minska PFAS-relaterade hälso- och miljörisker bygger på att kunskapen om PFAS och dess hantering finns och att den också sprids till samtliga aktörer som behöver vara delaktiga i åtgärdsarbetet. Detta kan åstadkommas genom olika nätverk och samarbeten på olika nivåer och tvärs över olika samhällssektorer. Som exempel kan regeringens samordningsgrupp (SamTox) med sju myndighetschefer nämnas som ska samverka för att tidigt kunna upptäcka och åtgärda nya och möjliga kemikaliehot, såsom PFAS. Även ett PFAS-nätverk med 12 deltagande myndigheter som möts regelbundet för att utbyta information är ett exempel på detta.

Kunskapsbyggandet och spridning av kunskap kan inkludera många olika aspekter såsom:

- Förbättrad förståelse av toxiciteten och persistensen av PFAS för att korrekt prioritera saneringsinsatser.
- Delning av mätdata och annan kunskap om PFAS bl.a. i avloppsvatten, slam och recipienter.
- Förbättrad information om PFAS-innehållet i varor och produkter.
- Bättre och tillgängliga underlag (transparens) från brandövningsplatser inkl. försvarets anläggningar.
- Bättre kunskap om nedbrytnings- och omvandlingsprodukter av PFAS.
- Förbättrad förståelse för hur man tar bort PFAS från kontaminerade miljömatriser.
- Förbättrat kunskapsutbyte kring tester och utredningar avseende reningstekniker och slamhantering.
- Bättre förståelse och kunskapsutbyte inom arbetsmiljörelaterade aspekter.

6.2 Förebyggande åtgärder

För att helt få bort PFAS ur kretsloppet krävs framför allt ett förbud av PFAS-användning samt ett förbud av PFAS i produkter. Detta skulle stoppa införseln av PFAS (enligt Figur 3.1) som i sin tur skulle minska PFAS-emissionerna till samhället och miljön. På grund av att PFAS även finns i produkter som produceras utomlands och importeras till Sverige samt den betydande PFAS-deposition via atmosfären (Figur 3.1) krävs dock även en utfasning av PFAS på internationell nivå för att på sikt få bukt med problemet (se 3.2).

6.3 Sanering av förorenad mark

Idag används oftast två olika principiella tekniker vid sanering av mark, i de fall schakt och deponering inte är ett alternativ. Det första alternativet är att behandla den fasta fasen, alltså minerogena och organogena partiklar med förbränning vid hög temperatur. Det andra alternativet är att hantera vattenfasen på plats, genom grundvattenrör, eller i någon form av behandlingsapparat där PFAS "tvättas" över till en vattenfas som sedan behandlas. Flera andra metoder för sanering av PFAS-föroreningar i olika miljömatriser har presenterats under de senaste åren (bl.a. Niarchos et al. 2022; Sörengård et al. 2019; 2021). Generellt är åtgärder som sker vid eller nära föroreningskällan resurseffektivare jämfört med åtgärder i mer utspädda matriser som t.ex. avloppsvatten. I takt med att förståelsen för komplexiteten i PFAS-problematiken har ökat, har inte bara kraven på saneringstekniker ökat utan också krav på mer omfattande screening för identifiering av nedbrytnings- och/eller omvandlingsprodukter. Förbättrad förståelse för hur man tar bort PFAS från kontaminerade miljömatriser kommer att bidra till en utökad sanering

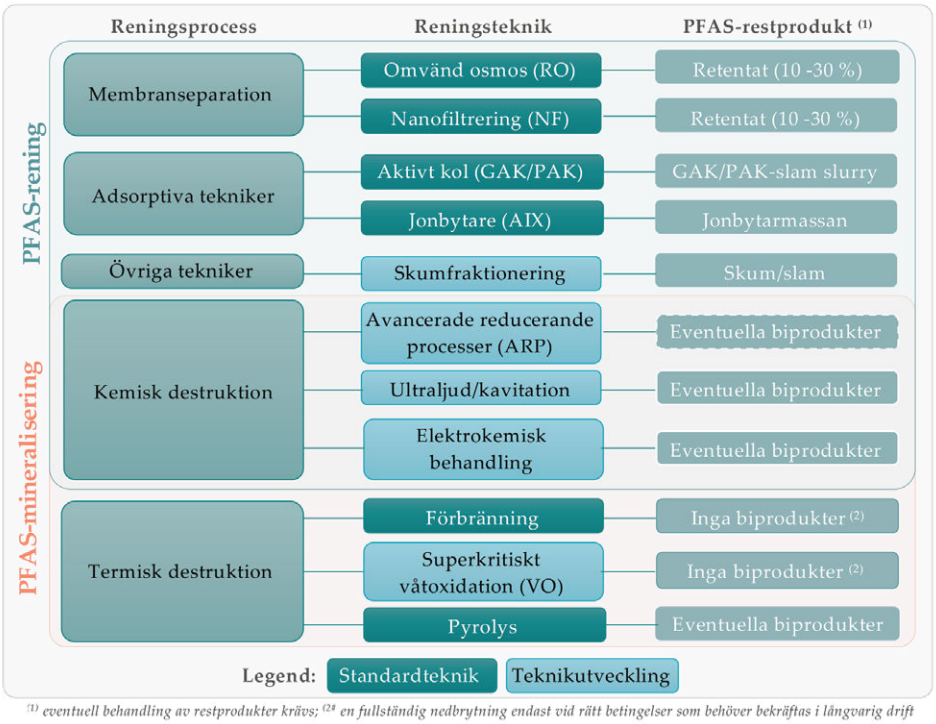
av PFAS-förorenade områden. En förbättrad förståelse av PFAS-toxiciteten är också avgörande för att korrekt prioritera saneringsinsatser.

Fytoremediering är en saneringsmetod som avser rening eller fastläggning av förorenade områden genom plantering av vissa växtarter. Det finns två huvudsakliga mekanismer som används i fytoremediering. Den ena bygger på att föroreningen blir stabiliserad i marken, så att läckage och spridning av föroreningen begränsas. Den andra bygger på upptag av föroreningen av växten och uppkoncentrering i biomassan, som sen hanteras som farligt avfall. Det är huvudsakligen den andra mekanismen, d.v.s. upptag och bioackumulering, som diskuteras som en möjlig metod för PFAS-rening. Man vet att växter tar upp kortare PFAS, men i lägre grad är benägna att ta upp PFAS med längre kolkedjor. Som ett exempel utvärderades biokoncentrationsfaktorer, alltså skillnaden i koncentration mellan biomassan och vattnet, för flera växter gällande upptag av PFPeA (uppkoncentrering med 175 ggr i biomassan) och PFOS (uppkoncentrering med 11 ggr i biomassan; Huff et al. 2020). Upptag av PFAS av olika växtarter som växer på ett förorenat område vid Arlanda flygplats har utvärderats av Ahrens et al. (2015). Försök med upptag av PFAS av olika växter från lakvatten har även gjorts på Nordvästra Skånes Renhållnings AB i Helsingborg (Sorelius och Svensson 2021).

6.4 Reningstekniker för PFAS-förorenat vatten

PFAS är en del av det som kallas organiska mikroföroreningar och några av de metoder som används för rening av exempelvis läkemedelsrester kan användas även för PFAS. En bra och detaljerad beskrivning av dessa metoder för reduktion av mikroföroreningar återfinns bl.a. i Baresel et al. (2017a, b). Mer specifika metoder för reduktion av PFAS i vattenverk beskrivs i Franke et al. (2017). Eftersom dessa rapporter sammanfattar kunskapsläget väl ger detta kapitel bara en kortfattad teknisk genomgång. De tekniker som inte används för rening av andra mikroföroreningar (exempelvis skumfraktionering) beskrivs dock mer utförligt här.

Figur 6.2 ger en schematisk översikt över reningsprocesser och tekniker som finns tillgängliga för avloppsvatten och slam för att separera eller destruera PFAS och som bedöms kunna implementeras vid avloppsreningsverk. Det bör noteras att det idag inte finns några referenser för applicering av dessa tekniker avsedda för PFAS-rening vid svenska avloppsreningsverk. Figuren indikerar också om teknikerna är redo för en bred implementering eller om en teknikutveckling pågår/behövs. Att en teknik bedöms redo för en bred implementering behöver dock inte betyda att det finns tillgång till referensanläggningar då det hittills inte har funnits ett fokus på PFAS-rening t.ex. vid ARV (se även 6.7). Även om teknikerna för det mesta är oprövade inom kommunal avloppsvattenrening idag så utgör det ofta etablerade tekniker inom andra områden, som t.ex. dricksvattenproduktion, och bedömningen av bl.a. för- och nackdelar basers delvis på erfarenheter från dessa användningsområden. En generell aspekt relaterad till implementering av olika tekniker är att resursförbrukningen och reningen blir mindre effektiv vid låga PFAS-halter (t.ex. i utgående avloppsvatten från avloppsreningsverk) jämfört med rening av mer koncentrerade strömmar (t.ex. lakvatten). Även eventuella restströmmar innehållande PFAS listas (se Figur 6.2. Schematisk bild över befintliga reningstekniker för avloppsvatten (och slam), teknikmognad och eventuella restprodukter och restströmmar med PFAS som behöver hanteras. Figur 6.2).



Figur 6.2
Schematisk bild över befintliga reningstekniker för avloppsvatten (och slam), teknikmognad och eventuella restprodukter och restströmmar med PFAS som behöver hanteras.

6.4.1 Membranseparation med omvänd osmos och nanofiltrering

Membranrening, membranseparation med omvänd osmos (RO, reverse osmosis) eller nanofiltrering (NF) används i både industriella processer och produktion av dricksvatten. Processerna bygger på användning av semipermeabla membran genom vilka vatten kan passera, men inte lösta molekyler eller joner. Via osmos strävar vattnet efter att utjämna koncentrationen på båda sidor av membranet. Genom att lägga på ett yttre tryck som är högre än det osmotiska trycket kan flödet vändas så att vattnet går från den mer koncentrerade strömmen. Ju högre koncentrationen av lösta ämnen är, desto högre tryck krävs. RO-membran släpper i teorin bara igenom vatten och inte salter eller andra lösta ämnen. I praktiken kan dock en del små polära molekyler och joner samt även lösta gaser passera membranet. Samtliga PFAS hålls dock tillbaka med ett RO-membran. För PFAS11 betyder det att över 99 % av ämnena avskiljs med ett RO-membran eller ett tätare NF-membran (exempelvis 90 Da; 1 Da motsvarar en molekylstorlek med motsvarande molvikt 1 g/mol). För glesare NF-membran (exempelvis 270 Da) blir avskiljningen av PFAS11 minst 80 - 90 % (se t.ex. Franke et al. 2019; 2021).

På grund av att NF-membran är mindre täta än membran för omvänd osmos släpper NF-membranen igenom mer små joner och molekyler. Olika täta NF-membran karakteriseras både med avseende på avskiljningsgraden av salt, vanligen NaCl eller $MgSO_4$, och utifrån storleken på molekyler (angiven i enheten Da) som avskiljs med 90 %. Det är karakteriseringen avseende molekylvikt som är mest användbar för att bedöma huruvida ett membran är lämpligt för reduktion av PFAS-förorenat vatten. Storleken på membranet bör understiga 300 Da eftersom de vanligaste PFAS som ingår i PFAS11 har en molekylvikt på 214–514 Da. De vanli8gaste NF-membran som effektivt avskiljer molekyler med en vikt på 90 Da kommer därför ha en väldigt hög avskiljningsgrad av alla PFAS men även avskilja det mesta av saltinnehållet (dock mindre än vad ett RO-membran skulle göra). Även faktorer som laddning och hydrofoba/hydrofila egenskaper påverkar avskiljningen. Ett NF-membran med en högre cut-off (molekylvikten för den största molekyl som kan passera membranet) på 300 Da kommer (i alla fall i teorin) resultera i en bra avskiljning av längre PFAS, en måttlig avskiljning av korta PFAS, men släpper igenom det mesta av saltet i vattnet. Ju glesare ett membran är desto mer PFAS släpps igenom. Energibehovet är dock mindre för glesare membran.

Valet mellan RO- och olika täta NF-membran beror också på användningsområdet för filtrerat vatten och de inkommande salthalterna. Om inkommande salthalt är hög (exempelvis avloppsvatten från kustområden med stort inläckage av havsvatten) och vattnet ska återanvändas för dricksvattenproduktion eller bevattning, passar RO-membran eller täta NF-membran bäst. Vid återanvändning som tekniskt vatten eller när salthalten i inkommande vatten är låg kan glesare NF-membran vara ett resurseffektivare alternativ. Även vid rening av vatten med en hög salthalt (exempelvis lakvatten) som inte återanvänds, kan glesare NF-membran passa bättre eftersom dessa inte resulterar i en så stor uppkoncentrering av salt i retentatet (koncentratet som hålls tillbaka) vilket i sin tur gör att det krävs mindre energi för att pressa vattnet genom membranet.

Vid avancerad membranseparation som NF och RO genereras en koncentratström som innehåller alla föroreningar och salter som avskiljs från det behandlade vattnet. Andelen vatten som går igenom membranet (återvinningsgraden) och motsvarande volym av koncentratström väljs utifrån hur mycket fouling (sorption av organiska ämnen och biologisk påväxt) och scaling (utfällning av salter) som kan tillåtas på membranytan. Ju högre uppkoncentreringsgraden är, desto högre är risken för dessa problem. Återvinningsgraden ligger vanligtvis på 70-90 % som angivits i Figur 6.2 och beror på inkommande vattens egenskaper, förbehandling och mål med reningen. Med ett glesare NF-membran finns potential för återvinning av mer vatten jämfört med ett RO-membran eftersom mer joner passerar NF-membranet.

Vid användning av RO eller NF bildas en stor uppkoncentrerad vattenvolym (koncentrat) som måste hanteras. Membranfiltrering är därför en metod som koncentrerar upp PFAS, men bidrar inte till någon destruktion. För lakvattenrening är det teoretiskt möjligt att återföra koncentratet till deponin, vilket dock kräver ett övervägande av risker som detta medför och ändring av verksamhetens tillstånd. Om NF eller RO används för uppkoncentrering av avloppsvatten måste processen kompletteras med rening av koncentratet, exempelvis med kolfilter. Eftersom kapaciteten i aktivt kol utnyttjas bättre ju högre föroreningshalterna är, kan kombinationen av NF/RO och aktivt kol vara motiverat.

Fördelar med avancerad membranseparation för PFAS-rening

- Samtliga organiska och oorganiska föroreningar som är större än membranens porer avskiljs (PFAS, men även läkemedelsrester, bekämpningsmedel, lösningsmedel, metaller, arsenik, löst organiskt kol och näringsämnen).
- Enkel applicering i liten och stor skala.
- Enkel övervakning och styrning av processen generellt, såsom hantering av igensättning och styrning av avskiljningsförmåga.
- Stabil och kontinuerlig avskiljning (ingen avtagande reningseffekt eller genombrott som för sorptionstekniker).
- Produktion av rent vatten som kan återanvändas.

Nackdelar med avancerad membranseparation för PFAS-rening

- Genererar en koncentratström (10 - 30 % av inflödet) som innehåller PFAS och måste hanteras (t.ex. med aktivt kol).
- En förbehandling krävs för att minska igensättning, rengöringsbehovet av filtren samt minska energiförbrukningen.
- Hög energiförbrukning som ökar med membranens täthet och påverkas av vattenmatrisen. RO med ultrafiltrering (UF) som förbehandling (d.v.s. UF/RO) kräver ca 0,3 - 0,8 kWh/m^3.
- Generellt hög behandlingskostnad (ca 5 - 10 kr/m^3).
- Ingen vanlig teknik inom kommunal VA idag.

6.4.2 Adsorption med aktivt kol

Aktivt kol används vanligtvis för att adsorbera föroreningar som finns i vatten och har använts i svenska dricksvattenverk i många decennier. Där används det för att ta bort syntetiska organiska kemikalier, naturliga organiska föreningar och andra föreningar som påverkar smak och lukt i dricksvatten. Adsorption är en fysikemisk process där massa (atomer) flyttas till en yta. Aktivt kol, som används i granulär form (GAK) eller pulverform (PAK), är en effektiv adsorbent för vissa ämnen eftersom aktivt kol är mycket poröst och därmed har en stor specifik yta på vilken föroreningar kan fastna. Aktivt kol tillverkas vanligtvis av fossilt stenkol eller förnyelsebar råvara, t.ex. kokosnötskal eller trä.

Aktivt kol används vanligtvis i granulär form (granulär aktivt kol, GAK) i filter. Aktivt kol kan även tillsättas till vattenfasen i pulveriserad form (pulveriserad aktivt kol, PAK). Yu et al. (2014) visade t.ex. att tillsats av PAK i en membranbioreaktor (MBR) kunde avlägsna ca 90 % av de undersökta PFCA-ämnena vid en dos på 100 mg PAK/L. Beroende på var i processen PAK tillsätts kan dock PAK-dosering medföra att en större andel PFAS och andra mikroföroreningar överförs till slammet. På grund av denna överföring av mikroföroreningar till slammet har tekniken en begränsad potential i Sverige så länge slam återförs till t.ex. jordbruksmark.

För PFAS-rening med hjälp av aktivt kol är det viktigt att beakta att ju längre kolkedjan är desto bättre avskiljs föroreningen. Även förekomst av laddade grupper, såsom karboxyl- och/eller sulfongrupper, påverkar reduktionen. En försiktig och preliminär bedömning är att karboxylsyror med en kolkedja kortare än C8 och sulfonsyror med en kolkedja kortare än C6 adsorberar dåligt till aktivt kol. Detta innebär att ämnen som faller inom denna kategori kommer bryta igenom ett kolfilter, alltså att reduktionen understiger 80 %, före 5 000 bäddvolymer (filtervolymer) har behandlats. Notera att denna bedömning är mycket preliminär, men det är tydligt att PFAS-ämnen såsom PFOS bryter igenom ett kolfilter långt tidigare än de flesta läkemedelsrester (se 6.7).

Fördelar med adsorption med aktivt kol för PFAS-rening

- Adsorberar inte bara PFAS utan även andra mikroföroreningar såsom läkemedelsrester, bekämpningsmedel, lösningsmedel, m.fl.
- Tekniken är skalbar.
- Grundläggande tekniskt kunnande finns hos VA-aktörer då tekniken baseras på kända principer som sandfilter eller dosering av koagulanter.
- Möjlighet att destruera PFAS vid termisk regenerering vid höga temperaturer.
- Om PAK-dosering väljs, kan denna beroende på aktuell processkonfiguration, eventuellt integreras i den befintliga reningsprocessen.

Nackdelar med adsorption med aktivt kol för PFAS-rening

- Aktivt kol har olika karaktär och det är viktigt att välja ett kol som är bra för den avsedda applikationen.
- Minskad reningseffekt över tid och snabb mättnad för kortkedjiga PFAS t.ex. PFBA, men bättre prestanda för längre kedjor t.ex. PFNA och PFDA.
- Lägre genomsnittlig adsorptionskapacitet för PFAS (ca 5 000 BV) jämfört med de flesta läkemedelsrester (> 20 000 BV) som innebär en högre driftkostnad för filtermaterialbyte.
- En långtgående biologisk behandling samt ett effektivt partikelavskiljande steg före adsorptionsprocessen krävs för stabil drift (minskad risk för igensättning men även mindre konkurrens om adsorptionsyta).
- Ingen enkel indikation på mättnad (periodiska analyser av målsubstanser krävs).
- Om PAK-dosering väljs, krävs EX-klassning (explosionsfarliga område), samt så behöver avskild slamfas med PAK gå till destruktion, vilket resulterar i höga driftskostnader.

6.4.3 Jonbyte (Advanced Ion Exchange - AIX)

Jonbyte (Advanced Ion Exchange - AIX) involverar användningen av hartser, vilket är små porösa plastpärlor med laddade funktionella grupper, som idag används t.ex. inom lakvattenrening och i dricksvattenverk. Till respektive funktionell grupp kan en laddad förorening binda och ersätta befintliga vätekatjoner eller hydroxidanjoner. Reduktionshastigheten och effektiviteten av AIX beror på den initiala koncentrationen av föroreningen, koncentrationen av konkurrerande joner och lösta ämnen, behandlingsdesignen (d.v.s. flödeshastigheten och kulornas storlek) och typen av joner i kulorna. Eftersom PFAS förekommer i vatten mest som lösta anjoner används anjonbytare för rening av PFAS-förorenat vatten. De jonbytare som används för PFAS-reduktion avskiljer dock inte alla anjoner utan är mer specifika för vissa anjoner. Avseende PFAS följer sorptionsförmågan till viss del samma mönster som för GAK - ju kortare kolkedja desto sämre sorption (snabbare genombrott), dock är jonbytare mer selektiva än GAK. Skillnaden mellan genombrott av korta och långa PFAS är väldigt stor; rening av PFBA kan sjunka till 0 % efter bara några tusen bäddvolymer (BV) medan avskiljning av PFOS kan överstiga 90 % fram till 35 000 BV (Malovanyy et al. 2021).

På samma sätt som för aktivt kol finns en uppsjö av olika typer av anjonbytare från olika leverantörer. Vissa jonbytarmassor marknadsförs som speciellt framtagna för rening av PFAS-förorenat vatten (bl.a. Purolite PFA694E, Lewatit TP108, etc.) medan andra leverantörer rekommenderar sina massor för avskiljning av perklorater (kemisk förening som innehåller perkloratjoner, och är kommersiellt framställda salter) men även för rening av PFAS-förorenat vatten (Amberlite PSR 2 Plus). Jonbytarmassa används i liknande filter som kolfilter men på grund av den större tryckförlusten över filtret och behovet att reducera kontakttiden jämfört med GAK-filter kan det vara motiverat att använda trycksatta filter med hög flödeshastighet i stället för öppna filter.

Fördelar med jonbytare för PFAS-rening

- Byter inte bara ut PFAS-joner utan delvis även andra organiska miljögifter som förekommer i vattnet i anjonform (exempelvis vissa läkemedelsrester som diklofenak).
- Relativ enkel applicering i liten (t.ex. engångs), medelstor och stor skala.
- Mycket högre och selektiv sorptionsförmåga för PFAS i jämförelse med GAK gör att mer vatten kan behandlas per filtermedia enhet (faktor 5-10 i försök med lakvatten).
- Vid högtemperaturförbränning av förbrukad jonbytarmassa destrueras även PFAS.

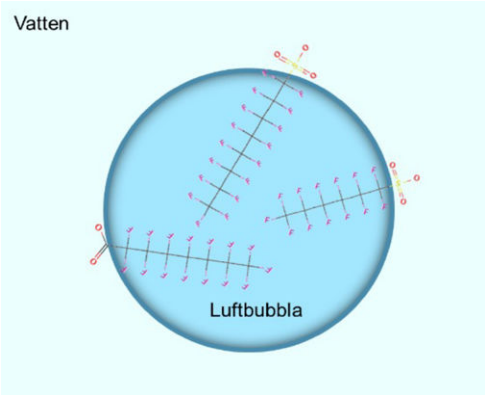
Nackdel med jonbytare för PFAS-rening

- En ännu effektivare förbehandling krävs än för kolfilter, för att undvika igensättning. Används ofta som efterpolering.
- Svårare drift jämfört med GAK-filter, gäller speciellt backspolning vid igensättning.
- Ingen enkel indikation på mättnad (periodiska analyser av målsubstanser krävs).
- Komplicerad regenerering med hantering av brandfarliga kemikalier. Eluatet behöver destrueras.
- Otestat inom kommunal avloppsvattenrening idag men en etablerad teknik inom andra områden som t.ex. dricksvattenproduktion.

6.4.4 Skumfraktionering (Surface Activation Foam Fractionation - SAFF)

Vid skumfraktionering (Surface Activation Foam Fractionation - SAFF) avskiljs PFAS från vatten genom att luft bubblas genom vatten som PFAS fastnar på. Vid vattenytan bildas ett skum som kan avskiljas genom att skummet bräddas eller via t.ex. uppsugning. Själva skumfraktioneringstekniken har använts inom vattenrening under lång tid men då för att avskilja proteiner som t.ex. foderrester och avfall från vatten i fiskodlingar (så kallade proteinskimmers). På senare tid har tekniken uppmärksammats för att även kunna rena bort PFAS. Dock saknas ännu referenser för användning i stor skala vid kommunala avloppsreningsverk.

Anledningen till att PFAS går att avskilja med luftbubblor beror på att PFAS-molekyler är polära. Detta innebär att de olika ändarna av molekylerna har olika laddningar och därmed en hydrofob (vattenavstötande) och en hydrofil (vattenlöslig). Att PFAS-molekyler är ytaktiva gör dessutom att de vill ligga i gränssnittet mellan vatten och organiska ämnen eller lösningsmedel. När luftbubblor finns i vattnet positionerar sig PFAS-molekylerna så att deras vattenavstötande delar (den fluorerade kolkedjan) kommer i kontakt med luftbubblorna och den vattenlösliga delen (SO^{3-}- och COO- gruppen) blir kvar i vattenfasen (Figur 6.3). När luftbubblan stiger till ytan, följer molekylen med. Genom att samla upp det bildade skummet (luftbubblor med vattenfilm på) kan då även PFAS avskiljas. Vid skumfraktionering kan man använda vanlig luft men även ozon används, mest för att skapa mindre bubblor.



Figur 6.3
Principen för PFAS-separering med luft vid skumfraktionering.

Även skumfraktionering är alltså en separationsprocess där PFAS koncentreras upp i en mindre volym av koncentrat som sedan behöver hanteras. Typiska uppkoncentreringsfaktorer för skumfraktionering ligger mellan 10–20 gånger vilket innebär att koncentratvolymen blir ca 5 - 10 % av inkommande flöde (OPEC Systems 2020; Sjöberg 2021). För att koncentrera PFAS ytterligare kan skumfraktionering göras i flera steg. OPEC Systems har ett patent som avser flerstegsskumfraktionering (Phillips 2019). I det första steget används traditionell skumfraktionering där luften injiceras med injektorer. I steg 2 görs skumfraktionering på koncentratet från första steget. Då används undertryck för att skapa "torrt skum" som sugs bort som koncentrat. Även ett tredje steg kan användas för att behandla koncentratet från steg 2. Skumfraktionering i två steg gör att man kan uppkoncentrera PFAS ca 1 000 gånger (OPEC Systems 2020). Vid skumfraktionering i tre steg kan volymen minska ytterligare med faktor 100 och därmed bildas endast en väldigt liten volym av koncentrat som behöver skickas på destruktion (OPEC Systems 2020, Sjöberg 2021).

Olika PFAS avskiljs olika bra med skumfraktionering. Generellt avskiljs de PFAS som har 6 eller fler fullfluorerade kolatomer nästan fullständigt. PFAS som har 4 eller färre fullfluorerade atomer avskiljs däremot nästan inte alls eftersom den låga ytaktiviteten gör att de har en låg benägenhet att stanna vid ytskiktet mellan vattnet och luften. För PFAS11 betyder det att 4 av 11 ämnen endast separeras i viss uträckning (0–30 %) med skumfraktionering, medan resterande 7 substanser separeras med över 90 %. För att skumfraktionering ska fungera ska vattnet ha en tendens att skumma lagom mycket. Vid behandling av vatten som inte skummar av sig själv (exempelvis grundvatten med relativt låga halter PFAS) behöver tensider tillsättas för att förstärka skumbildning. Vid behandling av vissa typer av lakvatten kan skumbildningen vara för kraftig vilket gör att mycket vatten följer med och uppkoncentreringen blir låg. Detta kan hanteras genom en lägre fyllning av skumfraktioneringskolonnen (högre fribord, alltså kant ovanför vattenytan) eller en liten tillsats av skumdämpare (Malovanyy 2021).

Fördelar med skumfraktionering för PFAS-rening
- Enkel skalbar teknik (baserad på redan testade applikationer med lakvatten).
- Väldigt hög och stabil reduktion av långa PFAS.
- Med flera steg kan en hög uppkoncentrering av PFAS uppnås.
- Potentiell möjlighet att kombinera luftning i biologiska reningssteg med PFAS-reduktion.
- Endast viss tillsats av kemikalier krävs

Nackdel med skumfraktionering för PFAS-rening
- Endast delvis rening av PFAS.
- Ingen enkel styrning av lagom skumning.
- Tekniken genererar en restfraktion som behöver hanteras (t.ex. förbränning).
- Tekniken är inte etablerad på ARV idag. Få anläggningar finns i fullskala (rening av lakvatten respektive förorenat grundvatten med dimensionerande flöden på max. 15 m^3/h).

6.4.5 Andra renings- och kompletterande tekniker under utveckling

Förutom de reningstekniker som har beskrivits ovan finns det ett antal tekniker i utvecklingsstadiet som kan användas separat eller som komplement till andra tekniker. För vissa av dessa tekniker återstår det att bevisa deras effektivitet för att separera eller destrueras PFAS (även olika sorter av PFAS). Tekniker som kan nämnas är bl.a.:

- *Elektrosorption*
  Vid elektrosorption används en elektrod för att öka jonföreningarnas rörelse för att sedan adsorbera dem med t.ex. aktivt kol. Kapacitiv avjonisering (Capacitive deionisation - CDI) är en av de tekniker som ingår här. Tekniken har inte testats i fullskala ännu och att regenerera elektroderna bjuder på utmaningar.
- *Elektrokoagulering*
  Vid elektrokoagulering frigörs metalljoner från metalliska elektroder som flockar partiklar och eventuellt partikelbunda PFAS. Eventuellt kan även elektrokemisk oxidering ske. Flera försök med högkoncentrerat vatten visar på signifikant PFAS-reduktion men framför allt är elektrokoagulering lämplig som förbehandling av vatten före tillämpning av andra tekniker.
- *Elektrokemisk oxidation*
  Elektrolys som sker mellan två elektriskt laddade elektroder kan ge en viss nedbrytning av PFAS genom radikalbildning i processen. Avstånden mellan elektroderna måste dock vara litet, elektrolyter kan behöva tillsättas för att öka ledningsförmågan och PFAS-intermediärer kan bildas.
- *Komplexbildning/flockning*
  PFAS avskiljs inte vid användning av vanliga flockningsmedel. Det finns dock speciella flockningsmedel som binder PFAS till större komplex i löst form eller flock i fast form som sedan kan avskiljas genom mekanisk filtrering. Exempel på sådana tekniker är Chromafora Selpaxt (avskiljning med utrafiltrering) och PerfluorAd (avskiljning med sandfilter).
- *Alternativa sorbenter*
  I stället för kommersiellt aktivt kol kan adsorbenter som tillverkas från andra material eller modifierade adsorbenter användas. Exempel på sådana är aktiverat slamkol och magnetiskt aktivt kol (förväntad enklare avskiljning med magnetiskt aktivt kol). Olika tekniker håller på att utvecklas och några av det mest relevanta tas upp i nästa avsnitt (avsn6.5tt 0).
- *Kemisk destruktion*
  Avancerade reduktionsprocesser (ARP), elektrokemisk behandling och sonolys som redan beskrivs under destruktionstekniker (se avsn 6.5tt 0) kan även tillämpas för rening av PFAS-förorenat vatten. ARP-tekniker som electron beam, fotolys och ultraviolett

(UV)-strålningskaparreduceranderadikalersomdäreftersekventielltdefluorerarPFAS. Sonolys och andra tekniker som skapar radikaler och höga temperaturer genom kavitationsbubblor kan också ha förmågan att destruera PFAS.

- *Fluorbeläggning för PFAS-separering (Fluorine coating)*
  Initiala labbskaletester har visat att syntetiserade fluorbeläggningar eller filmer kan användas för att fånga upp PFAS från förorenat vatten. Den separerade matrisen (filmen med uppfångat PFAS) kan sedan termiskt behandlas för att destruera PFAS och regenerera utgångsmaterialet (Sloand et al. 2021). Tekniken befinner sig dock under utveckling och finns endast i labbskala.
- *Teknikkombinationer*
  Även om vissa tekniker som t.ex. ozonering ej är lämpliga för att avlägsna PFAS, så kan vissa teknikkombinationer åstadkomma en viss PFAS-rening. Ett exempel är katalytiskt ozonering där aktiverat persulfat eller fenton tillsätts till avloppsvattnet (Arias Espana et al. 2015). Sådana teknikkombinationer behöver dock testas och verifieras innan de kan tillämpas i fullskala.

Enbart ozonering ger ingen oxidation av PFAS på grund av de starka kol-fluorbindningar som tar bort reaktiviteten hos ozon (Choe et al. 2020; von Gunten 2003).

6.5 Destruktion eller inaktivering av PFAS

Med destruktion eller mineralisering avses en fullständig defluorering av perfluoralkylkedjan och PFAS-molekylen. Vissa reningstekniker för PFAS-förorenat vatten som diskuterades i föregående avsnitt åstadkommer endast en separation och uppkoncentrering av PFAS men utan att destruera föroreningarna. Destrueras inte separerade PFAS-ämnen finns en risk att de återigen hamnar i kretsloppet via t.ex. lakvatten. Några reningstekniker för PFAS-förorenat vatten kan dock också åstadkomma en komplett eller delvis destruktion av PFAS och dessa tekniker och relaterade aspekter tas därför även upp i detta avsnitt. För tekniker som ska vara kapabla till att destruera PFAS och dess prekursorer är aspekten av eventuella oönskade nedbrytnings- eller biprodukter som kan bildas till följd av en ofullständig destruktion viktig. Om PFAS-relaterade nedbrytnings- eller biprodukter skapas vid behandling genom olika tekniker har ännu inte undersökts i samma omfattning som t.ex. inom läkemedelsrening. Detta innebär att det finns en risk att PFAS-relaterade nedbrytnings- eller biprodukter som inte kan analyseras genereras vid ofullständig PFAS-destruktion. Miljöpåverkan från eventuella PFAS-nedbrytningsprodukter är inte kvantifierad men med tanke på deras profil är det troligt att också de är persistenta och toxiska.

Efterföljande beskrivning av tekniker för PFAS-destruktion bör därför tas med viss reservation och fler verifieringsstudier för respektive teknik bör genomföras innan tekniken kan anses destruera PFAS. Generering av PFAS-relaterade nedbrytnings- eller biprodukter och behov för hantering av t.ex. restprodukter eller -flöden kan visa sig vara oundvikligt. En medvetenhet om potentiella biprodukter kan dock bidra till att hitta lämpliga hanteringar av restströmmar.

Alla destruktions tekniker baseras på två grundmekanismer som involverar antingen molekylär nedbrytning via termisk destruktion eller sekventiell defluorering (Horst et al. 2020). Stabiliteten hos perfluoralkylgruppen innebär också att alternativa termiska destruktionstekniker till förbränning kräver jämförelsevis längre uppehållstider för att uppnå en mineralisering, men även andra faktorer som temperaturer och närvaro av syre spelar in.

6.5.1 Termisk behandling: förbränning, pyrolys, termisk hydrolys

Förbränning anses ge en destruktion på 99 % av fluorerade organiska toxiska ämnen (Principal Organic Hazardous Constituents - POHC) redan vid 2 sekunders uppehållstid

vid 900 °C (Taylor et al. 1990). För en unimolekylär termisk destruktion, d.v.s. där endast PFAS-molekylen deltar i reaktionen, bedöms det krävas 1 440 °C under minst 1 sekund (Tsang et al. 1998). En studie av Kim Lazcano et al. (2019) visade att en upphettning av slam till 650 °C inte är effektivt för borttagning av PFAA. En studie har även visat att den nödvändiga temperaturen för en PFAS-destruktion ökar med ökande kedjelängd (Rayne och Forest, 2009). Solo-Gabriele et al. (2020) studerade PFAS i olika lakvatten från deponier där aska från förbränningsanläggningar placerats. En statistiskt signifikant korrelation mellan förbränningstemperatur och koncentrationen av PFAS i lakvattnet från den deponerade askan observerades. De lägsta PFAS-halterna hittades i lakvatten från aska från förbränning vid 930 och 980 °C. Vid förbränning med lägre temperaturer, 760 till 870 °C, återfanns högre halter av olika PFAS i lakvattnet. Dessutom indikerade resultaten att förbränning vid lägre temperatur kan producera kortare PFAS som nedbrytningsprodukt i stället för att destruera PFAS.

Det bör noteras att en fullständig PFAS-nedbrytning resulterar i produktion av vätefluorid som är giftigt och frätande. Temperaturer under 900 °C är sannolikt otillräckliga för en komplett nedbrytning av PFAS även om det finns motstridiga uppgifter i litteraturen. Motstridigheterna kan dels bero på skillnader i materialet som har gått till förbränning (t.ex. fast eller vattenfas) eller en ofullständig analys av potentiella PFAS-biprodukter (Horst et al. 2020). Fullständig nedbrytning av PFAS rapporterades vid förbränning över 900 °C (Watanabe 2016; 2018). Kvantifierbara halter av PFAS i askan och rökgaskondensat vid svenska förbränningsanläggningar tyder dock på att en komplett oxidation inte nödvändigtvis sker vid 900 °C och att olika faktorer som kontakttid, matris, förbränningsteknik m.m. påverkar slutliga PFAS halter (Strandberg et al. 2021). I Strandberg et al. (2021) har det inte kunnat påvisas att högtemperaturförbränning (> 900 °C) ger bättre destruktion av PFAS än förbränning vid lägre temperaturer i vanliga avfallspannor (< 900 °C).

Slamförbränning är en vanlig metod för slamhantering i delar av Europa. I Holland och Schweiz förbränns 100 % av allt producerat slam medan 55 % av slammet förbränns i Tyskland (Fang et al. 2021). Slammet förbränns oftast i separata anläggningar eller tillsammans med avfall eller biobränslen. Förbränning som destruktionsmetod är också aktuellt för kvittblivning av förbrukat aktivt kol, jonbytare eller annat fast sorptionsmaterial efter PFAS sanering/rening. Man kan även förbränna vätskor, exempelvis koncentrat från skumfraktionering eller lösningar från regenerering av jonbytare, dock endast på speciella anläggningar som kan ta emot och hantera flytande avfall.

I EU:s förordning 2019/1021 om långlivade organiska föroreningar finns en gräns uppsatt för när avfall som innehåller PFOS ska destrueras eller irreversibelt omvandlas så att återstående avfall eller utsläpp inte uppvisar persistenta egenskaper. Vid halter högre än 50 mg PFOS/kg avfall ska avfallet destrueras. Huruvida förbränning i vanliga avfallspannor för icke-farligt avfall uppfyller destruktionskravet kan diskuteras. Beräknad PFOS-halt i förbrukat GAK från lakvattenrening är mycket lägre än 50 mg PFOS/kg (Malovanyy et al. 2021) och det finns således inga lagliga hinder för att bränna förbrukat aktivt kol med annat icke-farligt organiskt avfall. Även PFOS-halten i förbrukad jonbytare från lakvattenrening är vanligtvis lägre än 50 mg PFOS/kg, dock kan gränsen överskridas om lakvatten med höga PFOS-halter har behandlats (Malovanyy et al. 2021). Även förbrukad GAK/jonbytare från rening av kommunalt vatten borde ha halter lägre än 50 mg PFOS/kg, eftersom PFOS-halterna i kommunalt avloppsvatten är mycket lägre än i lakvatten. Att det inte finns några lagliga hinder för förbränning av PFAS-innehållande sorbent med icke-farligt avfall borde dock inte ses som en uppmaning att den hanteringen är lämplig med hänsyn till de osäkerheter om ofullständig nedbrytning vid låga förbränningstemperaturer som diskuterats ovan.

En specialapplikation av förbränning är reaktivering av förbrukad GAK. Processen bygger på att kolet delvis oxideras och att ackumulerade föroreningar frigörs från materialet (desorberar) vid temperatur på ca 900 °C i en syrefattig miljö (pyrolys). En av de

stora aktiv kolleverantörerna (Chemviron Carbon) försäkrar att PFAS destrueras fullständigt vid reaktivering (Calgon Carbon 2017). Påståendet bygger dock på analogier med andra termiska destruktionsprocesser där liknande temperaturer används. Till rapportförfattarnas kännedom har detta antagande ännu inte bekräftats genom faktiska mätningar i den aktuella reaktiveringsanläggningen. Att skicka GAK på reaktivering är en vanlig metod för hantering av aktivt kol vid dricksvattenrening. Exempelvis skickar Uppsala Vatten och Avfall förbrukat aktivt kol från dricksvattenrening som används för PFAS-reduktion på Bäcklösa vattenverk till reaktivering.

Även *pyrolys*, d.v.s. anaerob termisk behandling vid höga temperaturer (300–900 °C), kan tänkas destruera PFAS i alla fall delvis. Det finns ett stort intresse för pyrolys av avloppsslam i Sverige för att producera biokol och ta vara på energin, men också för att minska halterna av mikroföroreningar i slammet. Thoma et al. (2022) undersökte 41 PFAS i slam och biokol som producerats i en kommersiell pyrolysanläggning och kunde inte detektera några PFAS-föreningar i biokolet. I en laboratoriestudie visades att pyrolys av PFAS-kontaminerad jord vid 400–500 °C under 30 minuter avlägsnande PFOS och PFOA med över 99 % (Alinezhad et al. 2022). Studien visade att processen dock producerade fluorerade flyktiga ämnen och opolära nedbrytningsprodukter av PFOA och PFOS, vilket också rapporterades i en annan studie (Kundu et al. 2021). I Sverige kan förhoppningsvis den planerade testbädden för slampyrolys i Ellinge (Sweden Water research, 2022) ge mer kunskap framöver.

Hydrotermiska behandlingsprocesser, där bl.a. Hydrotermisk karbonisering (Hydro Thermal Carbonization - HTC) ingår, innebär att t.ex. slam behandlas i en syrefri miljö vid höga tryck och temperaturer (upp till 88 bar och 400 °C). Zhang och Liang (2021) visade att dessa behandlingsprocesser inte är effektiva metoder för PFAS-destruktion. Detta förklaras med den termiska resistensen av PFAS-ämnen (stabila föreningar med höga förångningstemperaturer) och stämmer väl överens med ovanstående diskussion att temperaturer på under 900 °C inte kan garantera en fullständig PFAS-destruktion.

6.5.2 Kemisk destruktion

Med kemisk destruktion avses avancerade reduktionsprocesser (ARP), elektrokemisk behandling och sonolys. *ARP-tekniker* som t.ex. electron beam (elektronstråle), fotolys och ultraviolett (UV)-strålning skapar reducerande radikaler som därefter och sekventiellt defluorerar PFAS. Fotolys och UV använder olika UV-våglängder tillsammans med kemisk reagens och katalysatormaterial för att underlätta bildandet av radikalerna. Electron beam använder gammastrålning. ARP-tekniker är ofta energi- och tidskrävande (flera timmars uppehållstid) för PFAS-nedbrytning och effektiviteten är svår att styra, vilket medför en risk för bildandet av PFAS-biprodukter (Horst et al. 2020).

En annan kemisk behandlingsteknik är *elektrokemisk behandling* som baseras på elektronöverföring till PFAS från en anod. Olika material i anoden påverkar effektiviteten och t.ex. bor-dopade diamantanoder verkar vara mer lämpliga än blandade metalloxidanoder på grund av deras kommersiella tillgänglighet, hög reaktivitet, låg adsorptivitet och förmåga att defluorera många olika PFAS (Horst et al. 2020; Smith et al. 2022). Det bör dock noteras att det finns risk för bildning av bromat vid förekommande av bromid i vattnet. En annan teknik som använder elektrokemisk nedbrytning är kapacitiv avjonisering (CDI, capacitive di-ionisation). Tekniken bygger på elektrokemisk sorption av joner till kolelektroder och används mest för avjonisering av vatten. En speciell utformning av tekniken utvecklas av KTH och Stockholm Water Technology, där PFAS sorberas från vatten på elektroderna men även delvis bryts ner elektrokemiskt (Carrillo et al, 2021).

Appliceringen av *ultraljudsvågor (sonolys)* vid höga frekvenser (100 kHz) har visat sig destruera PFAS i många studier (Horst et al. 2020). Processen kräver endast en måttlig mängd energi för PFAS-mineraliseringen och med mindre risk för bildning av biprodukter. Tester med lakvatten har dock visat att komplexa matriser med flera föroreningar kan vara utmanande (Cheng et al. 2008). Själva destruktionen sker via

kavitationsbubblor som bildas och som lokalt frigör enorma mängder värmeenergi vid kollaps, som destruerar PFAS. Kavitationen skapar även radikaler vilket gör att även en kemisk destruktion sker. Sidnell et al. (2022) jämförde ultraljudsvågor med andra destruktionstekniker och argumenterar för att tekniken har visat sig vara den enda behandlingen som fullständigt bryter ner PFAS.

6.5.3 Biologisk nedbrytning

En biologisk nedbrytning av PFAS kan generellt inte förväntas. För närvarande finns därför inte heller några allmänt accepterade och praktiskt tillämpbara biologiska mineraliseringstekniker för PFAS, även om flera studier har undersökt sådana tekniker (Horst et al. 2020). Huang och Jaffe (2019) kunde t.ex. demonstrera lovande PFOA- och PFOS-transformation till kortkedjiga PFAA-molekyler via en autotrofisk bakterie (Acidimicrobium sp. strain A6).

Vid en kommersiell tillämpning av biologisk nedbrytning finns samma aspekter som för användningen av kemiska oxidanter; PFAS-prekursorer kan omvandlas till PFAS som sedan även lättare kan spridas än PFAS-prekursorer. Backe et al. (2013) visade t.ex. att katjoniska och zwitterjoniska PFAS i vissa brandskum kan omvandlas till anjoniska PFAA, såsom PFHxS, PFOS och PFOA. Hur PFAS-mobiliteten kan öka som ett resultat av biologiska saneringsmetoder har också rapporterats av Mejia-Avendano et al. (2016, 2017).

Kompostering är ett exempel på biologisk nedbrytning och används bl.a. för hantering av slam. Vid kompostering bryter mikroorganismer ner organiskt material under aeroba förutsättningar. Processen avger värme, vilket leder till att temperaturen i komposten ökar (Manga et al. 2021). När det gäller beteendet av PFAS vid kompostering av slam finns endast enstaka studier tillgängliga. Enligt Giovanoulis et al. (2019) resulterade kompostbehandling av slammet från Henriksdals reningsverk i något minskande PFAS-halter efter 6 månaders kompostering, mest p.g.a. avgång av flyktiga PFAS till atmosfären (se även 6.6.5) och därmed inte en biologisk nedbrytning utan en kemisk process.

6.5.4 Andra destruktionstekniker

Superkritiskt våtoxidation (VO) liknar termisk destruktion på grund av de höga temperaturerna och det höga tryck som utvecklas vid VO. VO-processen bygger på oxidation av alla organiska ämnen som finns i vattenmatrisen vid ett tryck på över 221 bar och temperaturer över 374 °C. Genom hög temperatur och högt tryck (superkritiskt tillstånd) får ämnen unika egenskaper som bäst kan beskrivas som att det saknas en tydlig gräns mellan fas och vätska. VO utförs vanligen på en restprodukt eller ett behandlat vatten där PFAS-halterna är höga. Superkritisk VO har dock också testats för destruktion av PFAS i lakvatten (utan uppkoncentrering) och för destruktion av koncentrat från skumfraktionering (Malovanyy et al, 2021, personlig kommunikation Aquarden 2021). Försöken visade en PFAS-reduktion på över 99 % när koncentrat från skumfraktionering behandlades och nedbrytningen av PFAS var fullständig, vilket bekräftades genom kompletterande analyser och en beräknad fluorbalans. Den höga behandlingskostnaden på över 1000 kr/m^3 är ett problem när stora volymer utan uppkoncentrering ska behandlas. Destruktion av koncentratströmmar med höga PFAS-halter (som dock inte testades) skulle dock kunna vara en intressant applikation av tekniken, då den kunde vara billigare än högtemperaturförbränning. Tekniken har även testats för destruktion av fast material (förbrukat kol och jonbytare från PFAS-rening av vatten). Försöken visade att det är tekniskt möjligt att destruera fast material innehållande PFAS-ämnen, men destruktionskostnaden är högre än för högtemperaturförbränning (personlig kommunikation Aquarden 2021).

Andra processer än sonolys som skapar *kavitation* (så som t.ex. hydrodynamisk kavitation) bedöms kunna vara effektiva för att destruera PFAS eftersom både höga

temperaturer och radikalbildning sker på liknande sätt. Dock har inga relevanta studier kunnat identifieras där denna metod har undersökts närmare.

Avancerade oxidationsprocesser (AOP) som ibland används för destruktion av läkemedelsrester har än så länge gett varierande resultat avseende oxidation av olika PFAS-ämnen och är beroende av vilken oxidant och katalysator som finns närvarande samt vilket PFAS-ämne som studeras. T.ex. har väteperoxid i närvaro med järn (III) visat sig fungera bra för PFOA (Mitchell et al. 2014). Även värmebehandlad persulfat ($S_2O_8^{2-}$) har gett god avskiljningsgrad för PFOA men genererar samtidigt kortkedjiga PFCAs under reaktionen. Metoden visade sig också vara starkt beroende av både kloridhalten och pH och fungerade inte alls för PFOS (Bruton och Sedlak, 2018). Många andra avancerade oxidationstekniker som t.ex. ozon/H2O2, ozon/UV, och ozon/TiO2 ger ingen eller endast begränsat reningseffekt p.g.a. de antioxiderande egenskaper av PFAS (t.ex. Huang et al. 2016; Schröder och Meesters, 2005).

Mekanokemisk destruktion (Mechanochemical destruction) har visat sig vara effektivt för att destruera PFOA och PFOS i förorenade jordar och är en lovande teknik för slamsanering (Berg et al. 2022; Turner et al. 2021). Denna metod innefattar processer såsom slipning (grinding) och skjuvning (shearing), som resulterar i att kristallstrukturen i materialet förändras vilket leder till emissioner av elektroner, joner och radikaler. Med tillsatts av t.ex. KOH reagerar de bildade elektronerna och radikalerna med PFAS-ämnen och leder till defluorering. Produktion av andra PFAS genom omvandling av PFAS-prekursorer samt utsläpp av avgaser som innehåller PFAS är en risk med denna metod.

Tang et al. (2022) presenterade nyligen en ny destruktionsmekanism genom tillsats av Dimetylsulfoxid (DMSO) och kokning vid 120 °C under 24 timmar. Även om detta representerar en ny potentiell destruktionsmöjlighet för PFAS så krävs det stora mängder DMSO och långa reaktionstider. Om tekniken är resurseffektivare än andra destruktionstekniker kvarstår således att visas.

6.5.5 Slutlagring i sluten deponi med lakvattenhantering

En hypotetisk möjlighet för hantering av PFAS är att koncentrera upp PFAS från vatten och förvara koncentratet, i form av en vätska eller sorberat till ett fast material, på ett säkert sätt för att minimera läckage. Exempelvis kunde förbrukat aktivt kol eller jonbytare deponeras tills att det finns mer kunskap om nedbrytning av PFAS vid termisk destruktion. Enligt Avfallsförordningen (2020:614) ska avfall klassas som farligt utifrån de halter som anges i bilaga III i EU:s förordning 2008/98/EG om avfall. Eftersom PFOS är reproduktionstoxiskt sätts gränsen till 0,3 % (3000 mg/kg) för när avfall klassas som farligt. PFOS-halten i en förbrukad adsorbent är mycket lägre än denna gräns och det finns därför idag inga lagliga hinder för deponering av förbrukat GAK tillsammans med annat icke-farligt avfall. Deponering av organiskt material är dock inte tillåtet i Sverige vilket gör att jonbytare (polymer) inte får deponeras. Trots att inget hinder för deponering av förbrukat GAK med icke-farligt avfall föreligger, vill avfallsbolagen inte ta emot material med höga PFAS-halter, även för hantering som farligt avfall. Detta på grund av risken att PFAS läcker ut med lakvattnet och att kostsam rening då blir nödvändigt. Deponering av PFAS i koncentrerad form är därför inte praktiskt genomförbart idag.

6.6 Relevanta åtgärdsprojekt i Sverige

I efterföljande avsnitt redovisas de aktiviteter gällande PFAS som är relevanta för VA-sektorn och som har kunnat identifieras av projektgruppen.

6.6.1 Kunskapsbyggande

Utan kunskap finns ingen möjlighet till resurseffektiva åtgärder för att få bort PFAS ur samhället och miljön. Med tanke på att kunskapen kring PFAS fortfarande är relativt begränsad till få experter eller organisationer är kunskapsspridningen essentiell i det framtida åtgärdsarbetet. Tabell 6.1 listar aktiva kunskapsbyggande initiativ som kan nyttjas.

Tabell 6.1
Urval av relevanta projekt med syfte att bygga och sprida kunskap kring PFAS-problematiken.

Zero PFAS - Baltic Sea PFAS Network (Koordinator IVL) En kunskapsdelningsplattform för att förbättra förståelsen för PFAS i avfallsströmmar i Östersjöregionen och för att minska utsläppen till Östersjön. Nätverket ska säkerställa kunskapsdelning och erfarenhetsöverföring inom området gällande PFAS-användning och hantering, reduktion, miljöpåverkan, samt policy och regler. Nätverket organiserar bl.a. workshops och konferenser. Nätverket är öppet att gå med i för alla som är intresserade och utan avgift. Stöds av Naturvårdsverket och Flagship (EU Strategy for the Baltic Sea Reagion), (Mer info).
PFAS-nätverket och guide om PFAS (KEMI) PFAS-nätverket består av myndighetsföreträdare, forskare, länsstyrelser, kommuner, konsulter och företag och syftar framför allt på att dela kunskap. PFAS-Guiden har tagits fram av myndighetsnätverket för PFAS-frågor där Kemikalieinspektionen, Livsmedelsverket, Naturvårdsverket, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens geotekniska institut (SGI), Havs- och vattenmyndigheten, Försvarsinspektören för Hälsa och Miljö och Länsstyrelsen ingår. Guiden uppdateras i takt med arbetet i myndighetsnätverket (Mer info).

6.6.2 Uppströms lakvattenrening vid avfallsanläggningar

I Tabell 6.2 återfinns en beskrivning av relevanta pilot- eller fullskaleprojekt för rening av PFAS-förorenat lakvatten. Några av erfarenheterna sammanfattas även kort i efterföljande underkapitel.

Tabell 6.2
Urval av relevanta projekt om PFAS-rening av deponilakvatten m.m.

Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar (IVL/Avfall Sverige) Praktiska försök i labb- och pilotskala för rening av PFAS-förorenat lakvatten från avfallsanläggningar. Testade tekniker inkluderar granulerat aktivt kol (GAK), jonbytare, pulveriserat aktivt kol (PAK), ozonering, nanofiltrering och skumfraktionering. Reningskostnader beräknades för alla tekniker. Skumfraktionering, rening med GAK och jonbytare framstod som de mest lovande teknikerna och visade på liknande kostnader för samma reduktionsgrad. (Referens: Malovanyy et al. 2021, Direktlänk.)
Lakvattenrening i innovativa uppströmsfilter - DynaSand (Lysekil) Projektet genomförs av IVL i samarbete med avfallsbolaget Rambo (Lysekil kommun) och teknikleverantören Nordic Water och syftar till att testa ett nytt robust jonbytarfilter för resurseffektiv rening av lakvatten för PFAS (Mer info).
Sanering av förorenade områden med salix (Älvkarleby kommun) Salixplanteringen (videväxt) på deponin Dragmossen bevattnas med uppsamlat lakvatten. Genom avverkning av träväxten kan deponin saneras på sikt. Salixen transporteras till ett värmeverk för förbränning och rökgaserna renas från föroreningar och askan tas omhand (Mer info).
Lakvattenrening med UF-membran och jonbytarfilter med fokus på regenerering av jonbytare (IVL/Ragn-Sells/Avfall Sverige) Flera olika kommersiella jonbytarmassor testas i pilotskala. Även regenerering av massorna med olika regenereringslösningar samt PFAS-rening efter regenerering testas (Mer info).
Översilningsytors potential att rena lakvatten från PFAS (Examensarbete SLU) Vid fyra avfallsanläggningar i Sverige har översilningsytors potential som reningsmetod för PFAS i lakvatten undersökts. Även växt- och jordprov har tagits i denna studie som genomförts med hjälp av företaget Water Revival Systems AB (WRS AB) och Avfall Sverige. Potentialen genom skörd av biomassa skattades dock till endast 0,03 - 0,3 %, vilket ej motiverar en uppskalning (Mer info).
Utvärdering av reningseffekten för PFAS i två fullskaleanläggningar med aktivt kol (Avfall Sverige) Erfarenheter från nya fullskaleanläggningar på deponierna Tagene och Fläskebo bestående av ett kemiskt reningssteg följt av kolfiltrering (Mer info).
Rening av PFAS i lakvatten med Surface Active Foam Fraction (SAFF) (NSR/Envytech/Avfall Sverige) Utvärdering av skumfraktionering i flera steg i fullskala på en avfallsanläggning i Helsingborg (Mer info).
Hållbar hantering av PFAS förorenade material (Less-PFAS) (Luleå Tekniska Universitet) Projektets mål är att ta fram en fungerande behandlingsmetodik för PFAS-förorenade material. Metoden ska kunna ge en PFAS-nedbrytning i vatten och mark och inkluderar tester med bl.a. med UV- och ultraljudbehandling (Mer info).

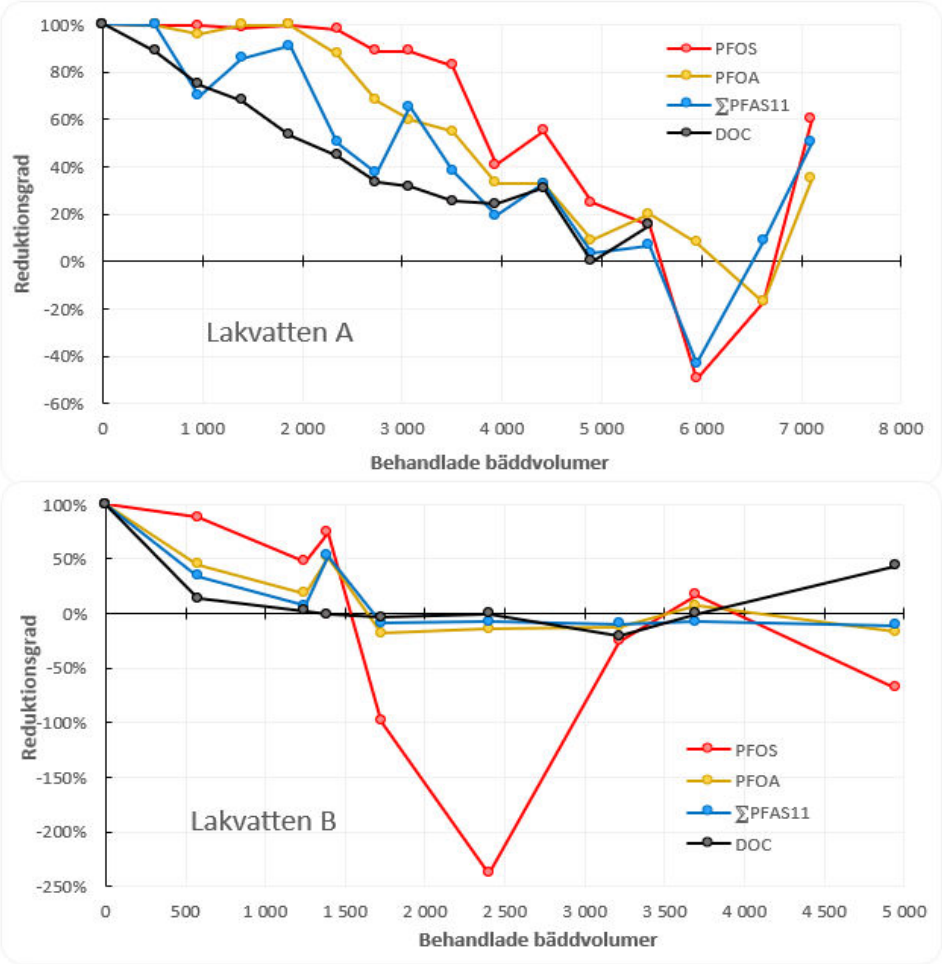
6.6.2.1 Nanofiltrering (NF)

Rening av två typer av lakvatten har testats med nanofilter med en cut-off på 270 Da genom kortvariga satsvisa försök. I båda fallen avskildes 80 – 90 % av PFAS uppmätt som PFAS11 (Malovanyy et al, 2021). I de kortvariga försöken kunde 97 % vattenåtervinning åstadkommas men vid långvarig drift bedömdes att vattenåtervinningen blir högst 75 – 80 %. Retentatet från nanofiltrering behandlades med ozon med bra oxidation av långa PFAS men dålig oxidation av de korta. Att ozoneringen fungerade i denna studie kan eventuell förklaras med att ozon reagerade med andra ämnen i lakvattnet (t.ex. järn) vilket resulterade i en katalytisk ozonering. Som diskuterats tidigare i rapporten är enbart ozonering inte en rekommenderad teknik för behandling av PFAS-förorenat vatten p.g.a. att oxidation av PFAS-ämnen är svårt och kunskapen kring eventuella nedbrytningsprodukter från oxidation av PFAS är begränsande. Återföring av retentat från membranrening till deponin är en vanlig metod för lakvattenrening i andra länder (Tyskland, Norge) men inte i Sverige. Även om återföring av retentatet ger en kostnadseffektiv rening av PFAS finns det risker med läckage av höga PFAS-halter till grund- och ytvatten i gamla deponier som saknar bottentätning. I moderna deponier lagras avfall i separata celler vilket även försvårar återinfiltrering.

6.6.2.2 Granulerat aktivt kolfilter (GAK)

Rening av PFAS-förorenat lakvatten med kolfilter har testats på minst 9 olika lakvatten från deponier. De flesta av dessa försök har utförts eller sammanfattats av Malovanyy et al. (2021). Det finns även två fullskaleanläggningar där kolfilter används på avfallsanläggningarna Tagene och Fläskebo (båda i eller i närheten av Göteborg).

Erfarenheter från pilotförsök visar att genombrotten av PFAS beror mer på DOC-halten (löst organiskt kol, engelska: dissolved organic carbon) i vattnet än på halten av PFAS. Ett exempel på detta fenomen visas i Figur 6.4, där reduktionen av PFOS i kolfilter med samma utförande och kolsort men behandlat med olika lakvatten presenteras (Malovanyy et al. 2021). Det första lakvattnet (A) hade en medelhalt av DOC på 13 mg/L, en PFOS-halt på ca 760 ng/L och en ΣPFAS11-halt på ca 3 300 ng/L (Figur 6.4). Det andra lakvattnet (B) hade en mycket högre DOC-halt på 92 mg/L, en mycket lägre PFOS-halt (16 ng/L), men en jämförbar ΣPFAS11-halt (4 400 ng/L). Trots den lägre PFOS-halten i lakvatten B var reduktionsgraden låg (redan efter behandling av 1 000 BV) jämfört med reduktionen av PFOS för lakvatten A som hade en lägre DOC-halt (fram till ca 3 500 BV).



Figur 6.4
Rening av förorenat lakvatten med kolfilter (modifierat från Malovanyy et al. 2021).

Genombrotten av korta PFAS kom mycket tidigare än för längre PFAS. Därför kan filtermaterialet behöva bytas redan efter 200 BV (motsvarar mindre än en veckas drift), om målet med reningen även är en bra reduktion av korta PFAS. Det är således praktiskt olämpligt att rena bort de kortaste PFAS från lakvatten med aktivt kol. Jämförande försök med 2 olika typer av aktivt kol visade också att ett billigare reaktiverat kol gav en bättre totalekonomi jämfört med färskt högkvalitativt aktivt kol (Malovanyy et al. 2021).

6.6.2.3 Jonbytare (AIX)

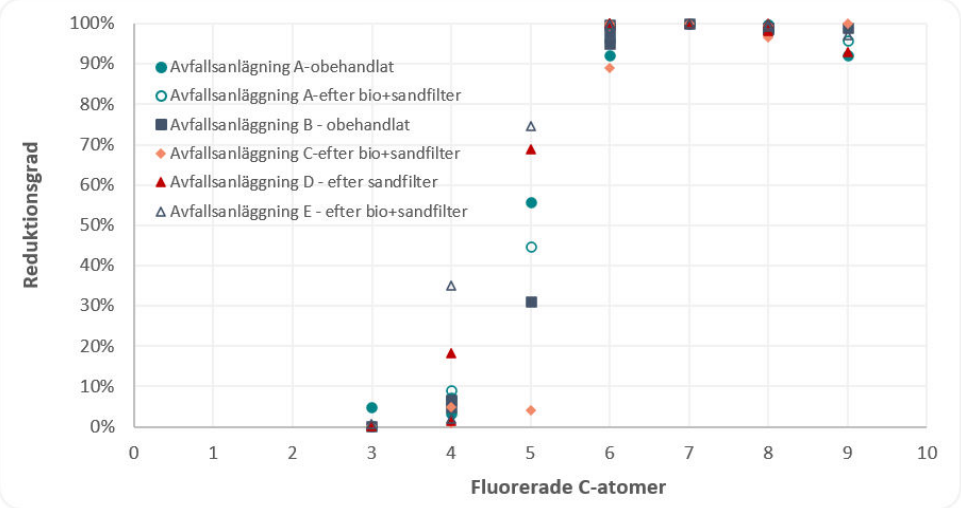
Även jonbytare har testats i flera pilotförsök som beskrivs i Malovanyy et al. (2021). I alla kända dokumenterade försök på förorenat vatten (lakvatten och avloppsvatten) i Sverige användes jonbytare av typen Purolite PFA694E. Uppsala Vatten och SLU har även gjort försök avseende rening av förorenat grundvatten med jonbytare av typen Purolite A-600 (Franke et al. 2019; McCleaf et al. 2017). Det pågår även försök med jonbytare från andra leverantörer i projekt med Ragn-Sells och Rambo. Dessutom pågår projektering av en fullskaleanläggning på Sofielunds avfallsanläggning. De samlade erfarenheterna gällande användning av jonbytare för PFAS-rening är att jonbytare är effektiva för att avskilja PFSA och långa PFCA. Resultaten tyder också på att jonbytaren är mindre känslig för DOC än aktivt kol. Exempelvis kunde en reduktion av PFOS med mer än 80 % upprätthållas fram till behandling av 55 000 BV av samma lakvatten (lakvatten B, se även föregående avsnitt 6.6.2.22). Reduktion av korta PFAS är dock fortfarande problematiskt där t.ex. reduktion av PFBA sjunker till 0 % redan efter mindre än 3 500 BV, vilket motsvarar 2 veckors drift.

Jonbytarmassa är 5-15 gånger dyrare per m^3 än GAK. Regenerering av förbrukad jonbytarmassa i bänkskala med en lösning av metanol testades i Malovanyy et al. (2021) med

bra resultat avseende regenerering av sorptionsförmågan. Det pågår nu även försök med regenerering av jonbytarmassa med en lösning av etanol på Högbytorp avfallsanläggning. I projektet utvärderas även hur PFAS kan separeras från regenereringslösningen och om massan behåller sin funktion efter regenerering. Generellt rekommenderar leverantörer dock en engångsanvändning av jonbytarmassa med efterföljande förbränning. I jämförelse med GAK bildas mycket mindre volymer förbrukat filtermaterial och en destruktion via högtemperaturförbränning bli därmed mer hanterbart.

6.6.2.4 Skumfraktionering

Skumfraktionering testades med sex olika typer av lakvatten från svenska avfallsanläggningar genom satsvisa försök i bänkskala (Malovanyy et al. 2021). Resultaten från försöken med olika typer av lakvatten stämmer bra överens med varandra. Det observerades väldigt bra (>90 %) reduktion av de PFAS som har fler än 6 fluorerade kolatomer men avskiljning av kortkedjiga PFAS var generellt låg (<40 %, Figur 6.5).



Figur 6.5
Rening av PFAS förorenat lakvatten med skumfraktionering (modifierat från Malovanyy et al. (2021)).

Skumfraktionering har varit i fullskaledrift under mer än ett år på Tveta avfallsanläggning och erfarenheterna med tekniken är goda. Liknande resultat som i Figur 6.5 har observerats även i fullskala. Uppkoncentreringen i fullskala uppgår till 25 000 gånger (Helena Hinrichsen, personlig kommunikation 11.03.2021) vilket skapar goda möjligheter för att skicka koncentratet till termisk destruktion. Driftkostnader för tekniken är mycket lägre än för andra tekniker och uppgår till ca 0,9 kr/m^3, vilket förmodligen kan minskas med ytterligare optimering. Totalkostnaden för reningen är dock närmare 7 kr/m^3.

Uppkoncentrering av PFAS i skum sker även oavsiktligt vid biologisk rening av lakvatten. Höga PFAS-halter har funnits vid analys av skum från lakvattenrening i Västerås (SBR), Uppsala (MBBR) och Helsingborg (luftad damm).

6.6.3 Vid avloppsreningsverk

Enligt projektgruppens genomgång finns det idag inga projekt vid svenska avloppsreningsverk som endast tittar på PFAS-rening. I Tabell 6.3 listas relevanta pilot- eller fullskaleprojekt för rening av andra mikroföroreningar vid avloppsreningsverk där bl.a. PFAS ingår. Några av erfarenheterna från projekten sammanfattas även kort i följande underkapitel.

Teknik och Referens	Beskrivning
Ultrafiltrering och aktivkolfilter (UF-GAK) Vivab-Getteröverket	Pågående praktiska pilotförsök sedan februari 2021 med teknikkombinationen ultrafiltrering och aktivt kol (UF-GAK) vid Getteröverket för att utreda förutsättningarna för en fullskaleinstallation för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar såsom PFAS. Olika typer av aktivt kol (jungfrulig, regenererat, fossil/icke-fossil och slambaserad) testas. Projektet genomförs av Vivab i samarbete med IVL. (Mer info | Länk till första delrapport).
Aktivkol- och jonbytarfilter (GAK-AIX) Uppsala vatten och Avfall	Pågående pilottester sedan januari 2022 vid Kungsängsverket med både ett flertal kolonnlinjer och pilotlinjer med olika kombinationer av GAK-filter och jonbytarfilter i vanliga enstegs- och flerstegsuppsättningar samt fluidiserad bädd. Projektet genomförs av Uppsala vatten och Avfall i samarbete med IVL. (Mer info).
Membranbioreaktor och aktivkolfilter (MBR-GAK) Himmerfjärdsverket	Pågående pilottester sedan augusti 2020 med Himmerfjärdsverket framtida processlösning med en MembranBioReaktor (MBR) i kombination med två pilotlinjer för avancerad rening med hjälp av flerstegs-GAK-filter. Även skumfraktionering/-avdrag och adsorption av PFAS på membranytan undersöks som metod att avlägsna PFAS. Projektet genomförs av Syvab i samarbete med IVL och Ramböll. (Mer info | Länk till första delrapport).
Pulveraktivkol och Membranbioreaktor (PAK-MBR) Hammarby Sjöstadsverk	Pågående pilottester sedan oktober 2021 vid Hammarby Sjöstadsverk med en MembranBioReaktor (MBR) i kombination med tillsats av pulveriserat aktivt kol (PAK). Första resultaten avrapporteras mot slutet av 2022. Projektet genomförs av Syvab i samarbete med IVL (Mer info).
Bark och aktivkolfilter (Bark + GAK) SLU	Studie för att jämföra GAK med bark (en biprodukt från pappers- och träindustrin) för reduktion av PFAS i avloppsvatten vid Kungsängsverket, Uppsala. Studien studerade även effekterna av flöde och partikelstorlek på PFAS-reduktionen. GAK uppvisade i testerna en reduktion på upp till 93 %. Motsvarande siffra för barken var 45 %. (Länk till exjobbsrapporten).

Tabell 6.3
Urval av relevanta projekt gällande PFAS-rening vid svenska avloppsreningsverk.

Just kombination av luftning för syresättning av vatten vid biologisk rening och skumfraktionering är ett intressant område för framtida forskning som dock även behöver undersöka avgång till atmosfären (se även 3.1.3). Att PFAS uppkoncentreras i spontan skumbildning som kan uppstå vid biologisk rening eller pumpning av vatten, har observerats på flera ställen i Sverige. PFAS-halten i skum från lakvattenrening i SBR på Gryta avfallsanläggning (Västerås) var 200 ggr högre än i inkommande vatten; PFAS-halten i skum från en luftad damm på NSR:s avfallsanläggning Filborna (Helsingborg) var 900 ggr högre än i inkommande vatten; extremt höga halter observerades i skum från lakvattenrening i en MBBR-anläggning på Hovgården avfallsanläggning (Uppsala).

Intensiv skumbildning i aktivslamanläggningar är ibland ett problem, speciellt för anläggningar som bygger på MBR-processen. Att samla in detta skum (t.ex. vid ytavdrag av överskottsslam) och behandla det separat kan vara ett sätt för att både minska arbetsmiljöproblemet med skumning (t.ex. manuell spolning), och även avskilja PFAS från vattnet. Prover av skum från den biologiska reningen i en MBR-process har tagits från den pilot som drivs på Hammarby Sjöstadsverk tillsammans med Stockholm Vatten och Avfall och den pilot som Syvab driver vid Himmerfjärdsverket för utvärdering. En kontrollerad skumfraktionering i två steg har även gjorts i bänkskala med utgående vatten från MBR-processen på Hammarby Sjöstadsverk. De PFAS med 6 och fler fullfluorerade kolatomer avskildes till under detektionsgränsen, vilket resulterade i en reduktion av PFAS11 på 82 % och en uppkoncentrering av PFAS på 50–100 gånger (intern opublicerat data, IVL). Viktigt att poängtera är dock att skumbildningen initialt var otillräcklig och därför tillsattes en liten dos diskmedel.

Andra enkla försök där biologisk rening av vatten kombinerats med skumfraktionering beskrivs i Malovanyy et al. (2021). Lakvatten tillsattes biofilmbärare med etablerad biofilm och luftades 10 h för att simulera biologisk rening i MBBR-processen. Skum som bildades i processen bräddades över reaktorn och samlades in separat. I dessa enkla försök kunde långkedjiga PFAS reduceras med >96 %.

Sammanfattningsvis finns det goda möjligheter för PFAS-separation från avloppsvatten med skumfraktionering. Det är dock oklart om det går att kombinera denna process med luftningen i den biologiska reningen och vilka anpassningar som krävs för detta.

Dessutom behöver en möjlig övergång av PFAS till luften via flyktiga PFAS och aerosoler undersökas. Insamling av skum som bildas i aktivslamprocessen verkar vara ineffektivt för bra PFAS-rening. Det kan dock vara intressant att analysera skum från biosteg som bygger på MBBR-processen eftersom luftintensiteten är högre och slamhalten är lägre jämfört med aktivslamprocessen.

6.6.4 Slam, mark och vattenresurser

Förutom aktiviteter direkt kopplade till VA-verksamheter så pågår även flera projekt inom andra områden som syftar till att åtgärda PFAS-förorenade vattenresurser (Tabell 6.4).

Nya och befintliga vattenreningstekniker för borttagning av PFAS-ämnen i vattenverk (Svenskt vatten) En omfattande litteraturgenomgång av både nuvarande och nya reningsmetoder samt en bedömning av deras reningseffektivitet, kostnader och energibehov (Mer info).
Mikrobiell nedbrytning av PFAS vid sanering av förorenad mark och grundvatten (UU, SLU) Forskningsprojekt för att utöka kunskapen om mikrobiell nedbrytning av PFAS. Projektet ska identifiera PFAS-nedbrytande bakterier, kartlägga optimala förhållanden för mikrobiell nedbrytning i jord och grundvatten samt undersöka vilka ämnen som kan brytas ned fullständigt. Kunskapen ska även tillämpas i ett demonstrationsförsök. Projektet ska pågå under tre års tid mellan 2022 och 2025 (Mer info: Fritjof Fagerlund).
Nedbrytning av PFAS in-situ genom sonolys (ultraljud) (LTU) Sonolystekniken ska testas i fält för rening av PFAS-förorenat grundvatten. Studien genomförs i samverkan mellan forskare vid Luleå tekniska universitet och Clarkson University i USA, entreprenör och användare. Laboratorieförsök med en sonolys-reaktor ska följas upp med tester i fältskala. Projektet planeras att pågå i tre år mellan 2022 och 2025 (Mer info: Jurate Kumpiene).
Testbed PFAS (RISE) Tre adsorptionsbaserade reningstekniker ska testas med förorenat dricksvatten i Tullinge. Vattnet har redan gått genom vattenreningsverkets ordinarie reningsprocess men innehåller för höga halter av PFAS för att kunna användas som dricksvatten. Förutom RISE medverkar Försvarsmakten, Försvarets materielverk och Fortifikationsverket i projektet (Mer info).
Slamspridning på åkermark, PFAS i slam, jord, gröda och mask (Örebro universitet) Studien utförs inom projektet 'Slamspridning på åkermark' som har pågått sedan 1981. Slam från Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö sprids i fältförsöket i Petersborg där provtagning sker på slam, jord, gröda och daggmask under säsongen 2021/2022 (Mer info).
Lagring av avloppsslam under olika förhållanden (IVL, Naturvårdsverket) Storskaligt experiment med slam som rötats antingen termofilt eller mesofilt och sedan lagrats under flera olika förhållanden: täckt eller öppet, med eller utan tillsats av urea, samt med och utan kompostering. Analyser visade inte någon effektiv reduktion av PFAS genom dessa tekniker (Mer info).

Tabell 6.4
Urval av relevanta projekt för PFAS-rening av mark, yt- och grundvatten.

6.6.5 Lämpliga tekniker för slambehandling

Förutom slamförbränning som i dagsläget inte tillämpas i större uträckning i Sverige finns inget bra kunskapsunderlag om alternativa behandlingsmetoder för slam med höga PFAS-halter för att reducera dess PFAS-innehåll. Slamförbränning är en termisk process och diskuteras utförligt i avsnitt 6.5.1. En annan termisk process är pyrolys, men vilka processparametrar som krävs för destruktion av PFAS genom pyrolys är delvis fortfarande oklart. Även mekanokemisk destruktion (malning), som används för behandling av förorenade jordar, kan vara aktuellt för slambehandling. Även för denna teknik saknas det forskning avseende dess lämplighet. En gemensam nämnare för termisk och mekanokemisk behandling är dock att även vissa önskvärda resurser, såsom vissa närings-, mull- och spårämnen, i slammet destrueras och därmed inte kan återföras i kretsloppet.

Ett projekt som undersökte hur öppen/täckt lagring och kompostering av mesofilt eller termofilt rötat slam kan reducera slammets PFAS-innehåll genomfördes av Giovanoulis et al. (2019). Försöken visade dock ingen reduktion av PFAS-halterna i slammet vid lagring (Tabell 6.4). I stället ökade PFAS-halterna med nästan en tiopotens under 12 månaders lagring i det icke-komposterade slammet troligtvis p.g.a. omvandling av PFAS-prekursorer. Resultaten från TOP och EOF visade att det fanns en betydande andel (91 - 97 %) av hittills oidentifierade PFAS i slammet i båda försöken. En kompostbehandling av rötat slam resulterade i viss reduktion av PFAS-halterna.

Ebrahimi et al. (2021) har visat att både reningsprocessen (pH, salinitet, tillsatser) och slamstabiliseringsmetoder (rötning, luftning och kompostering) kan förändra urlakningspotentialen för PFAS och därmed påverka huruvida PFAS i slam kan spridas till omgivande miljö vid t.ex. slamspridning. Mer forskning behövs dock inom detta område.

6.6.6 Lämpliga reningstekniker för tillfälliga utsläpp

Tillfälliga byggarbeten som t.ex. större vägprojekt behöver ofta hantera tillfälliga utsläpp av byggavloppsvatten eller länsvatten. Verksamhetsutövaren får i dessa fall tillstånd för utsläpp till dagvattennätet eller till recipient från tillsynsmyndigheten. Vid misstanke om att PFAS kan förekomma i länsvattnet, eller om en särskilt känslig recipient är inblandad som redan belastas med PFAS, kan villkor för dessa ställas från tillsynsmyndigheten. En bedömning görs vanligtvis för varje enskilt fall. Några VA-huvudmän som t.ex. Stockholm Vatten och Avfall har tagit fram riktlinjer för PFAS-haltigt länshållningsvatten som definierar vilka prover och analys, samt eventuell rening av PFAS-förorenat länshållningsvatten som krävs.

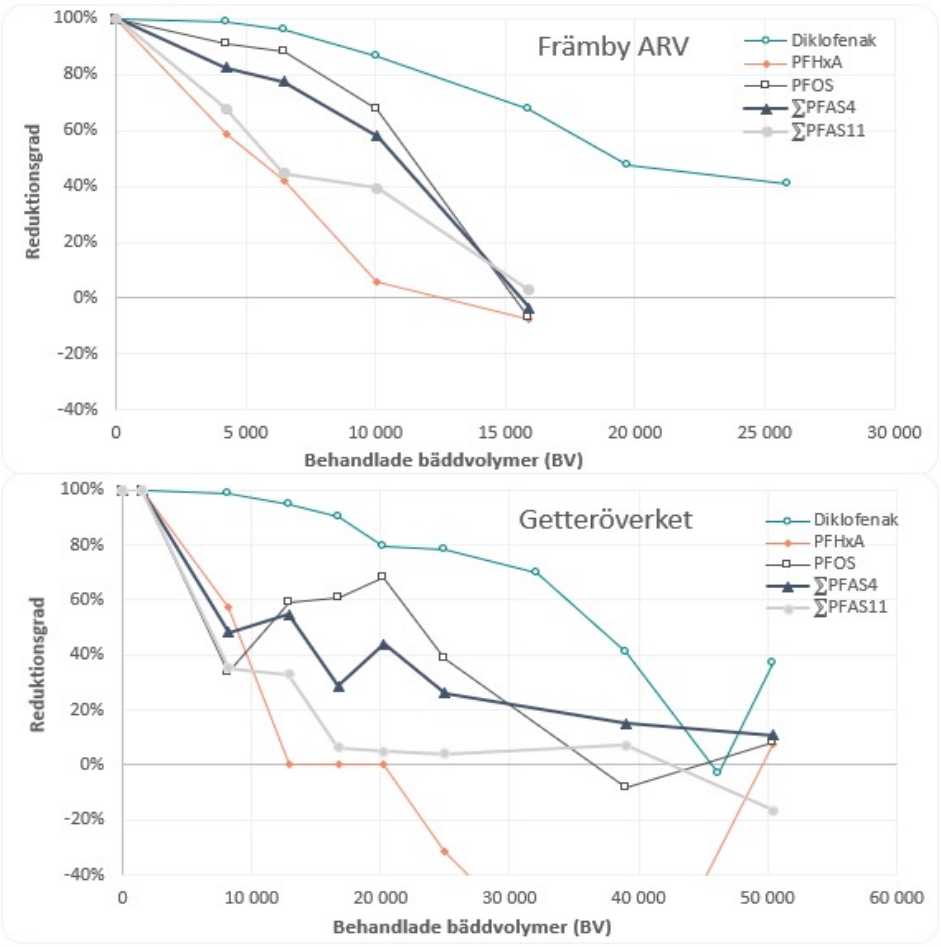
Vilka tekniker som kan komma till användning för rening eller destruktion av PFAS-förorenade matriser beror helt på typ och omfattning av producerade strömmar. Generellt kan samma tekniker som redovisas i avsnitt 6.4 tillämpas.

6.7 Kombinerad avskiljning av PFAS och andra mikroföroreningar som läkemedelsrester

Det framgår från teknikgenomgången att många av de tekniker som kan användas för att avlägsna PFAS från avloppsvatten även är vanliga som avancerade reningstekniker för avlägsnandet av läkemedelsrester från avloppsvatten (Baresel et al. 2017a, b; Naturvårdsverket 2017). Vid tillämpning av dessa tekniker vid ARV kommer det således ske en simultan rening av PFAS och andra mikroföroreningar som t.ex. fenoler. Reningseffektiviteten för dessa tekniker kan dock vara avsevärt olika för olika mikroföroreningar. Detta blir speciellt påtagligt för adsorptiva reningsmetoder där olika mikroföroreningar konkurrerar om samma adsorptionsplatser. Beroende på vilken förorening som avses att avskiljas från vattnet med en viss teknik, kan utformning och drift påverkas. Som diskuterat tidigare så kan endast en ozonering inte oxidera PFAS-ämnen framgångsrikt.

Som ett exempel på kombinerad rening av läkemedelsrester och PFAS i GAK-filter redovisas genombrottskurvor från kolonnförsök på Getteröverket (Varberg) och Främby ARV (Falun) i Figur 6.6. Utformningen av ett kolfilter är i princip densamma, oavsett vilka mikroföroreningar som ska avskiljas och till vilka halter eller reduktionsgrader. Genom att byta filtermaterialet (det aktiva kolet) oftare eller mer sällan, styrs reduktionsgraden för de olika målsubstanserna så att specifika mål/krav med reningen kan åstadkommas. I figuren visas reduktionsgraden för diklofenak som är det läkemedel som har en fastställd bedömningsgrund i ytvattenförekomster och som styr när det aktiva kolet behöver bytas för att undvika genombrott.

Som Figur 6.6 visar, adsorberar PFAS (i det här fallet exemplifierat med PFOS, PFHxA, PFAS4 och PFAS11) sämre till kolet jämfört med diklofenak, vilket innebär ett snabbare genombrott av PFAS. Som diskuterats tidigare, adsorberas långkedjiga PFAS bättre än kortkedjiga (genombrott av PFHxA sker tidigare än genombrott av PFOS och ΣPFAS4, Figur 6.6). PFHxA har valts ut som ett representativt ämne för korta PFAS. De andra, ännu kortare PFAS-molekylerna, avskiljs med liknande eller sämre effektivitet.



Figur 6.6
Kombinerad rening av läkemedelsrester och PFAS i GAK-filter (baserat på Baresel et al. 2021 och Hedén et al. 2021).

Notera att det i verkligheten är lämpligt att ha två kolonner i serie i en så kallad "lead-lag" konfiguration för att bättre utnyttja sorptionskapaciteten. Vid utformning av GAK-filter med två steg är det mest resurseffektivt att byta kolet i första filtret först när hela kapaciteten i första filtret är utnyttjad, d.v.s. ingen reduktion av målsubstansen (diklofenak) längre sker. Kapaciteten hos kolet för adsorption av en specifik substans motsvarar ytan under genombrottskurvan. Från Figur 6.6 kan man dra slutsatsen att kapaciteten med avseende på reduktion av PFOS ligger på cirka hälften av vad den är för diklofenak. Kapaciteten med avseende på rening av PFHxA är cirka 1/4-del av kapaciteten för diklofenak. Det betyder att om ett kolfilter drivs för en bra reduktion av diklofenak så kommer cirka 50 % av PFOS avskiljas i medeltal. Om kolfiltret drivs för att åstadkomma en bra rening av PFOS kommer kolförbrukningen behöva dubbleras i de två exemplen. Med antagen kolförbrukning för en bra reduktion av diklofenak på 15 g/m^3 (motsvarar här ca 30 000 BV innan byte) innebär detta en dubblering av dosen och därmed en extra kostnad motsvarande 0,3 – 0,5 kr/m^3.

Hur mycket ΣPFAS11 man kan reducera före kolbyte i en anläggning som anpassats till en bra rening av läkemedelsrester är svårt att säga och beror mycket på fördelningen mellan korta och långa PFAS i det specifika vattnet. Som exemplen från Främby ARV och Getteröverket i Figur 6.6 visar kan ΣPFAS11-reduktionen skattas till ca 25 – 40 % för olika vatten. Reduktionen kan dock variera beroende på fördelningen av PFAS-ämnen och beroende på reningsmål för läkemedel. Om man byter aktivt kol väldigt ofta går det förmodligen, i alla fall teoretiskt, att även åstadkomma en väldigt bra rening för korta PFAS. Det skulle dock kräva en större anläggning (förmodligen 3 eller fler filter i serie), logistiska utmaningar med transport av färskt och förbrukat kol och väldigt höga kostnader. Det krävs således mer utveckling av bra processlösningar för att effektivt kunna rena bort även korta PFAS till en rimlig kostnad.

Som tidigare diskuterats kan andra reningstekniker, som t.ex. ozonering, som fungerar bra för reduktion av läkemedelsrester, till och med leda till en ökning av PFAS-halterna eftersom PFAS-prekursorer kan ombildas till PFAA (se avsnitt 6.50). Denna aspekt behöver belysas mer då det idag inte finns nog med kunskap om detta vid önskan om en simultan reduktion av läkemedelsrester och PFAS.

Synergieffekter av teknikkombinationer har ännu inte utretts i någon större omfattning. Det har dock rapporterats att en kombination av ozonering och aktivt kol kan vara fördelaktigt för läkemedels-/ och PFAS-rening (Baresel et al. 2015b; Kaiser et al. 2021). Ozonering kan resultera i att modersubstanser av läkemedel adsorberar bättre till aktivt kol, men det finns också en risk att ozonering skapar polära transformationsprodukter med okänd toxisk effekt som inte adsorberar till kol i någon stor utsträckning (Betsholtz et al. 2022).

Även en kombination av aktivt kol och jonbytare har i initiala försök vid Kungsängsverket i Uppsala visat lovande synergieffekter. Försöken planeras att följas upp vidare med hjälp av långtidstester i pilotskala (Tabell 6.3). En mer oavsiktlig synergieffekt av olika reningstekniker har även observerats i Syvab:s MBR-GAK anläggning som kombinerar en MembranBioReaktor med ett kolfilter (GAK). Initiala labbskale-försök visar att själva membranmaterialet (PVDF) verkar ha en hög adsorptionsförmåga för just PFOS (IVL, inte publicerat data). Den höga men samtidigt stadigt avtagande reningseffekten för PFOS redan i MBR-steget kan eventuellt stödja denna teori. MBR-processen har hittills uppvisat en genomsnittlig reningskapacitet på >80 % med avseende på PFOS sedan driftsättningen i september 2020. Även det installerade ytavdraget av skum/slamblandningen kan bidra till en extra PFOS-rening i MBR-processen. Skumbildning som kan vara vanligt i MBR-processer kan till viss del liknas med skumfraktionering och via ett kontrollerat avdrag av skummet kan således även PFOS tas bort från processen och hanteras på lämpligt sätt.

7 Vägledning

Denna vägledning är skriven för kommunala VA-aktörer i Sverige. Eftersom fokus på de miljö- och hälsoproblem som PFAS kan orsaka kraftigt har ökat de senaste åren, och en rad nya lagar och sänkning av acceptabla risknivåer är på gång, bedömer projektgruppen att samtliga av Sveriges VA-aktörer behöver ha kunskap om PFAS-problematiken på sina avloppsreningsverk.

Ambitionsnivån för de insatser som avloppsreningsverken bör göra varierar mellan olika aktörer. I denna vägledning presenteras därför en översiktlig bedömning över hur avloppsreningsverken kan prioritera sitt arbete beroende på storlek, anslutna industrier, om verksamheten är på väg att söka tillstånd, eller om verksamheten har fått ålagt att reducera sina utsläpp av PFAS.

Alla avloppsreningsverk med en belastning större än 2 000 pe bör genomföra en kunskapsinventering. Samtliga avloppsreningsverk större än 10 000 pe, samt avloppsreningsverk 2 000 – 10 000 pe som ska byggas om, söka nytt tillstånd, eller där en genomgång av påkopplade industrier har visat på en risk för PFAS-påverkan, bör genomföra en kartläggning av PFAS. För mindre avloppsreningsverk kan det initialt räcka med 2 provtagningstillfällen över ett år, medan det för större avloppsreningsverk (10 000 – 100 000 pe) är lämpligare med 4 eller fler provtagningstillfällen per år. För de största avloppsreningsverken (> 100 000 pe), samt specifikt om de antas bidra med en betydande miljöpåverkan avseende PFAS, kan en månadsvis provtagning vara aktuell. För reningsverk där en teknisk åtgärd kan behövas rekommenderas även analyser med avseende på TOP/EOF. Utifrån resultatet från provtagningen beräknas påverkan på recipienten.

För samtliga avloppsreningsverk där provtagning visar på en betydande miljöpåverkan från det utgående avloppsvattnet rekommenderar projektgruppen att det initieras ett uppströmsarbete där PFAS-källorna spåras. För de största reningsverken kan även detta arbete genomföras förebyggande inom ramen för det befintliga uppströmsarbetet. För att gå vidare med åtgärder på avloppsreningsverket behöver bedömningen av miljöpåverkan visa att detta är motiverat, d.v.s. att reningsverket bidrar med en betydande miljöpåverkan avseende PFAS, samt att investeringarna är motiverade att belasta VA-kollektivet.

I tabellen nedan redogörs för insatser och aktiviteter som VA-aktörer rekommenderas att vidta för att hantera PFAS-problematiken.

Steg 1: Kunskapsinventering – vad vet vi redan?
Sammanställ befintlig kunskap om PFAS-belastningen på reningsverket genom att: • Dokumentera och sammanfatta historisk provtagning med tillhörande provtagningsförfarande. • Beräkna (om möjligt) inkommande belastning, reduktionsgrad över avloppsreningsverket, samt utgående belastning och påverkan på recipienten genom att dividera utgående halter med utspädningsgrad vid provtagningstillfället. För kustverk kan halter i recipienten uppskattas med spädningskartor.
Sammanställ identifierade PFAS-källor till avloppsreningsverket samt inventera anslutna verksamheter och lista potentiellt förorenande verksamheter. I denna inventering fokusera på: anslutna deponier, tillverkningsindustrier, skrot- och återvinningsanläggningar, verksamheter som arbetar med ytbehandling av till exempel papper, textil eller andra material, flygplatser, tvättanläggningar och halter i dricksvatten inom verksamhetsområdet. Dokumentera även kända brandövningsplatser samt potentiellt förorenade områden inom verksamhetsområdet.
Sammanställ kunskap om recipientpåverkan: • Är recipientpåverkan och reningsverkets andel kartlagd genom provtagning? • Är andra potentiella källor och spridningsvägar kartlagda, till exempel genom provtagning uppströms? • Finns det känsliga och skyddsvärda områden i recipienten, till exempel nedströms råvattentäkter eller vattenuttag?
Steg 2: Kunskapskomplettering – vad behöver vi veta mer om?
Kartlägg PFAS-halter över reningsverket och i recipient: • Gör flera provtagningar över året för att fånga in variationer. • Ta helst veckoprover med fokus på vattenfasen. Endast IN och UT behövs som utgångspunkt men enstaka processteg kan ingå. Antal provtagningar anpassas till ambitionsnivån. PFAS11 bör analyseras, men även TOP/EOF-analyser kan vara aktuella. För de avloppsreningsverk som avsätter slammet genom slamspridning på åkermark bör det göras analyser av PFAS21 samt EOF/TOF i slammet. • Se till att få analyser med rimliga rapporteringsgränser. • Följ upp resultaten aktivt för att upptäcka avvikelser. • Ta eventuellt prov uppströms utsläppspunkten i recipienten för att få kunskap om bakgrundsbelastning. • Bedöm framtida ändringar i utspädning i recipienten på grund av bland annat ökat inflöde och klimatförändringar.
Steg 3: Bedömning av miljöpåverkan
Avloppsreningsverkets belastning och reningseffektivitet: • Identifiera dominerande punktkällor och storleken på deras bidrag. • Identifiera eventuella oklarheter som kräver vidare utredning (till exempel onormalt hög PFAS-rening).
Påverkansbedömning i mottagande recipient eller andra områden nedströms: • Kvantifiera avloppsreningsverkets bidrag till PFAS-belastningen i recipienten. • Bedöm initialt recipientens status baserat på analyser uppströms och nedströms reningsverket och jämförelse av resultat med gränsvärdet för till exempel PFOS. • Beräkna reningsverkets bidrag genom att jämföra nedströms halter med utgående halter dividerat med utspädningsfaktorn. Utspädningsfaktorn fås lämpligen från S-HYPE. OBS: synka provtagningstillfälle med aktuellt flöde på reningsverk och i recipient.
Steg 4: Strategiarbete
Karakterisera och kartlägg vid behov olika PFAS-källor: • Punktkällor som till exempel lakvatten, industriavlopp och brandövningsplatser. Provtagning vid olika punkter i ledningsnätet kan identifiera eventuella större PFAS-bidrag. Riktade analyser av specifika PFAS kan hjälpa till att identifiera källorna. • Diffusa bidrag till exempel via läckage eller avrinning av markvatten från förorenade områden. • Dricksvatten. Om PFAS finns i dricksvatten kan detta vara en orsak till högre PFAS-halter i avloppsvatten vilket behöver beaktas i det vidare strategiarbetet.
Beskriv planerade förändringar som kan påverka PFAS-utsläppen i framtiden: • Planerad utbyggnad eller processändring. • Planerad utbyggnad med avancerad rening för läkemedelsrester. • Planerade uppströmsåtgärder som påverkar PFAS-belastningen.
Beskriv övergripande policybeslut som kan påverka PFAS-strategin (till exempel mål om att återanvända vatten eller nollutsläpp).
Bedöm lämpliga framtida målhalter för PFAS i utgående avloppsvatten med utgångspunkten att gränsvärde/bedömningsgrunder för relevanta PFAS efterlevs i recipienten. Tänk på att pågående revideringar kan innebära kraftigt förändrade gränsvärden och riktvärden vilket bör återspeglas i målhalter.

Steg 5: Utforskning av åtgärdsmöjligheter på avloppsreningsverket
Tänk långsiktigt och ta med systemperspektivet både relaterat till verksamheten (till exempel avseende processintegrering eller återbruk av renat avloppsvatten) men även av de regionala/lokala förutsättningarna och resultatet av den kunskapsinventering som genomförts för spridningsvägar och källor.
Arbeta proaktivt för att ta hänsyn till eventuella framtida skärpningar av gränsvärden och reningskrav.
Undersök om det finns tillräckligt med kunskap inom organisationen för att utreda olika alternativ utan risk för suboptimeringar.
Tänk på var i systemet en rening eller sanering bör implementeras för att få störst effekt.
Tänk igenom vilka renings- eller destruktionstekniker som är relevanta för implementering ur ett större perspektiv. I första hand bör PFAS-frågan lösas med uppströmsarbete.
Tänk igenom hur man inte bara renar bort PFAS från till exempel vatten utan även får bort det ur kretsloppet. Tänk på en lämplig hantering hela vägen ut. Om till exempel en PFAS-rik reström produceras behöver den hanteras på lämpligt sätt.
Steg 6: Eventuell implementering av åtgärd på reningsverk
Finns det behov av praktiska tester med olika tekniklösningar för att få ett beslutsunderlag (inklusive utformning, reningseffekt, investerings- och driftkostnader, kostnad och driftsekonomi)?
Hur ska man tänka om man utreder behov av, bygger eller redan har ett steg för läkemedelsrening? Kommer den planerade reningen av läkemedelsrester även att ge viss reduktion av PFAS? Kan en annan teknik ge liknande avskiljningsgrad och kostnad för läkemedelsrester men högre reduktion av PFAS?
Vilka analyser bör göras vid pilottester (till exempel TOP och minst PFAS11 för massbalanser)?
Vilka rapporteringsgränser krävs för en bra teknikutvärdering.

Tabell 7.1
Insatser och aktiviteter som VA-aktörer kan använda för att hantera PFAS-problematiken.

8 Slutsatser och rekommendationer

Detta kapitel inleds med en diskussion kring de slutsatser som projektgruppen vill belysa. Därefter presenteras de rekommendationer som projektgruppen har sett som viktiga att kommunicera.

8.1 Diskussion och slutsats

8.1.1 PFAS-ämnen finns överallt

Vi kan snabbt konstatera att PFAS och PFAS-prekursorer finns överallt, i produkter, atmosfären, avfall, avloppsvatten, ytvatten, dricksvatten, grundvatten, mark, växter, djur och i våra kroppar. Det bör dock understrykas att även om ett totalförbud för PFAS kommer på plats, så kommer PFAS att finnas kvar länge. För att ett sådant förbud ska vara effektivt behöver det däremot ske globalt. Tyvärr leder förbud av ett enskilda PFAS-ämne idag endast till att det ersätts med ett annat ämne, som tyvärr kan vara lika toxiskt eller persistent (s.k. falsk substitution). PFAS används trots allt för sina unika egenskaper och därför är det inte konstigt att ersättningsprodukter med dessa egenskaper har liknande miljö- och hälsoeffekter.

8.1.2 Åtgärder vid avloppsreningsverk

Från massflödesscenariot som presenteras i denna rapport framgår det tydligt att en effektiv borttagning av PFAS från samhället och miljön för att minska risker för negativa miljö- och hälsoeffekter endast kan ske om införsel av PFAS via produkter upphör. Även den globala PFAS-hanteringen behöver fasas ut för att minska den atmosfäriska importen av PFAS till Sverige. Att enbart fokusera på avloppsreningsverk som en potentiell avskiljningsmöjlighet för PFAS i kretsloppet genom implementering av extra reningssteg eller destruktion av slam kommer därför inte ge en tillräcklig avlastning på miljön eller våra råvattenresurser.

PFOS-flödet genom svenska avloppsreningsverk uppskattas till att vara ca 22 kg/år, vilket endast utgör ca 5 % av PFOS-införseln. Detta flöde framstår därför som mindre prioriterat så länge importen och läckage från förorenade områden är mångdubbelt större. Med detta sagt kan dock resurseffektiva reningssteg för PFAS vid avloppsreningsverk vara realistiska i synergi med avskiljning av andra mikroföroreningar, och för att skydda känsliga recipienter. Som diskuterats i denna rapport kan upp till ca 50 % av PFOS och andra PFAS-ämnen, som annars skulle släppas ut till ytvattenförekomster, avskiljas som en sidoeffekt vid implementering av aktivkolfilter för avskiljning av läkemedelsrester på avloppsreningsverk. Vid den termiska regenereringen eller destruktion av filtermaterialet skulle merparten PFAS-ämnen dessutom kunna destrueras och därmed tas bort från kretsloppet.

8.1.3 Hantering av avloppsslam

Även för avloppsslam framstår riktade åtgärder för en ändrad slamhantering som mindre effektiv för att angripa PFAS-problematiken ur ett större perspektiv. Den atmosfäriska PFOS-depositionen på åkermark ligger t.ex. i samma storleksordning som PFOS-spridning via slamgödsling. Om ett generellt förbud mot PFAS inte genomförs, utgör dock till och med avloppsslam med låga PFAS-halter en utmaning eftersom persistensen av PFAS medför en PFAS-ackumulering i miljön över tid. Ett effektivt uppströmsarbete där åtgärder införs direkt vid källan, som t.ex. fallet för rening av deponilakvatten

och/eller industrivatten, bör därmed bli ännu mer prioriterade för att minska PFAS-spridning via slamgödsling. För avloppsreningsverk med en väldig hög PFAS-avskiljning bör orsakerna undersökas och vid en effektiv överföring av PFAS till slamfasen bör även alternativa slamhanteringsmetoder som t.ex. slamförbränning övervägas.

8.1.4 Fokus för PFAS-hanteringen

Principiellt bör PFAS-hanteringen fokusera på PFAS-föroreningar som grupp, men även fokusera på enstaka PFAS-substanser som har påvisad hög toxisk effekt på människa och andra organismer. Det bör noteras att historisk användning av PFAS-ämnen lämnar stora spår efter sig. Ämnenas halveringstider är extremt långa, vissa upp till ca 30 år. Direkta åtgärder kan därför visa sig ha effekt först över en längre tid. Gällande tekniklösningar för borttagning av PFAS, är det värdefullt om de kan ta bort flera PFAS samtidigt och att ett helhetsgrepp med ett holistiskt perspektiv beaktas för hela samhället. Att t.ex. enbart fokusera på att ta bort PFOS är inte resurseffektivt eller lönsamt ur ett samhällsperspektiv och kommer inte lösa det generella problemet med PFAS-föroreningar. Som minst borde även de andra PFAS som har fastställda tolerabla intag (t.ex. PFOA, PFHxS, PFNA) följas upp och reduceras om de förekommer i onormalt höga halter eller om utsläppet sker till en känslig recipient.

Ett helhetsgrepp på mikroföroreningar, som också inkluderar PFOS, har däremot en god chans att ge ett lyft för miljön och vara samhällsekonomiskt fördelaktigt. I vissa fall kan dock även fokus ligga på enstaka PFAS eller ett urval av flera PFAS. Detta kan bli aktuellt vid i) specifika utsläpp, ii) förekomst av specifika PFAS, eller iii) om några specifika PFAS kan representera indikatorföroreningar för övriga PFAS. Det senare kan vara värdefullt i samband med en utvärdering av en viss reningsteknik. Ifall en global utfasning av PFAS blir verklighet så utgör avloppsreningsverk plötsligt en av få PFAS-flöden som kan kontrolleras och där åtgärder kan sättas in för att ta bort nya PFAS-ämnen i kretsloppet.

8.1.5 Teknikalternativ för PFAS-åtgärder

Vid genomgång av tänkbara tekniker för PFAS-rening har projektgruppen observerat att det idag inte finns några lovande tekniker för att i hög grad avskilja de flesta PFAS, inklusive t.ex. PFOS och kortkedjiga PFAS-ämnen, vid avloppsreningsverk. Däremot kan de långkedjiga PFAS, som har påvisad toxisk effekt på människa, delvis avskiljas om en avancerad rening för andra mikroföroreningar (exempelvis läkemedelsrester) som bygger på sorption till aktivt kol införs. Det finns även en stor potential att nå en bra avskiljning av PFAS med långa och medellånga kedjor med skumfraktionering med relativt liten energiförbrukning. Tekniken behöver dock utvecklas vidare och anpassas för användning vid stora vattenflöden. En satsning på både teknikutveckling, uppströmsarbete och samordning med andra aktiviteter inom Sveriges miljöarbete krävs således.

8.1.6 Varierad föroreningsgrad

Nivåerna av PFAS som finns i miljön kring kraftigt förorenade platser som t.ex. brandövningsplatser och i andra miljöer som "vanliga" yt- och grundvatten, men även avloppsvatten, kan beskrivas som kraftigt varierande. Under dessa omständigheter är det uppenbart att användare av PFAS som har orsakat eller bidragit till att förorena platser bör ha ett ansvar för de åtgärder som krävs. Det är mest resurseffektivt och ger störst effekt att åtgärda kraftigt förorenade områden först, så att PFAS inte läcker till miljön och sprids vidare. Förutom åtgärder vid eller så nära PFAS-källorna som möjligt, behövs det å andra sidan kompletterande åtgärder för PFAS-strömmar med lägre halter för att uppnå de mycket låga gränsvärden som för närvarande finns t.ex. för ytvatten eller som är på gång för dricksvatten. Dessa åtgärder kan behövas t.ex. vid avloppsreningsverk om avloppsreningsverkets bidrag bedöms utgöra en signifikant del av PFAS-föroreningen i recipienten och/eller andra källor är ännu svårare att åtgärda.

8.2 Framtida rekommendationer för PFAS

Utifrån ovanstående diskussion och slutsatser har projektgruppen tagit fram några rekommendationer för vad vi anser är viktigt för det framtida arbetet med PFAS för svenska avloppsreningsverk och VA-branschen i stort. Rekommendationerna kan grupperas i tre huvudområden.

8.2.1 Etablering och effektiv spridning av kunskap

- En bred och organiserad kartläggning av PFAS på reningsverk och i mottagande recipienter vid svenska avloppsreningsverk bör göras. Anläggningar som är större än 100 000 pe och de med en låg initial utspädning i recipient (<10 ggr), samt de med påkopplade industrier som kan bidra med PFAS-förorenat spillvatten, bör primärt ingå för att få ett bra bedömningsunderlag. Arbetet kan gärna ske i regi av ett existerande PFAS-nätverk för en koordinerad och genomarbetad kartläggning. Kartläggningen bör genomföras återkommande.
- Provtagning på avloppsledningsnät för att identifiera ”koncentrerade” PFAS-strömmar för att bättre förstå hur t.ex. spridning från förorenad mark via dagvatten och tillskottsvatten påverkar inkommande PFAS-belastning till avloppsreningsverk.
- Generellt behövs en förbättrad miljöövervakning och datahantering/-tillgång med avseende på PFAS för att möjliggöra en kontinuerlig kunskapsuppbyggnad.
- Förbättrad inventering av PFAS-användning och flöden i Sverige, samt förbättrat underlag för uppströmsarbete genom information om vilken typ av industrier som potentiellt kan förorena och vilka spridningsvägar som finns.
- Förbättrad tillgång till befintliga databaser relaterade till PFAS och kanske se över möjlighet att få en effektiviserad rapportering och integrering med VISS eller annat lämpligt datavärdskap för miljöövervakning.
- Mer forskning/kunskap om PFAS-emissioner via processluft på reningsverk kan behövas, framför allt med avseende på reningsprocesser med en kraftigare luftning såsom MBR och MBBR. Även arbetsmiljöfrågor behöver ingå.
- Mer forskning/kunskap om PFAS-emissioner och lakningspotential från slam vid olika behandlingsmetoder (ingår delvis i pågående SVU projekt 21-107).

8.2.2 PFAS-kvantifiering och analyser

- Endast PFAS analyser med en rapporteringsgräns som är lägre än gällande gränsvärde i inlands- respektive kustvatten bör upphandlas för bedömning av recipientstatus och -påverkan.
- Förbättra analyssäkerheten genom t.ex. årliga jämförande analyser mellan analyslabb (ackrediterade och icke ackrediterade) med både miljöprover och preparerade prover, t.ex. i regi av Svenskt Vatten och i kombination med andra mikroföroreningar.
- Vid bedömning av flödesbalanser eller utvärdering av renings- och destruktionstekniker bör bredspektrumsanalyser såsom EOF eller TOF (endast för slam) komplettera specifika PFAS-analyser som t.ex. PFAS11.

8.2.3 Utveckling av renings- och destruktionstekniker

- Avloppsreningsverk med en hög reduktion av PFAS bör utredas avseende mekanismer som leder till höga reduktionsgrader, samt huruvida PFAS i större omfattning hamnar i andra fraktioner på dessa reningsverk (inklusive luft). Här bör både riktade analyser och bredbandspektrumsanalyser användas.
- Projekt som utforskar PFAS-reningstekniker som kan ge en effektiv destruktion utan risk för biprodukter och med låg resursförbrukning bör stödjas.
- Synergieffekter vid rening av PFAS och andra mikroföroreningar som läkemedelsrester behöver utredas för att ta fram beslutsunderlag om rimligheten i tekniska installationer för PFAS-rening på svenska avloppsreningsverk.

- Även reningstekniker som inte i första hand är avsedda för PFAS-rening, men som gynnar en separering av PFAS, bör undersökas vidare. Till sådana tekniker kan t.ex. MBR-processen räknas då skumbildning kan vara mer betydande i denna process och en potentiell adsorption av PFAS till ultrafiltermembranen eventuellt kan utnyttjas mer. Även PFAS-avskiljning genom skumfraktionering i andra processkonfigurationer och olika sätt att samla in skum på bör utvärderas.

Avslutningsvis rekommenderar projektgruppen en regelbunden kunskapsöverföring till avloppsreningsverken gällande nyheter inom PFAS-området, såsom när nya riktlinjer kommer ut och ny kunskap om tekniker/projekt blir tillgänglig.

Referenser

Ahrens L., Taniyasu S., Yeung L. W. Y., Yamashita N., Lam P. K. S. och Ebinghaus R. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, 79(3), 266–272. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.045

Ahrens L., Shoeib M., Harner T., Lee S.C., Guo R. och Reiner E.J. (2011). Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere. *Environ Sci Technol* 2011, 45, 19, 8098–8105. https://doi.org/10.1021/es1036173

Ahrens L., Harner T., Shoeib M., Koblizkova M. och Reiner E.J. (2013). Characterization of two passive air samplers for per– and polyfluoroalkyl substances. *Environ Sci Technol,* 47. 14024–33. https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es4048945

Ahrens L., Norström K., Viktor T., Palm Cousins A. och Josefsson S. (2015). Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere* 129, 33-38. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.136

Ahrens L., Hedlund J., Durig W., Tröger R. och Wiberg K. (2016). *Screening of PFASs in groundwater and surface water*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016:2. ISBN 978-91-576-9386-0.

Allard A.-S. och Wahlberg C. (2017). *Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk*. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2279.

Alinezhad A., Challa Sasi P., Zhang P., Yao B., Kubátová A., Golovko S.A., Golovko M.Y. och Xiao F. (2022). An Investigation of Thermal Air Degradation and Pyrolysis of Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Aqueous Film-Forming Foams in Soil. *ACS ES&T Engineering*, **2**(2), 198-209. https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsestengg.1c00335

Arias Espana V.A., Mallavarapu M. och Naidu R. (2015). Treatment technologies for aqueous perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA): A critical review with an emphasis on field testing. *Environmental Technology & Innovation* 4, 168–181. https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.06.001

Armitage J., Cousins I. T., Buck R. C., Prevedouros K., Russell M. H., MacLeod M. och Korzeniowski S. H. (2006). Modeling Global-Scale Fate and Transport of Perfluorooctanoate Emitted from Direct Sources. *Environ Sci Technol* 40 (22), 6969–6975. https://doi.org/10.1021/es0614870

Armitage J. M., MacLeod M. och Cousins I. T. (2009). Modeling the Global Fate and Transport of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanoate (PFO) Emitted from Direct Sources Using a Multispecies Mass Balance Model. *Environ. Sci. Technol.* 43 (4), 1134– 1140. https://doi.org/10.1021/es802900n

Arvaniti O.S. och Stasinakis A.S. (2015). Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 524-525, pp. 81-92. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.023

ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry (June 2018). *Toxicological Profile for perfluoroalkyls*, draft for public comment.

Avfall Sverige (2020). *Analysis of PFAS in slag and condensate from municipal waste incineration*. Avfall Sverige Utveckling 2020:18, Malmö.

Banzhaf S., Filipovic M., Lewis J., Sparrenbom C. J. och Barthel R. (2017). A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio* 46, 335–346. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0848-8

Baresel C., Andersson S-L., Yang J.J., Bornold N., Malovanyy A., Rahmberg M., Lindblom E. och Karlsson L. (2022). *Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2020 - 2021*. IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport B2444.

Baresel C. (2021). *Utredning av läkemedelsrester på Stadskvarns avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport U6478.

Baresel C., Malovanyy A., Karlsson L., Bornold N., Habagil M. och Keucken A. (2021). *Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg. Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet, U6531.

Baresel C., Ek M., Ejhed H., Allard A.-S., Magnér J., Dahlgren L., Westling K., Wahlberg C., Fortkamp U. och Söhr S. (2017a). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.

Baresel C., Magnér J., Magnusson K. och Olshammar M. (2017b). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C235.

Baresel C., Cousins A.P., Hörsing M., Ek M., Ejhed H., Allard A.S., Magnér J., Westling K., Wahlberg C., Fortkamp U. och Söhr S. (2015a). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options*. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.

Baresel C., Dahlgren L., Nikolic A., de Kerchove A., Almemark M., Ek M., Harding M., Ottosson E., Karlsson J. och Yang J. (2015b). *Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse) - Final Report*. IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2219.

Barry V., Winquist A. och Steenland K. (2013). Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environmental Health Perspectives*, 121(11-12): 1313–1318. https://doi.org/10.1289/ehp.1306615

Becker A. M., Gerstmann S. och Hartmut F. (2008). Perfluorooctane surfactants in waste waters, the major source of river pollution. *Chemosphere*, 72(1), pp. 115-121. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.009

Berg C., Crone B., Gullett B., Higuchi M., Krause M.J., Lemieux P.M., Martin T., Shields E.P., Struble E., Thoma E. och Whitehill A. (2022). Developing innovative treatment technologies for PFAS-containing wastes. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **72**(6), 540-555. https://doi.org/10.1080/10962247.2021.2000903

Bergmann M., Wirzberger V., Krumpen T., Lorenz C., Primpke S., Tekman M.B. och Gerdts G. (2017). High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the HAUSGARTEN observatory. *Environmental Science & Technology* 51 (19): 11000–11010. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03331

Betsholtz A., Juárez R., Svahn O., Davidsson Å., Cimbritz M. och Falås P. (2022). Ozonation of 14C-labeled micropollutants - mineralization of labeled moieties and adsorption of transformation products to activated carbon. *Water Research*. 118738. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118738

Blaine A.C., Rich C.D., Sedlacko E.M., Hundal L.S., Kumar K., Lau C., Mills M-A., Harris K.M. och Higgins C.P. (2014). Perfluoroalkyl Acid Distribution in Various Plant Compartments of Edible Crops Grown in Biosolids-Amended soils. *Environmental Science & Technology* 48 (14):7858-7865. https://doi.org/10.1021/es500016s

Bonnet B.F. (2017). *Mass Flow and Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Landfill in Uppsala, Sweden*. Master thesis. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-9179.

Bossi R., Strand J., Sortkjær O. och Larsen M.M. (2008). Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. *Environment Inter-national*, 34(4), 443-450. https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.002

Buck R. C., Franklin J., Berger U., Conder J. M., Cousins I. T., De Voogt P., Jensen A. A., Kannan K., Mabury S. A. och van Leeuwen S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag* 2011, 7, 513–541. https://doi.org/10.1002/ieam.258

Björklund S., Weidemann E., Yeung L.W. och Jansson S. (2021). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances and unidentified organofluorine in leachate from waste-to-energy stockpile - A case study. *Chemosphere* 278, 130380. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130380

Bruton T.A. och Sedlak D.L. (2018). Treatment of perfluoroalkyl acids by heat-activated persulfate under conditions representative of in situ chemical oxidation. *Chemosphere* 206: 457–464. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.128

Calgon Carbon (2017). *Reactivation of Activated Carbon for Per– and Polyfuoroalkyl Substances (PFAS) Removal.* Open letter Dr. R. Mimna, 5 juli 2017.

Carrillo E.A.T., Awad R., Dutta J., Kunjali K.L., Forsberg R., Armani A., Malovanyy A., Bignami F., Cotgreave I.A., Gobelius L., Gottfridsson M., Hildenbrand J., Holmquist H., Alin S. och Nilsson C. (2021). *Mistra TerraClean PFAS case: executive summary*. Mistra TerraClean.

Cheng J., C.D. Vecitis H. Park B.T. och Mader Hoffmann M.R. (2008). Sonochemical degradation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in landfill groundwater: Environmental matrix effects. *Environmental Science & Technology* 42, no. 21: 8057–8063. https://doi.org/10.1021/es8013858

Choe H.-S., Kim K.Y., Oh J.-E. och Kim J.-H. (2022). Parallel study on removal efficiency of pharmaceuticals and PFASs in advanced water treatment processes: Ozonation, GAC adsorption, and RO processes. *Environmental Engineering Research* 27. https://doi.org/10.4491/eer.2020.509

Clarke B.O. och Smith S.R. (2011). Review of "emerging" organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ Int* 2011;37(1):226–47. https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.06.004

Cousins I.T., Johansson J.H., Salter M.E., Sha B. och Scheringer M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environ. Sci. Technol.* https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765

Cousins I. T., Vestergren R., Wang Z., Scheringer M. och McLachlan M. S. (2016). The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International*, 94, 331-340. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044

Cousins I. T., Goldenman G., Herzke D., Lohmann R., Miller M., Ng C.A., Patton S., Scheringer M., Trier X., Vierke L., Wang Z. och DeWittl J.C. (2019). The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. Environmental Science: *Processes & Impacts* 21(11), pp. 1803-1815. https://doi.org/10.1039/C9EM00163H

Dahlqvist K., Holm G., Karlsson L., Molin H., Morling S., Robertson S., Svahn O., Mahmoud R.A. och Lilliestråle M. (2020). *Förstudie och pilotförsök av läkemedelsrening vid Borlänge ARV*. Sweco.

Dreyer A., Weinberg I., Temme C. och Ebinghaus R. (2009). Polyfluorinated Compounds in the Atmosphere of the Atlantic and Southern Oceans: Evidence for a Global Distribution. *Environ. Sci. Technol.* 43 (17), 6507– 6514. https://doi.org/10.1021/es9010465

Ebnesajjad S. (2013). *Introduction to Fluoropolymers: Materials, Technology and Applications*. Watham, MA: William Andrews. https://doi.org/10.1016/C2012-0-06184-4

Ebrahimi F., Lewis A.J., Sales C.M., Suri R. och McKenzie E.R. (2021). Linking PFAS partitioning behavior in sewage solids to the solid characteristics, solution chemistry, and treatment processes. *Chemosphere* 271, 129530. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129530

EC (2019). *Towards a Sustainable Chemicals Policy Strategy of the Union - Council conclusions* (10713/19).

ECHA, European Chemical Agency (2022). *Proposal to ban 'forever chemicals' in firefighting foams throughout the EU*. ECHA/NR/22/05, https://echa.europa.eu/sv/-/proposal-to-ban-forever-chemicals-in-firefighting-foams-throughout-the-eu.

ECHA, European Chemical Agency (2013). *Candidate list of substances of very high concern for authorisation*. http://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table.

EFSA. (2008). PFOS, PFOA and their salts. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *The EFSA Journal* 653, 1-131. https://www.efsa.europa.eu/sv/efsajournal/pub/653

EFSA (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal* 16(12):5194, p. 42, https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5194.

EFSA, Schrenk D., Bignami M., Bodin L., Chipman J.K., del Mazo J., Grasl-Kraupp B., Hogstrand C., Hoogenboom L. (Ron), Leblanc J.-C., Nebbia C.S., Nielsen E., Ntzani E., Petersen A., Sand S., Vleminckx C., Wallace H., Barregård L., Ceccatelli S., Cravedi J.-P., Halldorsson T.I., Haug L.S., Johansson N., Knutsen H.K., Rose M., Roudot A.-C., Van Loveren H., Vollmer G., Mackay K., Riolo F. och Schwerdtle T. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA CONTAM Panel, Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA J* 18. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223

EPA. (2016a). *Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOA)*. U.S. Environmental Protection Agency. March 3, 2017.

EPA. (2016b). *Drinking water health advisory for perfluorooctane sulfonate (PFOS)*. U.S. Environmental Protection Agency. March 3, 2017.

Eriksson U., Haglund P. och Kärrman A. (2015). *Screening of PFASs in sludge and water from waste water treatment plants*. Örebro universitet.

Eriksson U., Haglund P. och Kärrman A. (2017). Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). *J. Environ. Sci.* 61, 80–90. https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.004

EurEau (2022). *Sludge and the circular economy - the impact of PFAS*. Briefing note, July 2022.

EurEau (2020). *PFAS in the urban water cycle*. position paper, May 2020.

Fang L., Wang Q., Li J.-s., Poon C.S., Cheeseman C.R., Donatello S. och Tsang D.C.W. (2021). Feasibility of wet-extraction of phosphorus from incinerated sewage sludge ash (ISSA) for phosphate fertilizer production: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **51**(9), 939-971. https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1740545

Fenton S.E., Ducatman A., Boobis A., DeWitt J.C., Lau C., Ng C., Smith J.S. och Roberts S.M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environ Toxicol Chem* 40, 606–630. https://doi.org/10.1002/etc.4890

Filipovic M. (2015). *Fate of perfluoroalkyl acids in the aquatic environment with a focus on mass balance studies*. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES), Stockholm University.

Filipovic M., Berger U. och McLachlan M.S. (2013). Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids in the Baltic Sea. *Environ Sci Technol* 47, 4088–4095. https://doi.org/10.1021/es400174y

Filipovic M., Woldegiorgis A., Norström K., Bibi B., Lindberg och Österås A. (2015). Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere*, 129, 39-45. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.005

Försvarsmakten (2015). *PM-Lägesrapport arbete PFAS förorenade områden*. FM2015-12720:2

Franke V., McCleaf P., Wiverg K. och Ahrens L. (2017). *Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? - En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport 2017-20.

Franke V., Ullberg M., McCleaf P., Wålinder M., Köhler S.J. och Ahrens L. (2021). The price of really clean water: Combining nanofiltration with granular activated carbon and anion exchange resins for the removal of per- and polyfluoralkyl substances (PFASs) in drinking water production. *ACS ES&T Water*. https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00141

Franke V., McCleaf P., Lindegren K. och Ahrens L. (2019). Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: Nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Environ Sci Water Res Technol*, 5. 1836–43. https://doi.org/10.1039/C9EW00286C

Giesy J.P. och Kannan K. (2001). Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ Sci Technol* 2001; 35:1339–42. https://doi.org/10.1021/es001834k

Giovanoulis G., Aasa J., Benskin J., Plassmann M., Nguyen M., Awad R. och Vestergren R. (2019). *Analysis of PFAS, phthalates, alternative plasticizers and organophosphate esters in sludge*. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report U6235.

Gobelius L., Hedlund J., Dürig W., Tröger R., Lilja K., Wiberg K. och Ahrens L. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Swedish ground- and surface water. Implications for environmental quality standards and drinking water guidelines. *Environ Sci Technol*, 52. 4340–9. https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b05718

Gomis M.I., Vestergren R., Borg D. och Cousins I.T. (2018). Comparing the toxic potency in vivo of long-chain perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives. *Environment International* 113, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.01.011

Glüge J., Scheringer M., Cousins I.T., DeWitt J.C., Goldenman G., Herzke D., Lohmann R., Ng C.A., Trier X. och Wang Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ. Sci.: Processes Impacts* 22, 2345–2373. https://doi.org/10.1039/D0EM00291G

Goldenman G., Fernandes M., Holland M., Tugran T., Nordin A., Schoumacher C. och McNeillMinisters A. (2019). *The cost of inaction - A socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS*. Nordic Council of Ministers, TemaNord, No 516, http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1295959/FULLTEXT01.pdf.

Golovko O., Örn S., Sörengård M., Frieberg K., Nassazzi W., Lai F.Y. och Ahrens L. (2021). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. *Sci Total Environ*, 754. 142122. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142122

Guerra P., Kim M., Kinsman L., Ng T., Alaee M. och Smyth S.A. (2014). Parameters Affecting the Formation of Perfluoroalkyl Acids during Wastewater Treatment. *Journal of Hazardous Materials* 272: 148-154. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.016

Haglund P. (2019). *Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2016-2017 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2017*. Umeå Universitet.

Hansson K., Pütz K.W. och Vestergren R. (2020). *Kvantifiering av PFAS emissioner från kosmetiska produkter*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C 475.

Hansson K., Norström K., Graae L. och Stenmarck Å. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. IVL Svenska Miljöinstitutet, C182.

Hamid H., Li L.Y. och Grace J.R. (2018). Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *Environ Pollut* 235, 74–84. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.030

Hedén M., Silfwerin M., Baresel C. och Malovanyy A. (2020). *Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK)*. Falu Energi & Vatten i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.

Horst J., McDonough J., Ross I., Houtz E. (2020). Understanding and Managing the Potential By-Products of PFAS Destruction. *Groundwater Monit R* 40, 17–27. https://doi.org/10.1111/gwmr.12372

Hölzer J., Midasch O., Rauchfuss K., Kraft M., Reupert R., Angerer J., Kleeschulte P., Marschall N. och Wilhelm M. (2008). Biomonitoring of Perfluorinated Compounds in Children and Adults Exposed to Perfluorooctanoate-Contaminated Drinking Water. *Environ Health Perspect* 116, 651–657. https://doi.org/10.1289/ehp.11064

Huang J., Wang X., Pan Z., Li X., Ling Y. och Li L. (2016). Efficient degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) by photocatalytic ozonation. *Chemical Engineering Journal* 296, 329–334. https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.116

Huang S. och Jaffe P.R. (2019). Defluorination of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) by acidimicrobium sp. strain A6. *Environmental Science & Technology* 53, no. 19: 11410–11419. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04047

Huff D.K., Morris L.A., Sutter L., Costanza J. och Pennell K.D. (2014). Accumulation of six compounds by woody and herbaceous plants: potential for phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*, 22:14, 1538-1550. https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1786004

HVMFS (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. HVMFS 2019:25. https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/55035/HVMFS%202019-25-ev.pdf

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) Perchlorate Team. (2008). *Remediation Technologies for Perchlorate Contamination in Water a Soil*. PE21aRC-2.

Johansson J. H., Salter M. E., Acosta Navarro J. C., Leck C.; Nilsson E. D. och Cousins I. T. (2019). Global Transport of Perfluoroalkyl Acids via Sea Spray Aerosol. *Environ. Sci. Process. Impacts* 21 (4), 635– 649. https://doi.org/10.1039/C8EM00525G

Jonstrup M., Höglind L., Svahn O., Björklund E. och Cimbritz M. (2020). *Avancerad rening vid Sjölunda ARV. Förstudie*. Reviderad slutrapport 200818. VASYD.

Joerss H., Menger F., Tang J., Ebinghaus R. och Ahrens L. (2022). Beyond the Tip of the Iceberg: Suspect Screening Reveals Point Source-Specific Patterns of Emerging and Novel Per- and Polyfluoroalkyl Substances in German and Chinese Rivers. *Environ Sci Technol,* 56. 5456–65. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07987

Jönsson H., Dalahmeh S. och Thorsén G. (2020). *Läkemedel och hormoner i avloppsslam under lagring, kompostering och ammoniakbehandling*.

Kaiser A.-M., Saracevic E., Schaar H.P., Weiss S. och Hornek-Gausterer R. (2021). 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. *Journal of Environmental Management* 300, 113692. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113692

Kannan K. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: Current and future perspectives. *Environmental Chemistry*, 8(4), 333-338. https://doi.org/10.1071/EN11053

KEMI (2022a). *Högfluorerade ämnen – PFAS - Lagar och regler*. www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas#h-Lagarochregler.

KEMI (2022b). *Kemikalier i skumvätskor för brandsläckning - en kunskapssammanställning*. Kemikalieinspektionen PM 4/22.

KEMI (2021a). *Kunskapssammanställning om PFAS*. Kemikalieinspektionen PM 1/21.

KEMI (2021b). *PFASs in Cosmetics*. Kemikalieinspektionen PM 9/21.

Kim Lazcano R., de Perre C., Mashtare M.L. och Lee L.S. (2019). Per- and polyfluoroalkyl substances in commercially available biosolid-based products: The effect of treatment processes. *Water Environ Res*, 91(12), 1669-1677. https://doi.org/10.1002/wer.1174

Kunacheva C., Tanaka S., Fujii S., Boontanon S.K., Musirat C., Wongwattana T. och Shivakoti B.R. (2011). Mass flows of perfluorinated compounds (PFCs) in central wastewater treatment plants of industrial zones in Thailand. *Chemosphere*, **83**(6), 737-744. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.059

Kundu S., Patel S., Halder P., Patel T., Hedayati Marzbali M., Pramanik B.K., Paz-Ferreiro J., de Figueiredo C.C., Bergmann D., Surapaneni A., Megharaj M. och Shah K. (2021). Removal of PFASs from biosolids using a semi-pilot scale pyrolysis reactor and the application of biosolids derived biochar for the removal of PFASs from contaminated water. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7(3), 638-649. https://doi.org/10.1039/D0EW00763C

Kärrman A., Wang T., Kallenborn R., Langseter A.M., Ræder E.M., Lyche J.L., Yeung L., Chen F., Eriksson U., Aro R. och Fredriksson F. (2019). *PFASs in the Nordic environment,* 2019:515. ed, TemaNord. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. https://doi.org/10.6027/TN2019-515

Le Bihanic F., Clérandeau C., Cormier B., Crebassa J.C., Keiter S.H., Beiras R., Morin B., Bégout M.L., Cousin X. och Cachot J. (2020). Organic contaminants sorbed to microplastics affect marine medaka fish early life stages development. *Marine Pollution Bulletin* 154: 111059. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111059

Livsmedelsverket (2014). *Intagsberäkningar som underlag för framtagande av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror (PFAA) i dricksvatten*. Vetenskapligt underlag, Risk- och nyttovärderingsavdelningen, Anders Glynn, Salomon Sand.

Livsmedelsverket. Lindfeldt E., Gyllenhammar I., Strandh S. och Halldin Ankarberg E. (2021). *Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten*. Livsmedelsverkets rapportserie. L 2021 nr 21, Uppsala.

Lohmann R., Cousins I.T., DeWitt J.C., Glüge J., Goldenman G., Herzke D., Lindstrom A.B., Miller M.F., Ng C.A., Patton S., Scheringer M., Trier X. och Wang Z. (2020). Are fluoropolymers really of low concern for human and environmental health and separate from other PFAS? *Environmental Science & Technology* 54 (20): 12820–12828. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03244

Lopez-Espinosa M.-J., Fletcher T., Armstrong B., Genser B., Dhatariya K., Mondal D., Ducatman A. och Leonardi G. (2011). Association of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) with age of puberty among children living near a chemical plant. *Environmental Science & Technology*, 45(19): 8160–8166. https://doi.org/10.1021/es1038694

Lopez-Espinosa M.-J., Mondal D., Armstrong B. G., Eskenazi B. och Fletcher T. (2016). Perfluoroalkyl substances, sex hormones, and insulin-like growth factor-1 at 6–9 years of age: A cross-sectional analysis within the C8 Health Project. *Environmental Health Perspectives*, 124(8): 1269–1275. https://doi.org/10.1289/ehp.1509869

Länsstyrelsen i Jämtlands län (2020). *Provtagning av PFAS i ytvatten i Jämtlands län 2018–2019*. Rapport 2020:28.

Länsstyrelsen i Västra Götaland (2018). *Mätkampanj 2017 - Miljögifter i ytvattenförekomster*. Rapport 2018:44.

Länsstyrelsen i Västra Götaland (2020). *Mätkampanj 2018 - Mätkampanj och regional miljöövervakning 2018 -Miljögifter i ytvatten och biota*. Rapport 2020:12.

McCleaf P., Englund S., Östlund A., Lindegren K., Wiberg K. och Ahrens L. (2017). Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests. *Water Research* 120, 77-87. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057

Mejia-Avendano S., G. Munoz S.V., Duy M., Desrosiers P., Benoît S. och Sauvé Liu, J. (2017). Novel fluoroalkylated surfactants in soils following firefighting foam deployment during the lacmegantic railway accident. *Environmental Science & Technology* 51, no. 15: 8313–8323. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02028

Mejia-Avendano S., Duy S.V., Sauvé S. och Liu. J. (2016). Generation of perfluoroalkyl acids from aerobic biotransformation of quaternary ammonium polyfluoroalkyl surfactants. *Environmental Science & Technology* 50, no. 18: 9923–9932. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00140

Malovanyy A., Hedman F., Feldtmann M.G., Harding M. och Yang J. 2021. *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. Avfall Sverige rapport 2021:02.

Malnes D., Golovko O., Köhler S. och Ahrens L. (2021). *Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten - Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp*. Mälarens vattenvårdsförbunds rapport 2021:1, Vänerns vattenvårdsförbunds rapport 121, Vätternvårdsförbundets rapport 140.

Mejia Avendaño S. och Liu J. (2015). Production of PFOS from aerobic soil biotransformation of two perfluoroalkyl sulfonamide derivatives. *Chemosphere*, 119, 1084-1090. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.059

Miljödepartementet (2022). *Hårdare FN-krav på export av elavfall och globalt förbud för ca 150 farliga ämnen*. Pressmeddelande. https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2022/06/hardare-fn-krav-pa-export-av-elavfall-och-globalt-forbud-for-ca-150-farliga-amnen/ Publicerad 17 juni 2022.

Mitchell S.M., Ahmad M., Teel A.L. och Watts R.J. (2014). Degradation of Perfluorooctanoic Acid by Reactive Species Generated through Catalyzed H2O2 Propagation Reactions. *Environ. Sci. Technol. Lett*. 1, 117–121. https://doi.org/10.1021/ez4000862

Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor - Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*. Rapport 6580.

Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön*. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 6709.

Naturvårdsverket (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen - Behov, teknik och konsekvenser*. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 6766.

Neuwald I.J., Hübner D., Wiegand H.L., Valkov V., Borchers U., Nödler K., Scheurer M., Hale S.E., Arp H.P.H. och Zahn D. (2022). Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated. *Environ Sci Technol* 56, 6380–6390. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07949

Nguyen H.T., Kaserzon S.L., Thai P.K., Vijayasarathy S., Bräunig J., Crosbie N.D., Bignert A. och Mueller J.F. (2019). Temporal trends of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the influent of two of the largest wastewater treatment plants in Australia. *Emerging Contaminants* 5, 211–218. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2019.05.006

Nguyen M.A., Wiberg K., Ribeli E., Josefsson S., Futter M., Gustavsson J. och Ahrens L. (2017). Spatial distribution and source tracing of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in surface water in Northern Europe. *Environmental Pollution* 220, 1438–1446. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.089

Niarchos G., Sörengård M., Fagerlund F. och Ahrens L. (2022). Electrokinetic remediation for removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from contaminated soil. *Chemosphere*, 291. 133041. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133041

Norström K., Viktor T., Palm-Cousins A. och Benli C. (2013). *Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS i närområdet till Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport*. Rapport B2148. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Norström K., Viktor T, Palm-Cousins A. och Ramberg M. (2015). *Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human populations in the vicinity of International Airports*. Final report of the RE-PATH project 2009-2014. Report no. B2232. IVL Swedish Environmental Research Institute.

OECD (2021). *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*, OECD Series on Risk Management, No. 61, Paris.

OECD (2018). *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)*. ENV/JM/MONO(2018). Paris, 2018.

OPEC Systems (2020). *Surface Active Foam Fractionation (SAFF™): The Next Evolution for PFAS Remediation (Session 2)*. Webinar. Tillgänglig online: https://youtu.be/SlotDdd9Mg8.

Pan G. och You C. (2010). Sediment-water distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in Yangtze River Estuary. *Environmental Pollution*, 158(5), pp. 1363-1367. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.011

Phillips S.E. (2019). *Method and apparatus for separation of a substance from water*. Patent WO 2019/111238A1.

Pirzadeh P., Svahn O. och Milenkovski S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipienter - Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Länsstyrelsen Skåne, Rapportnummer: 2021:13.

Pramanik B.K., Roychand R., Monira S., Bhuiyan M. och Jegatheesan V. (2020). Fate of road-dust associated microplastics and per-and polyfluorinated substances in stormwater. *Process Safety and Environmental Protection* 144 (December): 236–241. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.07.020

Prevedouros K., Cousins I. T., Buck R. C. och Korzeniowski S. H. (2006). Sources, Fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environ. Sci. Technol.* 40 (1), 32– 44. https://doi.org/10.1021/es0512475

Rayne S. och Forest K. (2009). Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: A critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods. *Journal of Environmental Science and Health,* Part A 44, 1145–1199. https://doi.org/10.1080/10934520903139811

Reth M., Berger U., Broman D., Cousins I. T., Nilsson E. D. och McLachlan M. S. (2011). Water-to-Air Transfer of Perfluorinated Carboxylates and Sulfonates in a Sea Spray Simulator. *Environ. Chem.* 8 (4), 381– 388. https://doi.org/10.1071/EN11007

Sandblom O. (2014). *Waste Incineration as a Possible Source of Perfluoroalkyl Acids to the Environment – Method Development and Screening*. Master thesis, Stockholm University, Faculty of Science, Department of Applied Environmental Science (ITM).

Schellenberger S., Jönsson C., Mellin P., Levenstam O.A., Liagkouridis I., Ribbenstedt A., Hanning A.-C., Schultes L., Plassmann M.M., Persson C., Cousins I.T. och Benskin J.P. (2019). Release of Side-Chain Fluorinated Polymer-Containing Microplastic Fibers from Functional Textiles During Washing and First Estimates of Perfluoroalkyl Acid Emissions. *Environ. Sci. Technol.* 53, 14329–14338. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04165

Schröder H.Fr. och Meesters R.J.W. (2005). Stability of fluorinated surfactants in advanced oxidation processes—A follow up of degradation products using flow injection–mass spectrometry, liquid chromatography–mass spectrometry and liquid chromatography–multiple stage mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 21st Montreux Symposium on Liquid Chromatography-Mass Spectrometry, Supercritical Fluid Chromatography-Mass Spectrometry, Capillary Electrophoresis-Mass Spectrometry and Tandem Mass Spectrometry 1082, 110–119. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2005.02.070

Schultes L., Vestergren R., Hellström K., Westberg E., Jacobson T. och Benskin J. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances and fluorine mass balance in cosmetic products from the Swedish market: Implications for environmental emissions and human exposure. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 20. https://doi.org/10.1039/C8EM00368H

Schultes L., Peaslee G.F., Brockman J.D., Majumdar A., McGuinness S.R., Wilkinson J.T., Sandblom O., Ngwenyama R.A. och Benskin J.P. (2019). Total Fluorine Measurements in Food Packaging: How Do Current Methods Perform? *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6, 73–78. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00700

Schultz M. M., Higgins C. P., Huset C. A., Luthy R. G., Barofsky D. F. och Field J. A. (2006). Fluorochemical Mass Flows in a Municipal Wastewater Treatment Facility. *Environmental Science & Technology,* 40, pp. 7350-7357. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es061025m

SGI (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten*. SGI Publikation 21. https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p21.pdf

Sha B., Johansson J.H., Tunved P., Bohlin-Nizzetto P., Cousins I.T. och Salter M.E. (2022). Sea Spray Aerosol (SSA) as a Source of Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) to the Atmosphere: Field Evidence from Long-Term Air Monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 56, 228–238. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04277

Shoeib M., Schuster J., Rauert C., Su K., Smyth S.-A. och Harner T. (2016). Emission of poly and perfluoroalkyl substances, UV-filters and siloxanes to air from wastewater treatment plants. *Environmental Pollution* 218, 595–604. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.043

Sidnell T., James Wood R., Hurst J., Lee J. och Bussemaker M.J. (2022). Sonolysis of Per- And Poly Fluoroalkyl Substances (PFAS): A meta-analysis. *Ultrasonics Sonochemistry* 105944. https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.105944

Sjöberg K. (2021). *PFAS-rening med skumfraktionering*. Avfall Sverige temadag PFAS. 16 sept 2021.

SLV (2016). *Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS*. Riskhanteringsrapport 2016-02-29. https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/produktionlivsmedel/dricksvatten/riskhanteringsrapport-pfas-160229.pdf

SMHI (1996). *Avrinning från Sverige till omgivande hav*. Rapport Nr 65, 1996.

Smith S.J., Wiberg K., McCleaf P. och Ahrens L. (2022). Pilot-Scale Continuous Foam Fractionation for the Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Landfill Leachate. *ES&T Water*, 2. 841–51. https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00032

Snis M., Schaub H. och Önnby L. (2020). *Analys av läkemedelshalter – Vikverket och Järpens ARV*. Åre kommun Läkemedelsrening -förstudie. Sweco.

Sobhani Z., Fang C., Naidu R. och Megharaj M. (2021). Microplastics as a vector of toxic chemicals in soil: Enhanced uptake of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid by earthworms through sorption and reproductive toxicity. *Environmental Technology & Innovation* 22 (May): 101476. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101476

Sloand J.N., Culp T.E., Wonderling N.M., Gomez E.D. och Medina S.H. (2021). Mechanomorphogenic Films Formed via Interfacial Assembly of Fluorinated Amino Acids. *Advanced Functional Materials* 31, 2104223. https://doi.org/10.1002/adfm.202104223

Solo-Gabriele H. M., Jones A. S., Lindstrom A. B. och Lang J. R. (2020). Waste type, incineration, and aeration are associated with per- and polyfluoroalkyl levels in landfill leachates. *Waste Management,* 107(May 2016), 191–200. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.034

Sorelius A. och Svensson S. (2021). *Försök med rening av PFAS med kolfilter och fytoremediering*. Avfall Sverige temadag PFAS. 16 September 2021.

Strandberg J., Awad R., Bolinius D.J., Yang J.-J., Sandberg J., Bello M.A., Gobelius L., Egelrud L. och Härnwall E.-L. (2021). *PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants - A systematic investigation*. IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2422.

Svenskt vatten (2022). *PFAS - giftet på allas läppar*. Rapport R2022-01.

Svenskt vatten (2014). *Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam*. Rapport R2014-12.

Swedavia (2014). Svennson, H. *Sammanställning av PFOS förorening vid Swedavias flygplatser*. Swedavia report. 2013-11-14, D02012-. Göteborg Landvetter Airport.

Sweden Water Research (2022). https://www.swedenwaterresearch.se/highlights/testbadd-ellinge/

Sörengård M., Kleja D.B. och Ahrens L. (2019). Stabilization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) with colloidal activated carbon (PlumeStop®) as a function of soil clay and organic matter content. *J Environ Manage*, 249. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109345

Sörengård M., Gago-Ferrero P.B., Kleja D. och Ahrens L. (2021). Laboratory-scale and pilot-scale stabilization and solidification (S/S) remediation of soil contaminated with per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *J Hazard Mater*, 402. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123453

Sörengård M., Kikuchi J., Wiberg K. och Ahrens L. (2022). Spatial distribution and load of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in background soils in Sweden. *Chemosphere* 295, 133944. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133944

Taylor P.H., Dellinger B. och Lee, C.C. (1990). Development of a thermal stability based ranking of hazardous organic compound Incinerability. *Environmental Science & Technology* 24: 316–328. https://doi.org/10.1021/es00073a005

Thoma E.D., Wright R.S., George I., Krause M., Presezzi D., Villa V., Preston W., Deshmukh P., Kauppi P. och Zemek P.G. (2022). Pyrolysis processing of PFAS-impacted biosolids, a pilot study. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **72**(4), 309-318. https://doi.org/10.1080/10962247.2021.2009935

Trang B., Li Y., Xue X.-S., Ateia M., Houk K.N. och Dichtel W.R. (2022). Low-temperature mineralization of perfluorocarboxylic acids. *Science* 377, 839–845. https://doi.org/10.1126/science.abm8868

Tsang W., Burgess D. R. och Babushok V. (1998). On the incinerability of highly fluorinated organic compounds. *Combustion Science and Technology*, 139(1), 385–402. https://doi.org/10.1080/00102209808952095

Turner L.P., Kueper B.H., Jaansalu K.M., Patch D.J., Battye N., El-Sharnouby O., Mumford K.G. och Weber K.P. (2021). Mechanochemical remediation of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) amended sand and aqueous film-forming foam (AFFF) impacted soil by planetary ball milling. *Science of The Total Environment* 765, 142722. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142722

Vestergren R. och Cousins I.T. (2009). Tracking the pathways of human exposure to perfluorocarboxylates. *Environ Sci Tech* 2009;43(15):5565–75. https://doi.org/10.1021/es900228k

Vierke L., Ahrens L., Shoeib M., Reiner E.J., Guo R., Palm W.-U., Ebinghaus R. och Harner T. (2011). Air concentrations and particle–gas partitioning of polyfluoroalkyl compounds at a wastewater treatment plant. *Environ. Chem.* 8, 363–371. https://doi.org/10.1071/EN10133

von Gunten U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* 37, 1443–1467. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8

Wang F., Lu X., Li X.Y. och Shih K. (2015a). Effectiveness and mechanisms of defluorination of perfluorinated alkyl substances by calcium compounds during waste thermal treatment. *Environ Sci Technol,* 49. 5672-80. https://doi.org/10.1021/es506234b

Wang S., Wang H., Zhao W., Cao Y. och Wan Y. (2015b). Investigation on the distribution and fate of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in a sewage-impacted bay. *Environmental Pollution*, 205, 186-198. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.042

Watanabe N., Takata M., Takemine S. och Yamamoto K. (2018). Thermal mineralization behavior of PFOA, PFHxA, and PFOS during reactivation of granular activated carbon (GAC) in nitrogen atmosphere. *Environmental Science and Pollution Research International* 25, no. 8: 7200–7205. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5353-2

Watanabe N., Takemine S., Yamamoto K., Haga Y. och Takata, M. (2016). Residual organic fluorinated compounds from thermal treatment of PFOA, PFHxA and PFOS adsorbed onto granular activated carbon (GAC). *Journal of Material Cycles and Waste Management* 18, no. 4: 625–630. https://doi.org/10.1007/s10163-016-0532-x

WFD Circa (2021). *Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive: PFAS*. 13.01.2022. Tillgänglig online: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/e6137ae7-3056-4d01-ae44-de003185ab1c/details

Wilhelm M., Kraft M., Rauchfuss K. och Hölzer J. (2008). Assessment and Management of the First German Case of a Contamination with Perfluorinated Compounds (PFC) in the Region Sauerland, North Rhine-Westphalia. *J. Toxicol. Environ. Heal. Part A* 71, 725–733. https://doi.org/10.1080/15287390801985216

Williams A.J., Grulke C.M., Edwards J., McEachran A.D., Mansouri K., Baker N.C., Patlewicz G., Shah I., Wambaugh J.F., Judson R.S. och Richard A.M. (2017). The CompTox Chemistry Dashboard: a community data resource for environmental chemistry. *Journal of Cheminformatics* 9, 61. https://doi.org/10.1186/s13321-017-0247-6

Woldegiorgis A., Andersson J., Remberger M., Kaj L., Ekheden Y., Blom L. och Brorström-Lundén E. (2006). *Results from the National screening program 2005. Subreport 3: Perfluorinated alkylated substances*. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport B1698.

Woldegiorgis A. och Viktor T. (2008). *Studie av perfluorerade alkylsulfonater (PFAS) i fisk och vatten från Västra Ingsjön*. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport U2308.

Yang L., Yu X., Wang M., Li J., Wang Y., Zhao Y. och Wu Y. (2015). Analysis of perfluoroalkyl substances precursors in human milk from 12 provinces of China. *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi*, **49**(6), 529-33.

Yu J., He C., Liu X., Wu J., Hu Y. och Zhang Y. (2014). Removal of perfluorinated compounds by membrane bioreactor with powdered activated carbon (PAC): Adsorption onto sludge and PAC. *Desalination* 334, 23–28. https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.08.007

Yu J., Hu J., Tanaka S. och Fujii S. (2009). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants. *Water Res.* 43, 2399–2408. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.009

Zhang W. och Liang Y. (2021). Effects of hydrothermal treatments on destruction of per- and polyfluoroalkyl substances in sewage sludge. *Environmental Pollution*, **285**, 117276. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117276

Svenskt Vatten
UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma
BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma
TELEFON 08-506 002 00
E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se