
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2025-18

Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk

Linda Önnby

Christian Baresel

Lisa Gren

Ioannis Liagkouridis

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, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk
TITLE OF THE REPORT	Occurrence and removal of PFAS at Swedish wastewater treatment plants
FÖRFATTARE	Linda Önnby, Christian Baresel, Lisa Gren och Ioannis Liagkouridis, IVL Svenska Miljöinstitutet
RAPPORTNUMMER	2025-18
ANTAL SIDOR	67
SAMMANDRAG	Projektet har undersökt hur högfluorerade kolväten (PFAS) förekommer och avskiljs i svenska avloppsreningsverk. Resultaten visar att många PFAS, särskilt långkedjiga som PFOS och PFOA, passerar genom reningsverken utan att brytas ned. Mätningar visar att mindre än 10 % av det organiskt bundna fluoret kan förklaras med riktad analys av 65 kända PFAS-ämnen. För att bättre förstå hur PFAS-utsläpp från reningsverken kan minska behöver sambanden med driftparametrar undersökas närmare.
SUMMARY	This project investigated the occurrence and removal of per- and polyfluorinated alkylsubstances (PFAS) in Swedish wastewater treatment plants (WWTPs). The results show that many PFAS, particularly long-chain substances such as PFOS and PFOA, pass through the treatment process largely unchanged. Measurements further indicate that less than 10% of the organically bound fluorine can be accounted for by targeted analysis of 65 known PFAS. To better understand how PFAS emissions from WWTPs can be reduced, the relationships between PFAS behaviour and process parameters need to be examined in greater depth.
SÖKORD	Per- och polyfluorerade alkylsubstanter, avloppsreningsverk, prekursorer, PFOS, membranbioreaktor, aktivt slam
KEYWORDS	Per- and polyfluorinated alkylsubstances, wastewater treatment plants, precursors, PFOS, membrane bioreactor, activated sludge
MÅLGRUPPER	VA-organisationer, forskare, myndigheter, miljökonsulter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2025
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Önnby L., Baresel C., Gren L. och Liagkouridis I. (2025). <i>Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk</i> . SVU-rapport 2025-18. Stockholm: Svenskt Vatten.
IVL-RAPPORT ISBN	B11080 978-91-7883-783-0

Om projektet

PROJEKTNUMMER	23-102
PROJEKTETS NAMN	Förekomst och avskiljning av PFAS vid svenska avloppsreningsverk
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning och Naturvårdsverket

Förord

PFAS-frågan har under det senaste decenniet gått från att vara relativt okänd till att i dag utgöra ett av de mest aktuella och komplexa miljöproblem vi står inför. Detta projekt har haft två utgångspunkter. Den första bottnade i en insikt om att svenska avloppsreningsverk befinner sig i en ny verklighet, där långlivade svårnedbrytbara ämnen som PFAS utmanar teknik, ansvarsfördelning och regelverk. Den andra utgångspunkten var en observation av reduktion av framför allt PFOS i det biologiska reningssteget som involverade membranbioreaktorn (MBR) där det även sker skumbildning. Projektet tog sig an båda dessa uppgifter och för att kunna möta dessa behövs både kunskap, samverkan och engagemang.

Projektet har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet i nära samarbete med fem engagerade VA-organisationer, vars deltagande har varit helt avgörande. Deras insatser, i form av kunskap, öppenhet, praktiska erfarenheter och ett genuint intresse för PFAS-frågan, har gjort det möjligt att genomföra projektet i både bredd och djup. Ett stort och varmt tack till er: Dag Lorick (Gryaab), Marion Salem (Syvab), Aleksandra Lazic (Roslagsvatten), Katja Närhi, Gabriel Persson, Sofia Andersson och Andriy Malovanyy (SVOA), och Andreas Johansson (Skövde kommun).

Vi befinner oss nu i en både spännande och utmanande tid. Spännande, eftersom utvecklingen inom PFAS-området går fort; ny kunskap tillkommer ständigt och möjliggör nya sätt att förstå, mäta och hantera dessa problematiska och persistenta ämnen. Utmanande, eftersom denna snabba utveckling ställer krav på samhällets förmåga att hänga med. Kan reningen finansieras och om vi inte åtgärdar dessa miljögifter, hur kommer vår framtida hälsa att påverkas? Kanske är det till och med så att utmaningarna i dag är större än möjligheten till lösningarna? Men lösningar finns, flera av dem redan på plats, och vi behöver nu förstå hur de kan integreras i samhällets strukturer. Vem ska bära kostnaderna? Vilka styrmedel behöver utvecklas? Och hur kan vi skapa en långsiktigt hållbar vattenhantering?

Trots att PFAS är en stor utmaning, har vi som kollektiv förmågan att möta den. Genom att arbeta tillsammans, över yrkesgränser, sektorer och discipliner, kan vi bidra till att föra utvecklingen framåt.

I samband med arbetet med denna rapport har det också blivit tydligt att vi behöver gräva ännu djupare för att bättre kunna koppla reningsprocessernas driftsätt till varför vissa ämnen frisätts eller fördelas till slam. När vi vet mer om dessa samband kan vi också optimera våra åtgärder, och rikta dem än mer träffsäkert.

Linda Önnby, projektledare, Malmö april 2025

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Terminologi och förkortningar	6
1 Inledning och bakgrund	8
1.1 PFAS – egenskaper, indelning och omvandling	8
1.2 Förekomst och transport av PFAS i avloppsreningsverk	10
1.3 Reglering av PFAS i vatten och avlopp	12
2 Mål och syfte med projektet	14
3 Metod och genomförande	16
3.1 Provtagning, analys och utvärdering av PFAS-flöden	16
3.2 Beskrivning av deltagande reningsverk och provpunkter	19
4 Resultat och diskussion	26
4.1 PFAS i avloppsvatten – tidigare mätdata med fem reningsverk i fokus	26
4.2 Vanligt förekommande PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten	28
4.3 Ultrakorta PFAS	30
4.4 Andel okända PFAS-ämnen	32
4.5 Avskiljning över specifika reningsprocesser	36
4.6 PFAS-flöden utifrån ett massbalansperspektiv	39
4.7 Korrelationsanalys – varför avskiljs och påverkas vissa PFAS?	42
5 Slutsatser och framtida forskning	46
5.1 Vad bidrar till PFAS-avskiljning?	46
5.2 Vad avgör avskiljningen?	46
5.3 Styrning av avskiljningen	47
5.4 Vattenkemiska faktorer	48
5.5 Tilläggsfrågor genom kompletterande finansiering från Naturvårdsverket	49
5.6 Sammanfattande slutsats och råd till avloppsreningsverken	50
5.7 Framtida forskning	50
Referenser	52
Bilaga A Ämneslista för utökad riktad analys	56
Bilaga B Rådata från provtagning	57
Bilaga C Resultat från t-test	66

Sammanfattning

Projektet har undersökt hur högfluorerade kolväten (PFAS) förekommer och avskiljs i svenska avloppsreningsverk. Resultaten visar att många PFAS, särskilt långkedjiga som PFOS och PFOA, passerar genom reningsverken utan att brytas ned. Mätningar visar att mindre än 10 % av det organiskt bundna fluoret kan förklaras med riktad analys av 65 kända PFAS-ämnen. För att bättre förstå hur PFAS-utsläpp från reningsverken kan minska behöver sambanden med driftparametrar undersökas närmare.

PFAS är kemikalier som inte bryts ner i naturen och som används i allt från textilier till brandskum. När de väl hamnar i avloppsvattnet blir reningsverken transportvägar ut i miljön. Inom det här projektet var utgångspunkten därför enkel: Vilka PFAS passerar reningen, var sker eventuell avskiljning, och hur påverkas detta av hur verken drivs? Svaren på frågorna behövs för att kunna prioritera åtgärder och uppfylla skärpta dricksvattenkrav enligt EU:s dricksvattendirektiv samt krav enligt prioriterade ämnesdirektivet inom ramdirektivet för vatten.

Projektet följde fem svenska reningsverk med sju olika processlinjer, bland annat aktivt slam och membranbioreaktor (MBR), och tog prover vid fyra tillfällen under 2024. Dels analyserades 30 välkända PFAS med vätskekromatografi kopplad till masspektrometri (LC-MS-analys, en riktad metod), dels fångades okända PFAS genom att mäta en summahalt för organiskt bundet fluor (extraherbart organiskt fluor, EOF-analys). Mätningar gjordes också av ultrakorta PFAS såsom trifluorättiksyra (TFA) som inte fångas i EOF-analysen. Dessutom användes TOP som är en metod som kemiskt oxiderar förstadiet till PFAS (prekursorer) så att de blir till stabila PFAS som går att mäta, samt massflödesberäkningar på ett av verken för att se hur ämnena rör sig genom processen.

Resultatet var tydligt. Det gick inte att se några konsekventa mönster som visar på robust reduktion genom processen och inte att konstatera någon säker avskiljning av PFAS, oavsett om verket använde aktivt slam, membran eller andra processvarianter. Men kunskapen om PFAS-förekomst vid svenska reningsverk vidgades. Kortkedjiga PFAS, som PFBA, kan minska redan i försedimentering och aktivt slam, medan långkedjiga ämnen som PFOS och PFOA ofta passerar nästan oförändrade och i vissa steg till och med ökar. Det senare hänger troligen ihop med att prekursorer omvandlas till mer stabila PFAS och med att PFAS recirkuleras internt via slam och skum. Summaanalyser visade dessutom att den riktade mätningen bara fångade en liten del av det organiskt bundna fluoret; mer än 90 % var okänt. Till det kommer trifluorättiksyra (TFA) som inte ingår i summaanalysen, och som bedöms stå för över hälften av den totala fluorhalten i avloppsvattnet och i praktiken inte renas bort.

Sammantaget bekräftar resultaten tidigare internationella studier: dagens reningstekniker är inte utformade för PFAS, skillnader i processupplägg verkar ha liten betydelse för faktisk avskiljning, och processerna fördelar främst PFAS till slam medan betydande mängder fortfarande når recipienterna. För kommunala VA-organisationer betyder resultaten att övervakningen behöver breddas och spetsas. Det handlar om att välja provpunkter och analyspaket som tar höjd för både kända ämnen och det stora ”okända”, att inkludera ultrakorta PFAS som TFA, och att förstå när driftförändringar som slamålder, luftning eller interncirkulation kan göra skillnad.

Summary

This project investigated the occurrence and removal of per- and polyfluorinated alkylsubstances (PFAS) in Swedish wastewater treatment plants (WWTPs). The results show that many PFAS, particularly long-chain substances such as PFOS and PFOA, pass through the treatment process largely unchanged. Measurements further indicate that less than 10% of the organically bound fluorine can be accounted for by targeted analysis of 65 known PFAS. To better understand how PFAS emissions from WWTPs can be reduced, the relationships between PFAS behaviour and process parameters need to be examined in greater depth.

PFAS are highly persistent chemicals used in products ranging from textiles to firefighting foams. Once they enter wastewater, the WWTPs become pathways transporting PFAS into the environment. The starting point for this project was therefore straightforward: Which PFAS pass through treatment, where does any removal occur, and how is this influenced by plant operation? The answers to these questions are needed to guide mitigation efforts and to comply with tightened drinking water requirements under the EU Drinking Water Directive as well as obligations under the Priority Substances Directive of the Water Framework Directive.

The project monitored five Swedish WWTPs with seven different process configurations, including conventional activated sludge (AS) and membrane bioreactor (MBR) systems. Samples were collected at four occasions in 2024. Thirty well-known PFAS were analysed using liquid chromatography coupled with mass spectrometry (LC-MS; targeted analysis). In addition, unknown PFAS were captured by measuring the sum concentration of extractable organofluorine (EOF). Measurements also included ultrashort PFAS such as trifluoroacetic acid (TFA), which is not detected by EOF analysis. The study also applied the Total Oxidizable Precursor (TOP) assay, which chemically oxidizes PFAS precursors into stable measurable PFAS, as well as mass-flow calculations at one of the treatment plants to assess how PFAS move through the process.

The results were clear: no consistent patterns of robust PFAS reduction were observed, and no conclusive removal could be demonstrated, regardless of whether the plant used AS, MBR, or other process variants. However, the project substantially broadened the understanding of PFAS occurrence in Swedish wastewater treatment. Short-chain PFAS, such as PFBA, may decrease already in primary sedimentation and AS treatment, whereas long-chain compounds like PFOS and PFOA often remain largely unchanged or even increase in some process steps. The latter is likely related to precursor transformation into more stable PFAS and to internal recirculation via sludge and foam. The sum analyses also showed that targeted PFAS measurements capture only a small fraction of all organofluorine; more than 90% remains unidentified. Additionally, TFA, excluded from the sum parameter, was found to represent more than half of all fluorine present in the wastewater and is essentially not removed by the treatment process.

Overall, the findings confirm previous international studies: current treatment technologies are not designed for PFAS removal, differences in process configuration have limited influence on actual PFAS retention, and treatment processes mainly redistribute PFAS to the sludge while substantial amounts continue to reach receiving water bodies. For municipal WWTPs, these results highlight the need to broaden and refine monitoring strategies. This includes selecting sampling points and analytical packages that capture both known PFAS and the large “unknown fraction,” incorporating ultrashort PFAS such as TFA, and understanding when operational factors, such as sludge age, aeration, or internal recirculation, may influence PFAS behaviour.

Terminologi och förkortningar

AFFF	Aqueous Film-Forming Foam (skum för brandsläckning)
AS	Aktivt slam (Activated Sludge) – biologisk reningsprocess där mikroorganismer bryter ned föroreningar i suspension
Bivariat analys	Bivariat analys är en statistisk metod som används för att undersöka sambandet mellan två variabler, till exempel för att se om det finns en korrelation eller ett linjärt samband.
BOD	Biologiskt syrebehov (Biochemical Oxygen Demand)
CIC	Combustion Ion Chromatography – metod för flödesanalys av totalfluor (EOF-CIC)
COD	Kemiskt syrebehov (Chemical Oxygen Demand)
Delta, Δ	Delta, grekisk bokstav som kan användas för att beteckna förändring. I den här rapporten används delta (Δ) för att symbolisera förändring mellan två provpunkter.
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon)
EOF	Ett vanligt analytiskt mått är extraherbart organiskt bundet fluor (EOF, Extractable Organic Fluorine), vilket anger den totala mängden organiskt bundet fluor i ett prov som kan extraheras och analyseras. Detta inkluderar både kända PFAS och andra fluorerade organiska föreningar som inte fångas upp i riktade analyser.
FTCA	Fluorotelomerkarboxylsyra (se Bilaga A)
FTOH	Fluorotelomeralkohol, prekursor till PFCA (se Tabell 1.1)
LOQ	Limit of quantification, detektionsgräns det vill säga den lägsta koncentrationen av ett ämne som kan mätas med tillräcklig noggrannhet och precision.
MBR	Membranbioreaktor, kombinerar biologisk rening med membranfiltrering för att avskilja mikroorganismer och partiklar
MBBR	Biofilmsreaktor med rörlig bädd (Moving Bed Biofilm Reactor), biologisk reningsprocess där biofilm växer på rörliga bärare i reaktorn
Organiskt fluor	Fluor som är kemiskt bundet till kol i en organisk förening, till skillnad från oorganisk fluorid såsom salter i natriumfluorid
PCA	Principalkomponentanalys, (PCA, principal component analysis), är en metod som komprimerar många variabler till ett fåtal ”huvudkomponenter” som fångar den största delen av variationen i data. Den hjälper oss att se mönster och samband, till exempel genom att förenkla visualiseringar, utan att tappa så mycket viktig information.
PFAA	Perfluoroalkylsyror
PFCA	Perfluorokarboxylsyror

PFSA	Perfluorosulfonsyror
PFAS	Per- och polyfluoralkylsubstanser, en bred grupp syntetiska fluororganiska kemikalier, ofta mycket persistenta i miljön
PFAS 4 / PFAS 11 / PFAS 21 / PFAS 24	Summa-parametrar för olika uppsättningar PFAS-ämnen enligt EU och svenska direktiv (till exempel Σ PFAS 4 = PFOS+PFOA+PFNA+PFHxS; Σ PFAS 24 uttryckt som PFOA-ekvivalenter).
PFBA, PFBS, PFHxS, PFHpA, PFHxA, PFNA, PFOA, PFOS	Enskilda PFAS-föreningar (per-/polyfluoralkylkarboxyl-/sulfonsyror) som ingår i såväl riktad analys som summaparametrar.
Prekursorer	Ett föregångsämne till något annat. Inom PFAS-sammanhang syftar det på ämnen som är instabila, men som kan omvandlas till mer persistenta PFAS såsom PFOS eller PFOA, vid nedbrytning i miljön eller vid särskild TOP-analys enligt nedan.
RAS	Returslam (Return Activated Sludge) – slam som cirkuleras tillbaka till bioreaktorn
TF	Total fluor (inklusive oorganiskt fluor)
TFMS	Trifluormetansulfonat – ultrakort PFAS (C1)
TFA	Trifluorättiksyra – ultrakort PFAS (C2) som inte upparbetas väl i EOF-analysen och därför inte ingår i EOF
TN	Totalkväve (Total Nitrogen)
TP	Totalfosfor (Total Phosphorus)
TOP-analys	Total Oxidizable Precursor-analys – metod för att oxidativt omvandla PFAS-prekursorer till mätbara PFCA och PFSA för uppskattning av prekursorinnehåll
t-test	Statistisk metod för att jämföra medelvärden mellan två grupper och avgöra om skillnaden är statistisk signifikant eller kan bero på slumpen

Notera: Utöver de ovan nämnda förkortningarna finns en lång rad ytterligare PFAS och prekursorer (6:2 FTS, diPAP, FOSA etc.) listade i Bilaga A.

1 Inledning och bakgrund

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är ett samlingsnamn för en mycket stor grupp organiska, syntetiskt framställda kemikalier. De kännetecknas av en kolkedja där väteatomer har ersatts helt eller delvis av fluoratomer. När kolkedjan är helt fluorerad kallas den perfluorerad, och när den bara är delvis fluorerad kallas den polyfluorerad. Teoretiskt kan flera miljoner olika strukturer klassificeras som PFAS beroende på hur begreppet definieras. Enligt OECD:s nuvarande definition räcker det att ett ämne innehåller minst en alkyl CF₂-grupp (alkylgrupp är en enkel kolkedja med väten runt om, som andra atomer eller grupper kan binda till) för att räknas som PFAS (Schymanski et al. 2022). I praktiken är dock omkring 10 000 PFAS-ämnen identifierade och registrerade för industriell eller kommersiell användning (KemI 2015). PFAS kan beskrivas som organiska miljögifter, det vill säga kemiska ämnen som utslutande härrör från mänsklig aktivitet och som både är mycket svårnedbrytbara och sprids lätt i miljön. Deras spridningsvägar är många, och de kan transporteras långa sträckor från utsläppskällan, vilket förklarar deras omfattande förekomst i natur och samhälle.

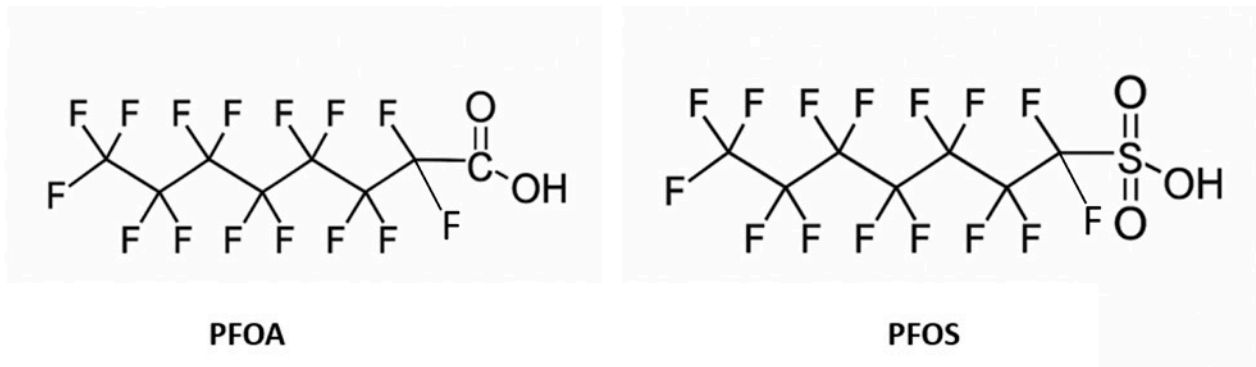
PFAS-ämnen kännetecknas av sin extrema persistens i miljön och sin förmåga att ackumuleras över tid. Även om koncentrationerna i enskilda utsläpp kan vara låga (från mikro- till nanogram per liter), innebär den långlivade karaktären och den gradvisa uppbyggnaden i ekosystem och organismer att den totala miljöbelastningen kan bli betydande över tid. Kommunala avloppsreningsverk är i grunden byggda för att skydda miljön genom att avskilja och reducera olika typer av föroreningar. När det gäller PFAS fungerar de däremot snarare som en samlings- och spridningsväg, eftersom dessa ämnen i stor utsträckning passerar reningsprocesserna utan att brytas ned. Genom att förstå hur och när PFAS-ämnen ackumuleras och eventuellt avskiljs i olika reningssteg, kan man identifiera möjligheter att begränsa deras spridning vidare i miljön. Åtgärder i reningsverken kan på sikt minska den långsiktiga belastningen på till exempel vattentäkter, sediment, jordar och biota. Detta kan dels handla om optimering av befintliga processer, men i många fall krävs installation av nya tekniker som ofta är förenade med betydande kostnader och resursförbrukning. Trots detta måste reningsverken ses som en del av ett större strategiskt arbete, där hela samhället också behöver minska tillförseln av PFAS genom substitution och utfasning parallellt med att förorenade massor även behöver hanteras. För att reningsverken ska kunna bidra på ett effektivt sätt krävs ökad kunskap inom VA-sektorn om hur PFAS beter sig och hanteras i dessa system.

1.1 PFAS – egenskaper, indelning och omvandling

1.1.1 Kemiska egenskaper och klassificering

Indelningen av PFAS görs ofta baserat på deras kemiska struktur, där både den funktionella gruppen och längden på den fluorerade kolkedjan är centrala faktorer. Den funktionella gruppen avgör kemikalins reaktivitet och användningsområde, medan kolkedjans längd påverkar egenskaper såsom bioackumuleringspotential, mobilitet i vattenmiljöer och toxikologisk profil. Denna strukturella variation innebär att olika PFAS-föreningar beter sig mycket olika i miljön, vilket gör klassificeringen viktig för riskbedömning och reglering.

Två av de vanligaste PFAS, PFOS och PFOA, är båda perfluoralkylsyror (PFAA) men där den funktionella gruppen skiljer dem åt. PFOS är en perfluorsulfonsyra (PFSA) medan PFOA är en perfluorkarboxylsyra (PFCA) och visas i Figur 1.1.



Långkedjiga, kortkedjiga och ultrakorta PFAS

Långkedjiga PFAS omfattar ämnen med minst sex fluorerade kolatomer för sulfonater och minst åtta för karboxylater, till exempel PFOS och PFOA. Dessa ämnen är kända för att bioackumuleras i organismer och har kopplats till flera negativa hälsoeffekter, vilket har lett till regleringar och förbud i många länder.

Kortkedjiga PFAS, med färre fluorerade kolatomer, har introducerats som ersättare till de långkedjiga varianterna, på grund av kända miljörisker med långkedjiga PFAS (KemI. 2015; Posner et al. 2013). De kortkedjiga PFAS är mer vattenlösliga och rörliga i miljön, vilket innebär att de sprids lättare via vattenvägar, men anses generellt vara mindre bioackumulerande. Nyare studier bekräftar deras högre mobilitet, persistens samt att de är svåra att avlägsna med vanliga reningsmetoder (Globelius et al. 2023; Zheng et al. 2023).

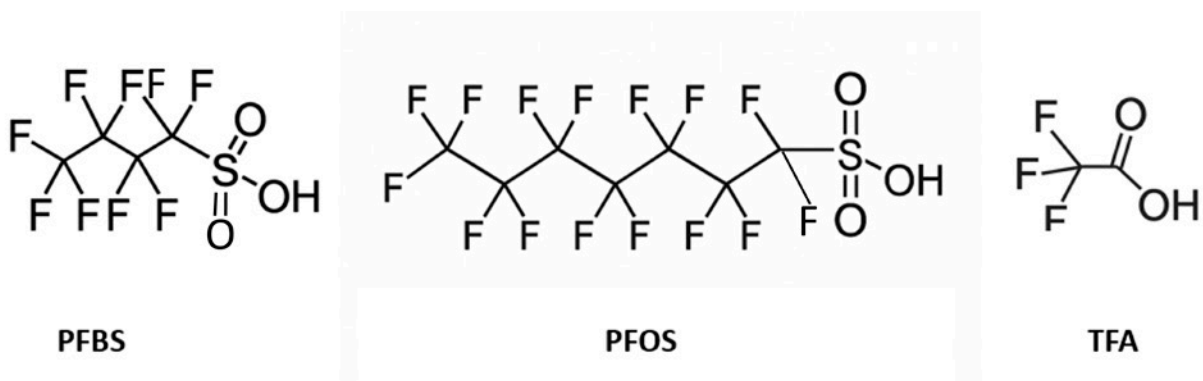
Ultrakorta PFAS, såsom trifluorättiksyra (TFA), definieras oftast som ämnen med tre eller färre fluorerade kolatomer. TFA är den mest förekommande PFAS globalt och har påvisats i regnvatten, ytvatten, dricksvatten och växter (Arp et al. 2024), men även i konsumentprodukter såsom apelsinjuice (Eurofins 2024). Trots att TFA inte klassas som bioackumulerande i traditionell mening, visar studier att ämnet kan ansamlas i växter och därmed utgöra en potentiell exponeringsväg för både människor och djur via födan. Intresset för ultrakorta PFAS ökar, dels eftersom de ständigt förekommer i vår omgivning, dels på grund av deras höga rörlighet och extremt långvariga nedbrytningsegenskaper. Dessa egenskaper gör dem särskilt svåra att avlägsna från vatten- och ekosystem. Figur 1.2 visar strukturformler för perfluorbutansulfonsyra (PFBS), PFOS och TFA som är exempel på kort- och långkedjiga samt ultrakorta PFAS.

Figur 1.1

Kemiska strukturformler för två välkända perfluoralkylsyror; perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA).

Figur 1.2

Kemiska strukturformler för perfluorbutansulfonsyra (PFBS) som är en kortkedjig PFAS, perfluoroktansulfonsyra (PFOS) som är en långkedjig PFAS, samt trifluorättiksyra (TFA) som är en ultrakort PFAS.



1.1.2 Prekursorer och omvandlingsprocesser

Prekursorer (föregångsämnena) till PFAS är föreningar som kan brytas ned eller omvandlas till stabila och persistenta PFAS, som alltså är prekursorernas nedbrytningsprodukter. Exempel på sådana nedbrytningsprodukter är PFCA och PFSA. Till skillnad från

sina nedbrytningsprodukter är prekursorerna ofta mer vattenlösliga och rörliga, vilket gör dem svåra att upptäcka med traditionella analysmetoder. För att identifiera prekursorer har forskningen utvecklat indirekta metoder såsom TOP-analys, där potentiella prekursorer oxideras för att avslöja deras närvaro genom att mäta de bildade PFAA (Houtz & Sedlak 2012).

Ett annat analytiskt angreppssätt för att uppskatta den totala förekomsten av PFAS är att mäta mängden organiskt bundet fluor i ett prov. Detta görs genom analys av extraherbart organiskt fluor (EOF), som inkluderar både kända PFAS och andra fluororganiska föreningar som inte identifieras i riktade analyser. På så sätt kan man fånga även den ”dolda” andelen PFAS som annars inte upptäcks. Studier har visat att prekursorer kan stå för en betydande del av den totala EOF-halten i miljöprover, vilket innebär att många PFAS-föreningar fortfarande är ”dolda” om endast traditionella riktade analyser används (Jiao et al. 2023). Vanliga prekursorer inkluderar fluorotelomeralkoholer (FTOH), perfluoralkylsulfonamider och polyfluorerade fosfatestrar. Dessa föreningar används i en rad produkter såsom brandsläckningsskum, textilier och rengöringsmedel. Vid exponering i miljön bryts de långsamt ner till stabilare PFAS som PFBA, PFOA och PFOS (Ateia et al. 2019; Houtz & Sedlak 2012).

Exempel på ämnen som är kända prekursorer är bland annat 6:2 PAP och 6:2 diPAP som bryts ner till 6:2 FTOH och vidare till PFHxA (Schaefer et al. 2023). Ett annat exempel är 8:2 diPAP som omvandlas till PFOA, vilket dokumenterats både i jord och vid svenska och australiensiska reningsverk (Coggan et al. 2019; Kärrman et al. 2024). I vissa fall bildas flyktiga intermediärer, såsom 5:2 FTOH, som kan avgå till gasfasen, vilket påverkar massbalansen av PFAS i reningsverken (Schaefer et al. 2023). Studier från USA, bland annat San Francisco Bay-området, visar att kommunala reningsverk ofta släpper ut höga nivåer av kortkedjiga PFAS samt en stor andel oxiderbara prekursorer (Collins et al. 2024; Houtz et al. 2016).

1.2 Förekomst och transport av PFAS i avloppsreningsverk

PFAS är en mycket persistent ämnesgrupp som återfinns i både vatten och slam vid kommunala reningsverk. Eftersom processerna inte är utformade för att avskilja dessa ämnen passerar de ofta genom verken och når recipienter. Särskilt kortkedjiga föreningar, såsom TFA och PFBA, är svåra att avlägsna och har påvisats i yt- och dricksvatten. Viss omvandling eller avskiljning kan ske i enskilda processteg, men mekanismerna bakom detta är ännu inte fullt klarlagda. En bättre förståelse för dessa processer är avgörande för att utveckla effektiva strategier, både genom uppströmsåtgärder och optimering av reningsverk.

1.2.1 PFAS i avloppsvatten

PFAS påträffas både i inkommande och utgående avloppsvatten samt i slam vid kommunala reningsverk, vilket tydligt indikerar att dagens rening inte förmår förhindra spridningen av dessa extremt persistenta ämnen (Coggan et al. 2022). Avloppsreningsverk fungerar i många fall snarare som transportvägar än som effektiva barriärer, eftersom konventionella reningsprocesser generellt har låg avskiljningsförmåga, särskilt när det gäller kortkedjiga och ultrakorta PFAS.

I tidigare genomförda arbeten om PFAS på reningsverk i Sverige, som finansierades av Svenskt Vatten Utveckling under 2022 (Baresel et al. 2022), uppskattades att PFOS-mängden i utgående vatten och slam från svenska reningsverk uppgår till närmare 22 kg/år. I samma arbete observerades det också att vissa reningsverk uppvisade en relativt hög grad av PFOS-avskiljning (upp till 60 %) för en rad prover. Liknande observationer gjordes vid andra reningsverk i samband med att mikroförroeningar undersöktes i ingående och utgående avloppsvatten (Sweco 2022a, b), också här för ett begränsat

antal prover. Däremot saknas det förklaringar till var och varför denna avskiljning ägde rum och resultaten baserades dessutom på ett relativt litet antal mätningar. De nämnda studierna visar att i) de flesta svenska avloppsreningsverk, i likhet med internationella studier, inte avskiljer PFAS alls, och ii) vissa PFAS tyder på viss avskiljning vid en del verk när mätningar främst av PFOS och PFOA har genomförts, medan andra PFAS varit mindre väl undersökta.

I en relativt nyligen publicerad studie presenterades PFAS-förekomsten för 40 vanligt förekommande och kvantifierbara PFAS vid 38 reningsverk i USA (Schaefer et al. 2023). De inkommande halterna var i genomsnitt ca 100 ng/l, vilket är något högre än de nivåer som har påträffats vid svenska avloppsreningsverk. I Sverige har exempelvis ΣPFAS 11 uppmätts till i medeltal cirka 46 ng/l, baserat på data från flera reningsverk (Baresel et al. 2022), medan enstaka studier också rapporterat lägre nivåer på omkring 20–40 ng/l (Sweco 2022a; 2022b). En möjlig förklaring till de högre amerikanska nivåerna är att många av de studerade verken i USA tog emot betydande mängder lakvatten (ca 50 % av verken) och industriellt processvatten (ca 60 % av verken), vilket kan vara en orsak till högre PFAS-belastning. Sammantaget visar jämförelsen att det finns ett behov av ökad kunskap om PFAS-flöden till och från avloppsreningsverk även i en svensk kontext.

1.2.2 PFAS i slam

PFAS kan även ansamlas och spridas via slam från reningsverken. I ett tidigare SVU-projekt (Kärrman et al. 2024) undersöktes förekomsten av PFAS i svenska avloppsreningsverk, med särskilt fokus på slam och dess potentiella roll som spridningsväg till miljön. Studien visade att avloppsslam innehöll 19 individuella PFAS av bland annat PFOS, PFOA, men också ett flertal kända prekursorer. En av dessa, FOSAA är en prekursor som kan omvandlas till PFOS. Analysen av EOF indikerade dessutom att en stor del av det organiska fluoret (93 %) inte kunde förklaras av identifierade PFAS-ämnen, vilket tyder på förekomst av okända fluorföreningar med potentiell miljöpåverkan (Kärrman et al. 2024). Flera studier har visat att dessa prekursorer, särskilt diPAPs (s.k. polyfluoroalkyl fosfatdiestrar), utgör en betydande andel av PFAS-innehållet och successivt kan brytas ner till mer persistenta slutprodukter, vilket har observerats vid simuleringar av miljöförhållanden där kontinuerligt läckage av PFAAs påvisats över tid (Schaefer et al. 2022). Därtill har nationella kartläggningar identifierat nya typer av fluorerade polymerer, såsom FASA-baserade kopolymerer, vilka kan bidra till ytterligare PFAS-belastning genom långsam nedbrytning (Fredriksson et al. 2022). Trots att nivåerna av vissa långkedjiga PFAS har minskat över tid, kvarstår kortkedjiga föreningar och polymerer i betydande omfattning.

Även om denna rapport främst har fokuserat på vattenfasen, är det viktigt att beakta samspelet mellan slam- och vattenfas i reningsprocesserna. I de biologiska stegen i avloppsreningsverk sker en kontinuerlig fasväxling där vattenlösliga PFAS sannolikt kan fördelas mellan slam och vatten. Detta innebär att dynamiken i slamfasen torde påverka halterna av PFAS i vattenfasen, särskilt för de mer rörliga kortkedjiga och ultrakorta föreningarna. Samtidigt är det viktigt att betona att avskiljning till slam inte nödvändigtvis innebär en lösning, eftersom slammet i många fall återförs till miljön genom spridning på åkermark eller andra användningsområden. För att fullt ut förstå PFAS-beteendet i reningsverk krävs därför att både vatten- och slamfaser studeras i relation till varandra, samt att potentiella spridningsvägar via slammet vägs in i helhetsbedömningen av reningsverkens roll i PFAS-flödena.

1.2.3 Kunskapsluckor och utmaningar

Förekomsten av PFAS i avloppsreningsverk är i dag relativt väl dokumenterad i vattenfasen, både nationellt och internationellt. För slammet är kunskapsläget mer begränsat, särskilt vad gäller variationer över tid och påverkan av olika processsteg. Den kunskap som finns för både vatten- och slamfasen är i stor utsträckning begränsad till ett fåtal

välstuderade substanser, främst PFOS och PFOA, medan majoriteten av de flera tusen existerande PFAS-ämnena saknar kontinuerlig övervakning och data kring reningsprocessernas effektivitet (Lenka et al. 2021).

Som tidigare påpekats fungerar reningsverk ofta som transportvägar snarare än barriärer för PFAS, särskilt för kortkedjiga och ultrakorta PFAS som har låg affinitet för partiklar och därmed passerar reningsstegen nästan obehindrat (Lenka et al. 2021). Gällande slamkvalité och innehållet av PFAS i slam är det etablerat att det är de långkedjiga PFAS, såsom PFOS eller ämnen med kolkedjor >C8, som tenderar att binda till organiskt material och anrikas i slammet, även om detta inte innebär en fullständig avskiljning (Kim et al. 2022). Sammanfattningsvis finns det fortfarande betydande kunskapsluckor kring PFAS i avloppsreningsverk, både när det gäller variationen av ämnen och deras beteende i olika processer. Att minska denna osäkerhet är avgörande för att kunna utveckla effektiva strategier för att begränsa spridningen av PFAS till miljön.

Vid tolkning av resultat från PFAS-analyser är det viktigt att beakta rapporteringsgränser och den naturliga analysosäkerhet som förekommer, ofta i storleksordningen 20–50 %. Trots denna osäkerhet är dagens PFAS-metodik robust och internationellt etablerad, och de observerade mönstren i halter och avskiljning bedöms därför vara tillförlitliga på en övergripande nivå. Samtidigt innebär begränsade dataserier att enskilda resultat bör tolkas med viss försiktighet, och det finns behov av fler och mer långsiktiga mätningar.

1.3 Reglering av PFAS i vatten och avlopp

Förekomst av PFAS i våra vatten uppmärksammas på flera håll i vårt land och världen över och parallellt tas olika regelverk och styrmedel fram. Inom vattensektorn ser vi att det är flera olika direktiv som samverkar och inverkar på vad som är acceptabelt för slutanvändare och vad miljön anses klara av att ta emot.

Regelverket kring PFAS skärps successivt, särskilt inom dricksvattenområdet. Utgångspunkten är EU:s dricksvattendirektiv (2020/2184), som anger gränsvärden på 100 ng/l för summan (Σ) av 20 individuella PFAS och 500 ng/l för PFAS total. Dessa minimikrav ligger till grund för de svenska gränsvärden som införs i Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12), där Σ PFAS 4 inte får överstiga 4 ng/l och PFAS 21 ska vara under 100 ng/l från och med 1 januari 2026. För avloppsreningsverk finns inga bindande gränsvärden för PFAS. Det nyligen antagna avloppsdirektivet inkluderar inte PFAS i kraven på kvartär rening, men föreskriver att PFAS_{total} ska övervakas. Enligt Artikel 21 i direktivet ska dessutom en genomförandeakt fastställa en metod för mätning av PFAS total och summan av PFAS senast den 1 januari 2027. I övrigt fokuserar direktivet främst på andra mikroföroreningar såsom läkemedelsrester.

PFAS regleras inom prioämnesdirektivet, där ett nytt tröskelvärde på 4,4 ng/l för Σ PFOA-ekvivalenter (PFAS 24) föreslås, vilket kan medföra krav på åtgärder vid utsläpp till vattenmiljöer. Förslaget har sedermera justerats och omfattar nu 25 ämnen (PFAS 25), inklusive TFA, medan haltkravet är oförändrat. Det återstår för detta förslag att godkännas i parlamentet. Prioämnesdirektivet innehåller redan i dag miljökvalitetsnormer (MKN) för en rad ämnen, bland annat tungmetaller som kvicksilver, kadmium, bly och nickel, organiska föroreningar såsom nonylfenol, bromerade difenyletrar (PBDE), polyaromatiska kolväten (PAH), PFOS samt flera pesticider. Dessa gränsvärden är införlivade i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25).

Att PFAS nu föreslås omfattas av samma regelverk som dessa etablerade miljögifter understryker hur ämnesgruppen allt mer betraktas som en central vattenförorening. Sammanfattningsvis visar utvecklingen att PFAS hanteras allt mer aktivt i lagstiftningen, framför allt inom dricksvattenförsörjningen och via miljökvalitetsnormer för ytvatten, även om tydliga krav på rening i avloppsreningsverk ännu saknas.

Utöver miljökvalitetsnormerna påverkas utvecklingen även av förbud och

restriktioner på EU-nivå. Ett antal långkedjiga PFAS, däribland PFOS och PFOA, är redan förbjudna eller kraftigt begränsade genom POPs-förordningen och REACH, och ett generellt EU-förslag om ett bredare gruppförbud för PFAS är under beredning. Denna typ av reglering påverkar indirekt vilka PFAS som kan förväntas i framtidens utsläpp, och kan på sikt leda till förändrade halter och ämnesprofiler i både avloppsvatten och slam.

Sammanfattningsvis visar utvecklingen att PFAS hanteras allt mer aktivt i lagstiftningen, dels via gränsvärden och miljökvalitetsnormer, dels genom förbud och utfasning. Däremot saknas fortfarande tydliga krav på rening i avloppsreningsverk. Tabell 1.1 sammanfattar några av de vanliga summamparametrarna för PFAS och som också återfinns i lagstiftningen.

Tabell 1.1 visar olika PFAS-parametrar och vilka ämnen som ingår i respektive summamparameter samt toxicitetsfaktorn relativt PFOA som används för $\sum \text{PFAS}_{25} \text{PFOA-ekv}$.

Tabell 1.1

Ämnen som ingår i respektive PFAS-parameter i aktuella och framtida direktiv och miljökvalitetsnormer inklusive toxicitetsfaktorn för PFOA (modifierad från SGU 2025).

Ämne	PFAS 4 ^a	PFAS 11 ^b	PFAS 21 ^c	PFAS 25 ^d	Toxicitetsfaktor, PFOA-ekvivalenter ^e
Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)					0,6
Perfluoroktansyra (PFOA)					1
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)					2
Perfluornonansyra (PFNA)					10
Perfluorbutansyra (PFBA)					0,05
Perfluorbutansulfonsyra (PFBS)					0,001
Perfluorpentansyra (PFPeA)					0,03
Perfluorhexansyra (PFHxA)					0,01
Perfluorheptansyra (PFHpA)					0,505
Perfluordekansyra (PFDA)					7
Perfluorpentansulfonsyra (PFPeS)					0,3005
Perfluorheptansulfonsyra (PFHPS)					1,3
Perfluordekansulfonsyra (PFDS)					2
Perfluorundekansyra (PFUnDA)					4
Perfluordodekansyra (PFDoDA)					3
Perfluortridekansyra (PFTrDA)					1,65
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)					0,3
Perfluorhexadekansyra (PFHxDA)					0,02
Perfluoroktadekansyra (PFOcDA)					0,02
HFPO-DA / Gen X					0,06
DONA					0,03
C6O4					0,06
6:2 FTOH					0,02
8:2 FTOH					0,04
Fluortelomer 6:2-sulfonsyra (6:2 FTS)					
Perfluornonansulfonsyra (PFNS)					
Perfluorundekansulfonsyra (PFUnDS)					
Perfluordodekansulfonsyra (PFDoDS)					
Perfluortridekansulfonsyra (PFTrDS)					
Trifluorättiksyra (TFA)					0,002 ^f

a $\sum \text{PFAS 4}$ – Summan av fyra utvalda PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS), enligt tidigare vanliga rapporteringskrav

b $\sum \text{PFAS 11}$ – Summan av elva prioriterade PFAS-ämnen, en utökad parameter som ofta används i svenska miljöundersökningar

c $\sum \text{PFAS 21}$ – Summan av 21 PFAS, inklusive flera kortkedjiga och alternativa PFAS

d $\sum \text{PFAS 25}$ – Summan av 25 PFAS uttryckt som PFOA-ekvivalenter ($\sum \text{PFAS}_{25} \text{PFOA-ekv}$). Detta är ett nytt förslag som ännu återstår att godkännas av EU-parlamentet. Den tidigare versionen omfattade 24 ämnen (utan TFA).

e Toxicitetsfaktor – Omräkning till PFOA-ekvivalenter baserat på respektive ämnes toxicitet, vilket möjliggör jämförelse av PFAS-ämnenas sammanlagda potentiella hälsoeffekter

f Schepens, M.A.A., J.D. te Biesebeek, J. Hartmann, N.G.F.M. van der Aa, R. Zijlstra, och Boon, P.E. (2023). Risk assessment of exposure to PFAS through food and drinking water in the Netherlands. RIVM report 2023-0011, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.

2 Mål och syfte med projektet

Projektet initierades med finansiering från Svenskt Vatten Utveckling (SVU) och samfinansiering från Stiftelsen IVL Svenska Miljöinstitutet (SIVL). Syftet var att på djupet undersöka hur och när PFAS-avskiljning sker vid svenska avloppsreningsverk. Målet var att tydliggöra under vilka förhållanden PFAS-avskiljning sker, vilka ämnen som avskiljs i högst grad, och att skapa en kunskapsbas som kan bidra till framtida åtgärder för att minska PFAS-belastningen från avloppsreningsverk. Ambitionen var också att de insamlade erfarenheterna ska kunna utgöra ett stöd för utveckling av reningsstrategier i andra svenska anläggningar. Ett särskilt intresse låg i att jämföra olika processlösningar, såsom konventionella aktivslamprocessen (AS) och membranbioreaktorer (MBR), för att se om skillnader i PFAS-avskiljning kunde påvisas.

Efter drygt halva projekttiden erhöles ytterligare finansiering från Naturvårdsverket, vilket möjliggjorde en utvidgning av studien. Den kompletterande delen fokuserade på att undersöka hur stor andel av den totala PFAS-förekomsten som kan beskrivas genom riktade analyser, samt att belysa variationer i förekomsten av prekursorer, ultrakorta PFAS såsom TFA och extraherbart organiskt fluor (EOF). Dessa frågor tillkom för att bättre förstå hur stor del av PFAS som fångas i konventionella analyser och hur mycket som döljer sig i okända organiska fluorföreningar.

Projektet omfattar fyra provtagningstillfällen per reningsverk och jämför konventionell aktivslamrening (AS) med membranbioreaktor (MBR). De sex forskningsfrågorna nedan strukturerar arbetet: vilka processer som bidrar till PFAS-avskiljning, när avskiljning fungerar bäst och för vilka ämnen, hur avskiljning kan påverkas genom drift, vilken roll vattenkemin spelar, hur stor andel av PFAS-belastningen som fångas av riktade analyser samt hur stor del av EOF som kan förklaras av kända PFAS. Hypoteser anges för varje fråga för att möjliggöra prövning i den fortsatta analysen. Studien fokuserar på vattenlinjen vid fem svenska reningsverk och behandlar PFAS i inkommande och utgående vatten samt delsteg i processen. Slamfas inkluderas översiktligt i tolkningen, men provtogs inte systematiskt i denna fas. Den detaljerade metodiken för provtagning, databehandling, faktoranalys, TOP- och EOF-analyser samt beräkningsmått presenteras i kapitel 3.

Initiala forskningsfrågor i SVU-ansökan, samt hypoteser:

1. Vilken är den i huvudsak bidragande processen för PFAS-avskiljning och vilka PFAS-ämnen är det som avskiljs i högst grad?

Hypotes: Avskiljningen sker i högre utsträckning i processer med mer intensiv luftning och annorlunda hydraulik, såsom MBR, jämfört med konventionella aktivslamanläggningar.

2. När fungerar avskiljningen som bäst och för vilka ämnen?

Hypotes: Avskiljningen sker främst för de PFAS som har hög ytaktivitet, särskilt långkedjiga ämnen och sulfonater (t.ex. PFOS), vilka förväntas ha högre ytaktivitet än kortare motsvarigheter (till exempel PFBA).

3. Hur kan avskiljningen påverkas till det bättre/sämre utifrån processtyrning?

Hypotes: Ökad luftning och driftförhållanden som gynnar skumbildning leder till högre avskiljning av ytaktiva PFAS såsom PFOS, medan kortkedjiga PFAS såsom PFBA inte bör påverkas.

4. Vad i vattnets kemiska karaktär, utöver fördelning av olika PFAS-ämnen, styr avskiljningen för PFAS?

Hypotes: Högre halt löst organiskt kol (DOC) kan innebära att PFAS stannar kvar i

utgående vatten och inte avskiljs eller fördelas till skum eller slam. Även vid ökad skumbildning bör högre avskiljning av framför allt PFOS observeras, medan kortkedjiga PFAS, till exempel PFBA, inte avskiljs som resultat av högre skumbildning.

Tilläggsfrågor genom kompletterande finansiering från Naturvårdsverket:

5. Hur stor andel av PFAS-belastningen fångas i riktade analyser, och hur varierar förekomsten av prekursorer och kortkedjiga ämnen (t.ex. TFA)?

Hypotes: Endast en mindre andel av den totala PFAS-belastningen fångas i riktade analyser. Prekursorer förväntas förekomma i högre utsträckning i biologiska processer med intensiv luftning, och skillnader kan finnas mellan MBR och aktivslamanläggningar. TFA bedöms inte variera i samma utsträckning utan uppträder relativt jämnt, men halterna förväntas vara högre än för traditionellt analyserade PFAS-ämnen.

6. Vilken andel av det organiskt bundna fluoret (EOF) kan förklaras av kända PFAS, och hur stor del utgörs av okända fluororganiska föreningar?

Hypotes: Endast en liten del av EOF kan förklaras av kända PFAS, vilket indikerar att en betydande andel består av okända fluorerade föreningar med potentiell miljöpåverkan.

3 Metod och genomförande

Detta projekt har undersökt hur och när PFAS avskiljs vid svenska avloppsreningsverk, med fokus på att förstå de processer som påverkar förekomst och flöden av PFAS i vattenfasen. Arbetet har omfattat provtagning vid fem olika reningsverk för analys av proverna samt utvärdering av resultaten utifrån olika analysmetoder och processlösningar: Stadskvarns reningsverk i Skövde, Ryaverket i Göteborg och tre reningsverk i Stockholmsområdet (Himmerfjärdsverket, Margretelund och Henriksdal).

3.1 Provtagning, analys och utvärdering av PFAS-flöden

För det här projektet har metoden byggts på en kombination av riktad PFAS-analys, där särskilt fokus legat på PFAS 24 i enlighet med de rekommendationer för PFOA-ekvivalenter som presenterats inom ramen för EU-direktivet, och bredspektrumanalyser som EOF- och TOP-analys för att få en mer heltäckande bild av hur riktad analys är relativt total organisk fluorhalt respektive PFAS-belastning från prekursorer. Det insamlade underlaget har sammanställts och analyserats i syfte att undersöka om någon avskiljning av ämnen sker i processerna. I detta arbete har det också diskuterats insamlade data, reningseffektivitet och olika processteg för att skapa en helhetsbild av de mekanismer som påverkar PFAS-flöden samt var PFAS hamnar och avskiljs.

Utvärderingen omfattade både en helhetsbedömning av reningseffektiviteten vid varje reningsverk och även av enskilda reningsstegs betydelse för olika PFAS-ämnen. Resultaten har därefter jämförts mellan de olika verken och diskuterats utifrån deras processlösningar avseende en möjlig överföring av framgångsrika processlösningar och reningsstrategier till andra svenska reningsverk.

Detaljer om standarder, detektionsgränser och kvalitetskontroller för den riktade vätskekromatografi-masspektrometrin som beskrivs översiktligt nedan beskrivs mer i detalj i den publikation som projektet resulterade i parallellt med denna SVU-rapport (Önnby et al. 2025).

3.1.1 Provtagningsfrekvens

Eftersom PFAS-förekomsten kan variera avsevärt under året, bland annat till följd av nederbörd, beaktades denna faktor vid planeringen av provtagningen. För att fånga säsongsvariationer fördelades provtagningen över fyra tillfällen under året (februari, maj, augusti och november), och provtagningstillfällena valdes så att de inte sammanföll med nederbörd, för att undvika att regnrelaterade flödesvariationer påverkade resultaten.

Vid utvärderingen av data har endast ämnen med halter över rapporteringsgränsen beaktats i beräkningar och sammanställningar. Värderna under rapporteringsgränsen har inte inkluderats i kvantitativa jämförelser, utan redovisas endast kvalitativt där det är relevant.

3.1.2 Riktad analys

Riktad analys innebär att det selektivt kvantifieras förutbestämda ämnen genom användning av autentiska referensstandarder och kalibreringskurvor. Vid riktad PFAS-analys utgår man från en lista med identifierade PFAS-föreningar, vilka separeras kromatografiskt (till exempel med *high pressure liquid chromatography*, flödeskromatografi, HPLC) och detekteras med masspektrometri för hög känslighet och selektivitet. Kalibreringskurvor byggs upp med spädserier av kända koncentrationer, vilket möjliggör exakt kvantifiering av provinnehållet. Interna standarder, återfyllningstester

och tydligt definierade detektionsgränser ingår i kvalitetssäkringen för att säkerställa precision och noggrannhet. Resultaten rapporteras ofta både som enskilda PFAS-föreningar och som summor för olika PFAS-grupper för att underlätta tolkning. Inom VA-branschen används riktad PFAS-analys för att övervaka dricksvatten, råvatten och avloppsvatten, där mätvärdena ligger till grund för riskbedömningar och optimering av reningsprocesser.

I projektet genomfördes riktade analyser av 28 PFAS-ämnen av laboratoriet SGS i Linköping (Bilaga A, Tabell A.1). Dessa analyser utfördes för varje enskilt prov som samlades in från olika provpunkter vid respektive provomgång. Rådata för dessa provtagningar visas i Bilaga B, Tabell B.1-B.7. Vid provtagningstillfällena i augusti och november kompletterades analyserna med ytterligare riktade mätningar utförda av IVL Svenska Miljöinstitutet som inkluderade fler PFAS-ämnen för att undersöka om detta kunde förklara den totala mängd organiskt bundet fluor som förekommer vid reningsverken (Bilaga A, Tabell A.1). IVL:s analys omfattade i princip samma PFAS-ämnen som SGS Linköping, men inkluderade dessutom ytterligare 37 PFAS-föreningar, vilket sammantaget innebär att 65 PFAS-ämnen analyserades. Av dessa ingick även tre ultrakorta föreningar: PFEtS (perfluoroetansulfonat, C2), PFPrA (perfluoropropansyra, C3) och PFPrS (perfluoropropansulfonat, C3).

Kompletterande analyser av ytterligare några ultrakorta PFAS möjliggjordes dessutom för några provpunkter vid provomgången i november genom finansiellt bidrag från Naturvårdsverket och analyserades av Eurofins. De ultrakorta PFAS inkluderade PFEtS, PFPrA, PFPrS, TFA (trifluorättiksyra, C2) och TFMS (trifluormetansulfonat, C1).

3.1.3 Extraherbart organiskt bundet fluor (EOF)

Utöver riktade kemiska analyser för att detektera enskilda ämnen finns breddspektrum-analyser som ger en översikt av hela provets innehåll inom en ämnesgrupp. Inom PFAS-området är analys av organiskt bundet fluor, totalfluor och extraherbart organiskt bundet fluor (EOF), som utförs med jonkromatografi, ett vanligt exempel. Totalt fluor i vattenprov består av oorganiskt fluor (fluoridjoner) och organiskt bundet fluor, där det sistnämnda är fluor som kan utgöra PFAS.

Parametern EOF avser den del av organiskt bundet fluor som extraherats genom vätske- och fastfasextraktion. EOF representerar främst hydrofilt organiskt fluor som följer vattenfasen och är därmed inte detsamma som totala mängden fluor i vattnet. Det senare mäts vanligen med total fluor-mätning som förkortas TF. Inom projektet har EOF analyserats i vattenprover genom förbränning följt av jonkromatografi. Metoden förkortas EOF-CIC. Det bör poängteras att ultrakorta PFAS, exempelvis TFA, inte upparbetas särskilt väl vid analys av EOF (endast ca 1 %) och fluorhalt från dessa föreningar fångas alltså inte upp vid extraktionen, utan missas i denna analys (Kärrman et al. 2021). Det finns mer att läsa om EOF, bland annat i den studie som beskriver metoden för första gången (Miyake et al. 2007), men även i SVU-rapport 2022-7 om PFAS vid svenska avloppsreningsverk (Baresel et al. 2022) sammanfattas metoden.

EOF analyserades genom IVL:s samarbetspartner i Tyskland: TZW, DVGW:s teknikcentrum för vatten (DVGW-Technologiezentrum Wasser) vid samtliga provomgångar och parallellt med riktad analys av de 28 ämnen som undersöktes genomgående i projektet.

3.1.4 Total oxiderbar prekursoranalys

I TOP-analysen, som togs fram som metod för drygt 10 år sedan (Houtz & Sedlak 2012), utsätts provet för stark oxidation i laborativ miljö. Tanken bakom denna oxidation är att alla eventuella närvarande prekursorer i provet ska oxideras till mer stabila PFAS-ämnen. TOP-analysen innebär därefter att halten kända PFAS-ämnen jämförs innan och efter provet har utsatts för oxidation. Skillnaden mellan PFAS-halterna och typerna av de ämnen som mäts efter oxidationen kan därmed härledas till vilken eventuell prekursor

som funnits i vattnet innan oxidationen. Vid TOP-analys är det brukligt att ett fåtal ämnen analyseras efter oxidationen då det endast är ett fåtal ämnen som kvarstår när denna oxidation är genomförd. TOP-analys genomförs vid ett fåtal svenska kommersiella labb i dag och kommer sannolikt att bli en metod som fler och fler verksamheter kommer att använda framöver.

För några av provtagningarna, med särskilt fokus på det biologiska reningssteget vid de deltagande reningsverken, utfördes en TOP-analys. TOP-analyserna utfördes av IVL.

3.1.5 Ytterligare analysparametrar

Utöver att analysera för PFAS med hjälp av olika analysparametrar, har projektet också samlat in analysparametrar för flöde, löst organiskt material (DOC), totalkväve (TN), totalfosfor (TP), suspenderade ämnen, COD (kemiskt syrebehov) och BOD (biologiskt syrebehov). Ambitionen har varit att förstå mer kring massflöden, men också om det finns några särskilda parametrar som kan förklara varför en viss minskning av ett enskilt PFAS-ämne sker.

3.1.6 Korrelationsanalys

För att bättre förstå hur PFAS påverkas av drift och vattenkemi genomfördes multivariata analyser med principalkomponentanalys, PCA. Metoden används ofta i tidiga skeden av studier där det finns många data och där det inte står klart vilka variabler som bör undersökas mer i detalj eller hur de beror av varandra. PCA identifierar samvariation och underliggande mönster mellan många variabler på samma gång, vilket ger en helhetsbild som enskilda korrelationer sällan fångar. I praktiken pekar PCA ut vilka parametrar som verkar mest betydelsefulla i ett stort dataset och vilka som rör sig tillsammans (Martens & Naes 1989; Wold et al. 1987).

I projektet användes PCA i två steg som svarar mot olika delar av frågeställningen:

1. en MBR-inriktad PCA som belyser vilka processparametrar som samvarierar starkast med förändringar i PFAS-halter över MBR-processen, särskilt PFOS
2. en samlad kemi-PCA som undersöker om bulk-vattenkemi kan förklara hur PFAS-klasser fördelas, avskiljs eller ökar genom reningsverken.

MBR-PCA: processparametrar och förändring i PFAS över MBR

Analysen baserades på Himmerfjärdsverket (Syvab) och Henriksdal (SVOA) båda med MBR-linjer, och omfattade samtliga provtagningstillfällen. Inkommande och utgående prov kopplades per tillfälle till driftdata för samma tidsperiod. För varje provtillfälle beräknades förändringen i koncentration som $\Delta = C_{\text{utgående}} - C_{\text{inkommande}}$. Negativt Δ (delta) tolkas som avskiljning eller retention, positivt Δ innebär ökning genom processen. Två ämnen användes för att fånga kontraster i beteende: PFOS som är en långkedjig PFSA som väntas fördelas till slam eller skum, och PFBA som är en kortkedjig PFCA som är mycket vattenlöslig och svår att avskilja.

De parametrar som samlades in från drift och som var gällande för provtagningsperioden var totalt luftflöde, MLSS (suspenderade ämnen i MBR), DO (löst syre), SUSP (suspenderade ämnen), pH, nederbörd vid provtagning samt ett skumindex för Syvabs MBR. Skumindex definierades som en dimensionslös indikator baserad på relationen mellan MLSS och totalt luftflöde. För Henriksdal fanns ingen jämförbar skumsignal, därför ingick ingen analys av parametern skum för den anläggningen. Halter under rapporteringsgräns ersattes med LOQ/2. Om flera analyser fanns inom samma fönster användes medelvärden. Alla variabler standardiserades med z-transformation innan analys, så att variabler med olika enheter väger lika. Variabler med färre än fem giltiga värden, eller i praktiken obefintlig variation över tid, togs bort eftersom de inte bidrar med användbar signal och kan ge instabila resultat. PCA genomfördes i R, version 4.4.2, med paketen factextra, ggplot2, dplyr och readxl. Resultaten redovisas därefter som

en biplot med variabelpilar, där pilarnas längd visar relativt bidrag i de två första komponenterna och vinklar visar samvariation. Observationspunkter visas inte. PCA visar samvariation, inte orsakssamband, och utfallet för Δ påverkas av hur in- och utgående strömmar kopplas per provtillfälle.

För projektet har det varit av särskilt intresse att undersöka samband mellan PFOS-avskiljning och processparametrar, vilket därför har studerats med regression, där avskiljning uttrycktes som kvoten $\text{PFOS}_{\text{ut}}/\text{PFOS}_{\text{in}}$, lägre kvot betyder högre avskiljning. Detta möjliggör jämförelser mellan anläggningar och provtillfällen oberoende av absoluta halter. Resultaten används i avsnitt 4.7.

Kemi-PCA: bulk-vattenkemi och PFAS-klasser

Denna analys sammankopplade samtliga deltagande reningsverk, oberoende av processkonfiguration, och inkluderade alla provtagningstillfällen. Vattenkemin i utgående vatten uppmätt samma dag som PFAS-provtagningen kopplades till PFAS-förändring definierad som $\Delta = C_{\text{utgående}} - C_{\text{inkommande}}$ där C är koncentration. Kopplingen gjordes per anläggning och provpunkt på provtagningsdatum-nivå. För PFAS-förändring aggregerades analysdata till fyra klasser baserat på kolkedjelängd: $\text{PFSA}_{\text{kort}} (<C6)$, $\text{PFSA}_{\text{lång}} (\geq C6)$, $\text{PFCA}_{\text{kort}} (<C8)$, och $\text{PFCA}_{\text{lång}} (\geq C8)$. För varje klass och provtagning beräknades därefter Δ . Ett litet absolutvärde på Δ innebär i praktiken genomsläpp, ämnet kvarstår då i utgående vatten på ungefär samma nivå som in, även om viss fördelning mellan vatten, slam och skum kan ha skett. Halter under rapporteringsgräns sattes till LOQ/2 före summering inom respektive ämnesklass.

De variabler som ingick var flöde, pH, TN, TP, COD, BOD, DOC och SUSP. Om flera analyser fanns inom samma fönster användes medelvärdet. Likt tidigare standardiserades data med z-transformation och variabler med färre än fem giltiga mätvärden togs bort. PCA kördes på den standardiserade matrisen och redovisas även här som en biplot med variabelpilar för vattenkemi och PFAS- Δ -klasser. Biploten visar hur variabler samvarierar i datasetet, inte vad som orsakar vad. Notera att ΔPFAS definieras som utgående minus inkommande, vilket innebär att kopplingen mellan in- och utflöde per provtillfälle och provpunkt påverkar utfallet. Resultat från kemi-PCA finns också att läsa i avsnitt 4.7.

3.2 Beskrivning av deltagande reningsverk och provpunkter

I detta projekt har fem olika VA-organisationer ingått för provtagning. I samtliga deltagande avloppsreningsverk sker en rening med avseende på nedbrytbart organiskt material, fosfor och kväve med hjälp av både mekanisk, fysikalisk, kemisk och biologisk rening. Skillnader mellan olika anläggningar består i processutformningen och ingående reningstekniker. Nedanstående avsnitt redogör för den befintliga reningsprocessen i respektive reningsverk på ett förenklat sätt. För en mer detaljerad processbeskrivning hänvisas till respektive miljörapport.

3.2.1 Syvab – Himmerfjärdsverket och MBR-pilot

Vid Himmerfjärdsverket, Syvab, renas årligen ca 40 Mm³ avloppsvatten som dock endast motsvarar cirka 213 000 pe eftersom nästan 40 % av BOD bryts ned på vägen i tunneln från Botkyrka, Nykvarn, Salem, Södertälje, södra Stockholm och delar av Huddinge. Reningsverket byggs för närvarande om för ökad reningskapacitet och den huvudsakliga processförändringen består av att slamavskiljningen i eftersedimenteringen ersätts med en membranfiltrering (nominell porstorlek 0,04 μm). Att slamseparation inte längre är avhängigt av slammets sjunkegenskaper gör att en MBR-process även kan drifas med en väsentligt högre slamhalt på 8 000–12 000 mg/l (design 11 000 mg/l) jämfört med ca 3 000 mg/l i en vanlig aktivslamprocess. Eftersom den första fullskaliga

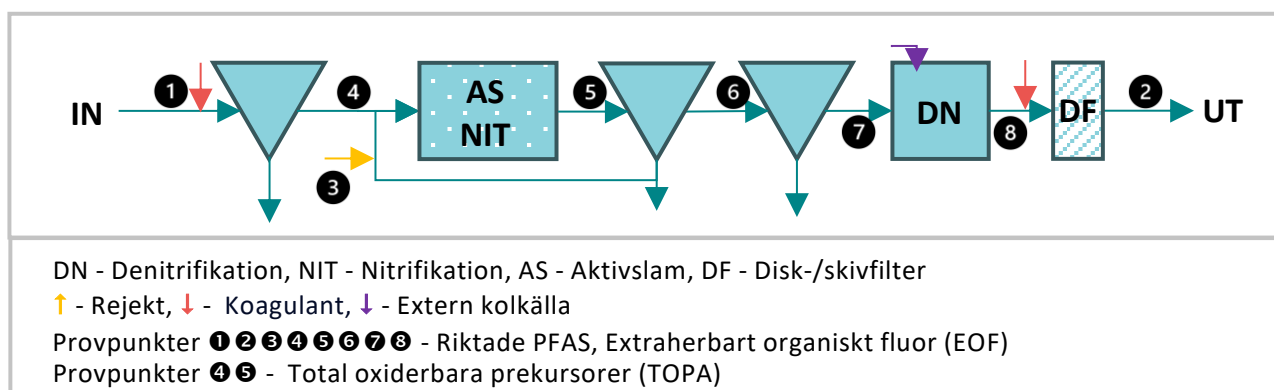
MBR-linjen togs i drift efter projektstart så har i stället Syvabs MBR-pilot, som utgör en kopia av fullskaleprocessen och som varit i drift sedan 2020, nyttjats utöver den befintliga reningsprocessen med aktivslamprocess i fullskala. Båda dessa processlösningar har ingått i provtagningen.

Figur 3.1 visar en förenklad beskrivning av Himmerfjärdsverkets befintliga reningsprocess som i dag består av grovgaller, hålsilar (6 mm), luftat sandfång och försedimentering. Fällningskemikalier (järnklorid) tillsätts före huvudpumpstationen efter grovgallret. En katjon & anjon polymer tillsätts före och efter sandfånget för att förstärka avskiljningen av suspenderat material i försedimentering. Den biologiska reningen består en aktivslamprocess för BOD-rening och nitrifikation efterföljt av en mellansedimentering som avskiljer bioslammet som återförs till nitrifikationen. I den efterföljande eftersedimenteringen avlägsnas resterande slamflockar. Vattnet leds vidare till en fluidiserad bädd för efterdenitrifikation. Till processen tillsätts metanol och fosforsyra. Innan det reade vattnet släpps ut i Himmerfjärden avskiljs suspenderat material på skivfilter (10 µm) med kontinuerlig tillsatts av polymer och koagulanter (polyaluminiumklorid). Rejekt från slamavvattningen behandlas i en sidoströms-DEMON innan det leds tillbaka till nitrifikationen tillsammans med returslamflödet. Förutom inflöde till anläggningen via tunneln tillkommer avloppsvatten från Järna, som leds via en separat avloppsledning och utgör cirka 3 % av det totala inflödet.

Provtagningspunkterna i fullskalelinjen visas i Figur 3.1 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten som inte inkluderar flödet från Järna (Provpunkt 1, samma som för MBR-piloten), utgående reat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), rejektivatten efter sidoströmsbehandling (Provpunkt 3), och vattnet efter aktivslamprocessen men innan mellansedimenteringen (Provpunkt 5). Vid Syvab har dessutom prover tagits efter mellansedimenteringen (Provpunkt 6), efter slutsedimenteringen (Provpunkt 7), och efter fluidbädden (Provpunkt 8).

Not om provpunkternas numrering: Numreringen av provpunkterna följer inte strikt den fysiska processordningen. För att resultaten ska kunna jämföras mellan samtliga fem deltagande reningsverk har provpunkterna i stället numrerats enligt en gemensam struktur. Provpunkt 2 definieras som utgående vatten vid alla verk, och provpunkt 3, som avser rejektivatten, placerades därför efter utgående vatten i numreringen, även om rejektet i processen återförs tidigare. Provpunkt 4–8 har därefter behållits enligt denna gemensamma struktur. Detta innebär att exempelvis försedimenterat vatten (provpunkt 4) förekommer tidigare i processen än provpunkt 3, men numreringen bibehålls för att underlätta jämförelser mellan verk och ge en enhetlig presentation av resultaten.

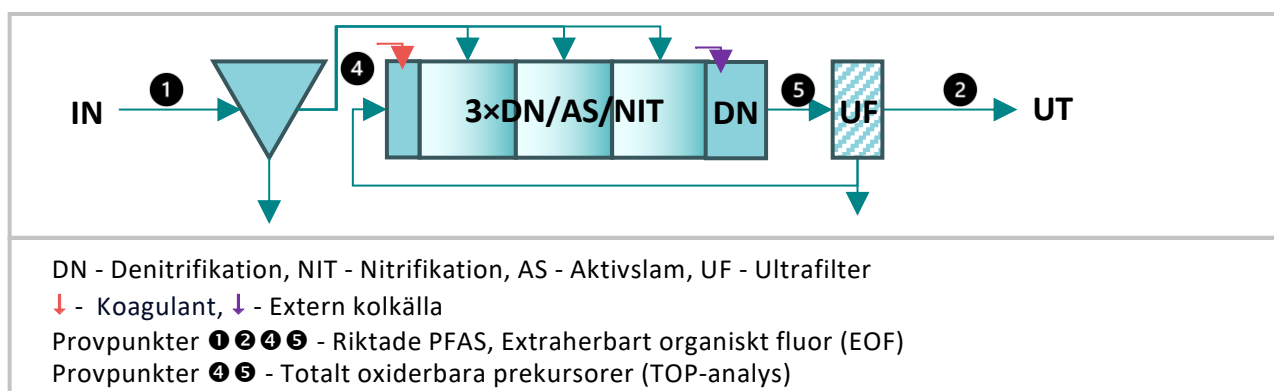
Figur 3.1
Huvudprocess vid
Himmerfjärdsverket, Syvab.



Tidigare PFAS-analyser som användes i projektet inkluderar analyser av PFAS 11 i inkommande och utgående avloppsvatten, insamlade månadsvis med flödesproportionella dygnsprover mellan augusti 2022 och juli 2023 (Salem 2024, pers.kom.).

MBR-pilotlinjen, som är en miniatyr av den framtida MBR-processen på Himmerfjärdsverket, matas med vatten som tas från Himmerfjärdsverkets inkommande tunnel efter grovgaller och visas i Figur 3.2. Den mekaniska reningen i piloten sker i stället med en grovsil (6 mm) och försedimentering som följs av en finsil (2 mm). Efter silen går vattnet till aktivslamprocessen som inkluderar kaskadkväveringen med tre kaskader där inkommande avloppsvatten styrs till respektive kaskad efter en fördelningsfaktor (20–40 %, normalt 33 %). Varje kaskad innefattar fördenitrifikation, BOD-rening och nitrifikation. Kaskad 3 följs sedan av en efterdenitrifikation där extern kolkälla (metanol) tillsätts. Efter kaskadreningen avskiljs bioslammet med hjälp av ultrafiltrering (porstorlek på 0,04 µm). Bioslammet återförs till kaskad 1 där även järnsulfat tillsätts som fällningskemikalie. Överskottslam tas enbart ut via ytavdrag i kaskad 3. Under projektperioden har MBR-piloten körts med en slamhalt mellan 8 000 och 9 000 mg/l.

Figur 3.2
MBR-pilotlinje vid
Himmerfjärdsverket, Syvab.



Provtagningspunkterna i MBR-pilotanläggningen visas i Figur 3.2 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1, samma som för fullskala) och utgående renat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), och vattnet efter kaskadreningen innan membranfiltreringen (Provpunkt 5).

I pilotanläggningen har sedan 2021 pågått studier för att undersöka reningskapaciteten för olika persistenta mikroföroreningar och i samband med det har olika PFAS analyserats i veckosamlingsprover i både inkommande och utgående avloppsvatten under ett flertal tillfällen tills i dag; detta kommer att beaktas i avsnitt 4.1 (Salem 2024, pers.kom.).

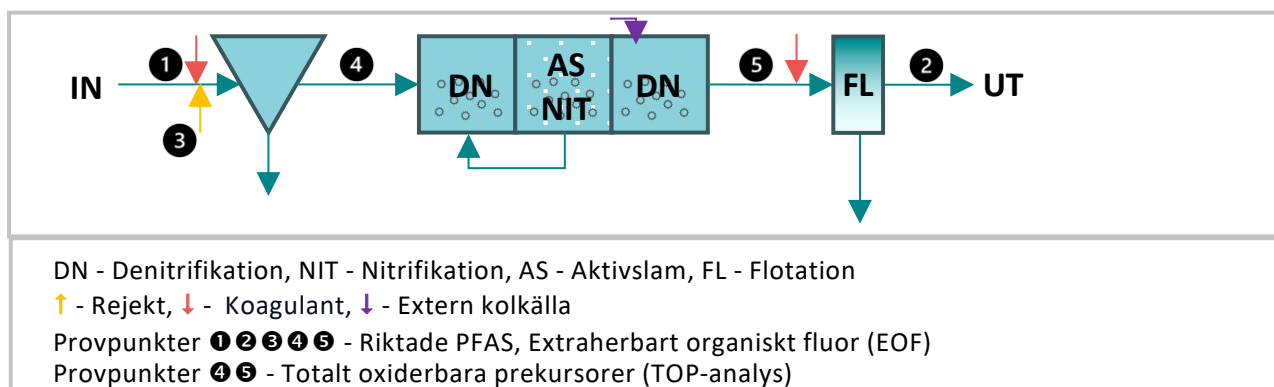
3.2.2 Roslagsvatten – Margretelund avloppsreningsverk

Roslagsvatten AB:s avloppsreningsverk i Margretelund behandlar årligen ca 3,2 Mm³ avloppsvatten från Österåkers kommun, Brottbys kommun, samt från delar av Resarö i Vaxholms kommun. Verket tar också emot slam från enskilda avlopp i kommunen och från skärgårdsöar. Inkommande avloppsvatten består huvudsakligen av hushållsvatten men även av avloppsvatten från några mindre industrier, internt behandlat avloppsvatten från ett antal bilvättar och lakvatten från en deponi. Den genomsnittliga belastningen år 2020 var ca 35 370 pe. Recipient för det behandlade avloppsvattnet är Trälhavet i Stockholms inre skärgård. Under 2022 färdigställdes kapacitetshöjande åtgärder bland annat genom att aktivslamprocessen byggdes om till rörlig biofilmsreaktor (MBBR-process) för att säkerställa kväveringen.

Figur 3.3 visar översiktligt processen som inkluderar utöver galler, sandfång och försedimentering, en aktivslamprocess baserat på MBBR-tekniken som inkluderar fördenitrifikation, BOD-rening, nitrifikation samt en efterdenitrifikation. I

efterdenitrifikationen tillsätts extern kolkälla (etanol) och efter BOD-reningen (innan nitrifikationen) fosforsyra vid behov. Tillsats av fällningskemikalier sker både innan sandfånget (järnklorid) och som efterfällning (polyaluminiumklorid) inför flotation. Rejektvatten från slambehandlingen (ingen rötning) recirkuleras utan vidare behandling tillbaka till reningsprocessen före sandfånget.

Figur 3.3
Översiktligt processschema för Margretelund avloppsreningsverk, Roslagsvatten.



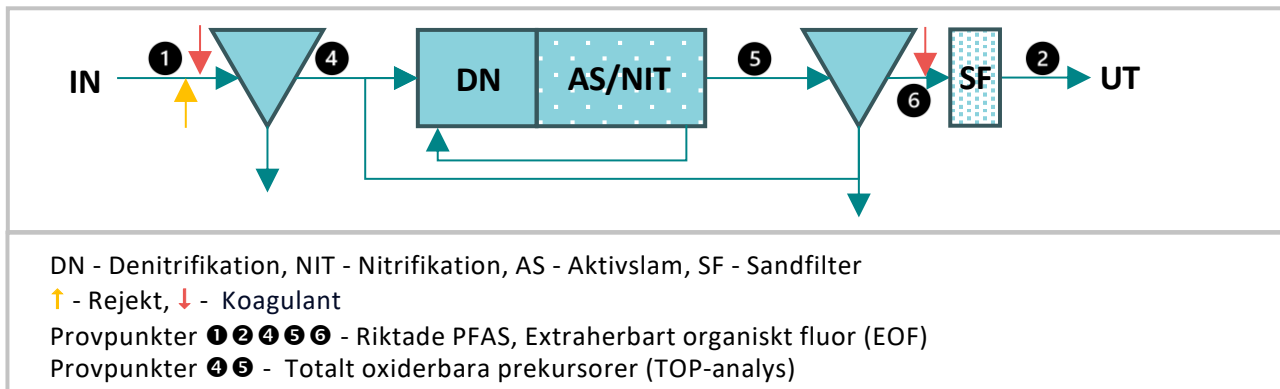
Provtagningspunkterna vid Margretelund visas i Figur 3.3 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1) och utgående renat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), rejecktvalet (Provpunkt 3), och vattnet efter aktivslamprocessen (MBBR) innan flotationen (Provpunkt 5).

Tidigare PFAS-analyser som genomförts och som används i projektet inkluderar PFAS₁₁ analyser i inkommande och utgående avloppsvatten som samlats in månadsvis mellan augusti 2022 och juli 2023 (dock inte februari och mars 2023) med hjälp av flödesproportionella dygnsprover (Baresel et al. 2023).

3.2.3 Stockholm Vatten och Avfall – Henriksdals reningsverk

Henriksdals reningsverk är landets största avloppsreningsverk och mottar avloppsvatten från innerstaden samt södra förortsområdet med undantag av de närmast Mälaren och Årstaviken belägna delarna. Anläggningen ansluter närmare 921 000 pe. På reningsverket sker en omfattande utbyggnad för att öka kapaciteten till 1,6 miljoner pe, vilket inkluderar ny mekanisk rening och ersättning av slutsedimentering med membranfiltrering för slamavskiljningen. Eftersom den första membranbioreaktorlinjen (MBR) redan är i drift har både den gamla konventionella aktivslamprocessen och den nya MBR-processen inkluderats i provtagningen i projektet. En skillnad mellan de existerande aktivslamlinjerna och den nya MBR-linjen är att MBR-processen kan drivas med väsentlig högre slamhalt jämfört med en vanlig aktivslamprocess eftersom slamseparationen inte är avhängigt av slammets sjunkegenskaper. Under projektperioden har MBR-linjen haft en slamhalt på ca 6 000 mg/l som är något lägre än designvärdet som ligger på minst 8 000 mg/l men avsevärt högre än de gamla aktivslamlinjerna som brukar ha en slamhalt kring 2 500 mg/l.

Den huvudsakliga processen för de existerande aktivslamlinjerna visas förenklat i Figur 3.4. Den mekaniska reningen består av rensgaller, sandfång och försedimenteringen där även fällningskemikalier (järnsulfat) tillsätts. Den biologiska aktivslamprocessen inkluderar fördenitrifikation, BOD-rening och nitrifikation. Bioslammet separeras från vattnet i eftersedimenteringen och returslammet återförs till inkommande till samtliga biolinjer där det blandas med rejecktvalet från slamavvattningen som inte renas separat. Efter eftersedimenteringen renas vattnet ytterligare genom tillsats av fällningskemikalier (järnsulfat) och sandfiltrering.



Figur 3.4

Processschema för Henriksdals reningsverk – Biolinje 2–5 med aktivslamprocess.

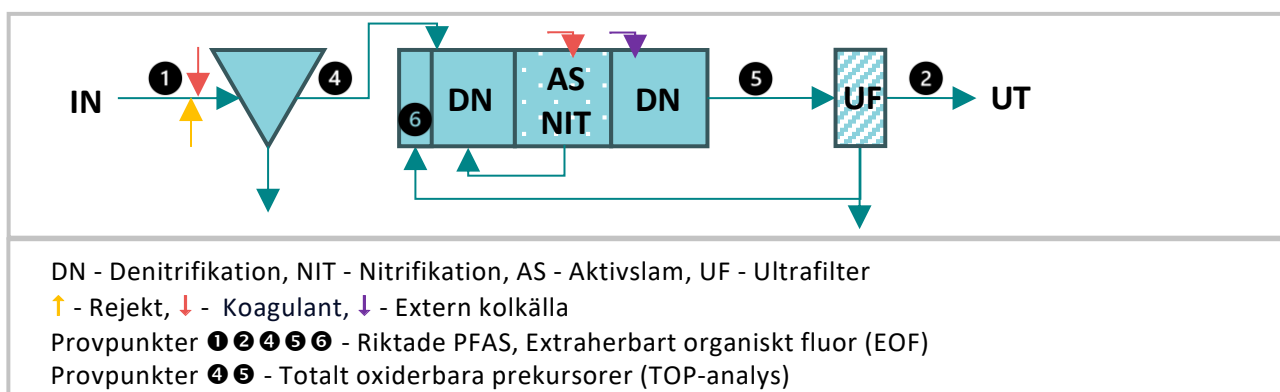
Provtagningspunkterna i de existerande aktivslamlinjerna vid Henriksdal visas i Figur 3.4 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1, samma som för MBR-linjen) och utgående renat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4, samma som för MBR-linjen), och vattnet efter aktivslamprocessen innan eftersedimenteringen (Provpunkt 5). Vid några tillfällen har dessutom prover tagits efter eftersedimenteringen (Provpunkt 6).

Tillgängliga analyser för olika PFAS finns tillgängliga för flera år för både inkommande och utgående avloppsvatten i Henriksdal och har använts som referens i datautvärderingen.

Den första MBR-linjen i fullskala som togs i drift vid Henriksdal matas med samma försedimenterade avloppsvatten som de existerande processlinjerna med konventionell aktivslam (Figur 3.5). Efterföljande biologisk rening sker genom aktivslam inklusive fördenitrifikation, nitrifikation och efterdenitrifikation. I efterdenitrifikationen kan extern kolkälla (metanol) tillsättas; dock har behovet för detta inte funnits under provtagningsåret. Slammet separeras avslutningsvis med hjälp av membranfiltrering (porstorlek 0,04 µm) innan vattnet blandas med utgående vatten från de gamla reningslinjerna och släpps till Saltsjön i Stockholms innerskärgård. Returslammet återförs via en RAS-DeOx (*return activated sludge deoxygenation*) zon till starten av biolinjen. Rejektvatten från slamavvattningen som inte renas separat återförs till inkommande vatten till biolinjen. Kemisk fällning sker med järnsulfat i försedimenteringen och aktivslamprocessen.

Figur 3.5

Processschema för Henriksdals biolinje 1 med en membranbioreaktor (MBR) process.



Provtagningspunkterna i MBR-linjen vid Henriksdal visas i Figur 3.5 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1, samma som för den konventionella reningen) och utgående renat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), och vattnet efter aktivslamprocessen innan membranfiltreringen (Provpunkt 5). Vid några tillfällen har dessutom prover tagits i returslamflödet, närmare bestämt RAS-deox (Provpunkt 6).

Några PFAS-analyser som genomförts under 2023 över MBR-linjen har använts som jämförelse i projektet och diskuteras vidare under avsnitt 4.1.

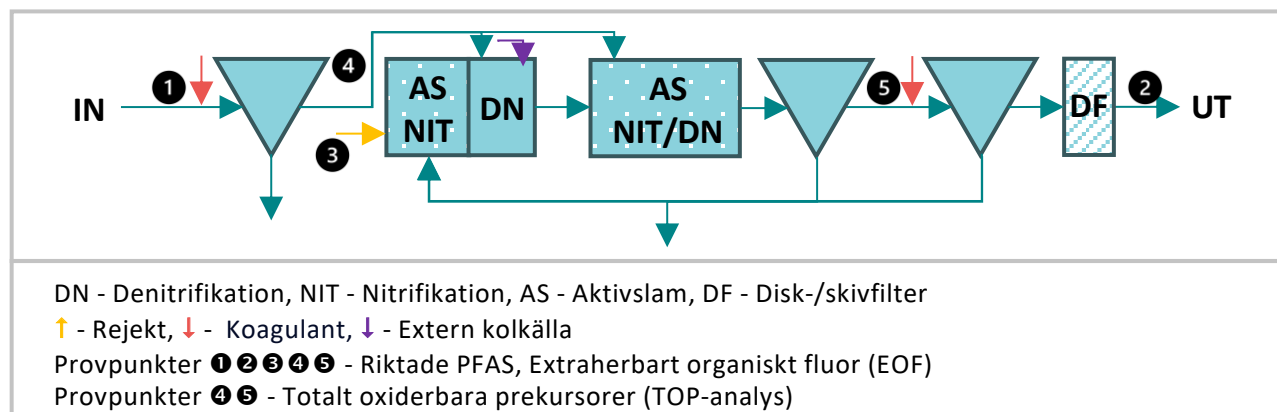
3.2.4 Skövde kommun – Stadskvarn avloppsreningsverk

Skövde kommun har fyra reningsverk varav det största Stadskvarn avloppsreningsverk har ingått i projektet med provtagning av PFAS. Reningsverket renar ca 4 Mm³ årligen vilket motsvarar en medelbelastning på ca 50 000 pe. Avloppsvattnet kommer framför allt från Skövde tätort samt flera samhällen runtomkring staden. Här ingår områden som inkluderar ett tidigare MSB brandövningsfält samt lakvatten från en avfallsdeponi och relaterade miljöverksamheter. Dessutom tillsätts slam från enskilda avlopp efter inloppspumpstationen.

Efter ett galler och det luftade sandfånget tillsätts fällningskemikalie (aluminium- och järnklorid) till inkommande vatten innan försedimentering (Figur 3.6). Den biologiska reningen omfattar förenklat en aktivslamprocess med denitrifikation dit ca 60 % av flödet går och där även en extern kolkälla (metanol) kan tillsättas vid behov. Resterande flöde går till BOD-rening och nitrifikation/denitrifikation i intermittент luftade processdelar med en efterföljande sedimentering för bioslamavskiljning. Denna efterföljs av tillsats av fällningskemikalier (aluminiumklorid) och slutsedimenteringen innan vattnet släpps till Mörkebäcken vars huvudsakliga flöde kommer från just reningsverket.

Figur 3.6

Processchema över Stadskvarn avloppsreningsverk, Skövde kommun.

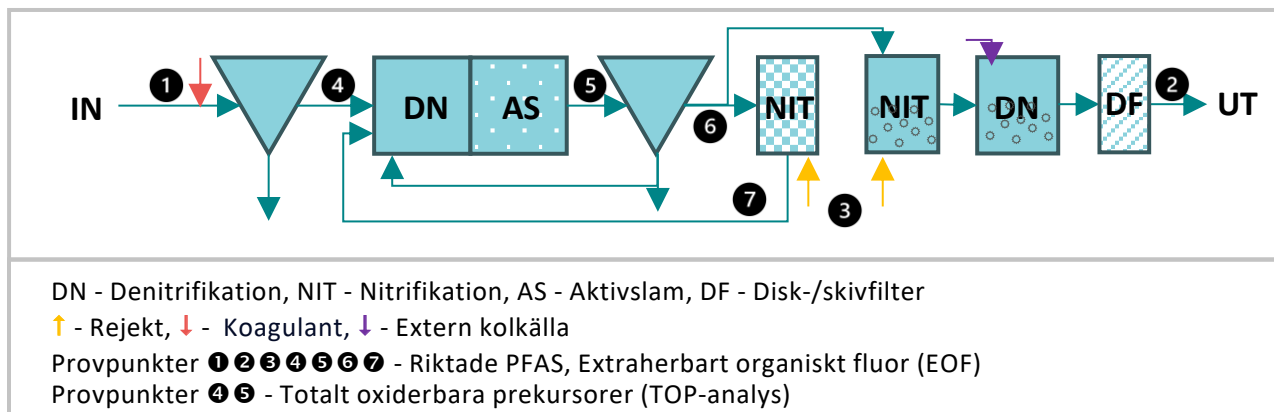


Provtagningspunkterna vid Stadskvarn visas i Figur 3.6 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1) och utgående renat vatten som föregås av diskfilter (DF) (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), rejektivatten utan separat sidoströmsbehandling (Provpunkt 3), och vattnet efter aktivslamprocessen innan slutsedimenteringen (Provpunkt 5). Tidigare PFAS-analyser som genomförts och som användes i projektet inkluderar analyser av PFAS 11 i inkommande och utgående avloppsvatten för 2023 (Johansson 2024, pers.kom.)

3.2.5 Gryaab – Ryaverket

Ryaverket ligger på Hisingen i Göteborg och tar hand om totalt ca 118–138 Mm³ avloppsvatten årligen från 831 000 anslutna personer, motsvarande 860 000–890 000 pe beräknat som årsmedelvärde. Andelen ovidkommande vatten ligger med ca 60 % på en hög nivå jämfört med de andra reningsverk som ingår i studien. Reningsprocessen på verket visas översiktligt i Figur 3.7. Efter grovreningen med grovgaller och fingaller (2 mm) passerar avloppsvattnet försedimentering. Den biologiska reningen består av en högbelastad denitrifierande aktivslamprocess (AS-process) med ytterligare efterföljande processer för nitrifikation och denitrifikation. Efter aktivslamprocessen avskiljs bioslammet i eftersedimentering, och en stor del av vattnet leds till nitrifikation i bio-bäddar från vilka utgående vatten recirkuleras till AS-steget. En andel av flödet leds till nitrifikation i en rörlig biofilmsreaktor (MBBR-process). Detta flöde leds sedan till

efterdenitrifikation, också av typ MBBR, där även tillsats av extern kolkälla (metanol) och fosforsyra sker efter behov. Fördelningen av dessa strömmar beror framför allt på den momentana flödesbelastningen. Innan vattnet släpps ut till Göta älv sker en slutpolering för avskiljning av suspenderade ämnen i skivfilter (15 µm). Kemisk fosforavskiljning sker vid normalt driftläge med hjälp av järnsulfat som tillsätts efter försedimenteringen för att åstadkomma en simultanfällning över aktivslamprocessen. En del av rejektet från slamavvattningen behandlas i en separat sidoströms-deammonifikation för borttagning av ammonium innan det leds till efternitrifikationen. En del av rejektet behandlas i biobäddarna.



Provtagningspunkterna vid Ryaverket visas i Figur 3.7 och inkluderade inkommande orenat avloppsvatten (Provpunkt 1) och utgående renat vatten (Provpunkt 2), försedimenterat vatten (Provpunkt 4), rejektvatten efter sidoströmsbehandling (Provpunkt 3), och vattnet efter aktivslamprocessen innan slutsedimenteringen (Provpunkt 5). Vid några tillfällen har dessutom prover tagits efter slutsedimenteringen (provpunkt 6) och efter biobäddarna (Provpunkt 7).

PFAS-analyser har även tidigare genomförts inom diverse olika projektaktiviteter vid Ryaverket. Under februari 2022 till januari 2023 analyserades exempelvis PFAS 11 i inkommande och utgående avloppsvatten en gång per månad med anledning av en recipientutredning. Data från dessa prover har använts som jämförelse i projektet (Lorick 2024, pers.kom.).

Figur 3.7

Förenklat processchema över Ryaverket som inkluderar försedimentering följt av en fördenitrifikation i aktivslam, med simultanfällning, eftersedimentering, efternitrifikation (i biobäddar samt i MBBR) och efterdenitrifikation i MBBR innan vattnet slutpoleras i skivfilter och når Göta älv. De fem primära provtagningspunkter som används i projektet indikeras i processchemat.

4 Resultat och diskussion

4.1 PFAS i avloppsvatten – tidigare mätdata med fem reningsverk i fokus

PFAS-förekomst på avloppsreningsverk är något som börjat studeras relativt nyligen internationellt, och i dag finns det tillgång till en handfull recensionsartiklar (Coggan et al. 2019; Cookson et al. 2022; Lenka et al. 2023; Schaefer et al. 2023). I Sverige har frågan studerats både ur ett övergripande perspektiv (Baresel et al. 2022) och genom specifika undersökningar, såsom innehållet av PFAS i slam (Fredriksson et al. 2022; Kärrman et al. 2024). Parallellt med dessa studier har även analysmetoder och summarparametrar utvecklats.

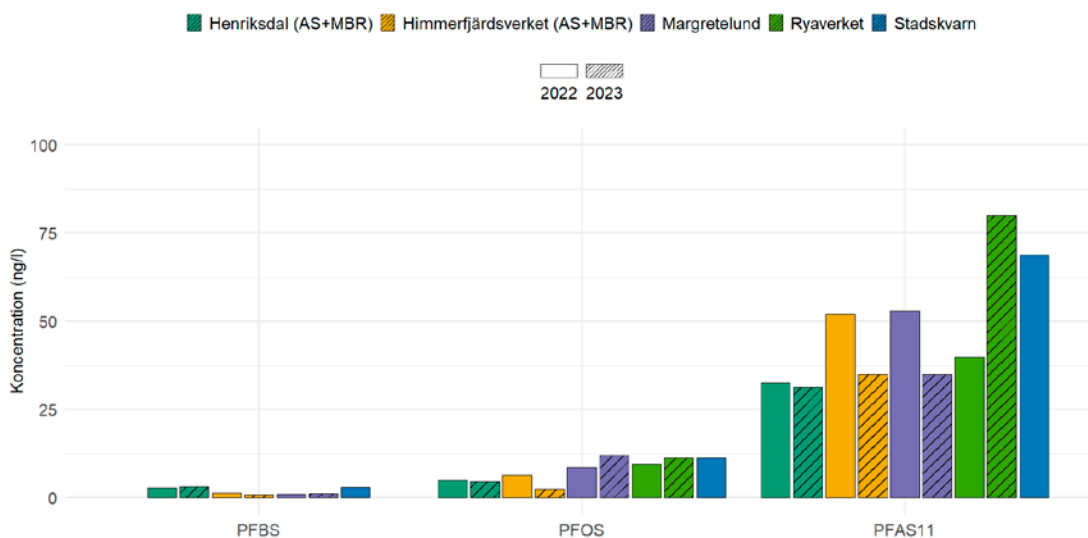
Länge var PFOS det enda PFAS-ämnet med juridiskt bindande gränsvärde i EU:s EQS-direktiv, och därmed den substans som stod i fokus för övervakning. I svenska kartläggningar har man dock ofta använt summarparametern PFAS 11 (Σ PFAS 11), som inkluderar elva vanligt förekommande PFAS. Denna parameter har haft stor betydelse i praktiskt övervakningsarbete, men har aldrig varit juridiskt reglerad på samma sätt som PFOS.

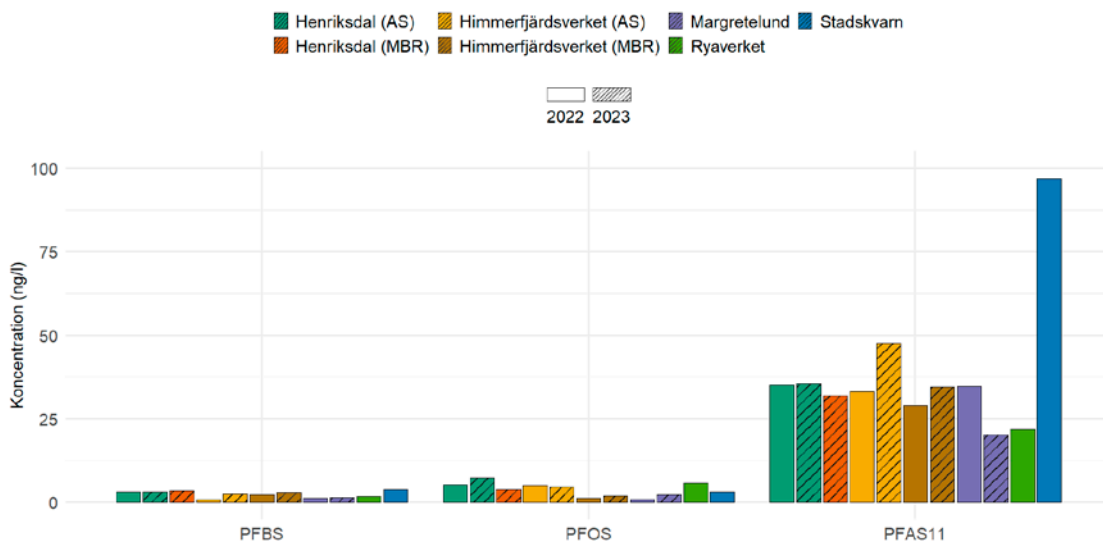
På EU-nivå har utvecklingen därefter gått mot bredare summarparametrar. Den som länge ansetts mest relevant för avloppsreningsverk är PFAS 24, uttryckt som PFOA-ekvivalenter (Σ PFAS24PFOA-ekv), eftersom den angetts som nytt förslag i EQS-direktivet. I skrivande stund i oktober 2025 har rådet och parlamentet nått en preliminär överenskommelse angående EQS-direktivet som är uppdaterat från det ursprungliga förslaget. Överenskommelsen, som har kvar att bli godkänt i EU-parlamentet, en process som sannolikt innebär att förslaget godkänns, innebär att summarparametern PFAS 25 införs, där TFA är det nya ämnet som ska inkluderas i summan. Detta innebär att PFAS 24 fortfarande är central för jämförelser med tidigare studier, men att det framåt är PFAS 25 som gäller i förhållande till EU:s lagstiftning.

Detta projekt har samlat in och jämfört PFAS-halter vid de deltagande reningsverken för att studera hur de såg ut mellan åren 2022 och 2023, i de fall data har funnits. Antal mätstillfällen varierar för de olika reningsverken men medelhalten som är beräknad baseras på minst två till elva mätningar under ett år. Figur 4.1 visar hur inkommande halter har varierat för PFBS, PFOS och summahalten PFAS 11 under perioden, medan Figur 4.2 redovisar motsvarande halter i utgående vatten från samma verk.

Figur 4.1

Inkommande medelhalter av PFBS (perfluorbutansyra), PFOS (perfluorsulfonsyra) och summarparametern PFAS 11 definierad av Livsmedelsverket (SLV) för reningsverken under 2022 och 2023. Halterna utgörs av medelvärden baserade på minst två och högst fem mätningstillfällen per avloppsreningsverk Henriksdal (n=6 år 2022, n=4 år 2023), Himmerfjärdsverket (n=2 år 2022, n=2 år 2023), Margretelund (n=5 år 2022, n=5 år 2023), Ryaverket (n=11 data år 2022, n=2 år 2023) och Stadskvarn (n=4 år 2022).





Figur 4.2

Utgående medelhalter av PFBS (perfluorbutansyra), PFOS (perfluorsulfonsyra) och summaparametern PFAS 11 definierad av Livsmedelsverket (SLV) för reningsverken under 2022 och 2023. Halterna utgörs av medelvärden baserade på minst två och högst elva mätningstillfällen per avloppsreningsverk: Henriksdal (n=2 år 2022, n=4 år 2023), Himmerfjärdsverket (n=2 år 2022 för Syvab AS/MBR, n=2 år 2023 för Syvab-AS, n=3 för Syvab-MBR år 2023), Margretelund (n=5 år 2022, n=5 år 2023), Ryaverket (n=11 år 2022, n=2 år 2023) och Stadskvarn (n=4 år 2022).

I Figur 4.1 framgår att PFBS förekommer i låga halter vid samtliga avloppsreningsverk, ofta under 5 ng/l, och med liten variation mellan åren. Vid Ryaverket saknas mätvärden eftersom PFBS låg under den höga detektionsgränsen hos det kommersiella laboratoriet. PFOS förekommer i halter mellan cirka 5 och 12 ng/l, med högst värden vid Margretelund, Ryaverket och Stadskvarn. En viss minskning i halter kan observeras vid exempelvis Himmerfjärdsverket mellan 2022 och 2023, medan andra verk visar relativt stabila nivåer eller en svag ökning. PFAS11 visar de högsta koncentrationerna och tydligast variation mellan både verk och år. Detta är inte förvånande då parametern är en summa för flera ämnen. Ryaverket (2023) och Stadskvarn (2022) sticker ut med klart högst halter, närmare 70 ng/l. Även Himmerfjärdsverket och Margretelund uppvisar höga halter för 2022 medan Henriksdal ligger lägre. En viss minskning i halter kan ses mellan åren vid bland annat Himmerfjärdsverket och Margretelund. Sammantaget indikerar resultaten att PFBS är relativt stabilt över tid, medan PFOS och särskilt PFAS 11 varierar mer mellan reningsverk och över tid, vilket sannolikt tyder på påverkan från lokala källor och förändringar i inflödet.

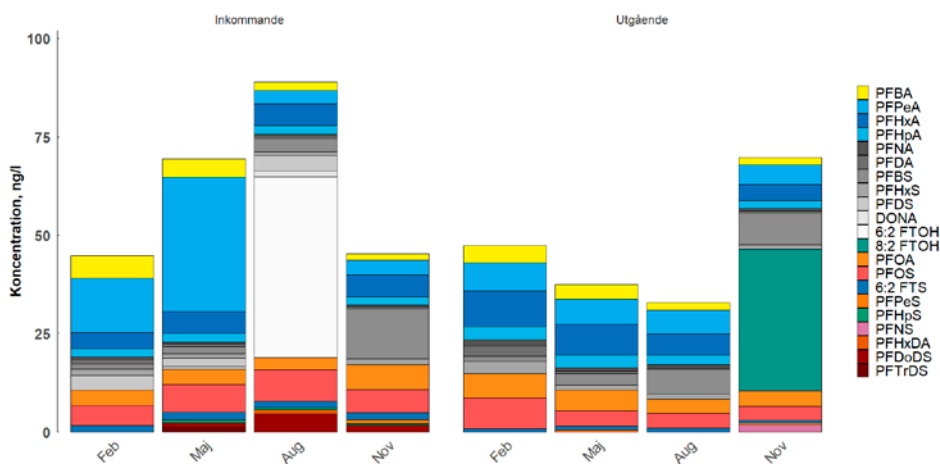
Figur 4.2 visar koncentrationer av PFBS, PFOS och PFAS 11 i utgående avloppsvatten från de deltagande avloppsreningsverken (varav två med två olika reningsprocesser) under åren 2022 och 2023. PFBS uppvisar generellt låga halter vid samtliga verk, ofta under 5 ng/l. De flesta anläggningar visar små variationer mellan åren. Vid Ryaverket 2022 har PFBS observerats under detektionsgräns (LOD = 3 ng/l), vilken var relativt hög jämfört med övriga analyser från avloppsreningsverken och förklarar bortfallet av denna mätpunkt i figuren. PFOS visar på liknande sätt låga till måttliga halter, oftast mellan 1 och 12 ng/l. Några reningsverk, såsom Margretelund och Henriksdal (AS), har något högre nivåer 2023 jämfört med 2022, medan andra visar små förändringar. Sammantaget tyder detta på relativt stabila PFOS-nivåer i utgående vatten mellan 2022 och 2023. PFAS 11 uppvisar störst variation, på samma sätt som för inkommande vatten i Figur 4.1. Detta är sant både mellan avloppsreningsverk och mellan år. Stadskvarn har i särklass högst nivå under 2022, med ett värde nära 100 ng/l, vilket är tydligt högre än övriga anläggningar. Halterna ligger genomgående vid dessa nivåer vid Stadskvarn och det är tre ämnen som dominerar i summahalten och dessa är PFBS, PFPeA och PFHxA. En förklaring till dessa halter kan vara att det finns en PFAS-förekomst uppströms som påverkar. Även Himmerfjärdsverket (AS och MBR) samt Henriksdal (AS) ligger på höga nivåer, ofta runt 40–50 ng/l. Vid Ryaverket 2022 och Margretelund 2023 är halterna betydligt lägre. Jämförelser mellan 2022 och 2023 visar blandade trender: vissa verk, Himmerfjärdsverket (AS + MBR), visar ökade halter över tid medan Margretelund visar lägre halter av PFAS 11. Sammantaget visar resultaten att PFBS och PFOS förekommer

i låga till måttliga nivåer utan tydliga förändringar mellan de presenterade åren, medan PFAS 11 uppvisar större variation. Här är det viktigt att notera att PFAS 11 är en summaparameter som inkluderar elva olika PFAS, vilket gör att variationen speglar förändringar i flera ämnen samtidigt, till skillnad från de mer stabila mönstren som observerats för enskilda ämnen som PFBS och PFOS. Skillnaderna i utgående halter tycks i hög grad bero på variation i inkommande belastning och processernas dynamik snarare än på någon entydig reningseffekt. Samtidigt är dataunderlaget begränsat, både vad gäller antal mätningar och tidsserie, vilket gör att resultaten bör tolkas med försiktighet och främst ses som en indikation på tendenser.

Projektets uppmätta halter för PFBS (<5 ng/l), PFOS (5–12 ng/l inkommande, 1–5 ng/l utgående) och Σ PFAS 11 (upp till drygt 70 ng/l inkommande, ca 50 ng/l, ett verk nära 100 ng/l utgående) (se Figur 4.1 och Figur 4.2) ligger lite lägre än internationella studier. I Australien rapporterades ett medelvärde på 110 ng/l för summan av 21 PFAS (intervall 9,3–520 ng/l) i inkommande avloppsvatten. I USA är motsvarande värden 98 ± 28 ng/l i inkommande och 80 ± 24 ng/l i utgående vatten för kvantifierbara PFAS (Coggan et al. 2019), men här inkluderades det mätningar vid avloppsreningsverk som hade en stor andel av industriellt lakvatten till sina reningsverk. I Sverige har ett fåtal studier undersökt PFAS-halter i kommunalt avloppsvatten och observerat medelhalter för olika stora summahalter av PFAS (Σ PFAS 21, 26 och 71) från ca 60 – 300 ng/l (Aro et al. 2021; Globelius et al. 2023; Malovanyy et al. 2024). Sammantaget indikerar de insamlade resultaten från projektets deltagande reningsverk att de påträffade halterna av PFBS och PFOS förekom vid liknande nivåer som i andra studier. För summaparametern Σ PFAS 11, som inkluderar elva olika PFAS och därför speglar variation i flera ämnen samtidigt, varierade halterna mer. Dessa skillnader bedöms i hög grad bero på andelen industriellt kontra hushållsgenererat avloppsvatten i inkommande flöde, vilket också påverkar nivåerna i utgående vatten. Samtidigt är dataunderlaget begränsat både i tid och antal prover, vilket gör att resultaten främst bör ses som indikationer på tendenser.

4.2 Vanligt förekommande PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten

Under projektets gång utfördes provtagning vid fyra tillfällen under 2024 jämnt fördelade över året. Figur 4.3 visar medelhalten för de PFAS-ämnen som detekterades i inkommande och utgående avloppsvatten över de fem deltagande avloppsreningsverken. Analysen omfattade 30 ämnen där PFAS 24 ingick tillsammans med sex andra ämnen: PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, PFNS, 6:2 FTS och PFOSA.



Figur 4.3.

Medelhalt av detekterade PFAS-ämnen i inkommande respektive utgående avloppsvatten vid de fem deltagande avloppsreningsverken och från fyra mättillfällen under 2024 (februari, maj, augusti och november). Varje färg motsvarar ett ämne enligt legend i figuren. Inkommande, n=20, utgående, n= 28.

Från projektets mätkampanj syns det att vissa ämnen är mer frekvent detekterade i inkommande prover, medan andra ämnen är mer frekvent förekommande i utgående prover. Några av de ämnen som detekteras mest frekvent i inkommande prover är PFHpA, PFHxA, PFOA och PFOS, som alla detekterades vid 19 av 20 eller samtliga mätningar (20 av 20) i inkommande vatten, och i nästan lika stor omfattning i utgående avloppsvatten där det genomfördes 28 mätningar. Detta tyder på att dessa ämnen inte effektivt elimineras eller fördelas till slammet under reningsprocessen.

Att dessa ämnen kan detekteras vid så gott som varje provtagning innebär att de förekommer i mätbara koncentrationer i både inkommande och utgående vatten. Det visar att föreningarna är kemiskt stabila, svårnedbrytbara och vattenlösliga, vilket gör att de inte bryts ned eller binds till slam i nämnvärd utsträckning under den biologiska reningen.

I maj uppmättes ovanligt höga halter av PFPeA i inkommande prov vid Henriksdal och Himmerfjärdsverket, medan övriga verk låg under detektionsgränsen. Parallellanalyser vid olika laboratorier som genomförts av de deltagande reningsverken tidigare har indikerat högre PFPeA vid vissa laboratorier, något som är i linje med kända metodstörningar och/eller interferenser för PFPeA i LC-MS-analyser. Vi tolkar därför topparna som analysrelaterade snarare än verklig belastning. För vidare läsning avseende analys av PFPeA hänvisas till Bangma et al. (2023).

I november observerades däremot ett enstaka tillfälle med mycket hög halt av 8:2 FTOH i utgående vatten vid Ryaverket (36 ng/l), vilket är den enda gången ämnet detekterades i denna fas under hela mätkampanjen. Eftersom 8:2 FTOH är en flyktig och relativt instabil förening som sällan påträffas i vattenfasen, kan denna observation delvis förklaras av analytisk osäkerhet eller provhantering. Samtidigt är det kemiskt möjligt att 8:2 FTOH tillfälligt frigjorts från slamfasen eller från inkommande vatten under specifika driftförhållanden, exempelvis vid ökad luftning eller turbulens, vilket kan medföra att flyktiga fluortelomeralkoholer tillfälligt övergår till vattenfasen innan de avgår till gasfasen. Flera ämnen påträffades endast i ett fåtal mätningar och då främst i inkommande vatten, medan de i utgående prover ofta inte kunde detekteras. Detta gäller exempelvis långkedjiga PFAS som PFDS och PFDoDS, samt vissa fluorotelomereföreningar såsom 6:2 FTS. Resultaten tyder på att dessa ämnen förekommer i mycket låga koncentrationer under provtagningsperioden, vilket innebär att de ibland inte alls kunde påvisas i analyserna.

Vid en närmare titt på antalet detekterade ämnen i proverna, kan vi inom projektet konstatera att 23 av de 30 ämnena har detekterats i inkommande prover, vilket visar en hög förekomst av PFAS-ämnena i inkommande vatten från vår valda ämneslista. I utgående prover har 19 ämnen detekterats, vilket innebär att en del ämnen inte avskiljs i reningsprocessen, något som kommer att beröras närmare i avsnitt 4.5.

Vid tre mättillfällen har några ämnen fått exkluderas från datasetet då de indikerade på väldigt avvikande värden, det var bland annat utgående halter av 8:2 FTOH vid Ryaverket och 6:2 FTOH i inkommande vatten i maj vid Stadskvarn. Även för Roslagsvatten observerades ett väldigt avvikande mättillfälle med samtliga PFAS 11-substanser under rapporteringsgräns parallellt med att 6:2 FTOH påvisades vid 130 ng/l i inkommande vatten. Just FTOH är vid majoriteten av projektets mätningar (>95 %) observerade under detektionsgräns som ligger på 10 ng/l, vilket gör att ovan diskuterade mätresultat bedöms avvikande.

Vid en översikt av våra mätningar ser vi vissa indikationer på variation i PFAS-halter mellan olika provtagningstillfällen, både i inkommande och utgående prover. Dessa skillnader kan delvis sammanfalla med årstidsbundna faktorer, men är sannolikt också nära kopplade till variationer i avloppsvattenflöden. Ett av de deltagande verken har redan en betydande andel tillskottsvatten (ca 50 %), vilket kan öka ytterligare under blötare perioder såsom november och februari och därmed påverka koncentrationerna. Sammantaget bör variationerna därför tolkas som ett resultat av flera samverkande

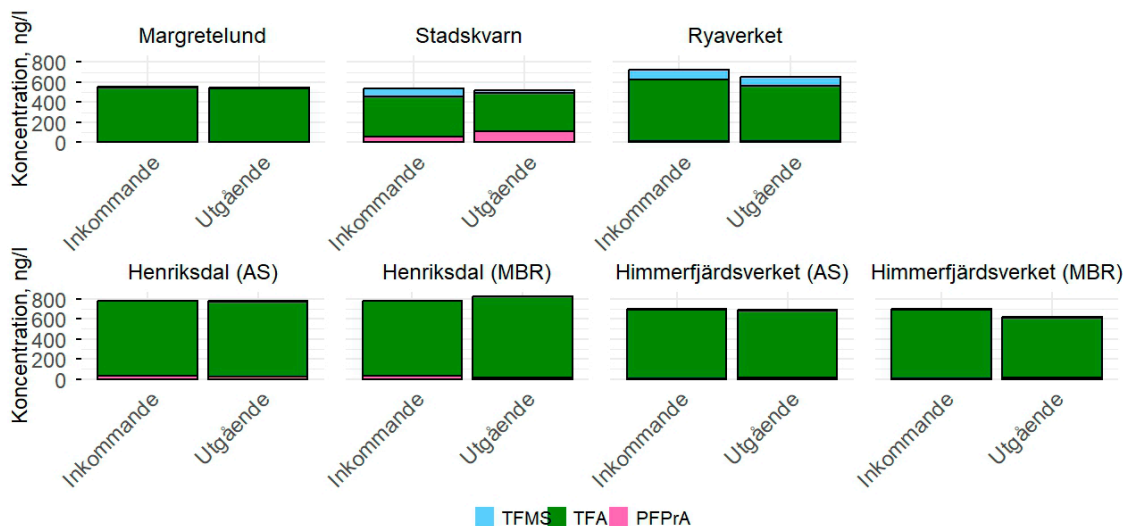
faktorer snarare än en enskild förklaring. Detta återkommer i avsnitt 4.6 i rapporten, där frågan diskuteras utifrån en massbalans. Det kan även finnas skillnader i avloppsvattenflöden beroende på säsong, vilket kan påverka koncentrationerna av PFAS. Dessa faktorer kan vara viktiga att beakta för att bättre förstå de dynamiska variationerna i PFAS-nivåerna och för att anpassa reningsstrategier för att hantera dessa variationer mer effektivt. Detta återkommer i avsnitt 4.6 i rapporten där utvärdering sker med hjälp av en massbalans.

4.3 Ultrakorta PFAS

Vid ett av mätillfällena inkluderades analys av ultrakorta PFAS såsom PFEtS, PFPrA, PFPrS, TFA och TFMS som alla är av längden C1-C3. Figur 4.4 visar koncentrationerna av detekterade ultrakorta PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten från de deltagande avloppsreningsverken. Det bör noteras att inkommande halter är identiska för MBR/AS för Henriksdal respektive Himmerfjärdsverket, medan utgående halter från dessa reningsverk motsvarar två olika processer och därmed visas totalt sju olika provpunkter för utgående vatten för de deltagande avloppsreningsverken.

Figur 4.4

Ultrakorta PFAS, PFPrA (perfluorpropionsyra), TFA (trifluorättiksyra) och TFMS (trifluormetansulfonsyra), i inkommande respektive utgående avloppsvatten vid samtliga avloppsreningsverk som ingått i studien. Halterna speglar ett mätillfälle.



De analyserade ultrakorta PFAS som syns i Figur 4.4 är alltså PFPrA, TFA, och TFMS. Bland dessa är TFA den dominerande substansen, med ett koncentrationsintervall från 450–800 ng/l för inkommande och utgående prover. TFMS och PFTrDS är påträffade vid vissa av avloppsreningsverken, men i lägre koncentrationer än TFA. TFMS förekommer mestadels i inkommande avloppsvatten och observeras i lägre halter i utgående avloppsvatten, men koncentrationerna är fortfarande högre än för PFPrA (Figur 4.4). Våra resultat visar att TFA är den mest förekommande ultrakorta PFAS i dessa mätningar.

För flera avloppsreningsverk är koncentrationerna av TFA och TFMS i inkommande och utgående prover samstämmiga, vilket tyder på att dessa ämnen inte förloras i behandlingen. Detta är särskilt tydligt för till exempel Henriksdal (MBR), där halterna av TFA och TFMS nästan är identiska i både inkommande och utgående, vilket bekräftar att de inte renas bort i denna process. Att dessa ämnen inte renas bort i reningsprocessen är rimligt sett till att de aktuella substanserna är laddade, små och därmed mobila i reningsprocessen. TFA är dessutom känd för att vara svår att avlägsna, vilket också stärker dessa observationer (Arp et al. 2024).

Utifrån internationella studier har vi inom projektet identifierat att TFA har uppmätts

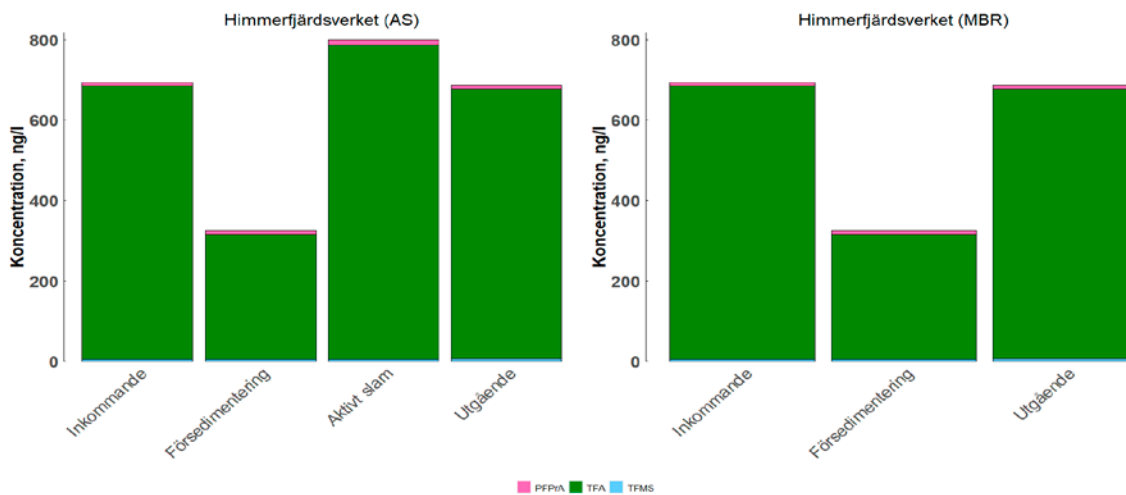
i koncentrationsintervall från 100 till 600 ng/l vid sex olika tyska avloppsreningsverk, vilket är ett liknande intervall som vi påträffar i vår studie (Scheurer et al. 2017).

4.3.1 Ultrakorta PFAS i olika reningsprocesser

Graferna i Figur 4.5 visar koncentrationen av PFPrA, TFA och TFMS i olika reningsprocesser i Himmerfjärdsverkets två olika processlinjer som kan särskiljas med aktivt slam (AS) och membranbioreaktorn (MBR). I båda processerna har halterna av de undersökta ämnena varierat beroende på provpunkt, men en tydlig dominans av TFA (grönt) kan observeras i samtliga mätpunkter, med en mindre mängd PFPrA (rosa) synlig i vissa fall. För aktivt slamprocessen (Figur 4.5, till vänster) visas en inkommande koncentration på cirka 700 ng/l där TFA är den dominerande komponenten medan PFPrA utgör en mindre andel. Detta tyder på att dessa ämnen finns i betydande mängder redan vid inflödet till reningsverket. Efter försedimentering, som är ett tidigt steg i reningsprocessen, sjunker koncentrationen till närmare 300 ng/l. Denna minskning är svår att orsaksförklara då den baseras på ett unikt mättillfälle och behöver därför följas upp i framtida undersökningar. För denna provpunkt är dock TFA fortfarande den största komponenten. Efter aktivt slam är koncentrationen högst, med cirka 800 ng/l. Slutligen, i utgående avloppsvatten, ligger koncentrationen på cirka 700 ng/l, vilket är på samma nivå som för inkommande vatten. TFA fortsätter att vara det ämne som dominerar i halt även i utgående avloppsvatten.

Figur 4.5

Förekomst av detekterade ultrakorta PFAS, PFPrA (perfluorpropionsyra), TFA (trifluorättiksyra) och TFMS (trifluormetansulfonsyra), i olika mätpunkter av reningsprocessen för Himmerfjärdsverket. Till vänster den aktiva slamprocessen, till höger processen med membranbioreaktor. Halterna speglar ett mättillfälle.



MBR-processen (Figur 4.5, till höger) har samma inkommande avloppsvatten som för aktivt slam. Efter försedimentering observeras en lägre koncentration av TFA, liknande den som observerades vid samma processteg i processen med aktivt slam. Här påträffas fortfarande TFA i högst koncentration. I utgående avloppsvatten ligger koncentrationen nära den för inkommande vatten, där TFA fortfarande är den dominerande substansen, medan PFPrA observeras i väsentligt lägre omfattning, vilket tyder på en viss kvarvarande mängd av ämnet i det slutliga avloppsvattnet. Vi kan inte närmare kommentera den marginella skillnaden mellan inkommande och utgående avloppsvatten för MBR-linjen då resultaten endast speglar enstaka mätningar.

Sammanfattningsvis indikerar resultaten att TFA är den mest framträdande komponenten i både aktivt slam- och MBR-processerna. Koncentrationerna sjunker inte heller något i utgående avloppsvatten jämfört med inkommande. PFPrA är närvarande i mindre mängder och ökar, liksom TFA vid vissa processpunkter, vilket är relevant att följa upp för vidare analyser. Det bör noteras att resultaten från Figur 4.5 endast är från en provtagning, och för att kunna förstå mer hur TFA eller andra ultrakorta PFAS bildas och omvandlas i reningsprocesserna behövs fler mättillfällen än vad detta motsvarar.

4.4 Andel okända PFAS-ämnena

4.4.1 Utökade PFAS-analyser

Mot bakgrund av att vi vet att det förekommer flera ämnen vid avloppsreningsverk som aldrig upptäckts på grund av att den riktade analysen har en begränsande ämneslista, ville vi inom detta projekt också undersöka vad effekten blev om vi utökade antalet ämnen i den riktade analysen från 30 till 65. De tillagda ämnena finns att se i Bilaga A, Tabell A.1. I medeltal detekterar vi 25 ämnen på inkommande och utgående avloppsvatten när vi ökat de analyserade ämnena till 65. Detta kan jämföras med att vi detekterar 19 ämnen när vi inkluderade de 24 ämnen som återfinns i PFAS 24 samt ytterligare sex.

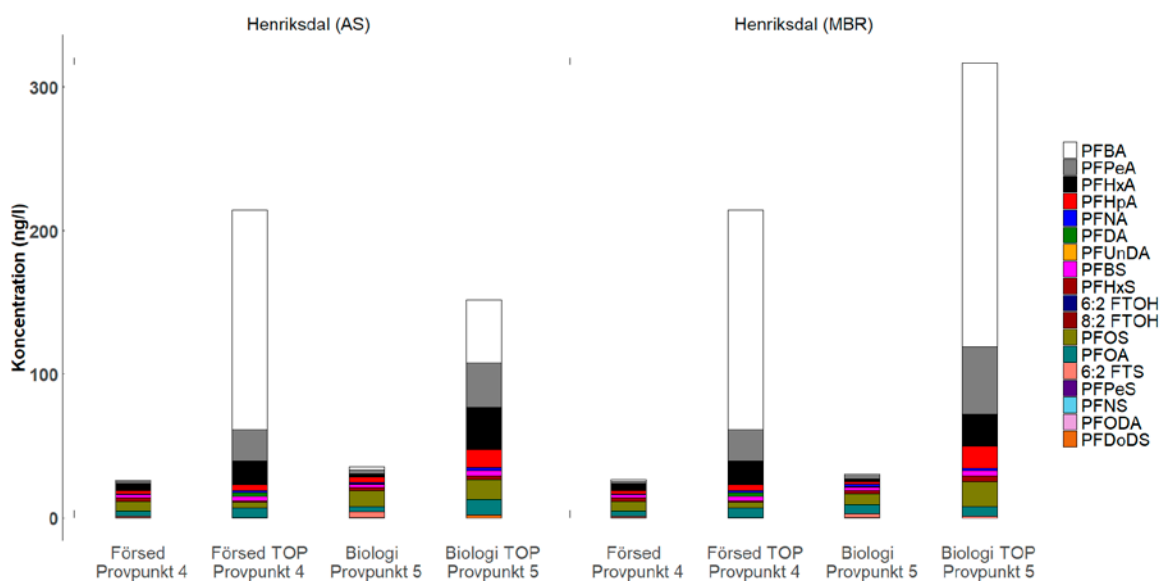
Av de 65 ämnena detekteras inte bland annat varianter av fluortelomererna 10:2 FTA, 10:2 FTUCA och 10:2 Cl-PFESA. För vissa prekursorer, såsom 6:2 diPAP och 6:2 FTS, förekom enstaka detektioner i vattenproverna. Dessa ämnen är kända prekursorer som kan brytas ner till PFCA, och tidigare studier har visat att de framför allt återfinns i slam från avloppsreningsverk (Aro et al. 2021; Fredriksson et al. 2022). Våra egna observationer i vatten var dock begränsade till enstaka detektioner. Sammantaget kan vi konstatera att utökandet till fler ämnen inte gav markant fler detektioner vid de undersökta avloppsreningsverken.

4.4.2 Prekursorer

Det är känt att avloppsvatten innehåller flertalet PFAS-ämnena som vi ännu inte har kännedom kring, än mindre finns det analyser för alla. För att få en uppfattning om omfattningen av ämnen som finns i ett vattenprov i form av prekursorer kan en TOP-analys genomföras. Inom detta projekt har vi undersökt omfattningen av prekursorer vid olika provpunkter i reningsprocessen. Vi har framför allt fokuserat på hur omfattningen av prekursorer förändras efter försedimenteringen och efter den biologiska reningen. För att förstå omfattningen av prekursorer jämförs mätningar av riktade PFAS-analyser före respektive efter TOP-analysen. Skillnaden i halt av de analyserade ämnena indikerar storleken på omfattningen av prekursorer. Vid Henriksdal har vi studerat hur detta kan se ut för processlinjen med aktivt slam respektive processlinjen med MBR. Figur 4.6 illustrerar PFAS-koncentrationerna innan och efter att TOP-analysen använts i vatten från respektive provpunkt för Henriksdals AS- och MBR-linje.

Figur 4.6

Jämförelse av PFAS-koncentrationer i försedimenteringen (försed) och den biologiska reningsprocessen (biologi) med aktivt slam (AS) respektive membranbioreaktor (MBR) vid Henriksdals avloppsreningsverk, uppmätta innan respektive efter tillämpningen av TOP-analys (analys av totalt oxiderbara prekursorer).



Efter TOP-analysen observeras en tydlig ökning av den totala PFAS-koncentrationen i både AS- och MBR-linjen. För Henriksdal är ökningen särskilt markant efter försedimenteringen (samma provpunkt för AS respektive MBR), vilket indikerar en betydande förekomst av oxidationsbara prekursorer i vattnet. Den största delen av denna ökning utgörs av PFBA, vilket tyder på att många av de närvarande prekursorerna omvandlas till denna stabila förening vid TOP-analys.

Efter det aktiva slammet (Henriksdal AS, provpunkt 5) noteras en ökning av PFAS-halterna efter TOP-analysen med en faktor 4, vilket igen antyder att det i provet finns en relativt stor andel prekursorer närvarande i vattenfasen som under TOP-analysen har bildat stabila PFCA. Det är framför allt PFBA som har bildats. Ökningen efter biologin är dock lägre relativt den ökning som observeras efter försedimenteringen (provpunkt 4), vilket indikerar att det finns en större andel prekursorer tillgängliga i vattenfasen i provpunkt 4 än i provpunkt 5. För MBR-linjen framträder ett något annorlunda mönster, där ökningen efter TOP-analysen efter biologin är betydligt större, både i förhållande till föregående provpunkt (försedimenteringen) men framför allt jämfört med AS-linjen. Detta tyder på att fler prekursorer kvarstår efter den biologiska behandlingen i MBR-linjen än i AS-linjen. En möjlig förklaring är att MBR-processen, ger upphov till att en större andel prekursorer är tillgängliga i vattenfasen jämfört med slamfasen vid jämförelse med AS-processen. De observerade skillnaderna skulle kunna bero på skillnader i slam- och vattenförhållanden mellan processerna, vilket kan leda till att prekursorer frisätts från slamfasen till vattenfasen på ett annorlunda sätt i aktivslambehandlingen relativt MBR-processen. MBR-processen skiljer sig till exempel åt från aktivt slam genom att slammet hålls kvar i processen med hjälp av membran i stället för sedimentering, vilket medför högre slamhalter och längre slamålder. Detta, i kombination med intensiv luftning och recirkulation, kan bidra till att prekursorer frisätts i större utsträckning till vattenfasen i en MBR-process jämfört med konventionell aktivslambehandling.

Utifrån den analys vi har gjort vid Henriksdals reningsverk har några prekursorer påträffats under mätningen som representerar data från Figur 4.6, till exempel så påträffas 5:3 FTCA, 6:2 diPAP och 8:2 FTS i avloppsvattnet efter försedimenteringen, vilka kan förklara bildning av PFPeA, PFHxA respektive PFOA vid TOP-oxidation. Alla dessa ämnen ser vi också i Figur 4.6. Prekursorer till PFBA kan till exempel vara 4:2 FTOH, 4:2 FTCA eller 6:2 FTS, där endast 6:2 FTS ingick för analys. Detta ämne mättes till 0,48 ng/l innan TOP-oxidation.

4.4.3 Ämnena med organiskt bundet fluor

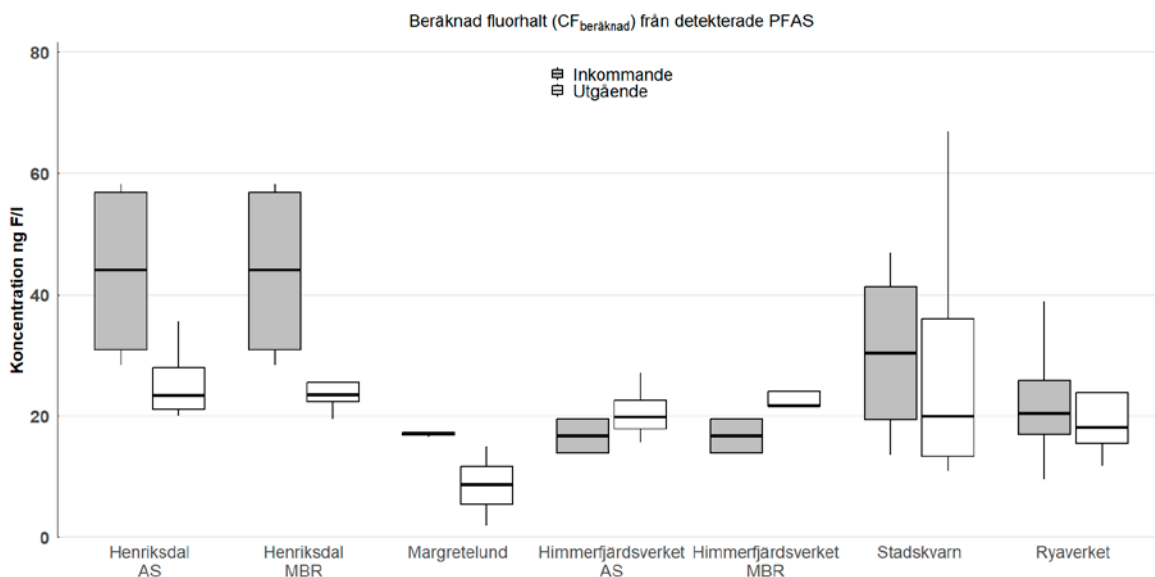
Utifrån den genomförda provtagningen av detekterade ämnen som diskuterades i avsnitt 4.2 har det beräknats en summahalt för allt detekterat fluor som analyserades vid fyra tillfällen och som motsvarar 30 ämnen. Vi har därefter jämfört detta mot den halt fluor (ng F/l) som bestäms med EOF. Vid mätningar av EOF i vattenprover har vätskeextraktion utförts innan fluormätningen, vilket betyder att det fluor som är bundet i en organisk förening mäts. Det finns däremot en sannolikhet att fluor som är mindre extraherbart och mindre hydrofilt exkluderas från EOF-analysen. Det bör också noteras att ultrakorta PFAS såsom TFA inte upparbetas i steget som inkluderar fastfasextraktion utan exkluderas från vattenprovet i detta steg. Fluor från till exempel TFA från de detekterade ämnena (CFberäknad) i vår figur är därmed inte inkluderad för att möjliggöra en jämförelse. Det är dock viktigt att betona att EOF inte ger information om vilka specifika ämnen som bidrar till den uppmätta fluorhalten. Metoden fångar alla extraherbara organiskt bundna fluorföreningar, men eftersom majoriteten av dessa ännu inte har identifierats, är det oklart vilka kemiska strukturer och egenskaper som EOF egentligen representerar. Denna tolkningsosäkerhet gör det svårt att bedöma toxicitet, stabilitet och potentiell reningsbarhet för den del av fluoret som ingår i EOF.

Den beräknade medelhalten för fluor från de detekterade ämnena från den riktade analysen av 30 PFAS-ämnena visas för inkommande och utgående avloppsvatten för

respektive avloppsreningsverk i Figur 4.7. Medelhalten av EOF från bredspektrumanalys i inkommande och utgående avloppsvatten visas därefter i Figur 4.8. Figurerna visar mer specifikt koncentrationer av Σ PFAS uttryckt som beräknad fluorhalt, CFberäknad, (Figur 4.7) och EOF (Figur 4.8) i inkommande och utgående avloppsvatten i medel för de deltagande reningsverken. Läsaren bör uppmärksammas på att skalorna mellan CF och EOF skiljer sig åt med en faktor 10.

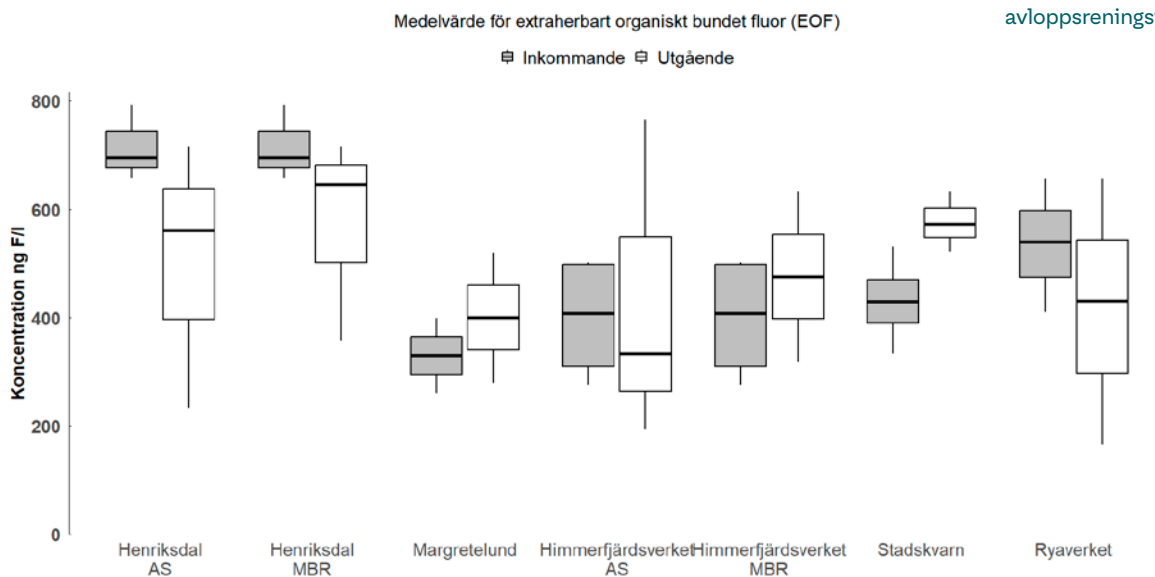
Figur 4.7

Beräknad fluorhalt från riktad analys i inkommande respektive utgående avloppsvatten från fyra mätningar vid sju olika reningsprocesser för de fem deltagande avloppsreningsverken.



Figur 4.8

Medelhalt för extraherbart organiskt bundet kol i inkommande och utgående avloppsvatten från fyra mätningar vid sju olika reningsprocesser för de fem deltagande avloppsreningsverken.



De högsta medelhalterna av beräknad fluor från detekterade PFAS-ämnen återfinns i inkommande vatten vid Henriksdal (både AS och MBR) samt Stadskvarn, medan lägst halter ses vid Margretelund och Himmerfjärdsverket (Figur 4.7). Skillnaden mellan inkommande och utgående vatten är särskilt tydlig för Henriksdal (både AS och MBR) där en reduktion kan noteras, till skillnad från Himmerfjärdsverket (både AS och MBR) och Stadskvarn där utgående halter fortfarande är höga. För att ytterligare granska denna halt kan vi konstatera att flödet under provtagningstillfällena varierade något, med ett högre flöde vid ett tillfälle (cirka 775 m³/h). Någon tydlig koppling mellan flöde och uppmätta koncentrationer kunde dock inte ses. För Skövde uppmättes till exempel en summahalt på 52 ng/l vid högflöde, medan övriga tillfällen (vid lägre flöden) varierade mellan 18–69 ng/l. Detta tyder på att koncentrationsvariationerna främst beror på andra faktorer än hydraulisk påverkan, såsom processvariationer eller provtagningstidpunkt. Det ska dock påpekas att Stadskvarn reningsverk även mottar lakvatten från deponi till sitt inkommande avloppsvatten och att ett av Sveriges största tidigare brandövningsfält ligger i närheten, vilka båda kan vara troliga förklaringar till höga halter i det inkommande avloppsvattnet. Någon fördjupad analys uppströms är inte dokumenterad vid skrivandet av denna rapport (Johansson 2024, pers.kom.).

Spridningen i resultaten varierar kraftigt mellan verken. Stadskvarn uppvisar störst spridning av mätresultaten, särskilt i utgående vatten, vilket tyder på ojämna analysresultat, påverkan från reningsprocessen eller varierande belastning. Även Ryaverket visar en relativt stor spridning, om än på lägre nivåer. I kontrast är spridningen liten vid Margretelund och Himmerfjärdsverket (särskilt MBR-linjen), vilket tyder på att PFAS uppvisar stabila halter över mätkampanjen. Denna analys baseras på riktad mätning av utvalda PFAS-ämnen, och behöver diskuteras i relation till de EOF-resultat som omfattar total fluorhalt från organiskt bundet fluor, där även icke-identifierade fluororganiska föreningar ingår, och som visas i Figur 4.8.

Vid flera reningsverk, exempelvis Himmerfjärdsverket AS, Stadskvarn och till viss del Margretelund ses en tydlig ökning av EOF-halten i utgående vatten jämfört med inkommande (Figur 4.8). Detta kan delvis bero på variation i belastning eller renings effektivitet, men det är också viktigt att beakta själva analysmetodens känslighet för förändringar i ämnens egenskaper. Vi kan inte utesluta att vissa organiska fluorföreningar som initialt inte är extraherbara eller som föreligger i mindre hydrofila former, kan omvandlas under reningsprocessen och bli mer hydrofila, vilket skulle öka extraherbarheten och därmed bidra till högre EOF-värden i utgående vatten. För att kunna bedöma detta mer säkert behöver ytterligare analyser genomföras, där fler misstänkta fluorföreningar inkluderas som kan bidra till den totala fluorhalten.

När resultaten för varje reningsverk betraktas var för sig framträder en tydlig och genomgående skillnad mellan beräknad fluorhalt (CF) från de 30 analyserade PFAS-ämnena och EOF. Som även visats i tidigare studier är CF generellt sett betydligt lägre än EOF i både inkommande och utgående vatten. Detta är förväntat eftersom CF enbart omfattar ett begränsat antal kända PFAS-föreningar, medan EOF inkluderar både kända och okända extraherbara organiska fluorföreningar.

Skillnaden mellan CF och EOF är slående. För samtliga verk utgör de analyserade PFAS-ämnena endast en mycket liten andel av det totala organiska fluoret. För denna sammanställning motsvarar CF i genomsnitt mindre än 7 % av EOF i inkommande vatten och cirka 4 % i utgående vatten, vilket innebär att mer än 93–96 % av det organiska fluoret utgörs av okända fluorföreningar. När vi expanderade analyslistan till att omfatta 65 ämnen, kunde vi inte se någon markant ökning i den beräknade fluorhalten. I genomsnitt kunde vi förklara något fler ämnen, ca 8 % av fluorhalten i inkommande vatten, och något mindre, 4 %, i utgående vatten, trots att antalet ämnen mer än fördubblades. Dock är våra observationer endast baserade på några enstaka mätningar. De tillagda ämnena visas i kursivt i Tabell A.1 i Bilaga A. Detta understryker att huvuddelen av EOF fortfarande består av oidentifierade föreningar. Resultaten vi presenterar här

för EOF är väl i linje med en studie från USA där ca 10 % av EOF kunde förklaras utifrån riktad PFAS-analys vid amerikanska avloppsreningsverk och när det jämfördes med sex regulatoriskt prioriterade PFAS-ämnen, det vill säga PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, PFBS och GenX, som är föremål för gränsvärden eller särskild övervakning i amerikansk lagstiftning (Ruyle et al. 2024).

Sammanfattningsvis visar resultaten att de kända PFAS-föreningarna endast kan förklara en mindre andel av det totala organiskt bundna fluoret, ca 7 % i inkommande respektive 4 % i utgående vatten. Även om dessa ämnen till viss del reduceras eller omvandlas genom processen, kvarstår de i betydande halter i det utgående vattnet. Detta innebär att majoriteten av EOF utgörs av okända fluorföreningar, vilket återspeglas i de höga EOF-nivåerna. Den stora andelen okänd organiskt bunden fluorhalt kan till viss del bero på förekomst av framför allt fluorinnehållande läkemedel såsom sitagliptin (används för behandling av typ 2-diabetes) enligt relativt nya studier från USA (Ruyle et al 2024), men sådana ämnen har inte analyserats inom ramen för detta projekt. Från den nämnda studien kunde 62 respektive 75 % av EOF förklaras i inkommande respektive utgående avloppsvatten när en handfull fluorinnehållande läkemedel analyserades. Andra ämnen som kan förklara andelen organiskt bundet fluor i avloppsvatten har också visat sig vara anjoniska vätskor som härrör från bilbatterier. Detta resultat publicerades relativt nyligen i en studie där mätningar genomförts vid 30 olika avloppsreningsverk i 15 europeiska länder (Tisler et al. 2025).

De nämnda studierna väcker även frågan om hur sådana lågmolekylära fluororganiska ämnen faktiskt kan avskiljas i dagens reningsprocesser. Generellt reagerar ozon långsamt med organiska molekyler som innehåller många C–F-bindningar, vilket begränsar oxidationsstegets effektivitet. För aktivt kol gäller att mer polära fluorerade föreningar har svagare affinitet till den hydrofoba ytan och därför adsorberas sämre. Reningsgraden beror i hög grad på molekylstruktur och funktionella grupper. De ämnen som diskuteras ovan betraktas som PFAS om de innehåller minst en –CF₂– eller –CF₃–enhet, och deras kemiska egenskaper avgör om de framför allt passerar reningsverken opåverkade eller i viss utsträckning fördelas till slam eller skum.

4.5 Avskiljning över specifika reningsprocesser

4.5.1 Var och vilka PFAS avskiljs?

Ett viktigt mål för några av de deltagande reningsverken i detta projekt har varit att studera PFOS-avskiljning över MBR-processen. Vi har även undersökt en eventuell avskiljning i processer med aktivt slam. Det bör påpekas att när vi i denna kontext diskuterar avskiljning avser vi i första hand en fördelning – det vill säga att PFOS fördelas till slam eller slampartiklar och därmed avskiljs från vattenfasen.

I föregående avsnitt kunde vi se hur summan av alla detekterade PFAS förändrades mellan inkommande och utgående avloppsvatten för merparten av de studerade reningsverken när vi studerade medelhalten av fluor, även om ingen tydlig trend kunde observeras i relation till en specifik process. Även EOF indikerade en ökning i utgående vatten relativt inkommande.

För att bättre förstå dessa förhållanden och kunna urskilja övergripande trender har vi valt att jämföra hur ett urval av PFAS-ämnen förändras mellan inkommande och utgående avloppsvatten. Av särskilt intresse är om kortkedjiga och långkedjiga ämnen uppvisar olika beteende. Därför inkluderas i analysen långa PFAS såsom PFOS, PFOA och PFHxS samt korta PFAS såsom PFBS och PFBA. Figur 4.9 visar koncentrationer (ng/l) av fem PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten. Staplarna representerar medelvärden för samtliga reningsverk, och felstaplarna visar standardavvikelsen, vilket illustrerar spridningen i mätresultaten.

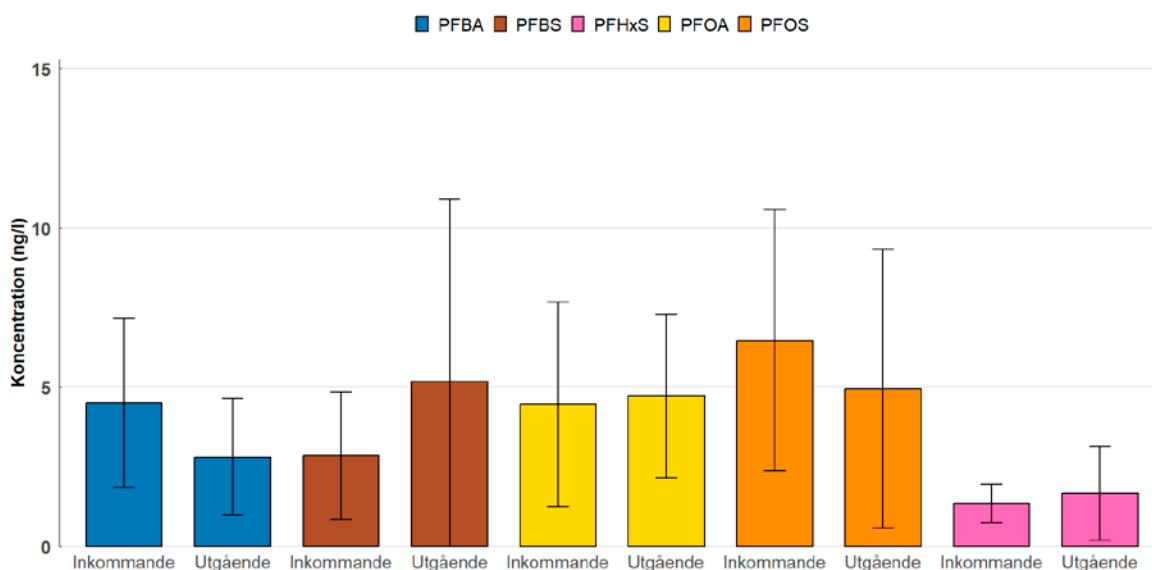
Eftersom antalet mätningar per reningsverk och ämne är begränsat, och variationen

mellan anläggningarna delvis speglar lokala förhållanden snarare än systematiska skillnader mellan processerna, har medelhalter använts för att identifiera generella trender snarare än att bedöma enskilda anläggningar. Denna metodik ger en mer robust helhetsbild av PFAS-förekomst och fördelning genom reningsprocesserna. För transparens redovisas de verksvisa data i Bilaga B (rådata), där resultaten kan följas per anläggning.

Eftersom syftet här är att identifiera generella tendenser snarare än att utvärdera enskilda anläggningar, har resultaten sammanställts som medelvärden för samtliga reningsverk. Detta innebär att de variationer som finns mellan reningsverken jämnas ut, men det ger samtidigt en mer representativ bild av den övergripande situationen. Mönstren som framträder är dock konsekventa med vad som ses även i de verksvisa resultaten (se Bilaga B), vilket bekräftar att de slutsatser som dras inte är ett resultat av enskilda avvikande värden utan speglar gemensamma tendenser mellan anläggningarna.

Figur 4.9

Jämförelse mellan medelhalt av PFBA, PFBS, PFHxS, PFOA och PFOS mellan inkommande och utgående avloppsvatten vid alla deltagande avloppsreningsverken. Inkommande, n = 20; utgående, n = 28.



Vi kan se att det finns stor variation för PFBS över mätningarna. Det avvikande provtillfället för Ryaverket i november har uteslutits från mätserien. Förekomsten av ämnena före och efter reningsprocessen visar att två av de fem studerade ämnena uppvisar en minskning i koncentration. PFBA (blå staplar, Figur 4.9) minskar tydligt från inkommande till utgående vatten, vilket indikerar att reningsprocessen har en viss effekt på att reducera halterna av detta ämne. PFOS (orangea staplar) visar en tydlig minskning efter rening. Både minskning av PFBA och PFOS sker också inom en stor standardavvikelse. Minskningen av PFOS är däremot anmärkningsvärd då PFOS är en långkedjig PFAS-förening som generellt är stabil genom reningsprocessen och kan påträffas både i vattenfas och slamfas. För PFHxS (ljusrosa staplar) och PFOA (gula staplar) ses ingen minskning, där skillnaden mellan inkommande och utgående koncentrationer ligger inom standardavvikelsen. Dessa resultat tyder på att reningsprocessen har varierande effekt beroende på ämnets specifika egenskaper.

Ett av de fem studerade ämnena i Figur 4.9 visar en tendens till ökning i koncentration efter reningsprocessen, såsom PFBS. En förklaring till detta kan vara att vissa PFAS-prekursorer bryts ned under reningen och bildar PFBS, en känd mekanism särskilt för kortkedjiga PFAS-föreningar. Även om de klassiska prekursorerna till PFBS (såsom N-ethyl-perfluorobutansulfonamid) inte har analyserats i detta projekt, indikerar förekomsten av relaterade sulfonamid- och fluorotelomerföreningar i analyserna (till exempel Et-FOSAA, 6:2 FTS och diPAP-föreningar) att liknande kortkedjiga prekursorer kan ha förekommit i vattnet. Dessa kan under aeroba förhållanden omvandlas till PFBS, vilket kan bidra till de något högre halterna i utgående vatten.

För **PFOA** (gula staplar) kan en mindre ökning antydast efter rening, men denna förändring sker inom ramen för en relativt stor standardavvikelse, vilket tyder på att mätresultaten är påverkade av en spridning. De diskuterade haltökningarna kan eventuellt bero både på kemiska omvandlingsprocesser i avloppsreningsverket och på naturliga variationer i mätdata. För att förstå och begrunda de observerade variationerna mer behöver vi utvärdera resultaten med statistisk analys.

4.5.2 Hur kan vi använda statistik?

För att undersöka om det sker en statistiskt säkerställd förändring i halterna av de studerade ämnena mellan två mätpunkter vid respektive reningsverk, till skillnad från att sammanföra alla data som vi gjorde i föregående avsnitt, har vi valt att använda ett parat (aggregerat) t-test. T-testet är en lämplig metod eftersom våra mätdata ofta uppvisar naturliga variationer mellan mättillfällen, och mätosäkerheten kan uppgå till cirka 20 %. Genom att använda ett t-test kan vi bedöma om observerade skillnader i halter är större än vad som kan förklaras av slumpmässiga variationer och mätosäkerhet.

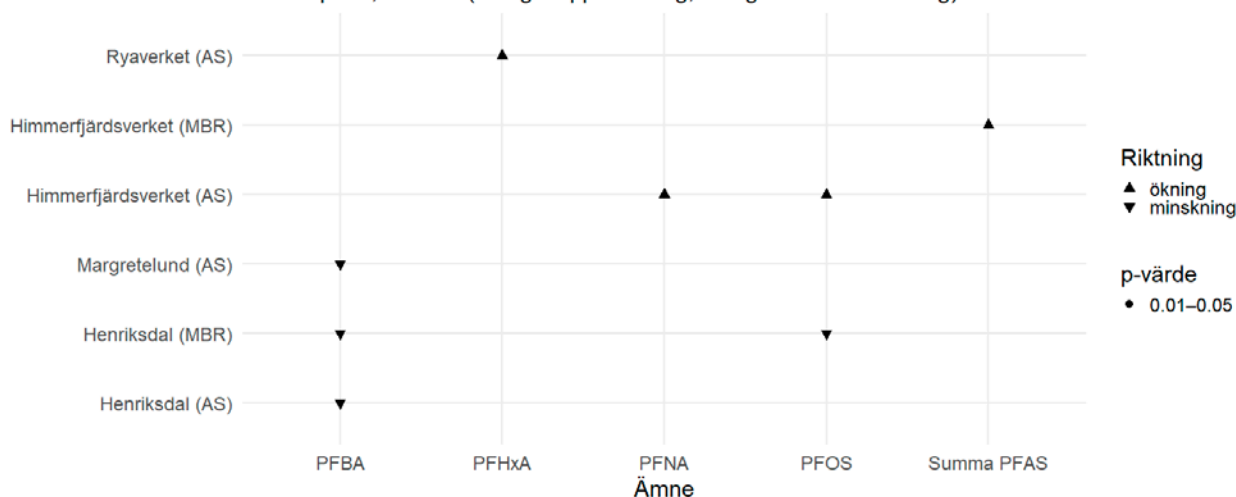
I detta projekt har vi inkluderat ämnen som detekterats vid båda mätpunkterna och där minst tre parvisa mätningar har genomförts. Varje mätpar (inkommande och utgående avloppsvatten) jämförs för att utvärdera om en systematisk förändring skett över tid. T-testet genomförs med en nollhypotes som utgår från att ingen verklig skillnad i halter föreligger mellan mätpunkterna, och att eventuella skillnader beror på slumpen. Ett p-värde mindre än 0,05 innebär att sannolikheten för att ett lika stort eller större avvikande resultat uppstått enbart av slumpen är under 5 %, vilket betraktas som statistiskt signifikant. Vi kan då, med 95 % konfidens, förkasta nollhypotesen och dra slutsatsen att en faktisk förändring i halt har skett – i form av antingen avskiljning eller bildning av ämnet genom reningsverket. Syftet med t-testet är således att särskilja mellan slumpmässiga variationer och verkliga förändringar i halter av de undersökta PFAS-ämnena. I Bilaga C, Tabell C.1 redovisas samtliga testresultat, medan vi nedan och utifrån Tabell 4.1 diskuterar de övergripande tendenserna.

De statistiska testerna visar att endast ett fåtal ämnen uppvisar signifikanta förändringar mellan inkommande och utgående vatten, och resultaten varierar mellan verken. Vid Henriksdal (AS och MBR) samt Margretelund (AS) minskar halterna av PFBA signifikant, vilket ligger i linje med trenden för kortkedjiga PFAS i Figur 4.9. PFOS minskar också signifikant vid Henriksdal (MBR), medan samma ämne ökar vid Himmerfjärdsverket (AS), vilket tyder på process- eller källspecifika skillnader snarare än en generell effekt av reningsteknik. Vid Ryaverket (AS) ses en signifikant ökning av PFHxA, medan Stadskvarn (AS) inte visar några statistiskt säkerställda förändringar alls.

I Figur 4.10 illustreras dessa resultat med symboler som visar riktning (ökning/minskning) och en signifikansnivå från 0,01 till 0,05 är presenterad. Sammantaget framgår att inga konsekventa mönster kan kopplas till en specifik processtyp (MBR eller AS), men att kortkedjiga PFAS i vissa fall tenderar att minska (exempel genom PFBA), medan vissa längre kedjor och prekursorer kan öka, vilket sannolikt indikerar pågående omvandlingsprocesser. Resultaten ska dock tolkas med försiktighet då antalet parvisa mätningar per ämne och verk är begränsat.

Signifikanta förändringar mellan inkommande och utgående vatten

Endast $p < 0,05$ visas (triangel upp = ökning, triangel ned = minskning)



Källa: parade t-test per verk och ämne

4.5.3 Vilka är de övergripande trenderna för avskiljning?

Trots att vissa resultat i detta avsnitt indikerar en minskning eller ökning av specifika PFAS-ämnen vid enskilda reningsverk, kan vi inte med säkerhet koppla dessa förändringar direkt till den använda reningstekniken, det vill säga membranbioreaktor (MBR) eller aktivt slam (AS). Exempelvis visar PFOS en tydlig minskning vid Henriksdal (MBR), medan en ökning observeras vid Himmerfjärdsverket (även MBR), och liknande motsägelsefulla resultat återfinns bland AS-anläggningarna. De erhållna resultaten från Henriksdal i denna rapport står i kontrast till tidigare studier, vilket har varit en utmaning i projektet.

En möjlig förklaring är att den PFOS-avskiljning som tidigare observerats sammanföll med skumbildning i MBR-processen. Att skapa bubblor eller skum i en vattenström innebär att en ytspänning mellan vattenfas och gasfas utvecklas, något som utnyttjas i separationsprocesser av exempelvis proteiner eller metaller, där det senare benämns som jonfraktionering (Lockwood et al. 1997; Stevenson 2014). Båda applikationerna ingår i tekniken skumfraktionering, vilken också används vid PFAS-rening i olika skalor. När skumbildning inte uppstår, som under de aktuella provtillfällena, kan det därför förklara varför PFOS-avskiljning inte kunde påvisas.

En annan skillnad gentemot tidigare studier är provtagningsstrategin. De tidigare resultaten baserades på flödesproportionella dygnsprover, medan proverna i detta projekt utgjordes av flödesproportionella veckoprover. Kortvariga händelser, såsom tillfällig skumning eller variationer i slamaktivitet, kan därmed ha jämnats ut över tid, vilket gör att tydliga toppar i PFOS-avskiljning inte framträder lika tydligt i veckoproverna. För att bättre förstå dessa variationer och de bakomliggande processförhållandena analyseras sambanden vidare i avsnitt 4.7.

4.6 PFAS-flöden utifrån ett massbalansperspektiv

Analyserade halter för olika PFAS enligt föregående avsnitt ger kunskap om haltändringar, dels över olika reningssteg vid avloppsreningsverk, dels över hela avloppsreningsverket. För att bättre förstå vad som sker med mängden PFAS i reningsverket kan massflödesberäkningar vara ytterligare ett bra kompletterande verktyg för att utvärdera faktiska PFAS-flöden och hur olika delströmmar påverkar och påverkas. En massbalans för olika PFAS och anläggningar är dock inte helt enkelt att få ihop. Detta beror delvis på att alla flöden inte har kunnat karakteriseras, men framför allt på att endast

Figur 4.10

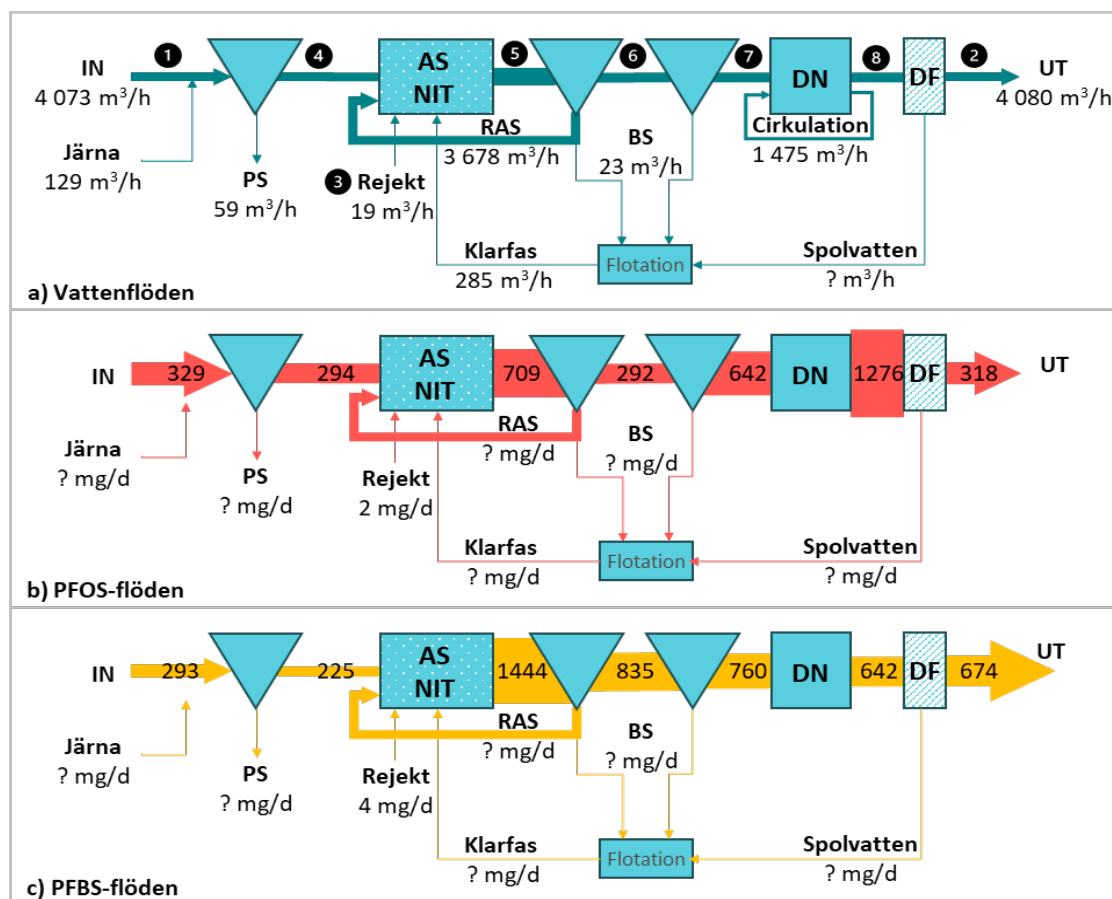
Översiktligt resultat av signifikanta förändringar mellan inkommande och utgående halter vid aggregerat t-test och för PFBA, PHHxA, PFNA, PFOS och summa PFAS vid Ryaverket, Himmerfjärdsverket (MBR och AS), Margretelund och Henriksdal (MBR och AS). Vid Stadskvarns reningsverk observerades inga signifikanta förändringar. T-testet baseras på fyra mätningar under 2024 och förändring presenteras som ökning eller minskning.

vattenprover och inga slamprover har analyserats. PFAS och prekursorer som sitter i slamfasen (partikelbundna) och som utgör olika stor andel i de olika provpunkterna, kan således utgöra en ”gömd” PFAS-andel. Så även om vi i detta projekt endast provtagit vattenfasen i respektive provpunkt, finns här också en stor andel slam närvarande som kan inverka på ett sätt vi ännu inte helt har kartlagt. I detta avsnitt presenteras därför massbalansberäkningar för ett av de deltagande reningsverken. Valet av detta verk grundas dels i att det fanns tillgång till fullständiga flödesdata och tydligt definierade provpunkter, vilket möjliggjorde en rimlig beräkning, dels i att anläggningen uppvisade en ökning av PFBS-halten i utgående vatten. Denna observation gjorde det särskilt intressant att närmare undersöka PFAS-flödena i verket för att se om massbalansen kunde ge bättre förståelse för hur och var förändringen sker. Vid övriga reningsverk saknades i vissa fall tillräckligt komplett dataunderlag för motsvarande beräkning.

Figur 4.11 visar vattenflöden samt PFOS och PFBS-flöden över Himmerfjärdsverket nuvarande reningsprocess baserat på rapporterade medelvärden för samtliga fyra provtagningar. Uppgifter kring vissa delflöden har tillhandahållits från Syvab. Från vattenflöden i figuren (Figur 4.11a) framgår att endast returslamflödet och interncirkulationen över fluidbädden, som körs för att upprätthålla en konstant flödeshastighet, utgör signifikanta flöden utöver själva huvudflödet genom reningsprocessen. Samtidigt bidrar detta flöde endast med en lokal flödesökning över ett specifikt processteg. För provpunkt 5 efter biologin (mellan AS/NIT och mellansedimentering, se Figur 3.1) innebär detta att returslamflödet passerar denna provpunkt.

Figur 4.11

Vattenflöden (grönt), PFOS-flöden (rött) och PFBS-flöden (gult) över Himmerfjärdsverkets nuvarande reningsprocess baserat på medelvärden för samtliga fyra provtagningar.



För de uträknade PFOS-flödena i Figur 4.11b framgår att inte alla delströmmar har kunnat kvantifieras eftersom vissa provpunkter, såsom spolvatten från skivfilter och primärsлам, inte ingick i provtagningen. Som framgår av figuren ökar dock det beräknade PFOS-massflödet markant mellan provpunkt 4 (före den biologiska processen,

AS/NIT) och provpunkt 5 (efter biologin men före mellansedimentering), från cirka 300 mg/d till över 700 mg/d.

Det är viktigt att notera att denna ökning inte nödvändigtvis motsvarar en ökning i halt, utan främst speglar det höga vattenflödet genom aktivslamprocessen. Det innebär alltså att den observerade ökningen i PFOS-mängd över aktivslamprocessen främst speglar det ökade vattenflödet snarare än en faktisk ökning av PFOS-halten. Den lokala flödesökningen bidrar till att den totala transporterade mängden PFOS stiger, även om koncentrationen i sig inte förändras lika kraftigt. Det innebär alltså att den observerade ökningen i PFOS-mängd över aktivslamprocessen främst beror på att det stora returslamflödet ökar det totala vattenflödet. Koncentrationen är i stort sett oförändrad, vilket tyder på att ökningen främst speglar hydrauliska förhållanden och eventuellt viss osäkerhet i provtagningen vid hög recirkulation. En möjlig förklaring till den observerade ökningen är att prekursorer till PFOS omvandlas under den biologiska processen. Även recirkulerat rejektvatten från slamavvattningen kan bidra, men i så fall främst genom tillförsel av PFOS-föregångare snarare än PFOS i sig, eftersom analyserna visar mycket låga halter PFOS i rejektet. Efter den biologiska behandlingen tyder resultaten på att en stor del av PFOS återfinns i efterföljande sedimenteringssteg, vilket diskuteras vidare nedan.

Figuren antyder att den största delen av PFOS avskiljs i den efterföljande mellansedimenteringen, där det sedan cirkuleras tillbaka till aktivslamprocessen. PFOS-flödet efter mellansedimenteringen ligger i samma storleksordning som före aktivslamprocessen. Dock indikerar våra data att mängden PFOS återigen ökar över slutsedimenteringen, och ytterligare ökning observeras efter efterdenitrifikationen. Vad som sker i slutsedimenteringen eller efterdenitrifikationen är inte möjligt att förklara utifrån våra data. Att PFOS bildas från prekursorer kan vara en möjlighet, men då bör detta främst ske i efterdenitrifikation och inte i sedimenteringen. Tillsats av metanol som sker med ca 170 kg/h i efterdenitrifikationen kan eventuellt påverka fördelningen av PFOS mellan slam och vattenfas, vilket sedan påverkar andelen PFAS som analyseras. Detta är dock endast en teori som inte kan stödjas med några faktiska mätningar. Utgående PFOS-mängd ligger sedan igen i paritet med inkommande mängder. Eftersom den avslutande filtretningen i skivfilter endast avlägsnar minde partiklar som inte avskildes i sedimenteringen, förväntas generellt ingen signifikant PFOS-avskiljning i detta steg. Kontinuerlig tillsats av polymer och vid behov koagulanter inför detta filtersteg kan dock eventuellt påverka PFOS-mängden i vattenfasen, men det är mindre troligt. Det bör understrykas att inga analyser har genomförts på spolvattnet inom ramen för detta projekt; resonemanget avser därför en möjlig men ej verifierad mekanism.

För PFBS-flöden (Figur 4.11c) kan en mycket kraftig ökning observeras över biologin, med en ökning med faktor sex av PFBS-mängden. Detta kan möjligtvis förklaras med prekursorer till PFBS som finns i inkommande vatten, rejekt och det recirkulerade slammet (RAS) och som ombildas till PFBS i aktivslamprocessen. Rejekt från slamavvattningen bidrar endast med 4 mg PFBS/d enligt figuren, vilket är signifikant mindre jämfört med de andra strömmarna som visar närmare 100 gånger större flöden. Dock är det oklart hur många PFBS-prekursorer som rejektet innehåller, eftersom några av dessa inte har ingått för analys i den riktade analysen.

Den observerade ökningen och kvarstående halten av PFBS i utgående vatten tyder på att vissa kortkedjiga prekursorer, såsom FOSAA, Et-FOSAA eller diPAP-föreningar, kan ha omvandlats till PFBS under de aeroba förhållandena i aktivslamprocessen. Detta är en känd omvandlingsväg för sulfonamidbaserade PFAS-föreningar och kan förklara varför PFBS uppvisar en ökning medan många andra PFAS-ämnen är oförändrade eller minskar.

Även för PFBS cirkuleras en stor mängd tillbaka till aktivslamprocessen via returslamflödet. PFBS-mängden ökar dock med ca fyra gånger efter mellansedimenteringen jämfört med innan aktivslamprocessen. Mängden PFBS som beräknas komma in till

Himmerfjärdsverket (107 g/år) ökar således kraftigt till ca 245 g/år i utgående avloppsvatten som släpps till Himmerfjärden.

4.7 Korrelationsanalys – varför avskiljs och påverkas vissa PFAS?

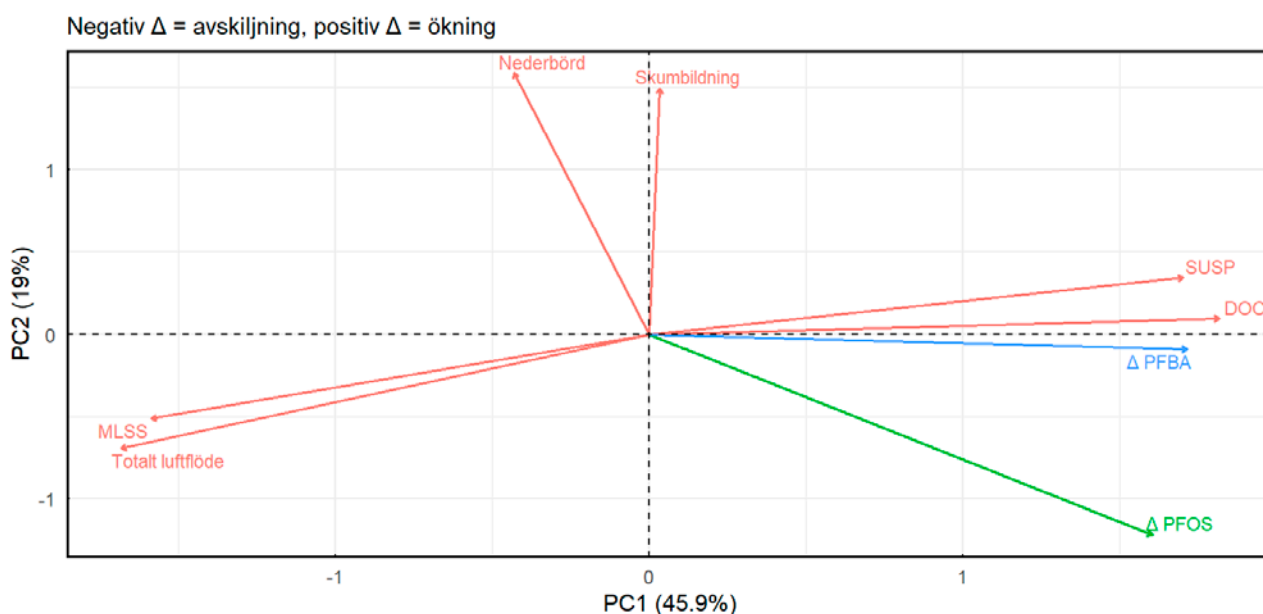
4.7.1 Vad avgör avskiljning i MBR-processen?

För att se eventuella samvariationer mellan processparametrar och PFAS-avskiljning genomfördes en PCA för MBR-anläggningarna vid Himmerfjärdsverket (Syvab) och Henriksdalsverket (SVOA). Analysen, som visas i Figur 4.12 baserades på kemiska och drifttekniska data över MBR-processen från fyra provtagningstillfällen under 2024. De ingående variablerna omfattade DOC, SUSP, MLSS, totalt luftflöde, nederbörd vid provtagning samt skumbildning för Syvabs MBR. För respektive provtillfälle beräknades förändringen i halt (Δ) mellan inkommande och utgående vatten för PFOS och PFBA.

Den första huvudkomponenten (PC1) förklarade 45,9 % av variationen och fängade främst sambandet mellan PFAS- Δ och processparametrar kopplade till biologisk aktivitet (MLSS, totalt luftflöde, DOC). Den andra komponenten (PC2) förklarade ytterligare 19,0 % och beskrev variation relaterad till nederbörd och skumbildning. I biploten pekar skumbildning och nederbörd åt samma håll längs PC2, vilket indikerar samvariation, medan Δ PFOS pekar i motsatt riktning, något som överensstämmer med att tillfällena med mer skum oftare sammanfaller med mer negativt Δ PFOS (högre retention). Tolkningen avser samvariation och ska inte uppfattas som orsak.

Figur 4.12

Principalkomponentanalys (PCA) av MBR-data. Pilar visar variabelbelastningar för process- och vattenkemiparametrar samt Δ -variablerna för PFOS och PFBA, där Δ definieras som $C_{ut} - C_{in}$ och negativt Δ motsvarar avskiljning. Biploten visar endast variabelpilar och ska tolkas som samvariation, inte kausalitet. Skumbildning ingår endast för Syvabs MBR-process.



PFOS och PFBA uppvisar tydligt olika mönster i PCA-diagrammet. Δ PFOS ligger i motsatt riktning mot både MLSS och totalt luftflöde, vilket innebär att högre partikelhalt och syresättning oftare sammanfaller med mer negativt Δ PFOS, dvs. högre retention. Δ PFBA har en kort vektor nära origo, med svag lutning mot DOC och i praktiken neutral i förhållande till MLSS och luftflöde, vilket tolkas som att PFBA påverkas lite av dessa processparametrar och generellt uppvisar låg retention i MBR-processen. Detta ligger i linje med den förväntade skillnaden mellan lång- och kortkedjiga PFAS: PFOS tenderar att adsorberas till slam/skum, medan den mer vattenlösliga PFBA passerar membranet.

Samtidigt ska betonas att PCA beskriver samvariation i den samlade, multivariata informationen och inte utgör bevis för orsakssamband. Våra verksvisa statistiska tester

visade att ett av verken hade signifikant retention av PFOS enligt t-test, medan det andra verket uppvisade låg eller ingen retention och utfallet inte blev signifikant (se avsnitt 4.5.2). Att PCA ändå indikerar ett övergripande mönster är förenligt med att metoden väger in flera drift- och kemiparametrar samtidigt och därmed kan synliggöra samband som inte blir tydliga när variabler prövas en och en. Resultatet bör därför ses som hypotesgenererande och tolkas inom ramen för andelen förklarad variation i de första komponenterna.

Skillnaderna mellan Syvab och Henriksdal som framträder i biploten ger ett naturligt underlag för fortsatt analys av huruvida sambanden är generella eller anläggningsspecifika. En kompletterande analys planeras dessutom för att mer direkt belysa sambandet mellan skumbildning och PFOS-avskiljning. För att konkretisera de samvariationer som framkom i PCA:n visar vi i avsnitt 4.7.2 bivariata samband mellan PFOS-kvot och två nyckelparametrar: totalt luftflöde (båda verk) samt skumbildning (endast Syvab).

4.7.2 Driftdata och kemiska samband för PFAS-avskiljning

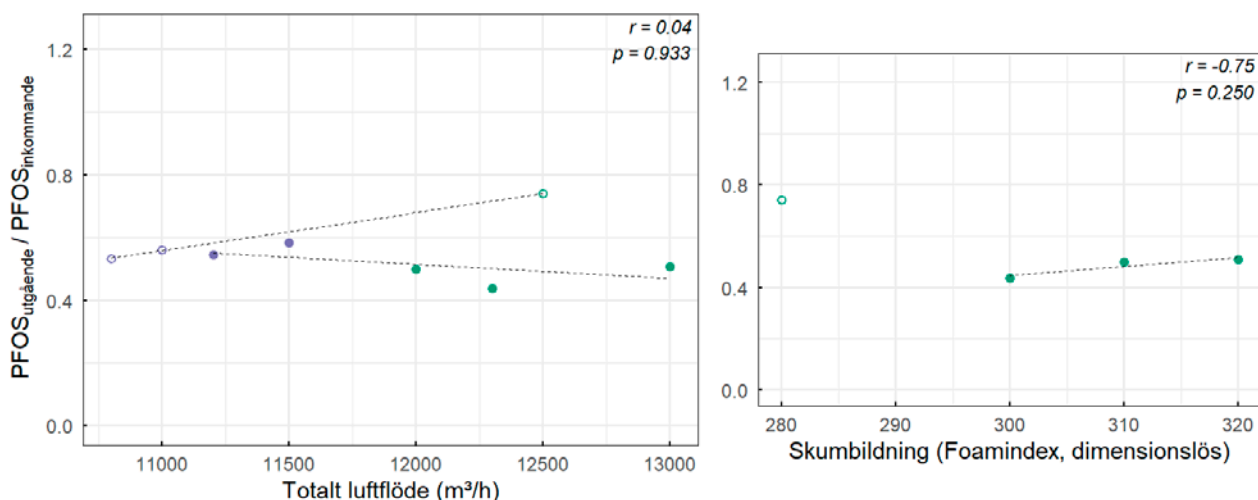
För att konkretisera de samvariationer som framgick av PCA:n i förra avsnittet studeras här bivariata samband mellan $PFOS_{ut}/PFOS_{in}$ och två nyckelparametrar. I vänstra panelen i Figur 4.13 visas kvoten som funktion av totalt luftflöde för MBR-processen för Syvab respektive SVOA. I högra panelen visas motsvarande samband med skumbildning (Foamindex) för Syvab. Punkter fyllda i grönt baseras på uppmätta halter, medan ofyllda markeras när kvoten påverkas av ett eller flera LOD-värden.

Figur 4.13 visar sambandet mellan PFOS-avskiljning, luftflöde och skumbildning. I varje panel redovisas Pearsons korrelationskoefficient (r) och p -värde, där r anger styrka och riktning på ett linjärt samband (p närmare ± 1 innebär ett starkt samband) och p anger hur förenligt sambandet är med nollhypotesen (lägre p betyder starkare statistiskt stöd). Tolkningen bör göras med försiktighet eftersom datamängden är liten och vissa värden är LOD-baserade.

Figur 4.13

Vänster: $PFOS_{ut}/PFOS_{in}$ mot totalt luftflöde för Syvab (MBR-pilot) och SVOA (MBR-linje). Höger: $PFOS_{utgående}/PFOS_{inkommande}$ mot skumbildning (Foamindex) för Syvab. Gröna fyllda punkter: baserade på uppmätta halter; ofyllda punkter: kvot påverkad av ett eller flera LOD-värden. Den streckade linjen motsvarar korrelationen med Pearsons korrelationskoefficient (r) och dess p -värde (p).

på uppmätta halter ○ Baserade på något/några LOD-värden Anläggning ● SVOA (MBR) ● Syvab-MBR



I vänstra panelen i Figur 4.13 framträder inget linjärt samband mellan totalt luftflöde och PFOS-kvot när alla punkter vägs samman ($r \approx 0,04$; $p \approx 0,93$). Den svagt nedåtlutande tendensen för Syvab ansas visuellt men försvinner i det samlade underlaget, vilket talar för att luftflöde snarare fungerar som möjliggörare för skumbildning än som primär styrparameter. I högra panelen minskar PFOS-kvoten med ökande Foamindex ($r \approx -0,75$; $p \approx 0,25$), i linje med hypotesen att skum kan bidra till fastläggning av ytaktiva PFAS som

PFOS. Samtidigt är underlaget mycket litet ($n = 4$) och en av punkterna bygger på halter under rapporteringsgräns, vilket gör lutningen känslig för enskilda observationer; utan den punkten försvagas mönstret avsevärt. Då skumbildning inte beräknas för Henriksdal dras ingen slutsats för SVOA i denna panel. Sammantaget stöder resultaten från PCA att ett samband mellan skumbildning och PFOS-avskiljning kan föreligga, medan ett enkelt linjärt samband med totalt luftflöde inte framträder i det samlade materialet; alla samband ska därför tolkas som preliminära.

4.7.3 Vattenkemiska faktorer som påverkar PFAS-avskiljning

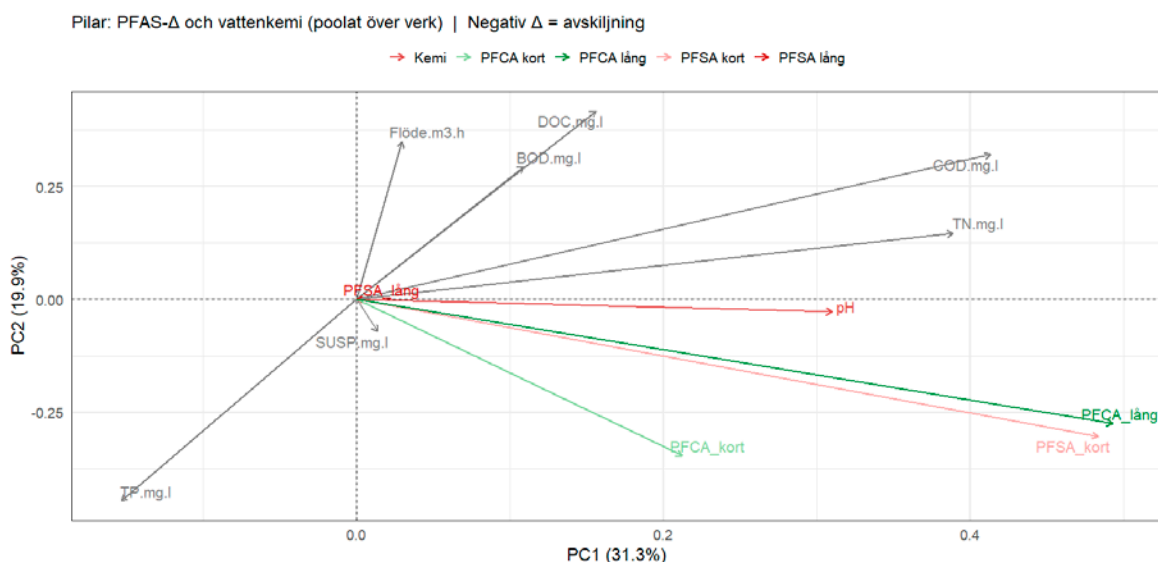
I denna analys definieras Δ som $C_{\text{utgående}} - C_{\text{inkommande}}$, där negativt Δ tolkas som avskiljning/retention och positivt Δ som ökning genom verket. För PFAS betyder ett litet Δ att ämnet i praktiken passerar processen och kvarstår i utgående vatten på ungefär samma nivå som in, även om viss fördelning kan ske mellan vatten-, slam- och skumfaser.

Figur 4.14 visar den sammanfattade PCA:n där vattenkemi och PFAS- Δ ($\Delta = C_{\text{ut}} - C_{\text{in}}$; negativt $\Delta =$ avskiljning och positivt Δ indikerar ökning genom verket) analyseras tillsammans. PC1 förklarar 31,3 % och PC2 19,9 % av variationen. Pilarna anger variabelernas riktning och relativa bidrag (längd), medan vinkeln mellan pilarna motsvarar samvariation. Observationspunkter visas inte; biploten redovisar endast variabelpilarna. Pilar som pekar åt samma håll tenderar att samvariera, medan pilar i motsatt riktning antyder att variablerna rör sig åt olika håll. Pilar nära origo innebär svag eller ingen tydlig samvariation i den samlade bilden. I biploten placerar sig Δ för PFCA (kort och lång) i den nedre högra kvadranten, vilket innebär att PFCA-förändringen samvarierar med högre COD/TN/pH längs PC1, men inte visar ett mönster som tyder på avskiljning kopplad till DOC/SUSP. PCA:n säger inget om mekanism, men i ljuset av TOP-resultaten i projektet tolkar vi det som förenligt med att PFCA tenderar att kvarstå i vattenfasen.

Δ för PFSA_{lång} (inkl. PFOS) ligger nära origo, vilket innebär att det inte framträder någon tydlig samvariation med de uppmätta bulkparametrarna (DOC, SUSP, COD, med flera) när alla verk och månader vägs samman. Detta är förenligt med att PFOS-retention i praktiken främst påverkas när stabilt skum och ytor faktiskt etableras, snarare än av generella nivåer av DOC eller andra bulkparametrar.

Figur 4.14

PCA av vattenkemi och PFAS- Δ , sammanställd över verk och månader. Pilar visar variabeladdningar för vattenkemiska parametrar (DOC, COD, TN, TP, pH, BOD, SUSP, flöde) och PFAS-klasser (PFSA_{kort}, PFSA_{lång}, PFCA_{kort}, PFCA_{lång}). Δ definieras som $C_{\text{ut}} - C_{\text{in}}$ där negativt Δ motsvarar avskiljning. PC1 och PC2 förklarar 42,8 %, respektive 34,6 % av variansen. Endast variabelpil visas; längd och riktning anger relativt bidrag och samvariation. PFAS-data aggregerades per klass och månad; LOD-värden sattes till LOD/2. PCA visar samvariation, inte orsak.



Hypotesen att högre DOC kan leda till kvarstående PFAS i utgående vatten får ett visst indicerande stöd: PFCA-klasserna uppvisar i den samlade PCA:n inget mönster som tyder på avskiljning längs belastningsaxeln, pH/TN/COD/DOC, utan Δ är ofta litet negativt eller svagt positivt, vilket, i kombination med TOP-resultaten, är förenligt med att

prekursorer kan realiseras till PFCA i eller efter biologin. Figuren är utforskande och det visas inget enhetligt samband mellan PFSA_{lång}, inklusive PFOS, och bulk-kemi, vilket talar för att eventuell retention snarare hänger ihop med lokala drift- och ytförhållanden, till exempel skum, vilket behandlas i MBR-analysen (avsnitt 4.7.2/5.3). För PFCA tyder mönstret på kvarstående i vattenfasen; svagt positiva Δ är, i ljuset av TOP-resultaten, förenliga med att prekursorer kan omvandlas i eller efter biologin, vilket behöver undersökas närmare innan detta kan konstateras.

4.7.4 Större mätserier och variationsanalys

För att säkrare avgöra varför vissa PFAS minskar eller ökar genom verket krävs fler mätserier med högre tidsupplösning och kontrollerade driftvariationer och att provinsamling framgent anpassas efter uppehållstid så att samma vatten provtas för inkommande och utgående. I detta projekt har vi önskat jämföra aktivt slam och MBR, eftersom tidigare provtagningar pekat på minskad PFOS-halt vid bland annat Himmerfjärdsverket. Den bilden kunde inte reproduceras i lika stor omfattning i den här studien för MBR-piloten, vilket sannolikt speglar kombinationen av få datapunkter, veckosamlingsprover som jämnar ut episodiska händelser såsom skumtoppar, samt skillnader i hydraulik och driftläge mellan provtillfällena.

En robust variationsanalys bör därför omfatta längre tidsserier där nyckelparametrar, och ytterligare parametrar, till exempel luftning, recirkulationsflöden och belastning, varieras systematiskt och mer omfattande än vad som är gjort här, och där vatten-, slam- och eventuellt gasfas provtas samtidigt. Parallella TOP- och EOF-mätningar, tillsammans med riktad PFAS-analys, behövs för att särskilja verklig avskiljning från prekursoromvandling och för att koppla observerade Δ till styrbara processtillstånd. Detta upplägg, även om det är utmanande, kan sannolikt möjliggöra att anläggnings specifika effekter kan särskiljas från generella mönster. Det kan också bidra till kvantifiering av hur ofta, och under vilka betingelser PFOS-retention, verkligen inträffar.

5 Slutsatser och framtida forskning

I det här kapitlet kommer varje enskild frågeställning att presenteras och besvaras utifrån hur de är presenterade i kapitel 2. I avsnitt 5.6 ges en sammanfattande slutsats och några råd till avloppsreningsverken. Kapitlet avslutas därefter med en utblick och kommentar kring framtida forskning.

5.1 Vad bidrar till PFAS-avskiljning?

Frågeställning 1: Vilken är den i huvudsak bidragande processen för PFAS-avskiljning och vilka PFAS-ämnen är det som avskiljs i högst grad?

Hypotes: Avskiljningen sker i högre utsträckning i processer med mer intensiv luftning och annorlunda hydraulik, såsom MBR, jämfört med konventionella aktivslamanläggningar.

Hypotesen stämmer inte. Studiens resultat visar inte att MBR generellt ger högre PFAS-avskiljning än aktivslamanläggningar. I stället framkommer att PFAS generellt är svåra att reducera och att avskiljningen varierar mellan verk och mättillfällen, oavsett processtyp.

Utifrån frågeställning 1 visar denna studie att PFAS är vanligt förekommande och svåra att bryta ned i svenska avloppsreningsverk. Flera PFAS-ämnen förändras när de passerar genom olika steg i reningsprocessen, men mönstren varierar mellan anläggningar och mättillfällen. Både traditionella reningssystem (aktivt slam) och nyare processer (MBR) tycks påverka hur ämnena omvandlas, särskilt under den första sedimenteringen och den biologiska behandlingen.

Vi påträffade flera PFAS-föreningar, bland annat PFHpA, PFHxA, PFOA, PFHxS och PFOS, i nästan samtliga prover, både i inkommande och utgående avloppsvatten. Dessa ämnen dominerar därmed summaparametern PFAS 24 i det renade vattnet och utgör en betydande del av PFAS-belastningen till recipient.

Även om variationer sågs mellan kort- och långkedjiga samt ultrakorta PFAS, kunde inga konsekventa trender identifieras som visar på en systematisk reduktion. I vissa fall observerades kraftiga förändringar av halter eller beräknade massflöden över enskilda reningssteg, vilket illustrerar hur komplext och ibland oväntat PFAS-ämnen beter sig i reningsprocesser. De mekanismer som orsakar dessa förändringar kan inte fastställas med det befintliga dataunderlaget, men omvandling av prekursorer till mer stabila PFAS-föreningar framstår som en möjlig förklaring. Även fördelning mellan vatten- och slamfas kan ha betydelse, liksom processrelaterade faktorer såsom luftning och recirkulation, men detta har inte undersökts kvantitativt inom ramen för projektet. Sammantaget visar resultaten att förståelsen fortfarande är begränsad för hur olika PFAS omvandlas, påverkas av processförhållanden och fördelas inom reningsverken.

5.2 Vad avgör avskiljningen?

Frågeställning 2: När fungerar avskiljningen som bäst och för vilka ämnen?

Hypotes: Avskiljningen sker främst för de PFAS som har hög ytaktivitet, särskilt långkedjiga ämnen och sulfonater (t.ex. PFOS), vilka förväntas ha högre ytaktivitet än kortare motsvarigheter (till exempel PFBA).

Hypotesen får delvis stöd. Resultaten visar att PFOS, och i vissa fall PFBA, minskar vid enstaka verk, men hypotesen får inte generellt stöd när alla anläggningar och mättillfällen vägs samman. Avskiljningen varierar mellan verk och tidpunkter och något tydligt mönster som gäller för alla processer framträder inte.

Med det befintliga underlaget kan avskiljning påvisas för vissa ämnen vid enskilda verk, men inte som ett genomgående mönster över alla anläggningar, eller som en observation för verk med AS- eller MBR-process. De tydligaste signalerna om minskning gäller PFOS och PFBA, medan kortkedjiga PFCA i övrigt ofta kvarstår på liknande nivå mellan in- och utgående vatten. Ultrakorta PFAS minskar inte.

Det går inte att slå fast generella drift- eller vattenkemiska betingelser under vilka avskiljningen fungerar bäst. Projektet har inte heller kvantifierat samband mellan avskiljning och exempelvis DOC, slamhalt och recirkulation. Det vi kan säga är att minskning av PFOS och PFBA påvisas vid enstaka verk och mättillfällen, medan kortkedjiga och ultrakorta ämnen inte minskar.

Hypotesen att ytaktiva, långkedjiga PFAS, särskilt PFOS, avskiljs i högre grad än kortare motsvarigheter får visst stöd genom resultaten för Henriksdal (MBR) och PFBA vid två verk. Den får inte generellt stöd för alla verk och processer. Fler parvisa mätningar och samtidiga driftdata behövs för att pröva hypotesen robust.

5.3 Styrning av avskiljningen

Frågeställning 3: Hur kan avskiljningen påverkas till det bättre/sämre utifrån processtyrning?

Hypotes: Ökad luftning och driftförhållanden som gynnar skumbildning leder till högre avskiljning av ytaktiva PFAS såsom PFOS, medan kortkedjiga PFAS såsom PFBA inte bör påverkas.

Hypotesen får delvis stöd. Resultaten visar att skumbildning i MBR kan bidra till lägre PFOS-kvot, men sambanden är inte robusta och gäller inte alla verk eller PFAS-typer. Effekten framträder främst för PFOS och verkar uppstå när luftning leder till stabilt skum, medan ökad luftning i sig inte ger förbättrad avskiljning och kortkedjiga PFAS inte påverkas.

Den här studien ger indikativt stöd för att vissa driftförhållanden i en MBR som gynnar skumbildning kan bidra till lägre PFOS-kvot ($PFOS_{ut}/PFOS_{in}$), det vill säga bättre retention. I Syvabs MBR ses en negativ trend mellan skumindex och PFOS-kvoten; trenden är inte statistiskt säkerställd (få datapunkter och LOD-känslighet) men pekar mot att skum kan vara en viktig delmekanism. Däremot framträder ingen robust linjär koppling till totalt luftflöde när alla mätpunkter och anläggningar betraktas samlat, vilket talar för att luftning i sig inte är en tillräcklig styrparameter, effekten uppstår sannolikt när luftningen faktiskt ger stabilt skum eller ökar tillgänglig yt-/partikelarea där ytaktiva PFAS som PFOS kan fördelas. Observera att denna PCA avser MBR och att samma analys inte genomförts för AS-linjer, varför slutsatserna ska ses som processspecifika och inte generaliseras till AS. För kortkedjiga PFCA såsom PFBA indikeras ingen styrbar avskiljning i det studerade driftspannet.

Processhydrauliken är också en viktig tolkningsnyckel. Stora interna flöden, såsom returslam och interncirkulation, kan öka det lokala vattenflödet över en provpunkt utan att koncentrationen förändras nämnvärt. Då stiger den beräknade PFAS-mängden mellan delsteg, trots att halten är oförändrad. Detta understryker att observerad "avskiljning" ofta speglar fördelning i systemet snarare än nedbrytning, och att massbalanser måste läsas tillsammans med driftlägen och flödesvägar i respektive steg.

För ämnesspektra utanför PFOS är bilden mer återhållsam. Kortkedjiga PFCA, med PFBA som tydlig representant, uppvisar låg retention och svag koppling till de studerade

driftparametrarna, i linje med deras höga vattenlöslighet och begränsade adsorptionsbenägenhet. Ultrakorta PFAS som TFA och TFMS passerar i stort sett opåverkade oavsett process, vilket sannolikt innebär att de observerade mekanismerna kopplade till skum och slam inte är verksamma för dessa ämnen i det aktuella driftspannet. Det bör läggas till att TOP-analys indikerar en omvandling av prekursorer till PFCA, ofta PFBA, i och efter biologin, vilket kan maskera drifteffekter i utgående vatten genom att nybildning och fördelning verkar samtidigt.

Avslutningsvis har provtagningsupplösningen betydelse för hur styrbarheten uppfattas. Veckosamlingsprover tenderar att jämna ut kortvariga händelser, som episodisk skumning eller förändrad slamaktivitet, vilket kan dölja tidsmässigt begränsade tillfällen då PFOS-retentionen förbättras. Tolkningen av driftens betydelse bör därför göras med insikt om att vissa processeffekter är tidsmässigt snäva och svåra att fånga i den aktuella provdesignen.

Sammantaget får antagandet att skumbildning kan stärka avskiljning av ytaktiva PFAS ett delvis stöd. Effekten är ämnesspecifik, här visad för PFOS, uppstår när luftning leder till en stabil skumfas, och gäller inte kortkedjiga eller ultrakorta PFAS. Luftning fungerar därmed som en möjliggörare snarare än en direkt styrspak; hydrauliken påverkar hur förändringar uttrycks i mängd respektive halt, och provtagningsupplösningen sätter ramarna för vad som kan beläggas i data. Mer handfasta åtgärdsprövningar och styrstrategier behandlas i avsnitt 5.6 om framtida forskning.

5.4 Vattenkemiska faktorer

Frågeställning 4: Vad i vattnets kemiska karaktär, utöver fördelning av olika PFAS-ämnen, styr avskiljningen för PFAS?

Hypotes: Högre halt löst organiskt kol (DOC) kan innebära att PFAS stannar kvar i utgående vatten och inte avskiljs eller fördelas till skum eller slam. Även vid ökad skumbildning bör högre avskiljning av framför allt PFOS observeras, medan kortkedjiga PFAS, till exempel PFBA, inte avskiljs som resultat av högre skumbildning.

Hypotesen får delvis stöd. Resultaten visar ingen koppling mellan högre DOC och ökad avskiljning, men det finns indikationer på att skumbildning kan bidra till lägre PFOS-kvot när stabilt skum uppstår. Kortkedjiga PFAS, såsom PFBA, påverkas inte av dessa förhållanden.

PCA:n för alla sammanlagda data ger inte stöd för att DOC i sig driver avskiljning. För PFCA, både korta och långa, saknas tecken på avskiljning vid högre DOC, litet negativt Δ uteblir, och svagt positiva Δ ligger i linje med att prekursorer omvandlas i eller efter biologin. För PFSA_{lång}, inklusive PFOS, ses ingen tydlig samvariation med bulk-kemi, vilket talar för att DOC-nivån inte är en tillräcklig förklaringsvariabel.

Däremot finns ett delvis stöd för hypotesens andra led, att ökad skumbildning kan ge högre avskiljning av PFOS. För kortkedjiga PFCA, representerat av PFBA, ses i linje med hypotesen ingen styrbar avskiljning kopplad till skum eller bulk-kemi; ämnena kvarstår i vattenfasen.

Sammanfattningsvis bekräftas inte att ”högre DOC innebär mer avskiljning” i det samlade materialet, DOC framstår snarare som en bakgrundspareparameter som kan samvariera med ytmiljöer utan att ensam driva avskiljning. Däremot finns indikationer på att skumbildning kan sänka PFOS-kvoten när skum verkligen uppstår. För att pröva hypotesen fullt ut behövs riktade försök där partikel-/ytmiljö varierar kontrollerat, skum kvantifieras och PFOS respektive kortkedjiga PFAS följs parallellt med prekursorer i vatten, slam och skum.

5.5 Tillägsfrågor genom kompletterande finansiering från Naturvårdsverket

Frågeställning 5: Hur stor andel av PFAS-belastningen fångas i riktade analyser, och hur varierar förekomsten av prekursorer och kortkedjiga ämnen såsom trifluorättiksyra, TFA?

Hypotes: Endast en mindre andel av den totala PFAS-belastningen fångas i riktade analyser. Prekursorer förväntas förekomma i högre utsträckning i biologiska processer med intensiv luftning, och skillnader kan finnas mellan MBR och aktivslamanläggningar. TFA bedöms inte variera i samma utsträckning utan uppträder relativt jämnt, men halterna förväntas vara högre än för traditionellt analyserade PFAS-ämnen.

Hypotesen stämmer till stor del. Resultaten visar att riktade analyser endast fångar en liten del av det organiskt bundna fluoret och att både TFA och oxiderbara prekursorer förekommer i betydande mängder. Skillnader mellan MBR och AS antyds i TOP-analysen men är inte kvantifierade.

De riktade analyserna fångar endast en mindre del av den totala organiska fluorbelastningen i avloppsvattnet. För samtliga verk utgjorde de kända PFAS en liten andel av EOF, vilket indikerar en stor fraktion oidentifierat organiskt bundet fluor.

Kortkedjiga och ultrakorta PFAS

TFA uppmättes i höga halter vid alla verk. Omräknat till fluor motsvarar nivåerna cirka 225–400 ng F/l (baserat på 450–800 ng TFA/l och en fluorfraktion på 0,50). Eftersom ultrakorta syror inte extraheras i EOF-provupparbetningen ingår TFA inte i EOF och kan därför inte jämföras direkt med EOF-värdena; storleksordningen visar dock att TFA är en betydande fluorfraktion i vattenfasen.

Prekursorer (TOP-analys)

TOP-analysen visade markanta ökning av flera PFCA efter oxidation, vilket tyder på en betydande mängd oxiderbara prekursorer. Effekten var mest uttalad i MBR-prover, vilket kan hänga samman med hög slamhalt, längre slamålder och intensivare luftning, men detta har inte kvantifierats.

Frågeställning 6: Vilken andel av det organiskt bundna fluoret (EOF) kan förklaras av kända PFAS, och hur stor del utgörs av okända fluororganiska föreningar?

Hypotes: Endast en liten del av EOF kan förklaras av kända PFAS, vilket indikerar att en betydande andel består av okända fluorerade föreningar med potentiell miljöpåverkan.

Hypotesen stämmer. Mer än 90 % av EOF utgörs av okända fluororganiska föreningar i både in- och utgående vatten.

När 30 ämnen ingick i den riktade analysen förklarades i genomsnitt cirka 7 % av EOF i inkommande och 4 % i utgående vatten. Med 65 ämnen ökade andelen endast marginellt till cirka 8 % respektive 4 %. Därmed utgör >90 % av EOF okända fluororganiska föreningar. Internationella studier indikerar att fluorinnehållande läkemedel och bekämpningsmedel kan bidra till denna fraktion, vilket även kan vara relevant här.

Relation mellan CF och EOF

Beräkningar av känd fluor (CF) låg konsekvent långt under EOF vid samtliga verk och processteg. Vid flera verk, särskilt Himmerfjärdsverket, Stadskvarn och Margretelund, ökade EOF i utgående vatten. En möjlig förklaring är omvandling till mer hydrofila, mer extraherbara former under processen.

Tolkning och osäkerheter

EOF ger en indikator på summan av extraherbart organiskt bundet fluor men inte en direkt riskbedömning. Framför allt är den hydrofila fraktionen svårtolkad. Metodologiska osäkerheter (extraktionseffektivitet, eventuella förändringar under provupparbetning) innebär att EOF bör ses som ett indikativt mått.

Sammanfattningsvis indikerar resultaten att nuvarande riktade analyser inte är tillräckliga för att beskriva den totala fluorbelastningen. En stor okänd fraktion kvarstår och påverkas troligen av processerna. För bättre förståelse krävs bredare analysansatser som kombinerar riktad/icke-riktad metodik (inkl. TOP och EOF) och som inkluderar både vatten- och slamfas.

5.6 Sammanfattande slutsats och råd till avloppsreningsverket

Sammantaget bekräftar projektets resultat tidigare internationella studier: dagens reningstekniker är inte utformade för PFAS, skillnader i processupplägg verkar ha liten betydelse för faktisk avskiljning, och processerna fördelar främst PFAS till slam medan betydande mängder fortfarande når recipient.

För kommunala VA-organisationer betyder resultaten att övervakningen behöver breddas och spetsas. Det handlar om att välja provpunkter och analyspaket som tar höjd för både kända ämnen och det stora "okända", att inkludera ultrakorta PFAS och att förstå när driftförändringar, till exempel slamålder, luftning eller interncirkulation, kan göra skillnad.

5.7 Framtida forskning

Den här studien ger flera indikationer som pekar ut riktningar för framtida forskning. De multivariata analyserna visar exempelvis mönster, om än inte starkt underbyggda, som tyder på att PFOS-retention i MBR kan vara kopplad till biomassa och ytmiljöer (MLSS och luftning), särskilt när stabilt skum uppstår. Samtidigt visar materialet inget robust linjärt samband mellan PFOS-kvoten och totalt luftflöde när alla data vägs samman, och trenderna är känsliga för enskilda datapunkter. För PFCA, såsom PFBA, ligger Δ nära noll eller svagt positivt, vilket är förenligt med kvarstående i vattenfas och möjlig omvandling från prekursorer.

Dessa resultat ska inte tolkas som etablerade samband, men de pekar på vilka mekanismer som är rimliga att pröva i framtida, mer kontrollerade studier. Dit hör försök där skum aktivt etableras eller undviks i MBR-miljöer, där vatten-, slam- och skumfaser följs parallellt över tid, och där både PFOS och kortkedjiga PFAS följs tillsammans med prekursorer. En sådan försöksdesign skulle bättre kunna särskilja mellan retention och kemisk omvandling samt belysa hur driftparametrar som MLSS, luftning, uppehållstid och recirkulation påverkar processerna.

Projektet visar sammantaget att merparten av EOF är oidentifierad och att biologin i både AS och MBR främst påverkar PFAS via fördelning och omvandling snarare än tydlig nedbrytning. I PCA framträder exempelvis att Δ PFOS samvarierar med parametrar kopplade till biomassa och ytmiljö i form av MLSS och luftning, och att skumbildning i MBR kan vara en möjlig mekanism bakom observerad retention. Däremot observerades det inget robust linjärt samband mellan PFOS-kvot och totalt luftflöde när alla data vägdes samman. Detta innebär att resultaten är indikativa (litet antal prover och LOD-känslighet och där en enskild punkt påverkade lutningen). Sambandet bör därför prövas vidare genom kontrollerade MBR-försök där luftning styrs för att etablera respektive undvika stabilt skum, med samtidiga mätningar i vatten/slam/skum och

uppföljning av PFOS_{ut} / PFOS_{in} , ΔPFOS , MLSS, uppehållstid och recirkulation, samt TOP före/efter för att särskilja fördelning från omvandling. Samma PCA-protokoll förelås också genomföras för AS-linjer för att pröva om mönstret är processspecifikt för MBR, medan riktade serier för prekursorer (till exempel diPAP, fluorotelomerer eller sulfonamider) tillsammans med TOP och profiljämförelser för PFCA behövs för att kvantifiera omvandlingsbidraget och förklara svagt positiva Δ för PFCA (till exempel PFBA).

För att minska tolkningsosäkerhet bör framtida studier integrera bredare EOF-screening (inklusive ultrakorta/hydrofila arter) med förbättrad provupparbetning, samt fulla fas- och massbalanser genom hela verket med uttryckliga interna flödesvägar. Med längre tidsserier, högre provtagningsfrekvens och förregistrerade analysplaner kan de PCA-indikerade sambanden testas utifrån orsakssamband, mekanismerna bakom PFOS-retention respektive PFCA-nybildning särskiljas och andelen ”okänt” i EOF reduceras. Som en möjlig del av denna ”okända” EOF-fraktion bör även fluorinerade läkemedel och bekämpningsmedel beaktas i framtida screening och metodutveckling.

Referenser

- Aro, R., Eriksson, U., Kärrman, A., Chen, F., Wang, T. och Yeung, L.W.Y. (2021). Fluorine mass balance analysis of effluent and sludge from Nordic countries. *ACS ES&T Water* 1(9), 2087-2096.
- Arp, H.P.H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M. och Cousins, I.T. (2024). The global threat from the irreversible accumulation of trifluoroacetic acid (TFA). *Environmental Science & Technology* 58(45), 19925-19935.
- Ateia, M., Maroli, A., Tharayil, N. och Karanfil, T. (2019). The overlooked short- and ultrashort-chain poly- and perfluorinated substances: A review. *Chemosphere* 220, 866-882.
- Bangma J, McCord J, Giffard N, Buckman K, Petali J, Chen C, Amparo D, Turpin B, Morrison G, Strynar M. (2023). Analytical method interferences for perfluoropentanoic acid (PFPeA) and perfluorobutanoic acid (PFBA) in biological and environmental samples. *Chemosphere* 315:137722. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137722>.
- Baresel, C., Lazić, A., Gustafsson, C. och Hjalmarsson, S. (2023). *Förstudie läkemedelsrening - Roslagsvatten AB*. Oktober 2023. IVL Projekt Nr: NV-22-001819.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L. och Winkens Pütz, K. (2022). *PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?* SVU-rapport 2022-7. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A. och Jogsten, I.E. (2022). Mass balance of perfluoroalkyl acids, including trifluoroacetic acid, in a freshwater lake. *Environmental Science & Technology* 56(1), 251-259.
- Brunn, H., Arnold, G., Körner, W., Rippen, G., Steinhäuser, K.G. och Valentin, I. (2023). PFAS: forever chemicals—persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Environmental Sciences Europe* 35(1), 20.
- Collins, A., Krause, M.J., Bessler, S.M., Brougham, A., McKnight, T., Strock, T. och Ateia, M. (2024). City-scale impacts of PFAS from normal and elevated temperature landfill leachates on wastewater treatment plant influent. *Journal of Hazardous Materials* 480, 136270.
- Coggan, T.L., Moodie, D., Kolobaric, A., Szabo, D., Shimeta, J., Crosbie, N.D., Lee, E., Fernandes, M. och Clarke B.O. (2019). An investigation into per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in nineteen Australian wastewater treatment plants (WWTPs). *Heliyon*, 2019. 5(8).
- Cookson, E.S. och Detwiler, R.L. (2022). Global patterns and temporal trends of perfluoroalkyl substances in municipal wastewater: A meta-analysis. *Water Research* 221: p. 118784.
- Eurofins Food & Feed AB and PFAS Competence Centre & Örebro University. (2024). Occurrence of trifluoroacetic acid (TFA) and trifluoromethanesulfonic acid (TFMS) in juices and fruit/vegetable purees. *Eurofins Food & Feed AB Report Series*.
- Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A. och Yeung, L.W.Y. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge from wastewater treatment plants in Sweden – First findings of novel fluorinated copolymers in Europe including temporal analysis. *Science of The Total Environment*. 846: p. 157406.

-
- Gobelius L, Glimstedt L, Olsson J, Wiberg K och Ahrens L. (2023). Mass flow of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a Swedish municipal wastewater network and wastewater treatment plant. *Chemosphere*. Sep;336:139182.
- Houtz, E.F. och Sedlak, D.L. (2012). Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. *Environmental Science & Technology* 46(17), 9342-9349.
- Houtz, E.F., Sutton, R., Park, J.-S. och Sedlak, M. (2016). Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: Significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts. *Water Research* 95, 142-149.
- Jiao, E., Larsson, P., Wang, Q., Zhu, Z., Yin, D., Kärrman, A., van Hees, P., Karlsson, P., Qiu, Y. och Yeung, L.W.Y. (2023). Further insight into extractable (organo)fluorine mass balance analysis of tap water from Shanghai, China. *Environmental Science & Technology* 57(38), 14330-14339.
- KemI. (2015). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ*. Kemikalieinspektionen (ed), Stockholm.
- Kim, J., Xin, X., Mamo, B.T., Hawkins, G.L., Li, K., Chen, Y., Huang, Q. och Huang, C.-H. (2022). Occurrence and fate of ultrashort-chain and other per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *ACS ES&T Water* 2(8), 1380-1390.
- Kärrman, A., Yeung, L.W.Y., Spaan, K.M., Lange, F.T., Nguyen, M.A., Plassmann, M., de Wit, C.A., Scheurer, M., Awad, R. och Benskin, J.P. (2021). Can determination of extractable organofluorine (EOF) be standardized? First interlaboratory comparisons of EOF and fluorine mass balance in sludge and water matrices. *Environmental Science: Processes & Impacts* 23(10), 1458-1465.
- Kärrman, A., Fredriksson, F. och Särnholm, E. (2024). *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask*. SVU-rapport 2024-5. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Malovanyy, A., Forsén, E. och Lihammar, R. (2025). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from municipal wastewater by foam fractionation. *Water Research* 268, 122660.
- Lenka, S.P., Kah, M. och Padhye, L.P. (2021). A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research* 199, 117187.
- Lockwood, C.E., Bummer, P.M. och Jay, M. (1997). Purification of proteins using foam fractionation. *Pharmaceutical Research* 14:1511-1515. DOI: 10.1023/A:1012109830424.
- Martens, H. och Naes, T. (1989). *Multivariate calibration*, John Wiley and Sons, Chichester.
- Miyake, Y., Yamashita, N., Rostkowski, P., So, M.K., Taniyasu, S., Lam, P.K.S., och Kannan, K. (2007). Determination of trace levels of total fluorine in water using combustion ion chromatography for fluorine: a mass balance approach to determine individual perfluorinated chemicals in water. *J Chromatogr A*. 1143(1-2): p. 98-104.
- Ruyle, B.J., Pennoyer, E.H., Vojta, S., Becanova, J., Islam, M., Webster, T.F., Heiger-Bernays, W., Lohmann, R., Westerhoff, P., Schaefer, C.E. och Sunderland, E.M. (2025). High organofluorine concentrations in municipal wastewater affect downstream drinking water supplies for millions of Americans. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 122(3), e2417156122.
-

-
- Schaefer, C.E., J.L. Hooper, L.E. Strom, I. Abusallout, E.R.V. Dickenson, K.A. Thompson, G.R. Mohan, D. Drennan, K. Wu, och Guelfo, J.L. (2023). Occurrence of quantifiable and semi-quantifiable poly- and perfluoroalkyl substances in united states wastewater treatment plants. *Water Research*, 233: p. 119724.
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., Janda, J., Happel, O., Riegel, M., Müller, U., Storck, F.R., Fleig, M., Lange, F.T., Brunsch, A. och Brauch, H.-J. (2017). Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. *Water Research* 126, 460-471.
- Sveriges geologiska undersökning, SGU. (2024). PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarden-och-tillstandsklasser/> [2025-04-20]
- Sweco (Önnby, L., Kamp, M., Salmonson, E., Holm, G., Mikusinska, M., Toussi, M., och Chen, Y). (2022a). *Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk – en förstudie*, Uppdragsnummer 30030779, Sweco.
- Sweco (Önnby, L., Kamp, M., Holm, G., Taoussi, M., Salmonsson, E., Hey, G.) (2022b). *Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk - Från bänkskaletest med ozon och aktivt kol till pilotstudier med ozon följt av MBBR*, Uppdragsnummer 30030468, Sweco.
- Stevenson P och Li X. (2014). *Foam fractionation: Principles and process design*. CRC press.
- Tisler, S., Zweigle, J., Gotil, MK., Finckh, S., Brack, W., Braxmaier, E-M., Meyer, C., Hollender, J., Kosjek, T., Schymanski, EL., Larsson, P., Kärrman, A., Selin, E., Elabbadi, D., Elliss, H., Kasprzyk-Hordern, B., Boogaerts, T., Covaci, A., Oberacher, H., Flores Quintana, H., Lai, FY., Ahrens, L., Assoumani, A., Béen, F. och Christensen, J.H. (2025). Nontarget and suspect screening of fluorinated ionic liquids and PFAS in European wastewaters using supercritical fluid chromatography. *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021/acs.est.5c06876.
- Wold, S., Esbensen, K. och Geladi, P. (1987). Principal Component Analysis, *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 2, 37-52
- Önnby L., Liagkouridis I., Baresel C. och Yeung L.W.Y. (2025). PFAS in Swedish wastewater: Occurrence, transformation, and fate in biological treatment processes. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2025.10.024>.

Personlig kommunikation

Johansson, Andreas; utvecklingsingenjör Stadskvarn, Skövde kommun. 2024. Intervju 17 april.

Lorick, Dag; utvecklingsingenjör Ryaverket, Gryaab. 2024. Mailkorrespondens 22 april.

Salem, Marion; processingenjör Himmerfjärdverket, Syvab. 2024. Mailkorrespondens 7–14 april.

Bilagor

Bilaga A Ämneslista för utökad riktad analys

Tabell A.1 visar vilka ämnen som har ingått för analys under projektet. Med riktad analys menas att provet jämförs med kända standarder i mätmetoden och därför kan kvantifieras och karakteriseras efter ämnesnamn. Ämnen som visas kursivt ingick vid två av fyra mättillfällen och den analysen utfördes av IVL.

Nr	Klass	Förkortning	Nr	Klass	Förkortning
1	PFCAs	TFA ^a	34	PFPIAs	6:6 PFPIA
2		PFPrA	35		6:8 PFPIA
3		PFBA	36		8:8 PFPIA
4		PFPeA	37		FOSA
5		PFHxA	38		Me-FOSA
6		PFHpA	39	FASAs &	Et-FOSA
7		PFOA	40	FASAA	FOSAA
8		PFNA	41	PFECAs	Me-FOSAA
9		PFDA	42		Et-FOSAA
10		PFUnDA	43		HPFO-DA (GenX)
11		PFDoDA	44		(A)DONA
12		PFTTrDA	45		C6O4
13		PFTeDA	46		6:2 Cl-PFESA (9Cl-PF3ONS)
14		PFHxDA	47		8:2 Cl-PFESA (11Cl-PF3OUdS)
15		PFOcDA	48		10:2 Cl-PFESA
16	PFSA	TFMS ^a	49		6:2 PAP
17		PFEtS	50		8:2 PAP
18		PFPrS	51	6:2 diPAP	
19		PFBS	52	8:2 diPAP	
20		PFPeS	53	6:2/8:2 diPAP	
21		PFHxS (Br-PFHxS)	54	SAmPAP	
22		PFHpS	55	diSAmPAP	
23		PFOS (L-PFOS & Br-PFOS)	56	6:2 FTUCA (FHUEA)	
24		PFNS	57	8:2 FTUCA (FOUEA)	
25		PFDS	58	10:2 FTUCA (FDUEA)	
26		PFUnDS	59	6:2 FTCA (FHEA)	
27		PFDODS	60	8:2 FTCA (FOEA)	
28		PFTTrDS	61	10:2 FTCA (FDEA)	
29	PFPA	PFHxPA	62	3:3 FTCA	
30		PFOPA	63	5:3 FTCA	
31		PFDPA	64	7:3 FTCA	
32	Cl-PFPA	Cl-PFHxPA	65	6:2 FTOH	
33		Cl-PFOPA	66	8:2 FTOH	
			67	10:2 FTOH	

Tabell A.1

Kvantifierade PFAS-föreningar som samlats in för respektive reningsverk. Analyter som visas i kursiv stil kvantifierades endast i den utökade ämneslistan inklusive ultrakorta PFAS för provtagningsomgång 3 och 4.

^a Ultrakorta PFAS är analyserade av Eurofins tillsammans med PFEtS, PFPrS och PFPrA.

Bilaga B Rådata från provtagning

Tabellerna B.1 till och med B.7 visar inhämtade analysdata av PFAS från samtliga provomgångar utförda av SGS Analytics Sweden.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				6 - Mellansedimentering				7 - Eftersedimentering				8 - Fluidbädd				2 - UT				3 - Rejekt			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	4,5	3,2	1,3	<3	4,5	1,1	1,20	1,9	12	1,1	2,9	<0,6	6,7	3,6	2	2,5	6,7	1,8	1,6	0,78	5,9	1,6	1,5	1,7	4,7	1,9	2,2	<0,6	<1,8	<0,6	<0,6	0,62
PFPeA	9,5	<6	2,3	<1,5	6,1	7	6,9	<0,3	7,1	6,1	7,9	3,5	6,8	5,9	7,2	3,6	6,6	6,1	7,5	6,4	6,1	6,4	6,6	4,1	7,3	5,8	9,8	4,8	6,8	5,1	11	5,9
PFHxA	4,8	6,4	6,6	5	4,3	5,4	7,4	3	6,5	9	8	5,4	6,4	8,1	7,5	4,9	5,5	7,6	6,5	4,6	5,5	8,1	5,7	4,4	5,5	7,3	6,7	4,5	16	19	16	15
PFHpA	2,4	2,3	2,5	2,3	2,2	2,6	2,6	1,7	3	3,4	2,9	2,3	3,1	3,7	3,3	2,9	2,5	3,5	3,2	2,4	2,9	6,4	2,9	2,4	2,9	3,6	2,9	2,6	4,2	5,8	2,9	3,5
PFNA	<0,9	0,47	0,41	0,6	<0,9	0,65	<0,6	0,46	0,98	0,83	0,95	0,86	<0,9	0,7	0,67	0,73	1,8	1,2	0,63	0,9	1	3,1	1,9	1,9	<0,9	0,92	0,69	1,1	2	1,8	1,2	2,2
PFDA	<0,3	0,35	0,73	<0,3	<0,3	1	1,3	<0,3	<0,6	0,45	0,71	0,63	<0,3	<0,3	0,47	0,39	0,92	0,99	0,57	0,81	<0,9	1,8	2,1	1,1	<0,3	0,51	<0,6	0,43	<0,3	<0,3	<0,3	0,42
PFUnDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFDoDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTrDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTeDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFBS	<0,9	0,38	5,3	5,1	<0,3	0,36	5,9	1,8	3,5	0,65	20	6,6	<0,9	0,76	23	8,5	<0,3	0,64	13	13	1,6	0,33	14	13	<0,3	<0,3	15	9,5	4,4	2,9	27	10
PFHxS	1,3	1,3	0,55	<0,7	1,5	1,4	1,3	0,8	1,4	1,6	1,2	1,2	2	1,2	1	1,7	2,4	1,7	0,78	1,6	1,9	1,7	0,92	1,5	1,6	1	1	1,2	7,6	6,2	2,2	2,1
PFDS	<1	<1	3,7	<1	7,8	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<0,9	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DONA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
GenX	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,4	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
C604	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
6:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
8:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PFOA, total	3,4	2,6	2,3	3,6	3,1	2,6	2,8	2,8	5,1	4	4	3,7	4	4,1	4	4,2	5,1	4,5	3,1	4,7	4,3	6,4	4	5,2	3,7	4,3	3,1	4,3	18	17	8,1	11
PFOS, total	2,6	2,9	2,3	3	4,1	2,5	2,6	0,74	3	2,7	3	6,4	3,1	1,5	3	2,6	9,3	5	2	5,6	5,2	19	13	10	2,7	3,6	2,8	3,4	3,3	3,4	3,5	4,3
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	0,38	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	
6:2 FTS	1,5	1,2	1,9	2,4	1,3	1,3	1,8	1,6	1,6	0,99	1,7	1,5	<0,9	0,95	1,1	1,1	1,1	1,2	1,5	1,2	1,6	2	1,8	1,4	<0,9	1	1,4	1,1	5,8	6,2	4,6	6
PFPeS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				2 - UT			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	4,5	3,2	1,3	<3	5,5	1,2	1,2	<0,6	8,6	2,8	1,9	<1	4,5	2,5	1,8	1,7
PFPeA	9,5	<6	2,3	<1,5	7,1	<0,3	6,7	<0,3	13	9,6	13	9,9	7	6,9	8,9	4,6
PFHxA	4,8	6,4	6,6	5	4,6	5,6	6,5	3,7	8	8,1	7,8	6,8	6,2	8,4	6,5	4,3
PFHpA	2,4	2,3	2,5	2,3	2,5	2,8	2,2	1,9	6,2	4,2	4,3	4,2	4	3,7	3,4	2,4
PFNA	<0,9	0,47	0,41	0,6	<0,9	0,68	0,66	0,68	2,6	1,9	1,6	3,2	0,66	0,57	0,53	0,58
PFDA	<0,3	0,35	0,73	<0,3	<0,3	0,68	0,97	0,51	1,1	1	1,1	1,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFUnDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFDODA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTTrDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTeDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFBS	<0,9	0,38	5,3	5,1	<0,9	<0,3	6,3	5	0,79	1,7	15	4	1,4	1,3	21	14
PFHxS	1,3	1,3	0,55	<0,7	1,2	0,98	1,1	0,82	1,9	1,2	2,3	2	1,6	1,1	1,6	1,1
PFDS	<1	<1	3,7	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DONA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
GenX	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,32	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
C6O4	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1
6:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
8:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PFOA, total	3,4	2,6	2,3	3,6	3,4	2,5	2,4	3,4	11	7,1	7,4	12	4,9	3,6	3	3,6
PFOS, total	2,6	2,9	2,3	3	3,6	0,25	6,4	1,1	4,1	3,2	3,3	7,3	2,3	1,9	2,4	2,1
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,76	<0,6	<0,9	0,36	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
6:2 FTS	1,5	1,2	1,9	2,4	12	1,5	1,9	1,5	2,1	3,2	2,7	1,7	0,4	0,32	<0,3	0,37
PFPeS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	0,41	0,36	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHpS	<0,3	<0,3	0,43	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFODA	<1	-	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	-	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFUnDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFDoDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTTrDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFEtS				<3,0				<3,0								<3,0
PFPrA				8,9				9,4								11
PFPrS				<3,0				<3,0								<3,0
TFA				680				270								600
TFMS				5,4				6,3								6,2
ΣPFAS 4 exkl LOD	7,3	7,3	5,6	7,2	8,2	4,4	11	6	20	13	15	25	9,5	7,2	7,5	7,4
ΣPFAS 11 exkl LOD	30	21	26	22	40	16	36	19	59	44	60	53	33	30	49	35
ΣPFOA _{ekv}	11,2	17,7	25,9	16,8	13,1	16,7	30,7	17,9	58,1	42,9	42,0	75,7	19,6	16,0	16,2	15,8
ΣPFAS 24 exkl LOD	28,5	19,9	28,4	19,6	27,9	14,7	34,4	17,7	57,3	40,8	58,1	51,7	32,6	30,0	49,1	34,4
EOF (ng F/l)	2760	320	502	496	180	342	530	698	315	654	866	944	<180	319	632	815

Tabell B.2

PFAS analysdata för provpunkter vid MBR-pilotlinje vid Himmerfjärdsverket, Syvab. Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				2 - UT				3 - Rejekt			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	4,9	<1,5	1,8	1,6	4,6	<0,6	<1,8	2,2	4,3	<26	<1,5	2,2	4,2	<0,6	1,2	1,3	12	6	<8	5
PFPeA	5,2	<0,9	2,9	3,8	23	<0,3	3	10	5,6	32	2,1	4,2	3	<0,3	<2,5	7,7	14	14	<3,5	3,9
PFHxA	2,7	<0,9	4,3	3,7	3,1	<0,3	5,7	9,8	3,2	180	4,6	3,4	3,2	<0,3	4,1	4,2	6,7	44	6,2	4
PFHpA	2,1	<0,3	1,8	2,1	2,1	<0,3	2,4	1,7	2	39	1,8	1,9	2	<0,3	2	2,1	17	5,4	6,9	8,2
PFNA	<0,9	<0,3	0,39	0,65	<0,9	<0,3	<0,9	0,62	<0,8	7	<0,9	0,52	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	7,7	<0,3	2,9	6,5
PFDA	<0,3	<0,3	0,43	0,35	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,8	15	<0,9	0,35	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	1,7	2,3
PFUnDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2,5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFDoDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	9	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTrDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2,5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTeDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2,5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFBS	<0,9	<0,3	5,8	3,2	<0,9	<0,3	<8	1,4	<1,2	17	<0,9	4,8	<0,9	<0,3	0,6	<0,3	<0,9	25	<1,1	1,9
PFHxS	1	<0,3	0,74	1	<0,9	<0,3	<1,5	0,96	1,3	140	<0,9	1,1	<0,9	<0,3	0,66	0,37	21	610	7,6	14
PFDS	3,7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DONA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
GenX	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,43
C6O4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
6:2 FTOH	<10	130	<10	<10	<10	49	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	130	28	<10
8:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<20	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PFOA, total	3,1	<0,9	2,4	3,8	3,4	<0,3	3,3	3	3,8	160	2,5	3,2	2,9	<0,3	1,5	3	99	24	34	54
PFOS, total	3,9	<0,5	5,8	3,5	2,3	<0,2	2,5	6,2	2,9	820	1,9	3,1	0,9	1,4	<0,2	1,8	21	1300	19	11
PFOSA	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	1,2	<0,9	<0,3	<0,3	120	<0,3	<0,3	<0,3	1,5	<0,3	<0,3	<0,3	2,3	<1,1	0,33
6:2 FTS	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	0,97	0,7	<0,8	<37,5	0,42	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	0,39	6,7	<1,5	2,1	2,4
PFPeS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	26	<0,3	0,36	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	54	<0,3	1,2
PFHpS	<0,9	<0,3	0,56	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	26	<0,3	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	21	<2	0,55
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFODA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFUnDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFDoDS	<1	<1	<1	1,8	<1	<1	<1	2,2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFTrDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PFEtS				<3,0				<3,0							<3,0					
PFPrA				7,8				7							6,4			7,5		
PFPrS				<3,0				<3,0							<3,0			<3,0		
TFA				540				590							520			530		
TFMS				5,9				3,1							4,5			4,1		
∑PFAS 4 exkl LOD	8	<0,3	9,3	9	5,7	<0,2	5,8	11	8	1100	4,4	7,9	2,9	1,4	2,2	5,2	150	1900	64	86
∑PFAS 11 exkl LOD	23	<0,3	26	24	39	<0,2	18	37	23	1400	13	25	15	1,4	10	21	210	2000	80	110
∑PFOA _{ekv}	20,4	2,6	23,2	21,6	10	1	9,7	23,5	11,8	2150	7,3	19,4	6,0	2,8	3,0	8,2	240	3040	122	171
∑PFAS 24 exkl LOD	26,6	130	26,9	23,7	38,5	49	16,9	35,9	23,1	1471	12,9	25,4	16,2	1,4	10,1	20,5	198	2233	106	113
EOF (ng F/l)	260	986	399	1869	248	615		905	480	554	666	1019	279	519	400	1169	609	644	243	999

Tabell B.3

PFAS analysdata för provpunkter vid Margretelund avloppsreningsverk, Roslagsvatten. Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				6 - Eftersedimentering				2 - UT			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	7,7	9	4,8	<9	4,7	13	2,1	<0,6	3,9			<2	6,1	8,8	2,4	<2	5,6	5,5	2,6	1,8
PFPeA	20	43	4,3	<4	5,5	24	3,4	0,36	5,9			3,8	8,4	6,4	4,7	5	6,4	5,8	5,6	5
PFHxA	4,5	6,2	6,1	7,5	4,3	5,1	4	2,7	5,6			4,9	4,6	7,5	4,9	4,1	5,2	6,1	4,9	4,5
PFHpA	2,2	3,1	2,2	2,9	2,3	2,6	1,7	1,7	2,8			2,3	2,3	3,4	2,4	1,6	3,2	2,9	2,6	2,1
PFNA	<0,9	0,64	<0,9	0,64	<0,9	1,2	<0,9	0,68	0,99			0,83	<0,9	1,2	<0,9	0,52	2,9	1,1	0,97	0,62
PFDA	<0,9	1	<0,9	0,47	<0,9	1,2	<0,9	0,48	<0,9			0,9	<0,9	0,74	<0,9	<0,3	2,6	0,76	<0,9	0,48
PFUnDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1
PFDoDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1
PFTrDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1
PFTeDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1
PFBS	1,4	3,8	1,8	48	1,2	1,7	1,6	2,7	<0,9			9,7	1	9,5	3,6	7,3	<0,9	3,9	3	7,2
PFHxS	1,6	1,7	1,3	2,2	2,2	1,8	1,2	0,97	2			1,7	2	2,3	1,5	1,3	2,1	1,3	1,6	1,5
PFDS	<1	2,1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<0,9	<1	<1	<1	<3	<1
DONA	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3
GenX	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3
C6O4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
6:2 FTOH	<10	<10	<15	<10	<10	<10	<10	<10	<10			<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
8:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	37	<10			<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PFOA, total	3,8	5,1	3	15	3,9	4,8	2,6	3,2	4,6			5,7	3,5	6,7	4,1	4,5	6,3	5,5	4,4	4,5
PFOS, total	6,8	11	11	13	5,9	7,8	3,6	5,5	5,2			16	6	5,3	4,1	4,8	19	5,2	5,3	4,7
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3
6:2 FTS	1,3	2,7	2,7	1,6	1,4	2,7	1,7	0,76	<0,9			2,3	1,5	1,8	1,4	0,65	1,1	1,1	<0,9	1,3
PFPeS	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3
PFHpS	<0,3	0,98	<0,9	0,34	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3
PFNS	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3
PFHxDA	<1	<1	1	<1	<1	<1	<0,9	<1	<1			<1	<1	<1	<0,9	<1	<1	<1	<0,9	<1
PFODA	<1	-	<3	<1	<1	-	<3	<1	<1			<1	<1	-	<3	<1	<1	-	<3	<1
PFUnDS	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1			<1	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1
PFDoDS	<1	<2	5,5	<1	<1	<2	<3	<1	<1			<1	<1	<2	<3	<1	<1	<2	<3	<1
PFTrDS	<1	<2	<3	<1	<1	<2	<3	<1	<1			<1	<1	<2	<3	<1	<1	<2	<3	<1
PFEtS				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0
PFPPrA				35				28				31				21				23
PFPPrS				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0
TFA				740				770				860				760				750
TFMS				6				4,2				4,5				4,4				4
ΣPFAS 4 exkl LOD	12	18	15	31	12	16	7,4	10	13			24	12	16	9,7	11	30	13	12	11
ΣPFAS 11 exkl LOD	49	87	37	91	31	66	22	19	31			48	35	54	29	30	54	39	31	34
ΣPFOA _{ekv}	20,5	50,4	27,3	54,0	18,6	44,6	11,6	27,3	27,9			54,7	18,5	38,3	14,7	21,1	94,9	35,0	27,3	25,7
ΣPFAS 24 exkl LOD	48,0	87,6	35,5	90,1	30,0	63,2	20,2	55,3	31,0			45,8	33,9	51,8	27,7	29,1	53,3	38,1	31,0	32,4
EOF (ng F/l)	<180	792,5	695,9	657,1	185,0	952,8	446,0	756,1	281,5			799,5	200,0	996,6	713,4	902,3	233,0	715,3	560,6	835,2

Tabell B.4

PFAS analysdata för provpunkter vid Henriksdals reningsverk – biolinje 2-5 med aktivslamprocess. Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				6 - RAS-deox				2 - UT			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	7,7	9	4,8	<9	4,7	13	2,1	<0,6	11		9,6	<2	10			5	7,2	1,7	2,8	
PFPeA	20	43	4,3	<4	5,5	24	3,4	0,36	13		6,2	5	8,9			6,2	6,4	4,2	6,3	
PFHxA	4,5	6,2	6,1	7,5	4,3	5,1	4	2,7	6,7		6	4,1	7			6,1	8,1	5,7	4,6	
PFHpA	2,2	3,1	2,2	2,9	2,3	2,6	1,7	1,7	3,4		2,6	1,6	3,8			3,5	3,4	2,6	2,1	
PFNA	<0,9	0,64	<0,9	0,64	<0,9	1,2	<0,9	0,68	2,5		1,6	0,52	2,7			1,1	1,4	0,8	0,56	
PFDA	<0,9	1	<0,9	0,47	<0,9	1,2	<0,9	0,48	1,4		1,8	<0,3	1,4			<0,3	0,72	0,5	<0,3	
PFUnDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFDoDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFTTrDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFTeDA	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFBS	1,4	3,8	1,8	48	1,2	1,7	1,6	2,7	4,5		3,6	7,3	4,6			2	4,3	2,1	8,5	
PFHxS	1,6	1,7	1,3	2,2	2,2	1,8	1,2	0,97	2,9		2	1,3	3,1			2,5	1,9	1,7	1,5	
PFDS	<1	2,1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
DONA	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	
GenX	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	
C6O4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1			<1	<1	<1	-	
6:2 FTOH	<10	<10	<15	<10	<10	<10	<10	<10	<10		<10	<10	<10			<10	<10	<10	<10	
8:2 FTOH	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	37	<10		<10	<10	<10			<10	<10	<10	<10	
PFOA, total	3,8	5,1	3	15	3,9	4,8	2,6	3,2	7,3		6,5	4,5	8,1			5,4	7,3	5	4,9	
PFOS, total	6,8	11	11	13	5,9	7,8	3,6	5,5	11		6,4	4,8	10			3,5	5,7	4,7	4,8	
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	
6:2 FTS	1,3	2,7	2,7	1,6	1,4	2,7	1,7	0,76	2,1		8,9	0,65	2,2			1,1	1,6	0,92	0,67	
PFPeS	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	
PFHpS	<0,3	0,98	<0,9	0,34	<0,3	<0,3	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,9			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	
PFNS	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3	<0,6	<0,9	<0,3	<0,3		<0,9	<0,3	<0,3			<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	
PFHxDA	<1	<1	1	<1	<1	<1	<0,9	<1	<1		<0,9	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFODA	<1	-	<3	<1	<1	-	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	-	<1	<1	
PFUnDS	<1	<1	<3	<1	<1	<1	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<1	<1	<1	
PFDoDS	<1	<2	5,5	<1	<1	<2	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<2	<1	<1	
PFTTrDS	<1	<2	<3	<1	<1	<2	<3	<1	<1		<3	<1	<1			<1	<2	<1	<1	
PFEtS				<3,0				<3,0				<3,0							<3,0	
PFPrA				35				28				37							19	
PFPrS				<3,0				<3,0				<3,0							<3,0	
TFA				740				770				950							800	
TFMS				6				4,2				3,8							4	
∑PFAS 4 exkl LOD	12	18	15	31	12	16	7,4	10	24		17	11	24			13	16	12	12	
∑PFAS 11 exkl LOD	49	87	37	91	31	66	22	19	66		55	30	62			36	48	30	37	
∑PFOA _{skv}	20,5	50,4	27,3	54,0	18,6	44,6	11,6	27,3	68,6		51,1	21,1	69,5			27,2	41,2	28,5	22,4	
∑PFAS 24 exkl LOD	48,0	87,6	35,5	90,1	30,0	63,2	20,2	55,3	63,7		46,3	29,1	59,6			35,3	46,4	29,0	36,1	
EOF (ng F/l)	<180	792,5	695,9	657,1	185,0	952,8	446,0	756,1	475,5		538,8	605,4	285,0			357,0	715,3	645,2	826,3	

Tabell B.5

PFAS analysdata för provpunkter vid Henriksdals biolinje 1 med en membranbioreaktorprocess (MBR). Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				2 - UT				3 - Rejekt			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
PFBA	7,9	3,2	<5	<2	8,1	3,9		<10	<5	2,3		1	<11	2,6	<5	<0,6	<23	3,8		<0,6
PFPeA	30	<2	4,9	<8	27	<1		5,9	5,7	5,6		4,8	18	8,5	4,7	4,1	16	6		4,1
PFHxA	6,4	5,9	7,9	9,4	7,6	4,1		5,7	10	12		6,2	34	12	7,3	3,9	20	22		12
PFHpA	1,9	2	2,7	2,5	2,6	1,3		2,3	2,5	2,9		1,5	7,4	3,2	1,7	1,3	<3	4		2
PFNA	<0,9	<0,3	<0,3	0,35	<0,9	0,6		0,42	<0,9	0,48		0,49	1,3	0,64	0,42	0,34	<0,9	0,64		0,68
PFDA	<0,9	0,45	0,37	<0,3	<0,9	1,7		0,32	<0,3	<0,3		<0,3	<0,9	<0,3	0,33	<0,3	<0,9	1,6		0,54
PFUnDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFDoDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFTrDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,1		<1
PFTeDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		3,5
PFBS	<0,9	0,66	<0,3	6,1	<0,9	<0,3		1,6	<0,9	0,32		4,8	<7	0,64	0,95	1,5	1,3	0,98		0,77
PFHxS	3	0,46	1,7	1,9	3,6	1,2		2,2	3,4	1,8		2,1	8,6	1,8	1,4	1,4	2,6	2,8		1,3
PFDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
DONA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3
GenX	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3
C6O4	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
6:2 FTOH	<10	<10	46	<10	<10	<10		<10	<10	<10		<10	<10	<10	<10	<10	<20	<10		<10
8:2 FTOH	<15	<10	<10	<10	<10	<10		<10	<10	<10		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10		<10
PFOA, total	4,2	3,8	5	6,9	5,6	3,5		6,1	5,1	5,8		3,9	16	6,4	4,1	3,3	8	9,1		5,5
PFOS, total	6,3	1,2	<8	3,5	8,7	4		5,4	6	4,1		2,3	16	2,9	<1,8	<2	4,5	1		3,9
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3
6:2 FTS	1,1	1,9	1,2	1,5	<0,9	1		2	<0,9	0,36		3	<0,9	<0,3	0,51	0,97	1,6	2		2,1
PFPeS	<0,3	<0,3	<0,3	0,97	<0,9	<0,3		0,39	<0,3	<0,3		<0,3	<0,9	0,43	<0,3	<0,3	<1	<0,3		3,3
PFHpS	<0,9	<0,3	<0,3	<0,4	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3
PFNS	<0,3	<0,3	<0,4	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3
PFHxDA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFODA	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFUnDS	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFDoDS	<1	<1	<1	<1	<1	1,5		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFTrDS	<1	1,2	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1
PFEtS				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0				
PFPrA				61				82				110				110				
PFPrS				<3,0				<3,0				<3,0				<3,0				
TFA				400				420				400				380				
TFMS				76				65				43				31				
ΣPFAS 4 exkl LOD	14	5,5	6,7	13	18	9,3		14	15	12		8,8	42	12	5,9	6	15	14		11
ΣPFAS 11 exkl LOD	61	20	24	32	63	21		32	33	36		30	100	39	21	18	54	54		33
ΣPFOA _{ekv}	21	11	11	20	28	31		26	21	22		16	71	22	13	8	19	35		28
ΣPFAS 24 exkl LOD	59,7	17,67	68,57	31,62	63,2	20,3		30,33	32,7	35,3		27,09	101,3	39,11	20,9	15,84	52,4	53,02		37,59
EOF (ng F/l)	333	450	530	408	523	649		965	467	655		941	522	572	632	802	1587	1521		1202

Tabell B.6

PFAS analysdata för provpunkter vid Stadskvarn avloppsreningsverk, Skövde kommun. Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				6 - Eftersedimentering				7 - Biobädd				2 - UT				3 - Rejekt				
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	
PFBA	4	3,4	0,93	4	3,8	5		2	8,4	2,1			3,3	2,6			3	2,2			2,5	1,8	2,1	0,6	28	0,6		0,6	
PFPeA	4,5	25	2,6	1,4	3,8	10		1,5	2,2	4,7			1,7	4,6			2,3	4,1			1,6	4,8	2,7	3	2,3	13		12	
PFHxA	2,3	4,4	3	1,8	2,5	6,4		1,7	3,6	6,1			3	4,5			3,9	5,2			2,9	5,7	3,3	2,6	6,8	22		10	
PFHpA	1,4	1,7	1,5	1,1	1,4	3		1,1	1,6	2,2			1,3	2,3			1,5	2,1			1,4	1,9	1,6	1,2	2,3	5,2		2,6	
PFNA	0,62	0,42	0,76	0,39	0,9	0,65		1	0,6	0,46			0,9	0,41			0,9	0,39			0,9	0,39	1	0,76	0,73	0,76		0,72	
PFDA	1,3	0,4	0,64	0,38	0,3	1,1		0,36	0,62	0,38			0,9	0,62			0,9	0,49			0,3	0,46	0,9	0,37	0,6	0,3		0,3	
PFUnDA	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFDoDA	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFTTrDA	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFTeDA	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFBS	1	2,4	1	1,3	0,9	3,1		1,8	0,6	5,3			0,9	5,3			0,9	5,8			1	4,4	1,1	2	0,6	6,1		15	
PFHxS	1,4	1,2	0,8	0,47	1,3	0,72		0,51	1,4	0,69			1,1	1,1			1,1	0,69			1,5	0,94	1,5	0,94	1,7	1,3		1,2	
PFDS	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
DONA	0,6	0,66	1,5	0,3	0,3	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
GenX	0,6	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
C6O4	1	1	1	1	1	1		1	1	1			1	1			1	1			1	1	1	1	1	1		1	
6:2 FTOH	10	10	10	10	10	10		10	10	10			10	10			10	10			10	10	10	10	10	10		10	
8:2 FTOH	10	10	10	10	10	10		10	10	10			10	10			10	10			10	10	10	36	10	10		10	
PFOA, total	4,5	4,2	2,5	2,4	4,2	5,1		3	4,9	5,3			3,8	3,7			3,7	4,9			4,2	4,7	3,7	3,7	6,1	6,7		5,1	
PFOS, total	6,2	13	13	6,5	8,6	6		4,1	9,3	4,6			12	4			9,2	5,3			9,6	4,3	7	4,2	5,2	4		3,3	
PFOSA	0,6	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
6:2 FTS	2,8	1,7	0,86	1	0,9	2,1		1	1	1,6			1,3	1,8			1,1	1,3			1,1	1	1,1	0,73	0,7	3,5		3,7	
PFPeS	0,6	0,3	0,6	0,3	0,9	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,9	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
PFHpS	0,6	0,47	0,6	0,34	0,3	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
PFNS	0,6	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3		0,3	0,6	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3			0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		0,3	
PFHxDA	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFODA	2	1	2	1	1	-		1	2	-			1	-			1	-			1	1	1	1	2	-		1	
PFUnDS	2	1	2	1	1	1		1	2	76			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFDoDS	2	1,2	3,9	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFTTrDS	2	1	2	1	1	1		1	2	1			1	1			1	1			1	1	1	1	2	1		1	
PFEtS				3,0				3,0					3,0											3,0					
PFPrA				13				12					14											13					
PFPrS				3,0				3,0					3,0											3,0					
TFA				610				650					600											550					

PFAS (ng/l)	1 - IN				4 - Försedimentering				5 - Biologi				6 - Eftersedimentering				7 - Biobädd				2 - UT				3 - Rejekt			
	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov	Feb	Maj	Aug	Nov
TFMS				97				100				87												89				
∑PFAS 4 exkl LOD	13	19	17	9,8	14	10		7,6	16	11		8,2	17	8,6			14	11			15	10	6,2	9,6	14	10		10
∑PFAS 11 exkl LOD	30	58	28	14	26	26		13	33	33		18	28	30			26	32			26	30	18	18	54	60		39
∑PFOA _{ekv}	34,1	40,4	42,0	23,3	23,2	21,3		14,6	30,0	23,6			29,4	14,3			23,8	24,6			25,2	22,2	15,6	25,0	27,5	18,3		21,4
∑PFAS 24 exkl LOD	27,2	57,3	28,2	14,7	25,6	20,1		12,6	32,0	31,8			26,2	25,1			24,7	31,2			24,7	29,4	17,0	52,8	53,1	55,1		34,9
EOF (ng F/l)	180	539,3	656,1	410,0	180	683,1		729,8	180	530,5		574,8		748,3		779,3	249,0	847,4		727,2	165,0	978,2	429,6	656,1	1126	1129		1260

Tabell B.7

PFAS analysdata för provpunkter vid Gryaab – Ryaverket. Röda siffror indikerar mätvärden under rapporteringsgränsen.

Bilaga C Resultat från t-test

Resultat från aggregerat parat t-test mellan inkommande och utgående halter av PFAS som analyserats vid samtliga reningsverk vid fyra tillfällen under 2024.

Substans	Par	Medelhalt, inkommande (±SD)	Medelhalt, utgående (±SD)	t (df)	p-värde
Henriksdal (AS)					
6:2 FTS	3	1,87 (±0,74)	1,17 (±0,12)	1,55 (2)	0,2608
PFBA	3	7,17 (±2,15)	4,57 (±1,7)	5,77 (2)	0,0288
PFBS	3	13,75 (±22,86)	4,7 (±2,21)	0,95 (2)	0,4413
PFHpA	4	2,6 (±0,47)	2,7 (±0,47)	-0,26 (3)	0,813
PFHxA	4	6,08 (±1,23)	5,18 (±0,68)	1,12 (3)	0,343
PFHxS	4	1,7 (±0,37)	1,62 (±0,34)	0,26 (3)	0,8088
PFOA	4	6,72 (±5,58)	5,18 (±0,9)	0,51 (3)	0,6426
PFOS	4	10,45 (±2,61)	8,55 (±6,97)	0,4 (3)	0,7153
PFPeA	3	22,43 (±19,46)	5,93 (±0,42)	1,47 (2)	0,2788
Summa PFAS	4	68,74 (±25,79)	39,56 (±10,46)	1,93 (3)	0,1498
Henriksdal (MBR)					
6:2 FTS	4	2,08 (±0,73)	1,07 (±0,39)	3,09 (3)	0,0537
PFBA	3	7,17 (±2,15)	4,63 (±2,77)	6,59 (2)	0,0223
PFBS	4	13,75 (±22,86)	4,22 (±3,04)	0,95 (3)	0,4108
PFHpA	4	2,6 (±0,47)	2,9 (±0,67)	-0,7 (3)	0,5357
PFHxA	4	6,08 (±1,23)	6,12 (±1,46)	-0,05 (3)	0,9668
PFHxS	4	1,7 (±0,37)	1,9 (±0,43)	-0,6 (3)	0,5917
PFOA	4	6,72 (±5,58)	5,65 (±1,12)	0,36 (3)	0,7447
PFOS	4	10,45 (±2,61)	4,68 (±0,9)	5,66 (3)	0,0109
PFPeA	3	22,43 (±19,46)	5,6 (±1,22)	1,58 (2)	0,2546
Summa PFAS	4	68,74 (±25,79)	37,77 (±7,52)	2,95 (3)	0,0601
Margretelund (AS)					
PFBA	3	2,77 (±1,85)	2,23 (±1,7)	4,44 (2)	0,0472
PFHpA	3	2 (±0,17)	2,03 (±0,06)	-0,38 (2)	0,7418
PFHxA	3	3,57 (±0,81)	3,83 (±0,55)	-1,14 (2)	0,3715
PFHxS	2	0,87 (±0,18)	0,52 (±0,21)	1,29 (1)	0,4196
PFOA	3	3,1 (±0,7)	2,47 (±0,84)	2,9 (2)	0,1013
Summa PFAS	4	52,26 (±51,83)	12,98 (±8,49)	1,34 (3)	0,2741
Himmerfjärdsverket (AS)					
6:2 FTS	3	1,83 (±0,6)	1,17 (±0,21)	2,03 (2)	0,1794
PFBA	3	3 (±1,61)	0,05 (±1,54)	3,17 (2)	0,0865
PFHpA	4	2,38 (±0,1)	3 (±0,42)	-2,73 (3)	0,0718
PFHxA	4	5,7 (±0,93)	6 (±1,25)	-0,95 (3)	0,4128
PFHxS	3	1,05 (±0,43)	1,2 (±0,35)	-0,65 (2)	0,5799
PFNA	3	0,49 (±0,1)	0,9 (±0,21)	-6,16 (2)	0,0254
PFOA	4	2,98 (±0,62)	3,85 (±0,57)	-2,96 (3)	0,0595
PFOS	4	2,7 (±0,32)	3,12 (±0,44)	-3,4 (3)	0,0425

Substans	Par	Medelhalt, inkommande (\pm SD)	Medelhalt, utgående (\pm SD)	t (df)	p-värde
Summa PFAS	4	25,86 (\pm 4,99)	34,3 (\pm 7,8)	-2,35 (3)	0,1007
Himmerfjärdsverket (MBR)					
6:2 FTS	3	1,83 (\pm 0,6)	1,17 (\pm 0,21)	2,03 (2)	0,1794
PFBS	2	5,2 (\pm 0,14)	12,25 (\pm 3,89)	-2,66 (1)	0,2289
PFHpA	4	2,38 (\pm 0,1)	3 (\pm 0,42)	-2,73 (3)	0,0718
PFHxA	4	5,7 (\pm 0,93)	6 (\pm 1,25)	-0,95 (3)	0,4128
PFHxS	3	1,05 (\pm 0,43)	1,2 (\pm 0,35)	-0,65 (2)	0,5799
PFOA	4	2,98 (\pm 0,62)	3,85 (\pm 0,57)	-2,96 (3)	0,0595
PFOS	3	2,7 (\pm 0,32)	2,175 (\pm 0,22)	2,02 (3)	0,1361
Summa PFAS	4	25,86 (\pm 4,99)	36,78 (\pm 8,43)	-3,3 (3)	0,0459
Stadskvarnsverket (AS)					
PFHpA	4	2,28 (\pm 0,39)	3,4 (\pm 2,79)	-0,72 (3)	0,522
PFHxA	4	7,4 (\pm 1,58)	14,3 (\pm 13,55)	-0,95 (3)	0,4142
PFHxS	4	1,76 (\pm 1,04)	3,3 (\pm 3,54)	-1,08 (3)	0,3578
PFOA	4	4,97 (\pm 1,38)	7,45 (\pm 5,85)	-0,74 (3)	0,5144
SumPFAS	4	46,11 (\pm 23)	44,66 (\pm 38,97)	0,07 (3)	0,9452
Ryaverket (AS)					
6:2 FTS	3	1,79 (\pm 0,97)	1,07 (\pm 0,06)	1,29 (2)	0,3274
PFBA	3	2,78 (\pm 1,63)	2,13 (\pm 0,35)	0,71 (2)	0,5517
PFBS	3	1,47 (\pm 0,81)	2,17 (\pm 1,93)	-1,08 (2)	0,3945
PFHpA	4	1,43 (\pm 0,25)	1,52 (\pm 0,3)	-2,45 (3)	0,0917
PFHxA	4	2,88 (\pm 1,13)	3,62 (\pm 1,41)	-3,57 (3)	0,0376
PFHxS	4	0,97 (\pm 0,42)	1,22 (\pm 0,32)	-1,2 (3)	0,3171
PFNA	3	0,52 (\pm 0,21)	0,72 (\pm 0,31)	-1,64 (2)	0,2425
PFOA	4	3,4 (\pm 1,1)	4,08 (\pm 0,48)	-1,82 (3)	0,166
PFOS	3	8,57 (\pm 3,84)	6,03 (\pm 3,09)	0,72 (2)	0,5439
PFPeA	3	10,7 (\pm 12,42)	3,03 (\pm 1,63)	1,21 (2)	0,3493
SumPFAS	4	34,46 (\pm 18,91)	31,95 (\pm 15,24)	0,17 (3)	0,8755

Tabell C.1

Resultat från parade t-test som jämför summan av detekterade PFAS i prover från inkommande och utgående avloppsvatten. Tabellen visar medelkoncentrationerna (\pm SD) för både inkommande och utgående avloppsvatten, t-statistiken med dess motsvarande frihetsgrader och p-värdet för totala PFAS (sumPFAS) och enskilda föreningar.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se