

Rapport 2026:04

Avfall Sveriges Utvecklingsatsning
ISSN 1103-4092

PFAS24 VID AVFALLSANLÄGGNINGAR



AVFALL SVERIGE

Författare

Emelie Hjort, Astrid Helmfrid, Joel Suokko och Hedda Bergqvist Kringstad,
samtliga från Sweco Sverige AB

Avfall Sveriges utvecklingsatsning

Avfall Sverige bedriver utvecklingsverksamhet inom hela avfallsområdet. Detta sker genom utvecklingsatsningen. Syftet med Avfall Sveriges utvecklingsatsning är att genom samordnade insatser främja medlemmarnas verksamhetsutveckling för en miljösäker och långsiktigt hållbar avfallshantering. Utvecklingsatsningen finansieras genom att Avfall Sveriges kommunmedlemmar betalar en särskild utvecklingsavgift.

Förord

PFAS-ämnen, per- och polyfluorerade ämnen, är högfluorerade, svårnedbrytbara ämnen som återfinns i vårt samhälle, i våra avfallsflöden och därför också i förorenat vatten från avfallsanläggningar.

Frågan om PFAS på avfallsanläggningar och deponier är och har länge varit aktuell, och Avfall Sverige har publicerat ett flertal rapporter inom ämnet.

Med förslaget om ett uppdaterat europeiskt vattendirektiv med nya prioriterade ämnen, som skulle innebära nya miljökvalitetsnormer för ytvatten bland annat för PFAS24, har Avfall Sverige valt att genomföra en utredning för att undersöka förekomsten av summaparametern PFAS24 i förorenat vatten från avfallsanläggningar i Sverige.

Projektet har finansierats genom Avfall Sveriges särskilda avfallsanläggningssatsning och har genomförts av Sweco Sverige AB.

Vi vill rikta ett stort tack till alla anläggningar och personer som deltagit med tid, resurser och sin kunskap inom detta projekt.

Malmö i mars 2026

Andreas Winkler
Ordförande Avfall Sveriges
Avfallsanläggningssatsning

Tony Clark
Vd, Avfall Sverige

Författarens förord

Det finns förslag på en revidering av ytvattendirektivet på EU-nivå som troligen kommer innebära implementeringen av ett nytt viktat gränsvärde för PFAS i ytvatten. När detta projekt initierades avsågs gränsvärdet vara en viktad summaparameter för 24 stycken PFAS, PFAS24, på 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l, men efter en revidering på EU-nivå i oktober 2025 föreslogs det viktade gränsvärdet även inkludera det ultrakorta PFAS-ämnet TFA. Gränsvärdet föreslås i det senaste publicerade förslaget bli för PFAS25, med samma värde som för PFAS24.

Detta projekt har fokuserat på summaparametern PFAS24 eftersom ändringen i förslaget på EU-nivå kom under projektets slutfas och analyser av TFA i svenska lakvatten inte insamlats i denna studie. Implementeringen av förslaget i nationell lagstiftning föreslås ske i december 2027.

På svenska avfallsanläggningar är PFAS i lakvatten en högaktuell fråga eftersom lakvattnet från dessa antingen direkt, eller indirekt, leds till en vattenförekomst där detta framtida gränsvärde för PFAS troligen snart kommer gälla. Med detta som bakgrund initierade därför branschorganisationen Avfall Sverige detta projekt tillsammans med Sweco under 2024 för att förbättra kunskapsläget om PFAS24-halter i utsläppsvatten från svenska avfallsanläggningar. Denna rapport syftar till att vara ett stöd i arbetet med PFAS-frågan i avfallsverksamheterna runtom i landet inför att ett nytt gränsvärde för PFAS i ytvatten införs framöver. Projektet påbörjades i november 2024, och slutfördes i november 2025. Projektet har finansierats av Avfall Sverige.

Referensgruppen i projektet har bestått av Charlotta Jernå (Telge Återvinning AB), Clara Björkelund (Sydskånes avfallsaktiebolag, SYSAV), Joakim Faugert (Östersunds kommun), Linn Möller (NSR AB), Maria Persson (Mellanskånes Renhållnings AB, MERAB), Nina Mirzajanzadeh (Renova Miljö AB) och Fredrika Stranne (Avfall Sverige).

Projektgruppen på Sweco har bestått av Astrid Helmfrid, Emelie Hjort, Sara Boström, Joel Suokko, Hedda Bergqvist Kringstad, Magnus Eriksson, Bo Thydén, Carin Lundqvist och Jenny Kivistö.

Projektgruppen vill rikta ett varmt tack till alla de avfallsanläggningar som bidragit med analysdata och information kring sina verksamheter till projektet. Utan detta underlag hade projektet inte kunnat genomföras. Projektgruppen vill också tacka referensgruppen i projektet för sitt engagemang, för nedlagd tid och för den feedback som erhållits kontinuerligt under projektets genomförande. Slutligen vill projektgruppen tacka Avfall Sverige för uppdraget och för förtroendet att genomföra detta projekt.

Sammanfattning

PFAS är en ämnesgrupp med tusentals föreningar som består av kolkedjor där kolatomerna är helt eller delvis bundna till fluor, vilket gör dem svårnedbrytbara och skadliga för miljö och hälsa. Denna rapport har tagits fram för att kartlägga halter av summaparametrarna PFAS24 samt PFAS11 i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier, och undersöka relationen mellan halterna. Projektet har även omfattat bedömning av hur kommande förslag på nya gränsvärden inom vattendirektivet, där ett viktat gränsvärde för PFAS föreslås, kan påverka reningsbehov och reningsmetoder för utgående lakvatten i framtiden.

För närvarande har Sverige gränsvärden för PFOS i ytvatten och för summa av 11 stycken PFAS (PFAS11) för ytvatten som klassas som dricksvattenförekomster som används vid bedömning av status i vattenförekomster. EU-kommissionen föreslog 2022 att vattendirektivet skulle revideras och då inkludera PFAS24 som gränsvärde. PFAS24 är ett viktat gränsvärde som innefattar 24 stycken PFAS viktade till PFOA-ekvivalenter utifrån ämnesspecifika viktningsfaktorer (Relative Potency Factors, RPF:s). I oktober 2025 nåddes en politisk överenskommelse på EU-nivå med förslag om att revidera ytvattendirektivet där ämnet TFA (trifluorättiksyra) föreslås inkluderas i det nya gränsvärdet, som då blir PFAS25. Utvärdering av TFA låg utanför ramen för detta projekt.

Resultaten från projektet visade att medianhalten av viktad PFAS24 var ca 500 ng PFOA ekvivalenter/l i utgående lakvatten på svenska avfallsanläggningar. Resultaten visade också att PFAS11 täckte in de mest förekommande ämnena inom PFAS24 på svenska avfallsanläggningar, och att summorna av PFAS11 och oviktad summa PFAS24 följde varandra väl. De PFAS som utgjorde störst andel av PFAS11 och oviktad PFAS24 (ca 80% av summan) var PFHxA, PFPeA, PFOA, PFBA, PFHpA och PFOS. Vid viktning till PFOA-ekvivalenter utgjorde istället PFOA, PFOS, PFNA och PFHpA störst andel och utgjorde ca 80% av summan viktad PFAS24.

Det fanns dock variationer i sammansättning av PFAS i lakvatten mellan anläggningarna, vilket visade att analyser på det egna lakvattnet blir mycket viktig för att bedöma hur ett införande av PFAS24 som gränsvärde skulle påverka den enskilda verksamheten. Projektet har visat att långkedjiga PFAS, som är mer toxiska och har högre RPF:er, får störst inverkan på summaparametern viktad PFAS24 och att dessa ämnen därmed generellt bör prioriteras vid rening för att kunna nå acceptabla halter i utgående lakvatten.

För anläggningar som idag har PFAS-rening var halterna PFAS24 generellt lägre i utgående lakvatten än vid de avfallsanläggningar som inte har PFAS-rening. Detsamma gällde för sluttäckta deponier, vars lakvatten innehåller lägre halt PFAS24 än för icke sluttäckta deponier. Haltnivåerna av PFAS24 från avfallsanläggningar indikerade att det kan finnas utmaningar vid PFAS-rening och att en kombination av reningstekniker kan vara nödvändig för att nå önskade och acceptabla nivåer i utgående lakvatten. Flera av de konventionella och beprövade teknikerna för lakvatten har god avskiljningseffekt på långkedjiga PFAS och förväntas därmed även kunna reducera viktad PFAS24 väl.

Denna utredning är framtagen av specialister inom PFAS, lakvatten, lakvattenrening, avfallsanläggningar och miljölagstiftning gällande miljöfarlig verksamhet på Sweco. Uppdragsledare var Astrid Helmfrid, ombud var Jenny Noreng och arbetsgruppen bestod av Emelie Hjort, Sara Boström, Joel Suokko, Hedda Bergqvist Kringstad och Magnus Eriksson. Kvalitetsgranskning genomfördes av Sara Boström, Carin Lundqvist och Jenny Kivistö. Bo Thydén bistod med hjälp vid framtagandet av enkäten. Projektet har haft en extern referensgrupp bestående av en representant från Avfall Sverige samt sex medlemmar från Avfall Sverige, som representerat olika avfallsanläggningar inom Sverige. Referensgruppen tillsattes av Avfall Sveriges lakvattennätverks styrgrupp.

Nyckelord: PFAS, PFAS24, PFAS25, avfallsanläggningar, lakvatten

Summary

PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) is a group of thousands of chemical compounds which all consist of carbon chains where the carbon atoms are fully or partially bonded to fluorine. The fluorine bonds make PFAS persistent and harmful to both human health and the environment. This report has been prepared to map the summed concentrations of, respectively, 24 and 11 named PFAS in leachate water from Swedish waste facilities that include landfills and to investigate the relationship between the two sum parameters. The project has also included an assessment of how upcoming proposals for new threshold values within the Water Framework Directive, where a weighted threshold value for PFAS is proposed, may affect treatment needs and treatment methods for outgoing leachate in the future.

Currently, Sweden has threshold values for the PFAS substance PFOS in surface water and for the sum of 11 named PFAS substances (PFAS11) for surface water classified as drinking water sources. The threshold values are used for the assessment of status for surface waters. In 2022, the European Commission proposed that the Water Framework Directive be revised to include PFAS24 as a threshold value. PFAS24 is a weighted threshold value that includes 24 named PFAS substances weighted to PFOA equivalents based on substance-specific weighting factors (Relative Potency Factors, RPFs). In October 2025, a political agreement was reached at EU level with a proposal to revise the directive to include the substance TFA (Trifluoroacetic Acid) in the threshold value for PFAS, thus becoming PFAS25. Evaluation of TFA is outside the scope of this project.

The results from this project showed that the median concentration of weighted PFAS24 was approximately 500 ng/l in outgoing leachate at Swedish waste facilities. The results also indicated that PFAS11 covers the most prevalent substances within PFAS24 at Swedish waste facilities and that the sums of PFAS11 and unweighted PFAS24 closely follow each other. The PFAS substances that constituted the largest proportion of PFAS11 and unweighted PFAS24 (approximately 80% of the sums) were PFHxA, PFPeA, PFOA, PFBA, PFHpA, and PFOS. When weighted to PFOA equivalents, PFOA, PFOS, PFNA, and PFHpA constituted the largest proportion, comprising about 80% of the sum of weighted PFAS24.

However, there were variations in the composition of PFAS substances in the leachate between facilities, indicating that analyses of one's own leachate are particularly important for assessing how the implementation of PFAS24 as a threshold value would affect individual waste facilities. The project has shown that long-chain PFAS substances, which were more toxic and had higher RPFs, had the greatest impact on the sum parameter weighted PFAS24 and thus should generally be prioritized in leachate treatment to achieve acceptable concentrations in outgoing leachate.

For waste facilities that currently have PFAS leachate treatment, the concentrations of PFAS were generally lower in outgoing leachate than for facilities without PFAS treated leachate. Landfills that have been completed and covered with an impermeable layer, 'capped landfills', also showed lower outgoing PFAS24 concentrations compared to waste facilities that did not have capped landfills.

This investigation was prepared by specialists in PFAS, leachate treatment, waste facilities, and environmental legislation at Sweco. The project manager was Astrid Helmfrid, the project signatory was Jenny Noreng, and the working group consisted of Emelie Hjort, Sara Boström, Joel Suokko, Hedda Bergqvist Kringstad, and Magnus Eriksson. Quality assurance was conducted by Sara Boström, Carin Lundqvist, and Jenny Kivistö. Bo Thydén assisted in the creation of the survey to gather sample results from waste facilities. The project had an external reference group consisting of a representative from Avfall Sverige and six members from Avfall Sverige's leachate network, representing various waste facilities in Sweden.

Keywords: PFAS, PFAS24, PFAS25, waste facilities, leachate.

Ordlista

Begrepp	Förklaring
Acceptabel utsläppshalt	I denna rapport refererar detta till halt i utgående lakvatten som är acceptabel utifrån påverkan på recipient, tillgänglig teknik och andra skyddsvärden.
BAT-AEL	Best Available Techniques-Associated Emission Level är ett spann av gränsvärden för utsläpp av förorenande ämnen som anses möjligt att uppnå med hjälp av de bästa tillgängliga teknikerna (BAT). Dessa utsläppsnivåer fastställs inom ramen för EU:s industriutsläppsdirektiv.
BAT-slutsats	Best Available Techniques (Bästa Tillgängliga Teknik)-slutsats är en del av EU:s industriutsläppsdirektiv och beskriver den bästa tekniken och praxis som är tillgänglig för att uppnå högsta möjliga miljöskydd inom en viss industriell sektor. För avfallsanläggningar finns idag BAT-slutsatser för avfallsbehandling (BAT-WT) och avfallsförbränning (BAT-WI). Arbetet med att ta fram BAT-slutsatser för deponering (BAT-LAN) pågår och väntas publiceras 2029.
EFSA	European Food Safety Authority
FA	Farligt avfall.
Genombrott	Genombrott inom adsorptionsfilderteknik innebär att oönskade halter av det ämne som avses avskiljas i filtret, i denna rapport PFAS, börjar uppstå i vattnet som passerat filtret. Detta kan ske när filtret är överbelastat, utslitet eller mättat och filtret förlorar därmed sin effektivitet.
IFA	Icke-farligt avfall.
Miljö kvalitetsnorm	Fem vattendelegationer i Sverige har tagit beslut om kvalitetskrav (miljö kvalitetsnormer) för ekologisk status och kemisk status för vattenförekomsterna inom respektive delegations distrikt.
Modern IFA-deponi	En deponi för icke-farligt avfall som konstruerats utifrån de krav och kriterier som framgår av Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Ej tillåtet med deponering av organiskt avfall.
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
Oviktad summa PFAS24	Summering av halter för de parametrarna som ingår i summa PFAS24 utan omräkning till PFOA-ekvivalenter.

Begrepp	Förklaring
PFAS11	Summaparameter bestående av 11 PFAS: PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, PFHxA, PFHpA, PFPeA, PFBS, PFBA, 6:2 FTS och PFDA).
PFAS24	Summaparameter bestående av 24 PFAS: 6:2FTOH, 8:2 FTOH, C6O4, DONA, GenX, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxDA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFODA, PFOS, PFPeA, PFPeS, PFTeDA, PFTrDA och PFUnDA.
PFAS25	Summaparameter bestående av ämnena i PFAS24 med tillägg av ämnet TFA.
PFAA	Poly- och perfluorerade alkylsyror (delas upp i PFCA och PFSA).
PFCA	Perfluorkarboxylsyror (en ämnesgrupp inom PFAS, t.ex. PFOA).
PFSA	Perfluoralkylsulfonsyror (en ämnesgrupp inom PFAS, t.ex. PFOS).
RPF/Toxicitetsfaktor	Relative Potency Factor. Viktningsfaktorer vid beräkning av viktad summa PFAS24 och PFAS25. Bestäms på EU-nivå utifrån studier om toxicitet.
Summaparameter	Addition av halter från ingående ämnen till en summa (t.ex. PFAS11 eller PFAS24).
Utgående lakvatten	Det blandade verksamhetsvatten som uppstår på olika verksamhetsytor på en avfallsanläggning inklusive deponi och som släpps ut från utsläppspunkten till recipient eller avloppsreningsverk.
Vattenförekomst	Geografisk indelning av svenska ytvatten i delområden med kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer) för ekologisk status och kemisk status.
Viktad summa PFAS24	Summering av halter för de parametrarna som ingår i summa PFAS24 där de ingående PFAS räknats om till PFOA-ekvivalenter.
Äldre IFA-deponi	En deponi för icke-farligt avfall som konstruerats före införandet av Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Kan innehålla deponerat organiskt avfall.

Tabell – Överblick PFAS

I denna inledande tabell ges en överblick över relevanta PFAS-ämnenas namn och kemiska egenskaper, samt förteckning över vilka av parametrarna som ingår i summa PFAS11 respektive summa PFAS24. För PFAS24 anges också tillhörande viktningsfaktorer (Relative Potency Factor, RPF). Ämnet TFA, som av EU (2025) föreslås ingå i PFAS25 (men som ligger utanför detta projekts ram), har i senaste förslaget från EU en RPF på 0,002.

Namn	Parameter	Antal kol	FCA/FSA	PFAS11	PFAS24	RPF
6:2 Fluortelomeralkohol	6:2 FTOH	C8 (kort)	Icke-polymer		x	0,02
6:2 Fluortelomersulfonat	6:2 FTS	C8 (kort)	Fluortelomerer	x		-
8:2 Fluortelomeralkohol	8:2 FTOH	C10 (lång)	Icke-polymer		x	0,04
Perfluormetylcyklohexansyra	C6O4	C6 (kort)	Perfluoretrar		x	0,06
Dodecafluor-3H-4,8-dioxananoat	DONA	C7 (kort)	Perfluoretrar		x	0,03
Hexafluoropropylenoxid-dimer syra	GenX	C6 (kort)	Perfluoretrar		x	0,06
Perfluorbutansyra	PFBA	C4 (kort)	PFCA	x	x	0,05
Perfluorbutansulfonsyra	PFBS	C4 (kort)	PFSA	x	x	0,001
Perfluordekansyra	PFDA	C10 (lång)	PFCA	x	x	7
Perfluordodekansyra	PFDoDA	C12 (lång)	PFCA		x	3
Perfluordekansulfonsyra	PFDS	C10 (lång)	PFSA		x	2
Perfluorheptansyra	PFHpA	C7 (lång)	PFCA	x	x	0,505
Perfluorheptansulfonsyra	PFHpS	C7 (lång)	PFSA		x	1,3
Perfluorhexansyra	PFHxA	C6 (kort)	PFCA	x	x	0,01
Perfluorhexadekansyra	PFHxDA	C16 (lång)	PFCA		x	0,02
Perfluorhexansulfonsyra	PFHxS	C6 (lång)	PFSA	x	x	0,6
Perfluornonansyra	PFNA	C9 (lång)	PFCA	x	x	10
Perfluoroktansyra	PFOA	C8 (lång)	PFCA	x	x	1
Perfluoroktadekansyra	PFODA	C18 (lång)	PFCA		x	0,02
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS	C8 (lång)	PFSA	x	x	2
Perfluorpentansyra	PFPeA	C5 (kort)	PFCA	x	x	0,03
Perfluorpentansulfonat	PFPeS	C5 (kort)	PFSA		x	0,3005
Perfluortetradekansyra	PFTeDA	C14 (lång)	PFCA		x	0,3
Perfluortridekansyra	PFTTrDA	C13 (lång)	PFCA		x	1,65
Perfluorundekansyra	PFUnDA	C11 (lång)	PFCA		x	4

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Problemformulering och syfte	3
1.2	Avgränsningar och begränsningar	4
2	Bakgrund	6
2.1	Om PFAS.....	7
2.2	PFAS i lakvatten	9
2.3	Miljö kvalitetsnormer och andra krav avseende PFAS	10
2.3.1	Nuvarande miljö kvalitetsnormer.....	10
2.3.2	Förslag till nytt gränsvärde för PFAS i ytvatten	11
2.3.3	Andra lagkrav och gränsvärden	12
2.3.4	Bedömning av påverkan på recipient från utgående lakvatten ...	12
3	Genomförande	14
3.1	Enkätstudie	15
3.2	Databearbetning.....	15
3.3	Osäkerhetskällor dataunderlag	16
4	PFAS-halter i utgående lakvatten.....	17
4.1	Allmänt om anläggningarna.....	18
4.2	Halter av PFAS24 och PFAS11 på avfallsanläggningar	18
4.3	Variation i summaparametrarna PFAS24 och PFAS11 mellan anläggningar	24
4.4	Sammansättning av ingående parametrar på anläggningar	27
5	Jämförelse mellan avfallsanläggningar med avseende på verksamhet	31

6	Reningstekniker för PFAS	41
6.1	Beskrivning av reningstekniker	43
6.1.1	Granulerat aktivt kol	43
6.1.2	Pulveriserat aktivt kol	44
6.1.3	Jonbytare	44
6.1.4	Membranfiltrering	45
6.1.5	Skumfraktionering	46
6.1.6	Fällning och flockning	46
6.2	Reningsprocess	47
6.3	Reningstekniker anpassade för rening av PFAS24 i lakvatten	48
6.3.1	Rening av viktad PFAS24	48
6.3.2	Rening av oviktad PFAS24 och PFAS11	49
7	Konsekvenser av införande av gränsvärde för PFAS24	51
8	Slutsatser	53
9	Rekommendationer och förslag på fortsatt arbete	57
10	Referenser	59
	Bilagor	62
	Bilaga 1 – Enkätfrågor	63
	Bilaga 2 – Analysdata anläggningar	64
	Bilaga 3 – Profiler för PFAS24 per anläggning	68

1

Inledning

PFAS är en grupp ämnen bestående av tusentals kända föreningar vars gemensamma nämnare är att de utgörs av kolkedjor där kolatomerna är helt eller delvis bundna till fluor. Kol-fluor-bindningen gör ämnena mycket svårnedbrytbara i naturen samtidigt som flertalet PFAS har bevisad negativ påverkan på människors hälsa och miljön.

För närvarande finns miljökvalitetsnormer för ytvatten som bland annat innehåller gränsvärden för PFAS-ämnet PFOS i ytvatten samt summan av 11 stycken PFAS, PFAS11, för ytvatten som klassas som dricksvattenförekomster. Dessa gränsvärden gäller i alla svenska vattenförekomster och används vid klassning av status i vattenförekomsterna. Det finns andra gränsvärden för PFAS i grund- och dricksvatten, men dessa behandlas inte i denna rapport.

I ett förslag från EU-kommissionen¹ (2022) föreslogs en införlivning av summaparametern PFAS24 som gränsvärde i vattendirektivet, vilket kommer påverka miljökvalitetsnormerna för vattenförekomsterna inom EU. PFAS24 är en summa av 24 stycken PFAS där de ingående ämnena viktats med en viktningsfaktor (Relative Potency Factor, RPF) till PFOA-ekvivalenter, vilket skiljer sig från de tidigare gränsvärdena för PFAS. I denna rapport används begreppen oviktad och viktad summa PFAS24 för summeringen av halter för de parametrar som ingår i summa PFAS24 utan, respektive med, omräkning till PFOA-ekvivalenter.

I oktober 2025 nåddes en politisk överenskommelse på EU-nivå² om revidering av ytvattendirektivet som enligt det senaste förslaget ska vara implementerat i nationell lagstiftning i december 2027. I detta uppdaterade förslag föreslås ett tillägg av ämnet TFA (trifluorättiksyra) till summa PFAS24 med en RPF på 0,002. Summaparametern kallas i det senaste förslaget PFAS25 och gränsvärdet ligger enligt publicerad information oförändrad på 4,4 ng/l uttryckt i PFOA-ekvivalenter. PFAS25 har inte beaktats i denna rapport då analyser av TFA i svenska lakvatten inte insamlats i denna studie.

Utöver ändringar i ytvattendirektivet har revidering av industriutsläppsdirektivet och deponidirektivet genomförts under sommaren 2024, så att BAT-slutsatser för deponier kan föreskrivas. Arbetet med framtagande av BAT-slutsatser för deponering (BAT-LAN) har påbörjats inom EU. Vilken roll PFAS kommer ha är inte säkert men nya BAT-slutsatser för deponier planeras att publiceras under 2029.

På svenska avfallsanläggningar är PFAS i lakvatten en högaktuell fråga eftersom lakvattnet antingen direkt eller indirekt leds till en vattenförekomst där detta framtida gränsvärde för PFAS troligen snart kommer gälla. En överblick av sammansättningen av PFAS24 i utgående lakvatten på avfallsanläggningar med

¹ https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en

² <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/>

deponier i Sverige har dock tidigare saknats och därför har denna rapport tagits fram. Med utgående lakvatten menas i denna rapport det blandade vatten som uppstår inom verksamhetsytor på avfallsanläggningar, där deponivatten kan utgöra olika stor andel.

När projektet inleddes var det endast ett fåtal anläggningar som analyserat sitt lakvatten med avseende på summaparametern PFAS24, däremot hade många anläggningar analyserat summaparameter PFAS11 i sina lakvatten. Det fanns därför ett intresse av att kartlägga genomförda PFAS24- och PFAS11-analyser på vatten från avfallsanläggningar, och relatera dessa analysresultat till varandra. Det fanns också ett behov att undersöka hur kommande miljö kvalitetsnormer med föreslaget gränsvärde för PFAS24 kan komma att påverka behovet av rening och val av reningsmetoder för utgående lakvatten från avfallsanläggningar. Dessa frågor behandlas i denna rapport.

1.1 PROBLEMFÖRMULERING OCH SYFTE

Detta projekt har genomförts med bakgrund av att det finns förslag på en revidering av ytvattendirektivet på EU-nivå som troligen kommer innebära implementeringen av ett nytt viktat gränsvärde för PFAS i ytvatten i december 2027. När projektet påbörjades avsåg det föreslagna gränsvärdet den viktade summaparametern PFAS24, men under projektets slutfas reviderades föreslaget på EU-nivå så att gränsvärdet nu även omfattar ämnet TFA. Summaparametern kallas i det senaste förslaget för PFAS25 och har samma värde som gränsvärdet för PFAS24. Tillägget av TFA ligger utanför detta projekts ram (se avsnitt 1.2 Avgränsningar och begränsningar).

En samlad nulägesbild över förekomsten av PFAS24 i utsläppsvatten från avfallsanläggningar har tidigare saknats, vilket gjort att en bedömning av hur ett införande av PFAS24 som gränsvärde i ytvatten skulle påverka avfallsverksamheterna inte varit möjlig att göra. Frågan är dock högaktuell eftersom lakvattnet från svenska avfallsanläggningar antingen direkt, eller indirekt, leds till en vattenförekomst där ett framtida gränsvärde för PFAS troligen snart kommer gälla.

I dagsläget finns få slutliga villkor avseende PFAS för avfallsanläggningar, men det pågår ett flertal provotidsutredningar där många anläggningar har provisoriska utsläppsvillkor för PFAS. Många avfallsanläggningar bedriver därför utredningar gällande reningstekniker lämpade för PFAS-rening men få fullskaliga anläggningar finns runt om i Sverige. Provotidsutredningar som berör PFAS är generellt processer som sträcker sig över flera år och investeringar i reningstekniker för PFAS är ofta betydande för verksamhetsutövaren. Det kan därför vara viktigt att bevaka omvärldsläget och förslag på lagändringar för att inte riskera att låsa in sig i fel

teknik eller få nya krav i framtiden. En kartläggning över hur PFAS24 förekommer på avfallsanläggningar och hur reningstekniker kan optimeras för att få bäst effekt skulle bidra till att underlätta dessa utredningar.

Syftet med detta projekt har varit att undersöka vilka PFAS24-halter som förekommer i utgående lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier samt undersöka korrelationen mellan PFAS11- och PFAS24-analyser.

Projektet syftar också till att identifiera vilka PFAS inom PFAS24 (viktat och oviktat) samt inom PFAS11 som bedöms ha störst effekt på anläggningarnas recipientpåverkan och kort beskriva lämpliga reningsmetoder för dessa.

Projektet syftar slutligen även till att presentera underlag som möjliggör för verksamhetsutövare att avgöra hur deras verksamhet kan påverkas av ett eventuellt införande av PFAS24 som gränsvärde genom den kunskapssammanställning som genomförs inom projektet och korrelationen till tidigare studier.

1.2 AVGRÄNSNINGAR OCH BEGRÄNSNINGAR

Huvudfokus i denna rapport är halter av PFAS i utgående lakvatten från avfallsanläggningar med deponiverksamhet i Sverige. Med utgående lakvatten menas i denna rapport det blandade vatten som uppstår inom verksamhetsytorna på avfallsanläggningar, där deponivatten kan utgöra olika stor andel. Ingen bedömning görs av enskilda delströmmar på specifika anläggningar även om olika vattenströmmar kan ingå i utsläppsvattnet.

Eftersom utsläpp av lakvatten från avfallsanläggningar normalt sker antingen direkt till en ytvattenrecipient, eller indirekt via avloppsreningsverk, så är det kraven för ytvatten som halterna jämförs med i denna rapport. Noteras bör att gränsvärdena för ytvatten inte gäller i utsläppspunkten för ett lakvatten från en deponi, och att en platsspecifik bedömning av acceptabla utsläppshalter från en verksamhet alltid måste göras. Det finns krav avseende PFAS i grundvatten och dricksvatten men i denna rapport görs ingen fördjupad analys av potentiell påverkan på dessa från lakvatten.

Resultaten i detta projekt är baserade på haltdata som är frivilligt inlämnad av verksamhetsutövarna på respektive anläggning. Projektgruppen har inte gjort någon egen bedömning av haltdatans representativitet eftersom det krävs detaljerad kunskap om verksamheten för att kunna göra en sådan bedömning korrekt. Verksamhetsutövarna har uppmanats att bedöma att haltdatan är representativ för den egna verksamheten innan inlämning.

En faktor som påverkar sammansättningen av innehållet i det utgående lakvattnet är omfattningen av varje verksamhet inom avfallsanläggningarna. En annan faktor som påverkar är vilket avfall som tagits emot på avfallsanläggningarna, något som kan ge en variation i halter över tid. Hur omfattande de olika verksamheterna var, eller vilket avfall som tagits emot, har inte utretts inom ramen för denna utredning och går därför inte att utvärdera. För att göra en bedömning av innehåll av PFAS i vatten från enskilda verksamheter och avfallsslag måste provtagning i delströmmar ske separat vilket inte har varit fokus i denna studie.

Gällande beskrivning av lämpliga reningstekniker för PFAS som bedöms ha störst påverkan på recipienter har enbart publicerade studier legat till grund för bedömningen. Inga utvärderingar av reningsresultat från erhållna data eller egna reningsutredningar har genomförts inom ramen för detta projekt. Läsaren bör ha med sig att rening av lakvatten från avfallsanläggningar skiljer sig från rening av grund- eller dricksvatten eftersom lakvatten generellt innehåller mer partiklar och mer komplexa föroreningsituationer än andra vatten, vilket får en påverkan på reningen. I denna rapport avhandlas enbart rening av lakvatten.

Bedömningen av påverkan från en avfallsverksamhets bidrag på vattenförekomster, där gränsvärdet på 4,4 ng/l PFAS24 (PFOA-ekvivalenter) gäller, beror på lokala förutsättningar för varje enskilt fall. Enskilda bedömningar har ej gjorts inom ramen för detta projekt.

Den politiska överenskommelse som nåddes på EU-nivå³ i oktober 2025 om revidering av ytvattendirektivet, där ett tillägg av ämnet TFA (trifluorättiksyra) och ett gränsvärde för PFAS25 föreslås, har inte beaktats i denna rapport då förslaget kom i projektets slutskede och analyser av TFA i svenska lakvatten inte insamlats i denna studie.

³ <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/>

2

Bakgrund

2.1 OM PFAS

Per och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en stor grupp kemikalier som inkluderar tusentals ämnen. Den nuvarande definitionen av PFAS enligt OECD (OECD, 2021) innefattar alla ämnen som innehåller minst en fluorerad metylengrupp (-CF₂-) eller metylengrupp (-CF₃) utan någon klor-, brom-, jod- eller väteatom fäst vid den. Av dessa ämnen är det bara en liten andel vars förekomst i miljön har utforskats. En helt fluorerad kolkedja kallas perfluorerad, en delvis fluorerad kolkedja kallas polyfluorerad.

PFAS skapades under första halvan av 1900-talet och började användas i stor skala under 1950-talet. Sedan dess har ämnesgruppen använts brett inom industri och konsumentprodukter. Den starka bindningen mellan kol och fluor ger PFAS unika egenskaper som ytaktiva ämnen med extremt goda vattenavstötande egenskaper. PFAS är också kemiskt stabila och därmed mycket persistenta och svårnedbrytbara i naturen. Exempel på produkter där PFAS används eller har använts historiskt i stor utsträckning är olika typer av impregneringsmedel för textilier eller förpackningar, brandskum och non-stick produkter.

Molekylstrukturen för PFAS skiljer sig mycket åt mellan olika PFAS, men de flesta vanliga PFAS består av en hydrofob (vattenavstötande) kolkedja där väteatomerna helt eller delvis är substituerade med fluor, och en funktionell grupp som är mer eller mindre hydrofil (vattenlöslig). Det är denna struktur som gör att de ofta ansamlas vid ytor mellan vatten och annat material, precis som andra ytaktiva ämnen med både hydrofoba och hydrofila grupper.

Till skillnad från många andra persistenta organiska miljögifter är PFAS relativt lättroligt i miljön eftersom de generellt är mer vattenlösliga. I och med detta finns förutsättningar för omfattande spridning med grundvatten och ytvatten. PFAS-ämnenas löslighet i kombination med att de ofta behöver renas till mycket låga halter i lakvatten där det redan förekommer många andra organiska ämnen gör dem också svårare att rena från vatten än många andra föroreningar. För rening av PFAS krävs därför generellt sett andra tekniker än de som används inom konventionell rening av lakvatten där målet historiskt varit att reducera tungmetall- och näringsämnesinnehållet. Dess stabilitet medför också att det krävs avancerade metoder för att destruera molekylerna och effekter på människans hälsa och miljön av olika destruktionsmetoders bi- och restprodukter är idag inte helt kända.

PFAS bedöms generellt inte ha en hög akuttotoxicitet för människor eller djur, men studier som gjorts framför allt för ämnesgruppen PFAA (poly- och perfluorerade alkylsyror) visar på ökade risker för olika typer av sjukdomar vid långtidsexponering. PFOS, PFOA, PFNA och PFDA klassificeras som reproduktionsstörande, cancerframkallande och hormonstörande.

I och med att det finns många PFAS finns det också många olika sätt att kategorisera ämnesgruppen på. De olika grupperna kan ha mer eller mindre liknande egenskaper och därmed till exempel påverkas olika mycket vid applicering av olika reningstekniker. Ämnena kan bland annat delas in i de större grupperna polymera eller icke-polymer PFAS. Till icke-polymer PFAS hör de ämnen vars per- eller polyfluorerade kolkedja är bundna till en funktionell grupp. Till dessa hör bland annat ämnesgruppen PFAA (perfluorerade alkylsyror), som i sin tur delas in i underkategorierna PFSA (t.ex. PFOS, PFBS) vars funktionella grupp är en sulfonsyra, och PFCA (t.ex. PFOA, PFBA) vars funktionella grupp är en karboxylsyra, se Tabell 1.

Ibland kan det vara lämpligt att dela in PFAS i grupper om långa och korta PFAS baserat på kolkedjans längd, speciellt i sammanhang där reningsresultat utreds. Det förekommer olika definitioner av vilken längd på kolkedjan som anses lång eller kort i olika studier. I denna utredning har OECD:s definition använts där med långa PFAS avses PFCA:s med 7 eller mer perfluorerade kol, och långa PFSA:s med 6 eller mer perfluorerade kol.

Tabell 1. Redovisning av ämnen som ingår i PFAS11 och PFAS24, kolkedjelängden för dessa, vilka som ingår i respektive summaparameter samt viktningskoefficienter (RPF) för de PFAS som ingår i PFAS24. Ämnet TFA (som föreslås ingå i PFAS25) har i senaste förslaget en RPF på 0,002.

	Parameter	Kolkedjelängd	PFAS11	PFAS24	Viktning- koefficienter (RPF)
PFCA – Perfluorkar- boxylsyror	PFODA	C18 (lång)		X	0,02
	PFHxDA	C16 (lång)		X	0,02
	PFTeDA	C14 (lång)		X	0,3
	PFTTrDA	C13 (lång)		X	1,65
	PFDoDA	C12 (lång)		X	3
	PFUnDA	C11 (lång)		X	4
	PFDA	C10 (lång)	X	X	7
	PFNA	C9 (lång)	X	X	10
	PFOA	C8 (lång)	X	X	1
	PFHpA	C7 (lång)	X	X	0,505
	PFHxA	C6 (kort)	X	X	0,01
	PFPeA	C5 (kort)	X	X	0,03
PFBA	C4 (kort)	X	X	0,05	
PFSA – Perfluoralkyl- sulfonsyror	PFDS	C10 (lång)		X	2
	PFOS	C8 (lång)	X	X	2
	PFHpS	C7 (lång)		X	1,3
	PFHxS	C6 (lång)	X	X	0,6
	PFPeS	C5 (kort)		X	0,3005
	PFBS	C4 (kort)	X	X	0,001

	Parameter	Kolkedjelängd	PFAS11	PFAS24	Viktigs- koefficienter (RPF)
Perfluoretrar	ADONA (DONA)	C7 (kort)		X	0,03
	HFPO-DA GenX	C6 (kort)		X	0,06
	C604	C6 (kort)		X	0,06
Icke-polymerer	8:2 FTOH	C10 (lång)		X	0,04
	6:2 FTOH	C8 (kort)		X	0,02
Fluortelomer	6:2 FTS	C8 (kort)	X		-

Generellt är kortare PFAS mer vattenlösliga och därmed rörligare i miljön än längre PFAS. Längre PFAS är mer svårnedbrytbara och bioackumuleras därför i högre grad. En högre bioackumuleringsgrad är problematiskt i sig eftersom detta leder till att ämnena i högre grad stannar i miljön och ackumuleras i djur och människor. Längre PFAS anses därför ofta som sämre för miljön än kortare PFAS. Längre PFAS har därför i högre grad begränsats i användning och substituerats med andra, ofta kortare PFAS. När PFOS (C8) började fasa ut under tidigt 2000-tal var det till exempel vanligt att den ersattes av PFBS (C4) i produkter.

2.2 PFAS I LAKVATTEN

I och med den omfattande användningen av PFAS i industriella applikationer och konsumentprodukter är spridningen av dessa ämnen i miljön utbredd. En av källorna till spridning av PFAS i miljön är avfallsanläggningar, framför allt via utsläpp av vatten från dessa verksamheter.

Avfallsbranschen och Avfall Sverige har under cirka tio år arbetat aktivt med frågan om PFAS-utsläpp från svenska avfallsanläggningar och allt fler anläggningar bygger fullskalig rening och får slutliga utsläppsvillkor.

I Avfall Sveriges rapport 2018:25 (Sweco, 2018), PFAS på avfallsanläggningar, undersöktes förekomst av PFAS på avfallsanläggningar, både avseende källor till PFAS och förekomst i lakvatten. Studien visade att förekomsten av PFAS i vatten från Sveriges avfallsanläggningar är utbredd och att halterna av PFOS i behandlat lakvatten generellt var betydligt högre än nuvarande gränsvärde för PFOS i ytvatten. Fyndfrekvensen av PFAS i obehandlat samt behandlat lak- och dagvatten från avfallsanläggningar var som störst för PFOA, PFHxS, PFOS, PFPeA, PFHxA och PFHpA. Medianhalten av flertalet ämnen som ingår i PFAS11 var över 500 ng/l i behandlat lakvatten och för summa PFAS11 var medianhalten nära 1000 ng/l.

I Miljösamverkan Sveriges rapport 2022:01 (Länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Jordbruksverket samt Havs- och vattenmyndigheten, 2022), PFAS vid deponier, har lakvattendata från 117 deponier sammanställts. Studien visar att PFAS-ämnena PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA och PFOS har de högsta halterna i lakvatten med maxhalter mellan 22 800–74 600 ng/l och medelvärde mellan 427–1242 ng/l. Medianhalten var högst för ämnena PFHxA, PFPeA, PFBA, PFOA och PFHpA.

Halterna av PFAS i lakvatten varierar kraftigt mellan olika anläggningar. Vid deponier där hushållsavfall deponerats under andra halvan av 1900-talet innehåller lakvattnet generellt PFAS i relativt höga halter. Även nyare deponier där deponering påbörjats efter 2001 då den nuvarande deponilagstiftningen trädde i kraft har i vissa fall höga halter (Avfall Sverige 2018:25, Miljösamverkan Sverige 2022:01). Detta gör att frågan om utsläpp av PFAS från lakvattnet är aktuell både vid nyetablering av moderna deponier, för deponier som är i bruk idag och för deponier som är i efterbehandlingsfas.

2.3 MILJÖKVALITETSNORMER OCH ANDRA KRAV AVSEENDE PFAS

Förslaget från EU-kommissionen (2022) på införlivning av summaparametern PFAS24 (senare PFAS25, 2025) som gränsvärde i vattendirektivet kommer påverka miljökvalitetsnormerna för vattenförekomsterna inom EU. Utöver detta finns andra lagkrav avseende PFAS som avfallsanläggningar behöver förhålla sig till.

2.3.1 Nuvarande miljökvalitetsnormer

Inom ramen för EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) har miljökvalitetsnormer (MKN) för vatten tagits fram, och direktivet har införlivats i svensk lagstiftning. Syftet med både EU:s ramdirektiv för vatten och vattenförvaltningen i Sverige är att förbättra och skydda våra vatten, liksom att skapa en hållbar förvaltning av våra vattentillgångar. Sveriges ytvatten är idag indelade i geografiska delområden som kallas vattenförekomster och fem vattendelegationer har tagit beslut om kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer) för ekologisk status och kemisk status för vattenförekomsterna inom respektive delegations distrikt.

Miljökvalitetsnormer för ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) beskriver målet som ska uppnås för varje vattenförekomst. Syftet med miljökvalitetsnormerna är att tillståndet i våra vatten inte ska försämrats och att alla vatten ska uppnå en bestämd miljökvalitet. Krav på ekologisk och kemisk status ställs som utgångspunkt. Grundregeln är att miljökvalitetsnormen ska fastställas till ”god status”, och att normen ska uppnås innan aktuell förvaltningscykel är slut (för närvarande år 2027). Beroende på vattenförekomstens nuvarande status kan vattendelegationerna fastställa kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer) på en nivå som är lägre än god status, alternativt att tiden för när god status ska vara uppnådd skjuts fram.

Bedömningsgrunder (för särskilt förorenande ämnen) och gränsvärden (för prioriterade ämnen) som används för bedömning av status återfinns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvattnet (HVMFS 2019:25). Provtagning utförs i vattenförekomster för att klassificera status och kontrollera att vattenförekomsten når sina beslutade miljökvalitetsnormer.

Miljökvalitetsnormer ska användas som ett juridiskt styrinstrument av myndigheter och kommuner vid exempelvis tillståndsprövningar av miljöfarliga verksamheter. Huvudregeln, som beskrivs i 5 kap. 4 § miljöbalken, är förenklat att en verksamhet som bidrar till att en vattenförekomsts kvalitet försämras på ett otillåtet sätt eller äventyrar att miljökvalitetsnormer kan uppnås, inte får tillåtas.

Nya miljökvalitetsnormer beslutades och kungjordes 2021-12-20 för perioden 2022–2027. All information som vattenmyndigheterna och länsstyrelserna har sammanställt om landets vattenförekomster, bland annat beslutade miljökvalitetsnormer och utförda statusklassificeringar, är tillgänglig i databasen VattenInformationsSystem Sverige (VISS)⁴.

Det finns idag gränsvärden för parametern PFOS (prioriterat ämne) i inlandsytvatten på 0,00065 µg/l (som årsmedelvärde) och 0,00013 µg/l för andra ytvatten (som årsmedelvärde) i till exempel kustvatten och vatten i övergångszon. Maximal tillåten koncentration PFOS vid ett enskilt tillfälle är 36 µg/l i inlandsytvatten och 7,2 µg/l i andra ytvatten. Styrande vid bedömning är halt i biota, där gränsvärdet är satt till 9,1 µg/kg våtvikt (biota). Det finns även bedömningsgrund för summan PFAS11 (särskilt förorenande ämne) (0,09 µg/l) som gäller i de dricksvattenförekomster som har identifierats i enlighet med 3 kap. 2 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660), där värdet inte får överskridas i vattenförekomsten i den punkt som är representativ för råvattenintag.

2.3.2 Förslag till nytt gränsvärde för PFAS i ytvatten

I oktober 2025, i slutfasen på detta projekt, nåddes en politisk överenskommelse på EU-nivå om revidering av ytvattendirektivet⁵ som föreslås implementeras i nationell lagstiftning i december 2027. Detta nya förslag ersätter det förslag som EU-kommissionen föreslog 26 oktober 2022⁶ som detta projekt utgått ifrån.

I det ursprungliga förslaget från 2022 ingick förslag på nytt viktat gränsvärde avseende PFAS (som prioriterat ämne) i ytvatten som ska användas för bedömning av kemisk status. Gränsvärdet föreslogs omfatta 24 olika PFAS där de ingående parametrarna viktats till PFOA-ekvivalenter (Tabell 1, avsnitt

⁴ <https://viss.lansstyrelsen.se/>

⁵ <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/>

⁶ https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en

2.1) utifrån toxicitetsfaktorer (Relative Potency Factors, RPF:s) för respektive ämne. Gränsvärdet för den viktade summan PFAS24 anges till 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l och är framtaget för skydd av mänsklig hälsa via intag av dricksvatten. Toxicitetsfaktorerna för respektive ämne är framtagna utifrån levertoxicitet för hanrättor, vilket är en av de mest studerade effekterna för PFAS (Bil, et al., 2020).

I det uppdaterade förslaget som publicerades i oktober 2025 så föreslås ett tillägg av ämnet TFA (trifluorättiksyra) i gränsvärdet för PFAS, med en RPF på 0,002. Summaparametern kallas i förslaget PFAS25 och gränsvärdet ligger enligt nu publicerad information oförändrad på 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l. TFA är en så kallad ultrakort PFAS (C2), vilket skiljer sig från övriga PFAS som ingår i summaparametern som har längre kolkedjor.

Förslaget på ett viktat gränsvärde för PFAS har sedan 2022 beretts inom EU-parlamentet och dess remissinstanser. Statusen på beredningen av förslaget vid denna rapportens författande är att det är i första behandlingen⁷. Förslaget har tidigare bemötts med en del kritik bland annat för att det bara är en begränsad del av alla PFAS som ingår i det nya gränsvärdet.

2.3.3 Andra lagkrav och gränsvärden

Idag omfattas vissa avfallsanläggningar av BAT-slutsatser för avfallsbehandling (BAT-WT) respektive avfallsförbränning (BAT-WI). I dessa finns inga begränsningsvärden (BAT-AEL) avseende PFAS men i BAT-WT för avfallsbehandling finns mätkrav avseende parametrarna PFOS och PFOA. Det finns idag inga BAT-slutsatser för deponering (BAT-LAN) men arbetet med att ta fram dessa har påbörjats inom EU, och planeras att publiceras under 2029.

I kommande BAT-slutsatser för deponering är det troligt att det kommer ingå BAT-AEL med avseende på PFAS.

2.3.4 Bedömning av påverkan på recipient från utgående lakvatten

Behovet att bedöma vilken påverkan ett utsläpp av lakvatten från en avfallsanläggning får på recipient kan bli aktuellt vid olika tillfällen beroende på vad avfallsverksamheten har för miljötillstånd eller vilka aktuella frågor som föreligger på den enskilda anläggningen. Vanligast är att frågan aktualiseras i samband med att verksamheten ska ansöka om nytt miljötillstånd där utsläpp till vatten och påverkan på närmsta vattenförekomst alltid behöver bedömas inom ramen för tillståndsansökan. Detta krävs eftersom huvudregeln förenklat är att en verksamhet som bidrar till att en vattenförekomsts kvalitet försämras på ett otillåtet sätt eller äventyrar att miljökvalitetsnormer kan uppnås, inte får tillåtas enligt 5 kap. 4 § miljöbalken.

⁷ https://law-tracker.europa.eu/procedure/2022_344?lang=sv

I de tillståndsprövningar som genomförs just nu i Sverige får ofta vattenfrågan ett mycket stort fokus, och verksamhetsutövaren behöver ha god kännedom om innehållet i sitt lakvatten. I de fall lakvattnet idag leds till ett kommunalt avloppsreningsverk så kan tillståndprocesser eller certifieringar för avloppsreningsverken få påverkan på de anslutna avfallsanläggningarna då uppströms åtgärder kan komma att krävas. Nya tillstånd för avloppsreningsverken eller arbete med Revaq-certifiering av slam kan leda till nya mottagningskrav från avloppsreningsverken på lakvattnet eller till önskemål eller krav på att lakvattnet helt kopplas bort och leds direkt till recipient i stället. I båda dessa fall kan det bli aktuellt att installera lokala PFAS-reningsanläggningar på avfallsanläggningarna. Det nya avloppsdirektivet kan också komma att medföra krav på PFAS-rening för anslutna lakvatten till avloppsreningsverken.

Även framtida lagstiftning (t.ex. BAT-LAN eller ytterligare justeringar i EU:s förslag på nytt ytvattendirektiv) kan föranleda att påverkan på recipient behöver utredas av verksamhetsutövaren.

Krav på att undersöka påverkan på recipient kan också ställas vid provotider, eller genom föreläggande från tillsynsmyndighet beroende på hur verksamhetens tillstånd är formulerat.

Det bör noteras att det idag inte finns ett nationellt krav på att lakvattnet i utsläppspunkten på avfallsanläggningar behöver klara ett specifikt gränsvärde. Platsspecifika förutsättningar behöver alltid beaktas för att avgöra vilka acceptabla halter som respektive anläggning behöver nå för att inte påverka vattenförekomster på ett otillåtet sätt. Ett första steg i att utreda en verksamhets påverkan på recipient är därför ofta framtagandet av en så kallad recipientutredning, en utredning som syftar till att identifiera skyddsvärden i recipient och att bedöma påverkan från verksamheten på vattenförekomsten. Till dessa utredningar behövs ofta analysdata från både utsläppspunkten och i recipienten. Det är viktigt att dessa utredningar utförs så de följer gällande lagstiftning och följer en ständigt föränderlig praxis på området.

Bedömningen av avfallsanläggnings påverkan på vattenförekomsten beror av den mängd och sammansättning PFAS-ämnen som släpps ut från verksamheten, storleken på vattenförekomsten samt vattenförekomstens status.

3

Genomförande

Projektet har innefattat en litteraturstudie gällande reningstekniker för PFAS i lakvatten, genomförande av en enkätundersökning samt sammanställning av resultat från denna.

3.1 ENKÄTSTUDIE

En digital enkätundersökning togs fram av projektgruppen med syfte att samla in analysdata och verksamhetsinformation från avfallsanläggningar i Sverige. Enkäten skickades ut via mejl till Avfall Sveriges nätverk för lakvatten där över 100 medlemmar finns på sänd-listan. Enkäten spreds även via mejl till avfallsanläggningar som hört av sig och visat intresse för projektet samt via den digitala plattformen LinkedIn. Enkäten skickades ut 2025-03-31 och hölls öppen för inlämning av svar till början på september 2025. En sammanfattning av frågorna från enkäten återfinns i Bilaga 1. Projektgruppen har efterfrågat data från utsläppspunkten på anläggningarna, och bitt uppgiftslämnarna att bedöma om den data som inlämnats är representativ.

3.2 DATABEARBETNING

Inkomna enkätsvar granskades och systematiserades av projektgruppen, och vid behov efterfrågades kompletteringar av inskickade data (t.ex. halter av ingående parametrar eller summaparametrar där dessa saknades).

För samtliga anläggningar har oviktad summa PFAS24 beräknats utifrån medianerna för respektive parameter. I de fall anläggningarna skickat in summaparametrar som beräknats av labb användes dessa, och annars beräknades summor av projektgruppen.

Vid genomgång av data så upptäcktes att vissa anläggningar skickat in data där analysen summa PFAS24 saknades. Dessa anläggningar fick möjlighet att komplettera med analys av PFAS24. Anläggningar som därefter ej kompletterade med PFAS24-analyser uteslöts ur datasammanställningen eftersom projektets syfte formulerats till att kartlägga just viktad PFAS24-halt i utgående lakvatten.

Inkomna analysdata från verksamheterna anonymiserades, bearbetades och summerades i Excel (se Bilaga 2). I de fall ett ämnes halt understeg rapporteringsgränsen ansattes hela rapporteringsgränsen som halt, vilket är ett konservativt antagande baserat på att PFAS är persistenta föreningar. Detta gjordes för att inte underskatta halterna PFAS i studien.

Statistisk bearbetning gjordes på anläggningsnivå där median samt min-, max- och medelvärden togs fram för respektive PFAS-ämne. En sammanställning gjordes därefter för samtliga anläggningar baserat på statistiken på anläggningsnivå där totala median- och medelvärden beräknades för samtliga anläggningar för varje PFAS-ämne. Dessa data presenteras i rapporten i tabellform och i diagramform, samt i Bilaga 2. I rapporten presenteras främst medianhalter; detta görs för att minimera effekten av extremvärden i dataunderlaget (se även 3.3).

Vid jämförelse av utgående lakvatten från avfallsanläggningar baserat på de ingående verksamheterna har medelvärden för varje anläggning använts vid beräkningar, eftersom urvalet och uppdelningen innebär ett mindre haltunderlag vilket därmed inte lämpade sig för medianhalter.

3.3 OSÄKERHETSKÄLLOR DATAUNDERLAG

En källa för osäkerhet i dataunderlaget är att uppgiftslämnarna kan ha tolkat enkätfrågorna olika, detta gäller särskilt frågorna gällande själva verksamheterna som behandlas i avsnitt 5. Detta medför att vissa slutsatser i projektet främst bör göras på en övergripande nivå. En allt för detaljerad nivå på enkätfrågor bedömdes dock kunnat göra tröskeln hög för att erhålla svar från anläggningarna.

Vissa verksamheter har endast tagit ett eller ett fåtal prov som analyserats med avseende på viktad PFAS24 och/eller PFAS11, vilket kan innebära att variationer i halter under verksamhetsåret på anläggningarna missas. Varje anläggnings datamängd framgår i Bilaga 2. Projektgruppen har inte kunnat granska och bedöma om anläggningarnas inlämnade analysdata innehåller felaktigheter eller om provtagningen representerar verksamheternas faktiska utsläpp men anläggningarna som bidragit med dataunderlag har uppmanats att bedöma att haltdatan är representativ för verksamheten innan inlämning. Läsaren uppmanas därför att dra slutsatser kring trender på enskild anläggningsnivå med försiktighet, med vetskapen att kunskapsläget på anläggningsnivå skulle kunna höjas ytterligare eller ändras om anläggningarna genomför fler PFAS-analyser på sitt lakvatten. I projektet har denna osäkerhet hanterats genom att använda medianvärden i stället för medelvärden i resultatet så att extremvärden får mindre påverkan.

Vid databearbetningen upptäcktes att de ackrediterade laboratorier som verksamheterna använder gör sina beräkningar av PFAS11 med olika antal värdesiffror. Ett av laboratorier avrundar summa PFAS11 till närmsta hundratal, vilket skiljer sig från de övriga laboratoriernas metod där de ingående ämnena summeras utan avrundning. Sweco har valt att inte justera värdesiffrorna från de olika labben utan har behållit de halter som erhållits från labb.

4

**PFAS-halter i
utgående lakvatten**

4.1 ALLMÄNT OM ANLÄGGNINGARNA

Totalt inkom 38 enkätsvar. Av dessa sållades data från tio anläggningar bort då analys av PFAS24 i utgående lakvatten ej genomförts. I sammanställningen i denna rapport ingår svar från 28 avfallsanläggningar, där samtliga uppgett att de har någon form av deponi på sin anläggning. Anläggningarna är fördelade över Sverige med 13 stycken i södra Sverige, 10 stycken i mellersta Sverige och 5 stycken i norra Sverige. Anläggningarna har anonymiserats och tilldelats en bokstav i studien (A-Ä).

En anläggning har lämnat in data från en annan punkt än utsläppspunkten (delström av lakvatten från deponin) men inkluderas i sammanställningen ändå. Detta gjordes eftersom verksamhetsutövaren uppgett att lakvattnet på anläggningen före utsläppspunkten blandas med annat vatten än verksamhetens som kan vara förorenat med PFAS. Övriga anläggningar har lämnat in data för utgående vatten.

Av de 28 anläggningarna har tre uppgett att de har PFAS-rening idag. Data från dessa anläggningar har sambehandlats med övriga data eftersom projektets syfte varit att undersöka hur ett riktvärde för PFAS24 kan påverka svenska avfallsanläggningar. Denna bedömning är inte kopplad till om anläggningarna idag har PFAS-rening eller ej. Mer information om anläggningarna återfinns i avsnitt 5 ”Jämförelse mellan avfallsanläggningar med avseende på verksamhet”.

4.2 HALTER AV PFAS24 OCH PFAS11 PÅ AVFALLSANLÄGGNINGAR

I sammanställningen ingår 451 summahalter av PFAS11 och 101 summahalter av PFAS24 för utgående lakvatten som insamlats från totalt 28 avfallsanläggningar. För varje anläggning har median samt medel-, min- och maxvärden beräknats på anläggningsnivå. Utifrån detta har medelhalter och medianer för samtliga anläggningar beräknats, dessa framgår av Tabell 2.

Medianen för PFAS11 är 1 300 ng/l och 1 346 ng/l för den oviktade summan PFAS24. Medianen är 503 ng/l för den viktade summan PFAS24 (se Tabell 2).

Ämnena 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, DONA, GEN-X, PFDoDA, PFDS, PFHxDA, PFTeDA, PFTrDA och PFUnDA har inte påvisats över rapporteringsgränsen i lakvattnet på någon av anläggningarna som deltagit i studien. En möjlig förklaring till detta kan vara att verksamheterna som bedrivs på anläggningarna som deltagit i studien är snarlika och har liknande lakvattensammansättning där dessa ämnen inte förekommer, eller att avfall där dessa ämnen förekommer ännu inte nått avfallsanläggningarna, se Tabell 2.

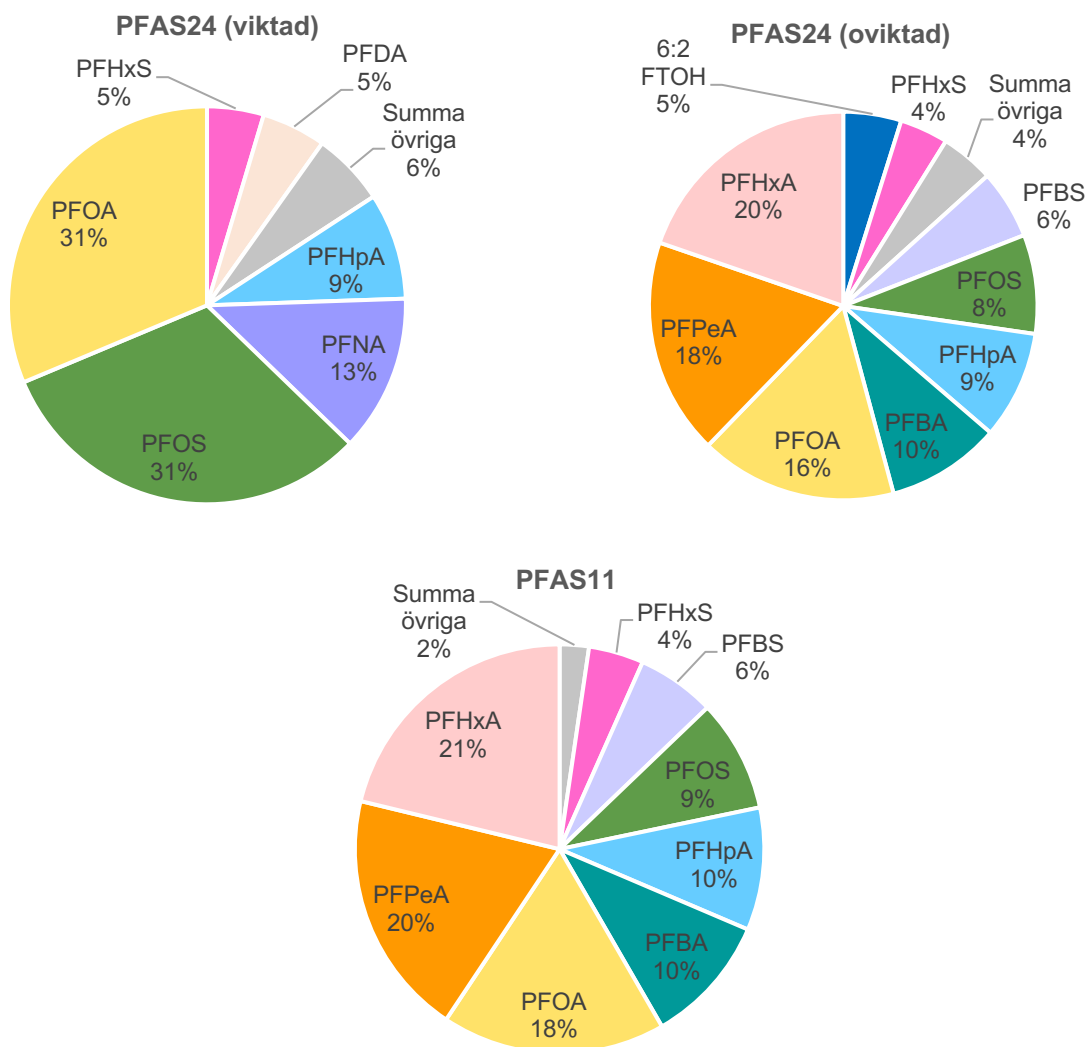
Ett urval av data för respektive anläggning återfinns i Bilaga 2.

Tabell 2 Sammanställning av halter av PFAS24 och PFAS11 i utgående lakvatten. I de fall halter understigit rapporteringsgränsen så har hela rapporteringsgränsen angetts, vilket är ett konservativt antagande. De ämnen som inte påvisats över rapporteringsgränsen i lakvatten i något prov markeras med grått.

Parameter	Lägsta median oviktat [ng/l]	Högsta median oviktat [ng/l]	Medel oviktat [ng/l]	Median oviktat [ng/l]	Median viktat [ng/l]
6:2 FTOH	5,0	150	36	50	1
6:2 FTS	0,3	170	26	11	-
8:2 FTOH	7,5	30	12	10	0,4
C6O ₄	0,3	110	75	1,0	0,1
DONA	0,3	27	1,7	0,3	0,01
GenX	0,3	5	0,7	0,3	0,02
PFBA	27	370	150	99	5
PFBS	6	1300	197	60	0,1
PFDA	0,4	17	5,0	4,1	28
PFDoDA	0,3	17	2	1	3
PFDS	0,3	25	3,0	1,0	2,0
PFHpA	7,6	240	111	93	47
PFHpS	0,6	25	5	3	3
PFHxA	26	630	258	204	2
PFHxDA	0,3	6	1,4	1,0	0,02
PFHxS	6,0	360	60	42	25
PFNA	1,2	40	12	7	69
PFOA	6,0	660	247	170	170
PFODA	1,0	6	1,3	1,0	0,02
PFOS	5,0	260	96	85	171
PFPeA	23	980	256	187	6
PFPeS	0,3	74	17	14	4
PFTeDA	1,0	25	2,0	1,0	0,3
PFTrDA	1,0	25	3,5	1,0	2
PFUnDA	0,3	17	2,3	1,0	4
PFAS11 (oviktad summa)	150	2800	1386	1300	-
PFAS24 (oviktad summa)	243	2867	1554	1346	-
PFAS24 (viktat)	24	1700	669	-	503
Antal prov PFAS11 (n): 451.					
Antal prov PFAS24 (n): 101.					
Antal anläggningar (n): 28.					

Fördelningen av de ingående parametrarnas procentuella andel i summa PFAS11, oviktad PFAS24 och den viktade summan PFAS24 framgår av Figur 1. De ingående parametrarnas halter framgår av Figur 2.

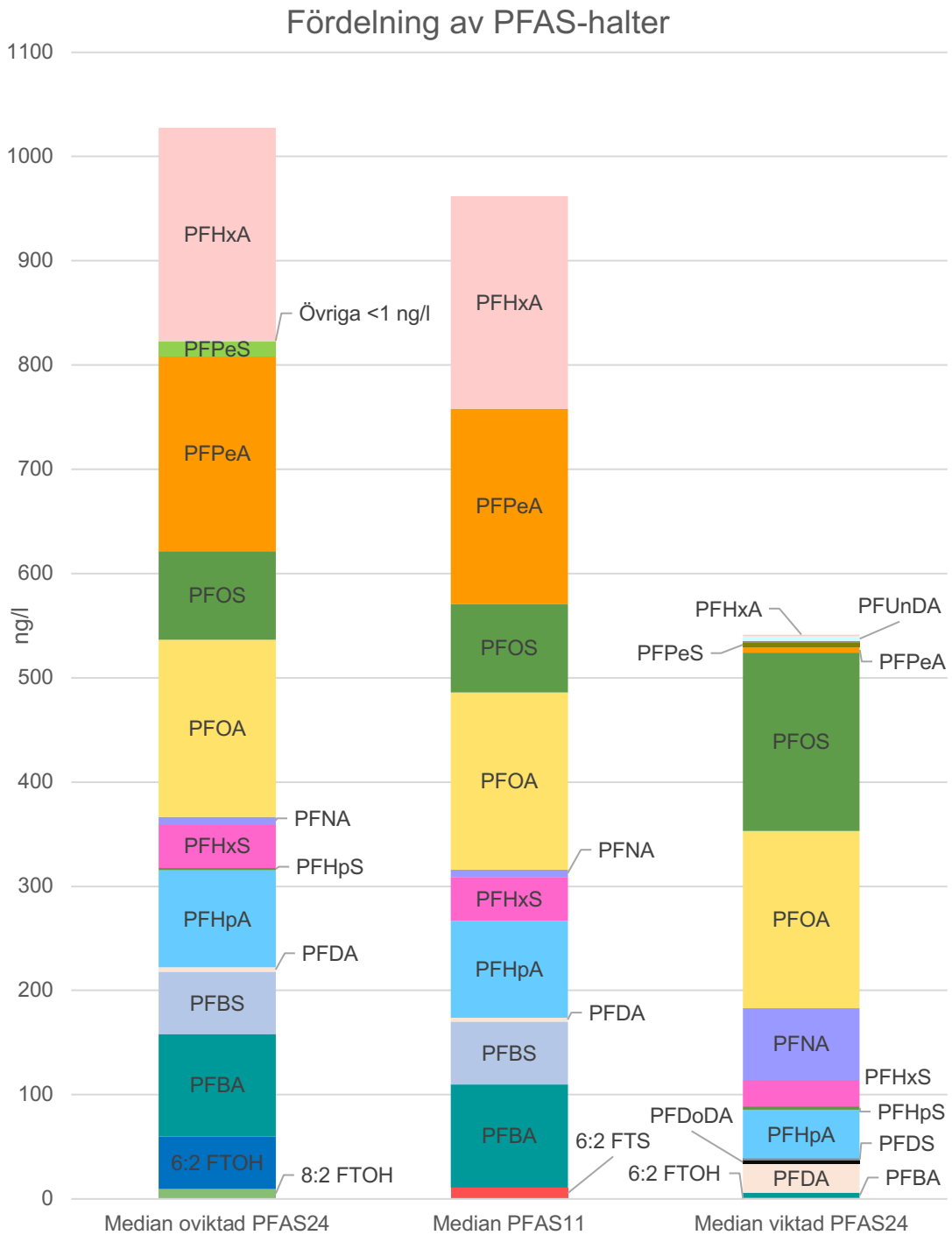
Figur 1. Fördelning av de ingående parametrarnas procentuella andel inom summa PFAS11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24 [PFOA-ekv]. ”Summa övriga” är de PFAS som ingår i PFAS11 respektive PFAS24 som inte är utskrivna i cirkeldiagrammen (se Tabell 1).



De ämnen som tillsammans motsvarar ca 80% av den totala andelen inom viktad PFAS24 är PFOA (31%), PFOS (31%), PFNA (13%) och PFHpA (9%). För PFAS11 och oviktad PFAS24 är det samma ämnen som tillsammans utgör ca 80% av den totala halten i respektive summa. Dessa ämnen är PFHxA (21 resp. 20%), PFPeA (18 resp. 20%), PFOA (16 resp. 18%), PFBA (10 resp. 10%), PFHpA (9 resp. 10%) och PFOS (8 resp. 9%).

Sammanfattningsvis så tillkommer PFNA som ett av de största ämnena i viktad summa PFAS24 jämfört med oviktad PFAS24/PFAS11. Ämnena PFHxA, PFPeA och PFBA, som utgör tre av de största andelarna av oviktad summa PFAS24/PFAS11, utgör tillsammans endast mindre än 5% av viktad summa PFAS24. Detta beror på viktningsfaktorerna i PFAS24.

Figur 2. Jämförelse av de ingående parametrarnas medianhalter inom summa PFAS11, oviktad summa PFAS24 och viktad summan PFAS24 (uttryckt som PFOA-ekvivalenter). I diagrammet har medianen av de ingående parametrarna summerats för PFA11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24, vilket ger högre summor än när medianen beräknas för alla summaparametrar som erhållits från labb. I övriga rapporten används medianen av summaparametrarna från labben.



För den viktade summan PFAS24 utgör medianen PFOA (170 ng/l), PFOS (171 ng/l), PFNA (69 ng/l), PFHpA (47 ng/l) och PFDA (28 ng/l) de högsta enskilda PFAS-ämnena (uttryckta som PFOA-ekv). För PFAS11 och oviktad PFAS24 utgör PFHxA (204 ng/l), PFPeA (187 ng/l) PFOA (170 ng/l), PFBA (99 ng/l), PFHpA (93 ng/l) och PFOS (85 ng/l) de högsta enskilda PFAS-ämnena i summorna.

En översikt över de ingående parametrarnas kemiska egenskaper och medianer framgår av Tabell 3.

Av de största posterna i viktad summa PFAS24 är alla ämnen (PFOA, PFNA och PFHpA) utom PFOS perfluorerade karboxylsyror (PFCA) med långa kolkedjor (C7-C10), se Tabell 3. PFOS är en perfluorerad sulfonsyra (PFSA), även denna med lång kolkedja (C8). Samtliga av dessa ämnen har en RPF på 0,505 eller högre, dvs relativt hög toxicitet, vilket är anledningen till att de får de högsta viktade halterna.

Av de största posterna i oviktade summan PFAS24 och PFAS11 är PFBA, PFHxA och PFPeA perfluorerade karboxylsyror med korta kolkedjor (C4-C6), se Tabell 3. Undantaget PFOA (som har RPF=1) och PFOS (RPF=2) så har dessa ämnen RPF som är 0,505 eller lägre.

Tabell 3. Kemiska egenskaper (antal kol samt PFAS-ämnesgrupp och RPF) hos de ingående parametrarna i viktad PFAS24 och PFAS11. PFCA står för perfluorkarboxylsyror och PFSA för perfluorsulfonsyror.

Parameter	Antal kol	PFCA/PFSA	RPF	Median oviktat [ng/l]	Median viktat [ng/l]
6:2 FTOH	C8 (kort)	Icke-polymer	0,02	50	1
6:2 FTS	C8 (kort)	Fluorotelomerer	-	11	-
8:2 FTOH	C10 (lång)	Icke-polymer	0,04	10	0,4
C6O4	C6 (kort)	Perfluoretrar	0,06	1,0	0,1
DONA	C7 (kort)	Perfluoretrar	0,03	0,3	0,01
GenX	C6 (kort)	Perfluoretrar	0,06	0,3	0,02
PFBA	C4 (kort)	PFCA	0,05	99	5
PFBS	C4 (kort)	PFSA	0,001	60	0,1
PFDA	C10 (lång)	PFCA	7	4,1	28
PFDoDA	C12 (lång)	PFCA	3	1,0	3
PFDS	C10 (lång)	PFSA	2	1,0	2,0
PFHpA	C7 (lång)	PFCA	0,505	93	47
PFHpS	C7 (lång)	PFSA	1,3	2,5	3
PFHxA	C6 (kort)	PFCA	0,01	204	2
PFHxDA	C16 (lång)	PFCA	0,02	1,0	0,02
PFHxS	C6 (lång)	PFSA	0,6	42	25
PFNA	C9 (lång)	PFCA	10	6,9	69

Parameter	Antal kol	PFCA/PFSA	RPF	Median oviktat [ng/l]	Median viktat [ng/l]
PFOA	C8 (lång)	PFCA	1	170	170
PFODA	C18 (lång)	PFCA	0,02	1,0	0,02
PFOS	C8 (lång)	PFSA	2	85	171
PFPeA	C5 (kort)	PFCA	0,03	187	6
PFPeS	C5 (kort)	PFSA	0,3005	14	4
PFTeDA	C14 (lång)	PFCA	0,3	1,0	0,3
PFTrDA	C13 (lång)	PFCA	1,65	1,0	2
PFUnDA	C11 (lång)	PFCA	4	1,0	4

Sammanfattningsvis så är de ingående parametrarnas halter och procentuella andel likvärdiga för summa PFAS11 och oviktad summa PFAS24 enligt den data som samlats in inom ramen för detta projekt. I den viktade summan PFAS24 gör användningen av parametrarnas respektive toxicitetsfaktorer (RPF:er) att fördelningen av ämnernas halter och andelar förändras, och andra ämnen upptar därför större andel av summan. Detta blir särskilt tydligt för PFOS (som har RPF=2), som går från att utgöra 9% av summa PFAS11/PFAS24 (oviktad) till 31% av viktad summa PFAS24. Ämnet går också från att utgöra den sjätte största andelen i PFAS11/PFAS24 (oviktad) till den näst största andelen i viktad PFAS24. Valet av storleken på varje parameters respektive RPF på EU-nivå (som baseras på studier kring toxicitet) visas därmed få en stor effekt på vilka ämnen som får störst påverkan på den viktade summaparametern PFAS24 jämfört med oviktade summor av PFAS11/PFAS24.

Resultaten visar att parametern PFAS11 täcker in de flesta PFAS i PFAS24 som förekommer i lakvatten på avfallsanläggningar i Sverige. Tillkommande PFAS i PFAS24 återfinns oftast i lägre halter och har liten effekt på summorna oavsett om hänsyn tas till RPF:er eller ej, se Tabell 3.

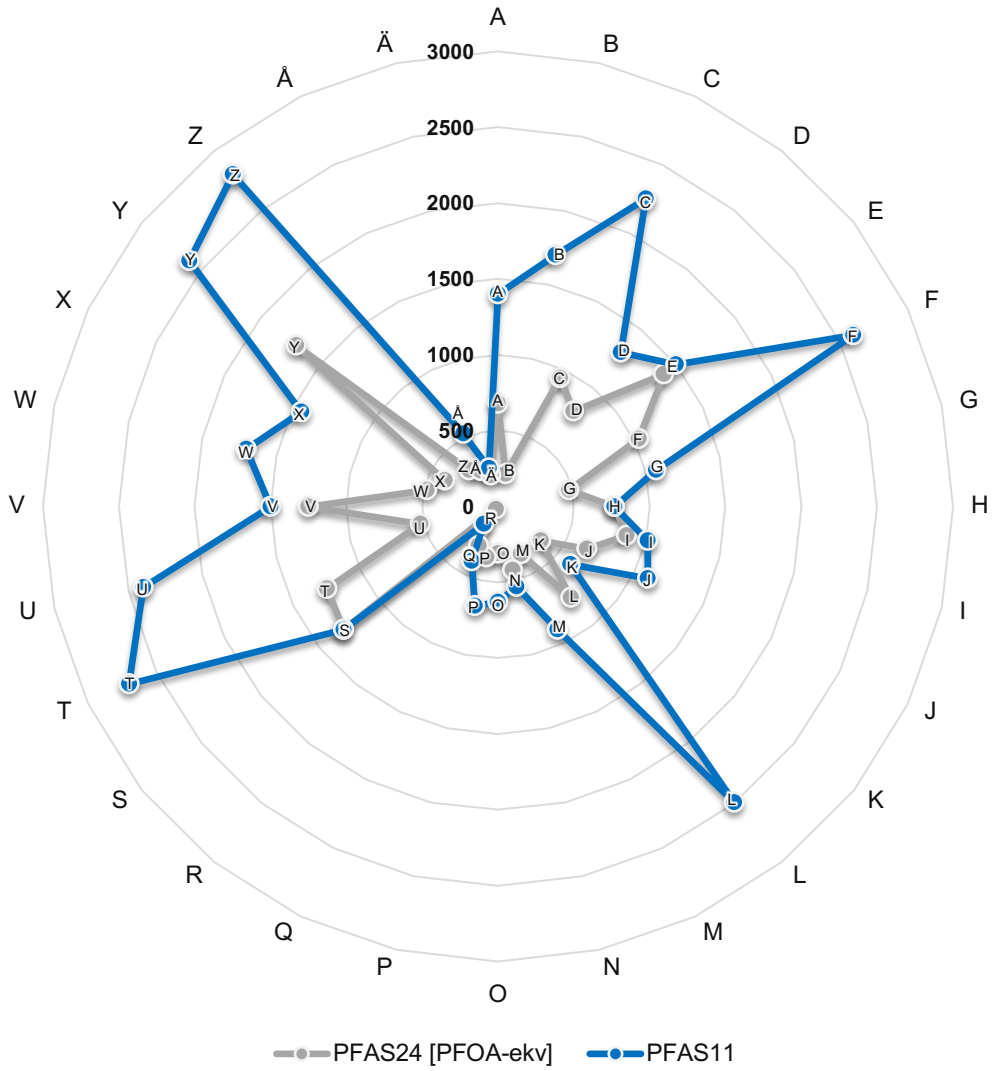
4.3 VARIATION I SUMMAPARAMETRARNA PFAS24 OCH PFAS11 MELLAN ANLÄGGNINGAR

I Tabell 2 i avsnitt 4.2 listas att medelhalten viktad PFAS24 för samtliga anläggningar är 669 ng/l och medianen 503 ng/l. Lägsta median är 24 ng/l och högsta median är 1700 ng/l.

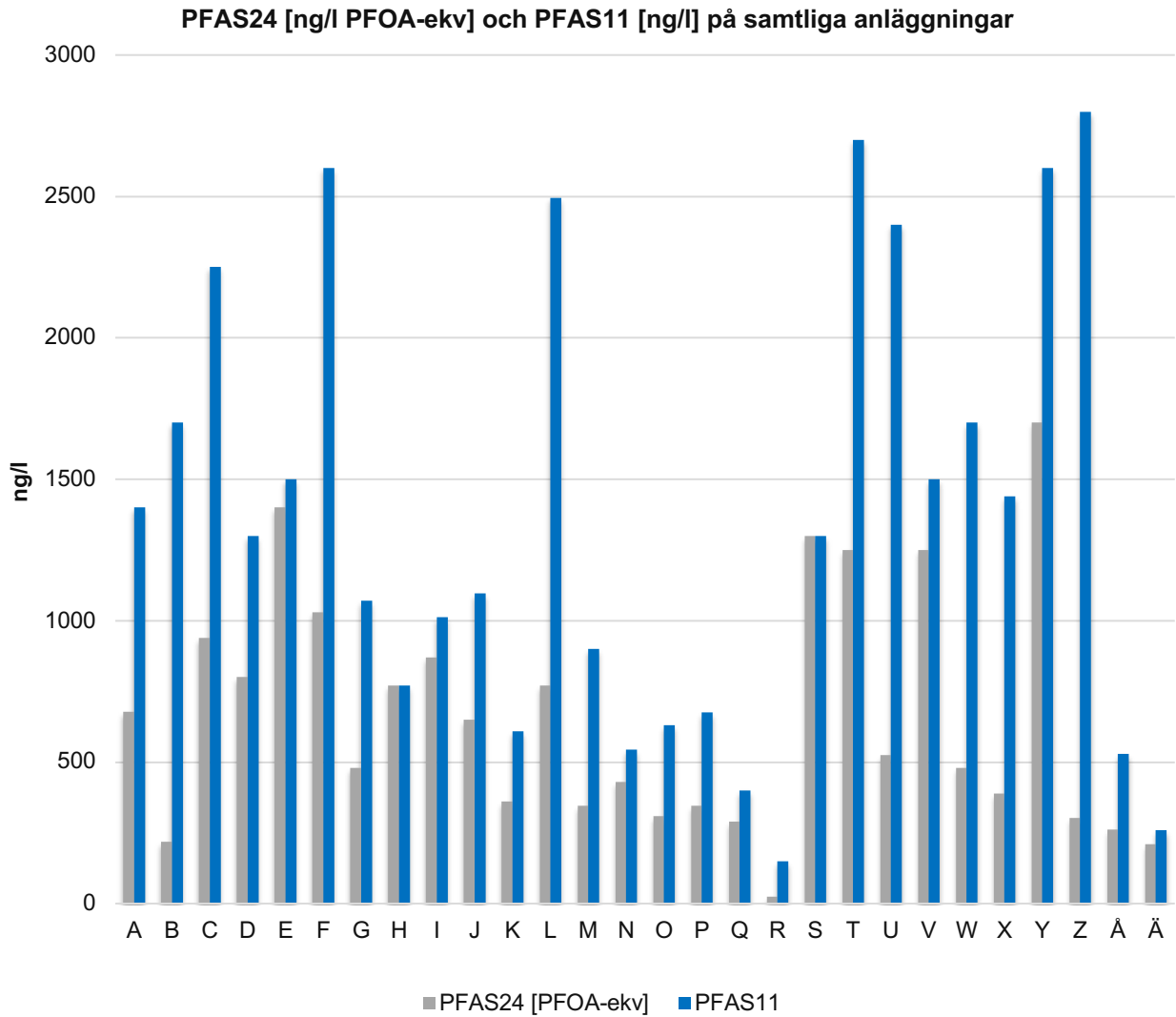
Spridningen av halten viktad summa PFAS24 och summa PFAS11 mellan anläggningarna framgår av Figur 3 och Figur 4. Anläggningarna har tilldelats en bokstav för anonymisering.

Figur 3. Översikt över halter viktad PFAS24 och summa PFAS11 på samtliga anläggningar.

PFAS24 [ng/l PFOA-ekv] och PFAS11 [ng/l] på samtliga anläggningar



Figur 4. Översikt över halter av viktade PFAS24 uttryckt i ng/l PFOA-ekvivalenter och summa PFAS11 i ng/l på samtliga anläggningar.



I Figur 3 och Figur 4 visas att alla anläggningar får lägre viktade halter PFAS24 än oviktade halter PFAS11. Det ses också att det finns en spridning och variation i halter mellan anläggningar där de högsta PFAS11-halterna ligger runt 2800 ng/l och de lägsta halterna runt 150 ng/l. För viktad PFAS24 motsvarar dessa siffror runt 1700 ng/l som högst, och runt 20 ng/l som lägst. Detta visar på vikten av att provta sitt utgående lakvatten för PFAS för att kartlägga hur den egna verksamhetens halter ser ut.

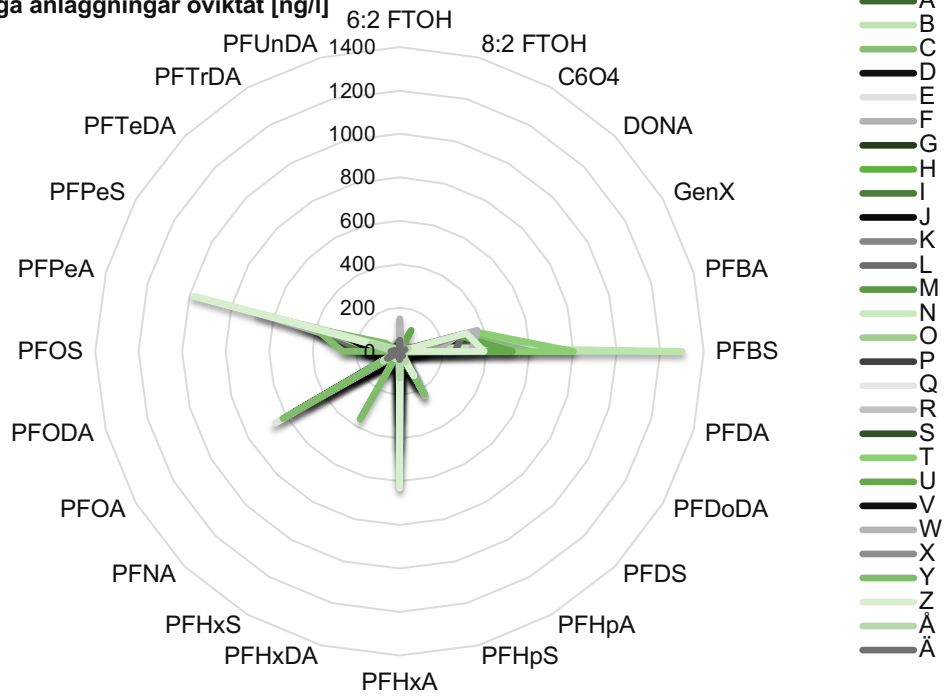
4.4 SAMMANSÄTTNING AV INGÅENDE PARAMETRAR PÅ ANLÄGGNINGAR

Halterna av PFAS24 i lakvatten har visats variera mellan avfallsanläggningarna, se Bilaga 2 och Bilaga 3. För att ge en överblick och illustrera skillnader och likheter i halterna av ingående PFAS inom PFAS24 på anläggningarna har diagram som visar PFAS24-sammansättningen för respektive anläggning framtagits. Alla anläggningars respektive sammansättningar av PFAS24, ”profiler”, illustreras i Figur 5 och varje enskild anläggnings respektive profil framgår av Bilaga 3.

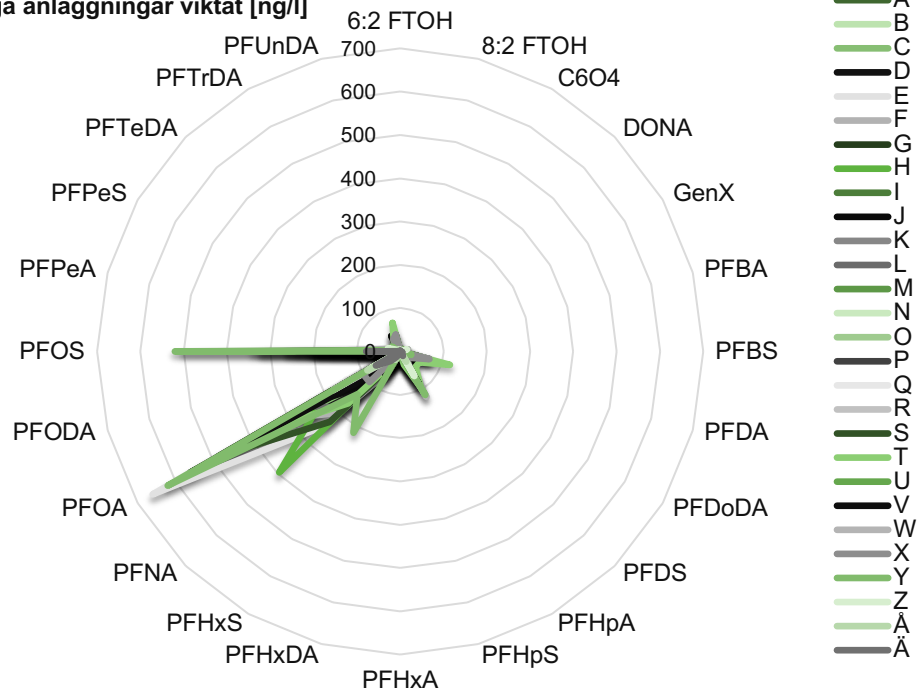
För de flesta av avfallsanläggningarna är det samma PFAS som är mest förekommande i lakvattnet, även om halterna varierar. Fyra anläggningar avviker däremot från övriga anläggningarnas profiler och visas i Figur 6. För den oviktade summan PFAS24 avviker anläggningar B, R och Z:s profiler. För den viktade summan PFAS24 avviker inte längre anläggning B, däremot avviker anläggningar R, X och Z.

Figur 5. Profiler för fördelningen av de ingående parametrarna i PFAS24 för samtliga anläggningar. I övre diagrammet anges halter i ng/l för respektive parameter oviktat, och i nedre diagrammet anges halter i ng/l viktat till PFOA-ekv. Notera att skalan går från 0–1400 ng/l oviktat, och 0–700 ng/l viktat.

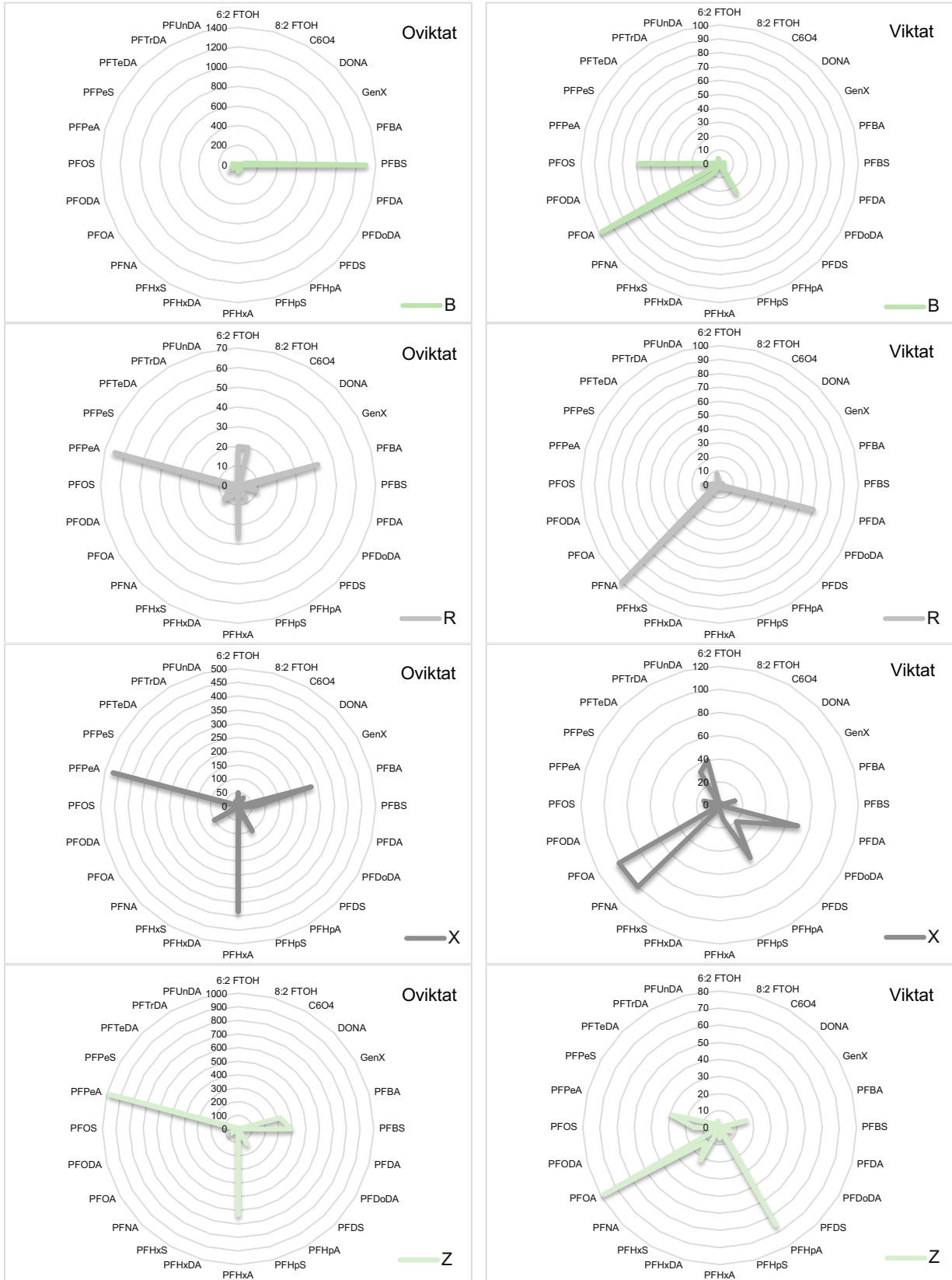
Median för samtliga anläggningar oviktat [ng/l]



Median för samtliga anläggningar viktat [ng/l]



Figur 6. Profiler för fördelningen av de ingående parametrarna i PFAS24 för fyra anläggningar som avviker från övriga anläggningar.



Sammanfattningsvis så följer profilen för lakvattnets sammansättning för många anläggningar inom denna studie ett liknande mönster, men mönstret är olika om oviktad eller viktad PFAS24 beaktas. Viktningen i PFAS24 gör att långa PFAS får större utslag än kortkedjiga. Skillnader förekommer dock och för att veta vilken sammansättning som lakvattnet på en enskild avfallsanläggning har så behöver analyser av PFAS i utgående lakvatten alltid genomföras. Analysdata kan sedan användas för att avgöra lämpliga åtgärder eller behov av rening.

5

**Jämförelse mellan
avfallsanläggningar
med avseende på
verksamhet**

Avfallsanläggningarna som bidragit med haltunderlag har en stor spridning i antalet olika verksamheter. Den enda gemensamma verksamheten mellan alla anläggningar är förekomst av en äldre IFA-deponi, där vissa är sluttäckta. Totalt sett har 61% av avfallsanläggningarna angett att de har minst en sluttäckt deponi. Nästan 90% av anläggningarna har behandling av icke farligt avfall och 46% har angett att de behandlar förorenade jordar. Enbart 3 anläggningar (11%) har angett att de har fullskalig PFAS-rening på sin anläggning, vilket inte inkluderar alla de som har pågående pilotförsök eller utredningar kopplat till PFAS. En andel på 39% har angett att lakvattnet släpps direkt till recipient.

Tabell 4. Sammanställning av anläggningarnas angivna verksamheter och tillhörande medelhalter av PFAS11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24. 28 anonymiserade anläggningar deltog i studien.

Anläggning	Lagring/behandling av förorenade jordar	Äldre IFA	Modern IFA	FA-deponi	Avfallsbehandling IFA	Sluttäckt deponi	ÅVC	Elektronik, slam, impregnerat trä, kompost, träfäring m.m.	Verksamhet med PFAS-rening	Halt PFAS 11	Halt PFAS24	Halt PFAS24 viktad
A		x			x	x				1 400	1 427	678
B		x			x	x				1 700	1 726	218
C		x	x		x	x	x	x		2 250	2 313	940
D		x			x			x		1 300	1 345	800
E		x			x			x		1 500	1 516	1 400
F	x	x	x		x		x	x		2 600	2 557	1 030
G		x	x		x	x	x			1 070	1 282	480
H		x			x	x	x	x		770	843	770
I	x	x	x		x	x	x	x		1 012	1 050	870
J	x	x			x	x	x	x		1 098	1 233	651
K		x	x		x	x	x	x		610	806	360
L	x	x	x	x	x	x	x	x		2 496	2 153	770
M	x	x	x	x	x			x		901	916	347
N		x	x		x	x	x	x		545	580	430
O		x			x		x	x		630	688	310
P	x	x			x			x		675	753	345
Q		x				x	x			400	473	290
R		x	x		x				x	150	243	24
S		x			x	x	x	x		1 300	1 348	1 300
T	x	x	x		x	x		x		2 700	2 867	1 250
U	x	x	x	x	x		x	x		2 400	2 505	525

Anläggning	Lagring/behandling av förorenade jordar	Äldre IFA	Modern IFA	FA-deponi	Avfallsbehandling IFA	Sluttäckt deponi	ÅVC	Elektronik, slam, impregnerat trä, kompost, träfäsnig m.m.	Verksamhet med PFAS-rening	Halt PFAS 11	Halt PFAS24	Halt PFAS24 viktad
V		x	x		x			x		1 500	1 739	1 250
W	x	x	x		x	x			x	1 700	1 860	480
X	x	x			x			x	x	1 440	1 603	390
Y	x	x						x		2 600	2 760	1 700
Z	x	x	x	x	x	x	x	x		2 800	2 630	303
Å	x	x	x		x	x	x	x		530	578	262
Ä		x								260	326	210
Antal:	13	28	15	4	25	17	15	21	3	451	101	101
Andel:	46%	100%	54%	14%	89%	61%	54%	75%	11%	-	-	-

PFAS-innehållet i utgående lakvatten beror av alla de verksamheter vars vatten samlas upp och leds till utsläppspunkten. Det utgående lakvattnet från anläggningarna utgörs generellt av ett blandat dag-, process- och lakvatten där lakvatten från deponi utgör olika stor andel.

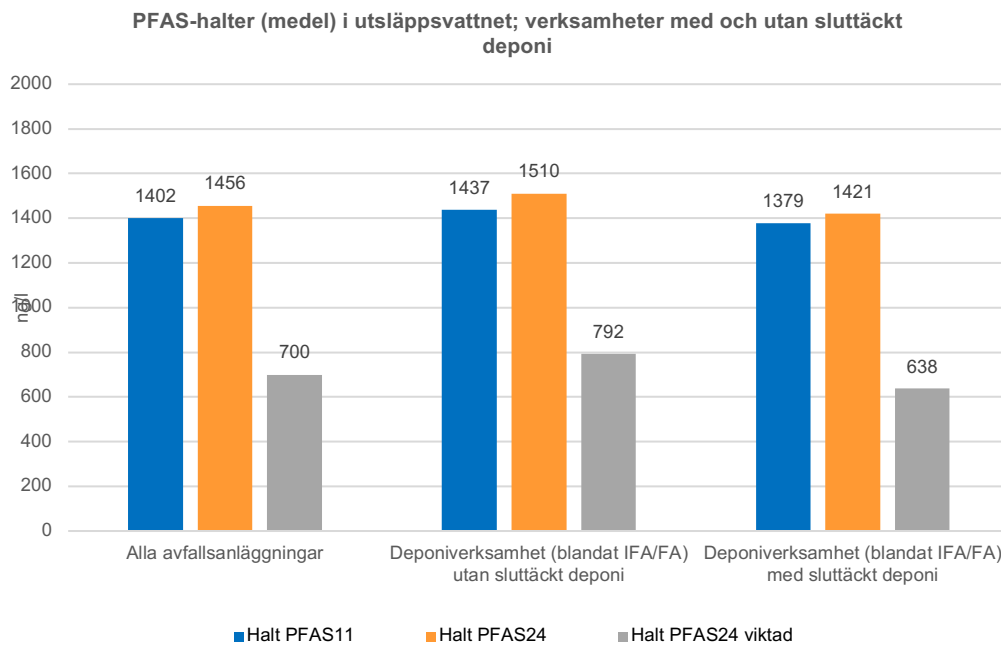
I detta projekt har utvärdering av delströmmar inte gjorts, detta då provtagning på separata delströmmar inom avfallsanläggningarna i så fall skulle krävas. En jämförelse av utsläppsvatten från grupper av verksamheter kan dock ge en övergripande bild av skillnaderna mellan de olika verksamheternas påverkan på PFAS-innehållet i det utgående lakvattnet.

Nedan följer en jämförelse mellan avfallsanläggningar utifrån nedanstående indelning av olika grupper av verksamheter:

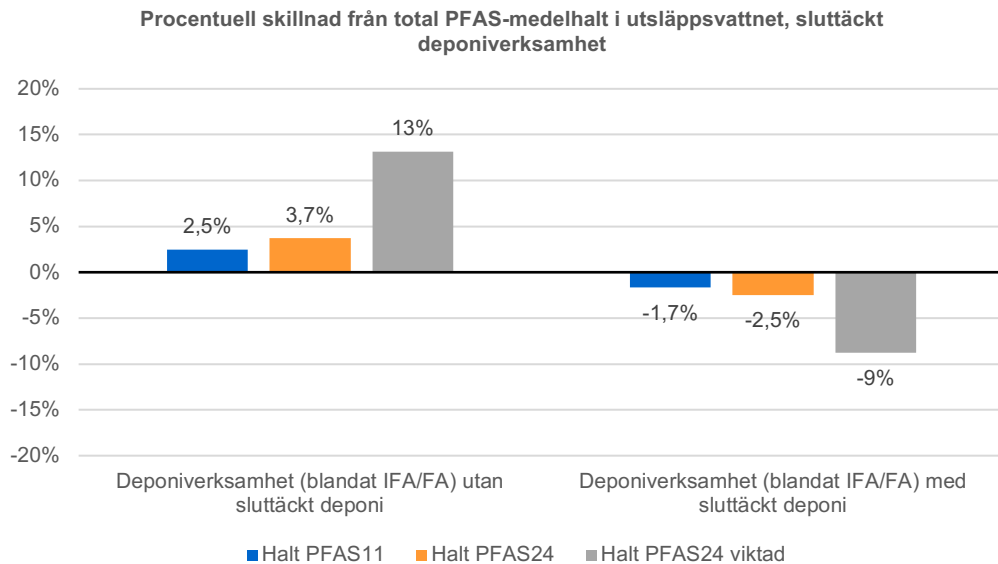
- Deponiverksamhet (blandat IFA/FA) **med** sluttäckt deponi
- Deponiverksamhet (blandad IFA/FA) **utan** sluttäckt deponi
- Verksamheter **med både** FA/modern IFA-deponi
- Verksamheter **utan varken** FA/modern IFA-deponi
- Verksamheter **med** modern IFA-deponi **utan** FA-deponi
- Verksamhet **med** PFAS-rening
- Alla avfallsanläggningar (**utom** de med PFAS-rening)

Medelhalten för PFAS11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24 beräknades i utgående lakvatten för verksamheter som angivit att de har en sluttäckt deponi, har moderna IFA-deponier samt FA-deponier, och verksamheter med PFAS-rening. Dessa har jämförts i olika konstellationer mot den totala medelhalten PFAS11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24 för alla avfallsanläggningar som bidragit med haltunderlag, utom de med PFAS-rening (se Figur 7 - Figur 10). En jämförelse av medelhalter illustreras i Figur 7, Figur 9 och Figur 11. En illustration av hur medelhalterna skiljer sig procentuellt från medelhalten för alla avfallsverksamheter (utan PFAS-rening) presenteras i Figur 8, Figur 10 och Figur 12.

Figur 7. PFAS-medelhalter i utsläppsvattnet för alla verksamheter jämfört med verksamheter som angett att de har en sluttäckt deponi och de som inte har.

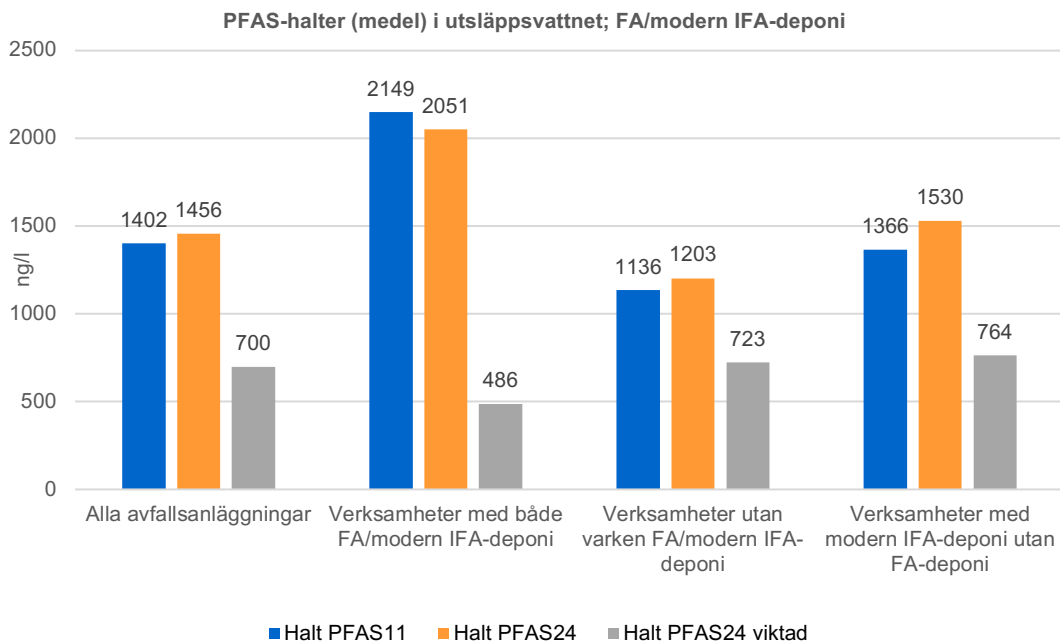


Figur 8. I diagrammet presenteras den procentuella skillnaden för verksamheter med respektive utan sluttäckt deponi jämfört med alla verksamheters totala medelhalt av PFAS11, viktad PFAS24 och oviktad PFAS24.

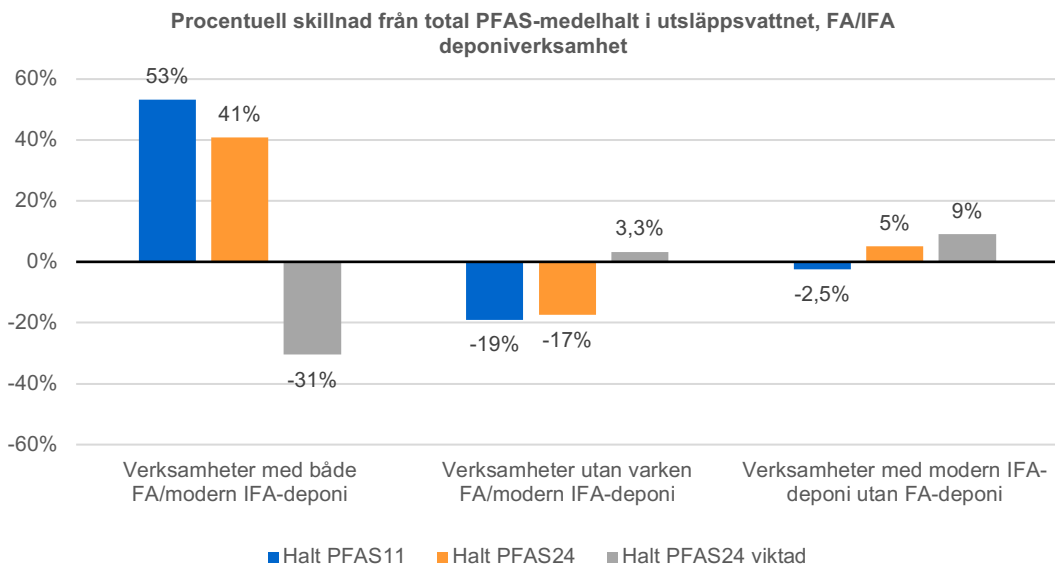


Avfallsverksamheter som angett att de har en sluttäckt deponi i sin verksamhet hade lägre halter av både PFAS11, oviktad PFAS24 och viktad PFAS24 jämfört med de verksamheter som angett att de ej hade en sluttäckt deponi, se Figur 7. Jämfört med alla verksamheters medelhalter (exklusive de verksamheter som hade PFAS-rening) hade de verksamheter med en sluttäckt deponi 9% lägre viktad PFAS24-medelhalt. Verksamheter som ej angivit att de hade en sluttäckt deponi hade i stället 13% högre viktad PFAS24-medelhalt än alla verksamheters PFAS24-medelhalt, se Figur 8.

Figur 9. PFAS-medelhalter i utsläppsvattnet för alla verksamheter jämfört med verksamheter som angett att de har både FA-deponier och moderna IFA-deponier, de verksamheter som varken har FA-deponier eller moderna IFA-deponier och de verksamheter som har moderna IFA-deponier men inte har FA-deponier.



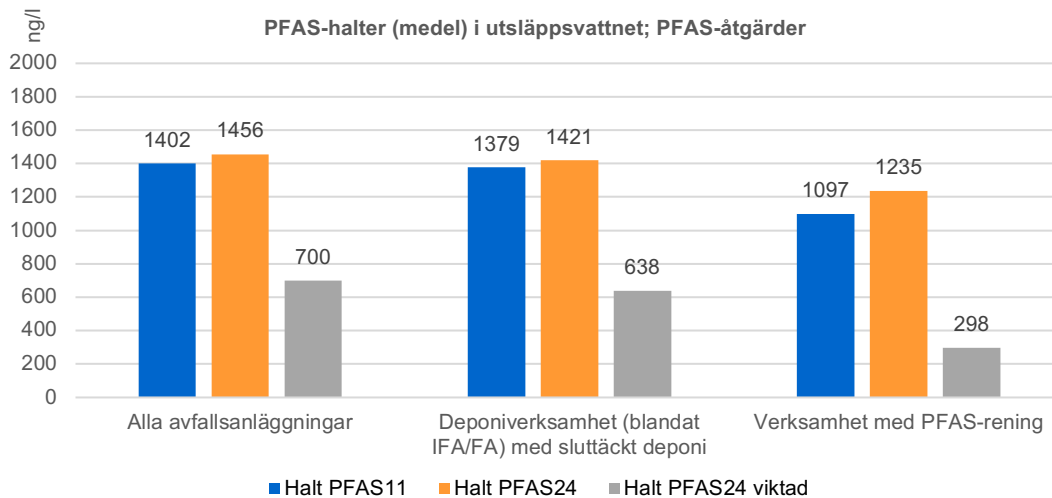
Figur 10. I diagrammet presenteras den procentuella skillnaden mellan verksamheter med FA-deponier och moderna IFA-deponier jämfört med alla verksamheters totala medelhalt av PFAS11, viktad PFAS24 och oviktade PFAS24.



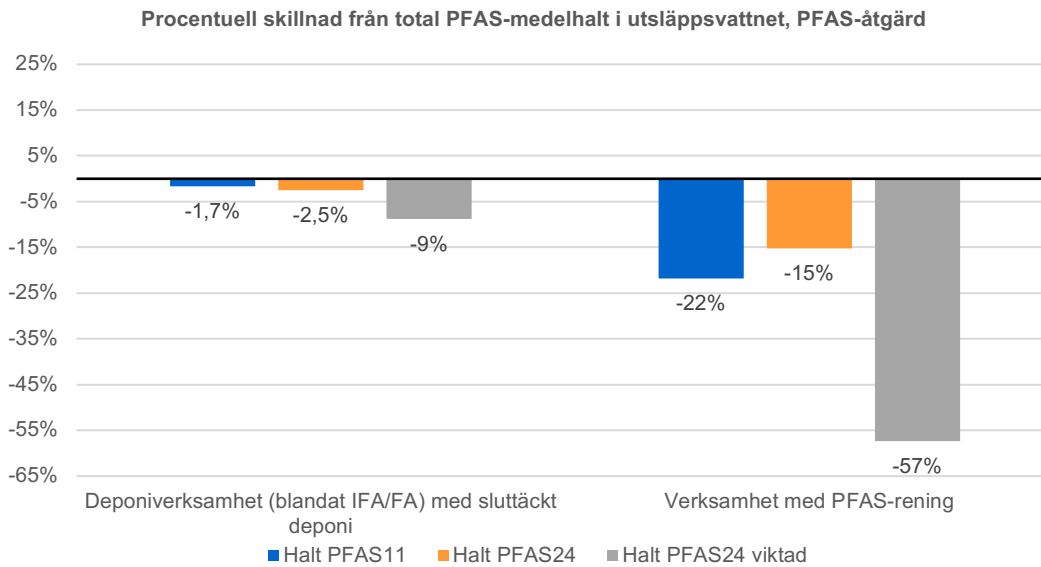
Av avfallsverksamheterna som bidragit med haltunderlag till denna utredning hade alla verksamheter med FA-deponier även angett att de hade moderna IFA-deponier, vilket innebär att de avfallsverksamheter i den här undersökningen som har FA-deponier generellt sett var mer omfattande avfallsverksamheter.

Avfallsverksamheter som angivit att de hade både FA-deponier och moderna IFA-deponier på sina anläggningar hade högre medelhalter av PFAS11 och oviktad PFAS24 än avfallsverksamheter som hade moderna IFA-deponier men inte FA-deponier, eller avfallsanläggningar som varken hade moderna IFA-deponier eller FA-deponier, se Figur 9 och Figur 10. Avfallsverksamheter som angivit att de hade både FA-deponier och moderna IFA-deponier hade däremot lägre medelhalter av viktad PFAS24 än avfallsverksamheter som hade moderna IFA-deponier men inte FA-deponier, eller avfallsanläggningar som varken hade moderna IFA-deponier eller FA-deponier.

Figur 11. PFAS-medelhalter i utsläppsvattnet för alla verksamheter jämfört med verksamheter som angett att de har sluttäckta deponier samt verksamheter som angett att de har fullskalig PFAS-rening.



Figur 12. I diagrammet presenteras den procentuella skillnaden mellan verksamheter med sluttäckta deponier och avfallsverksamheter som angett att de har fullskalig PFAS-rening jämfört med alla verksamheters totala medelhalt av PFAS11, viktad PFAS24 och oviktade PFAS24.



Medelhalten av viktad PFAS24 i utgående lakvatten för alla avfallsanläggningar i denna studie är 669 ng/l. Medelhalten av viktad PFAS24 för de avfallsanläggningar som uppgett att de har fullskalig PFAS-rening är 298 ng/l, där reningen främst antas anpassad för PFOS-avskiljning, se Figur 11. Störst effekt har PFAS-rening på viktad PFAS24 där minskningen i viktat PFAS24-innehåll i utsläppsvattnet är 57% jämfört med verksamheter som inte har PFAS-rening, Figur 12. Att viktad PFAS24 minskar mer än vad PFAS11 och oviktad PFAS24 minskar i utsläppsvattnet från avfallsanläggningar med PFAS-rening beror sannolikt på att PFAS-reningen är effektivast på att avskilja de längre PFAS-ämnena eftersom reningen troligtvis är anpassad efter att rena PFOS som är en av de längre PFAS-ämnena.

Fördelningen av medelhalten av PFAS inom PFAS24, både viktat och oviktat, presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Fördelning av medelhalten av PFAS (oviktat och viktad) inom PFAS24 baserat på verksamhet inom avfallsanläggningarna.

Parameter	Alla avfallsanläggningar (exklusive PFAS-rening)		Deponiverksamhet (blandat IFA/FA) med sluttäckt deponi		Verksamheter med både FA/modern IFA-deponi		Verksamhet med PFAS-rening	
	Oviktad	Viktad	Oviktad	Viktad	Oviktad	Viktad	Oviktad	Viktad
DONA	0,1%	0,01%	0,2%	0,01%	0,3%	0,02%	0,1%	0,01%
6:2 FTOH	2,0%	0,1%	1,5%	0,1%	1,1%	0,1%	4,5%	0,3%
8:2 FTOH	0,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,5%	0,1%	1,4%	0,2%
C6O4	5,2%	0,6%	0,2%	0,02%	18%	3,4%	1,2%	0,2%
GenX	0,0%	0,004%	0,03%	0,004%	0,02%	0,003%	0,1%	0,03%
PFBA	8,9%	0,9%	10%	1,0%	10%	1,6%	16%	2,7%
PFBS	13%	0,02%	18%	0,03%	12%	0,04%	13%	0,04%
PFDA	0,3%	4,2%	0,3%	4,6%	0,3%	5,7%	0,5%	11%
PFDoDA	0,1%	0,7%	0,1%	0,9%	0,04%	0,4%	0,4%	3,7%
PFDS	0,2%	0,6%	0,2%	0,6%	0,1%	0,4%	0,5%	3,3%
PFHpA	7,3%	7,4%	6,7%	6,5%	4,9%	7,7%	5,1%	8,5%
PFHpS	0,3%	0,7%	0,2%	0,6%	0,1%	0,3%	0,5%	2,0%
PFHxA	16%	0,3%	16%	0,3%	18%	0,6%	19%	0,6%
PFHxDA	0,1%	0,003%	0,1%	0,003%	0,05%	0,003%	0,2%	0,01%
PFHxS	4,2%	5,0%	3,9%	4,6%	2,6%	4,7%	1,0%	2,1%
PFNA	0,8%	16%	1,0%	20%	1,0%	30%	0,5%	17%
PFOA	15%	33%	15%	29%	7,4%	23%	9,0%	30%
PFODA	0,1%	0,003%	0,1%	0,003%	0,04%	0,002%	0,2%	0,01%
PFOS	6,7%	27%	7,1%	28%	3,2%	20%	1,0%	7,0%
PFPeA	16%	0,9%	17%	1,0%	19%	1,8%	23%	2,3%
PFPeS	1,1%	0,7%	0,9%	0,5%	0,6%	0,6%	0,8%	0,8%
PFTeDA	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%	0,2%	0,2%
PFTrDA	0,2%	0,6%	0,3%	0,9%	0,04%	0,2%	0,6%	3,2%
PFUnDA	0,1%	1,0%	0,1%	1,2%	0,04%	0,5%	0,4%	4,9%
Summa:	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Avfallsverksamheter som angett att de hade en sluttäckt deponi hade en fördelning av oviktade PFAS som liknade den totala fördelningen hos avfallsanläggningar, bortsett från PFBS och PFBA. Båda dessa klassas som korta och utgjorde en större andel av PFAS24 i utgående lakvatten hos avfallsverksamheter med sluttäckta deponier, se Tabell 5. Vid viktning av PFAS till PFOA-ekvivalenter blev fördelningen dock väldigt lik den fördelning alla avfallsverksamheter generellt har i sitt utsläppsvatten i denna studie. Detta betyder att avfallsverksamheter med sluttäckta deponier hade en generell minskning av alla PFAS i sitt utgående lakvatten sett till Figur 7, men även att de hade färre långa PFAS i relation till korta PFAS.

Avfallsverksamheter som både hade FA-deponier och moderna IFA-deponier hade en högre andel av C6O4, PFBA, PFBS, PFHxA och PFPeA inom oviktad PFAS24 i sitt utgående lakvatten jämfört med totala andelarna som alla avfallsverksamheter i denna studie generellt hade. PFOA utgjorde däremot en mindre andel av oviktad PFAS24 i utgående lakvatten från avfallsverksamheter som både hade FA-deponier och moderna IFA-deponier. Alla PFAS som hade en högre andel av oviktad PFAS24 klassas som korta och har generellt sett en lägre RPF-faktor vilket innebar att de inte fick en lika stor fördelning vid viktning till PFOA-ekvivalenter. Sammansättningen av PFAS för avfallsanläggningar som både hade FA-deponier och moderna IFA-deponier utgörs av en högre andel kortkedjiga PFAS jämfört med den generella sammansättningen för alla avfallsverksamheter inom denna studie. Detta kunde redan antydans i skillnaden mellan halterna PFAS11 och oviktade PFAS24 jämfört med viktade PFAS24 i Figur 9.

Avfallsverksamheter som både hade FA-deponier och moderna IFA-deponier kan antas vara mer omfattande än de som inte har dessa verksamheter och detta kan även innebära att sammansättningen av PFAS även blir mer komplex. Eftersom utsläppshalten beror av alla ingående verksamheter som anläggningarna har kan en större halt av summaparametrarna även bero av den totala omfattningen på verksamheterna.

Avfallsverksamheter som angett att de har fullskalig PFAS-rening hade en högre andel av PFBA, PFBS, PFHxA och PFPeA inom oviktad PFAS24 jämfört med alla avfallsverksamheter som inte hade PFAS-rening. Likt avfallsverksamheter som både hade FA-deponier och moderna IFA-deponier hade även avfallsverksamheter med PFAS-rening en lägre andel av PFOA jämfört med alla avfallsverksamheter. Alla PFAS som hade en högre fördelning för verksamheter med PFAS-rening utgörs av korta PFAS och innebär att dessa inte får en lika stor andel inom viktad PFAS24 likt för avfallsanläggningar med både FA-deponier och moderna IFA-deponier, se Tabell 5.

6

Reningstekniker för PFAS

Under de senaste åren har allt fler tekniker för PFAS-avskiljning etablerats för lakvattenbehandling inom avfallsverksamheter, samt att teknikerna utvecklas löpande för att bli effektivare och bättre på att avskilja PFAS. Det finns dock relativt få fullskaliga reningsanläggningar på svenska avfallsanläggningar även om flertalet reningstekniker nyttjats i mindre skala samt under testperioder.

De olika teknikernas reningseffektivitet beror bland annat på totalhalten av PFAS i lakvatten, sammansättningen av olika PFAS, fördelningen av PFCA eller PFSA samt andelen långa och korta PFAS-kedjor. Förekomsten av andra föroreningar i lakvattnet som till exempel DOC⁸, partiklar, andra joner och metaller kan också spela roll för reningsteknikernas avskiljningsförmåga av PFAS.

Gemensamt för de flesta konventionella tekniker som testats i Sverige är att PFAS med långa kolkedjor generellt är lättare att avskilja. Eventuella framtida krav på avskiljning av PFAS₂₄ gör dock att det blir relevant att titta på ett större spektrum av PFAS än vad som tidigare gjorts på de flesta anläggningar. Omvandlingen till PFOA-ekvivalenter kommer även att ha betydelse för vilka ämnen PFAS-reningen bör fokusera på (se avsnitt 6.2).

De flesta PFAS-reningstekniker som används idag har förmåga att avskilja flertalet PFAS från lakvattnet. Avskiljningen utnyttjar främst möjligheten att avskilja PFAS antingen genom storlek på molekyl, kemisk nedbrytning, adsorption eller utnyttjande av PFAS ytaktiva egenskaper. Några konventionella tekniker som kan tillämpas är bland annat filtrering med membranfilter, skumfraktionering och adsorptionstekniker där bland annat aktivt kol eller jonbytarmassa är vanliga adsorbenter. På senare tid har även flockningsteknik för PFAS-avskiljning börjat tillämpas i allt större skala.

För att kunna avskilja PFAS från vatten måste hela reningsprocessen oftast tas i åtanke då en eventuell PFAS-rening kan behöva fördröjning och sedimentation i dammar. Andra föroreningar som finns i dag- och lakvattnet som kan störa ett PFAS-reningssteg (t.ex. partiklar, löst organiskt kol (DOC), järn och mangan) behöver även identifieras eftersom dessa kan komma att påverka valet av teknik och PFAS-reningens avskiljningsgrad. Drift, redundans och robusthet hos reningstekniken är av stor vikt när driftproblem kan innebära stora haltökningar och hög personalinsats, vilket resulterar i höga drift- och underhållskostnader.

⁸ DOC = löst organiskt kol.

6.1 BESKRIVNING AV RENINGSTEKNIKER

6.1.1 Granulerat aktivt kol

Aktivt kol är en beprövad reningsmetod vid lakvattenrening, men kan även utnyttjas vid till exempel läkemedelsrening på kommunala avloppsreningsverk samt inom dricksvattenrening. Det aktiva kolet är en icke-selektiv adsorbent vilket innebär att en lång rad olika ämnen kan adsorberas till kolet. Detta gör att tekniken blir känslig mot bland annat höga halter av lösta organiska ämnen (DOC) eftersom det organiska kolet binds till det aktiva kolet och minskar möjligheten för PFAS att adsorberas.

Enligt utredning av IVL och Avfall Sverige (IVL B2412, 2021) resulterar DOC-halter på mer än 30 mg/l i lakvattnet som passerar GAC-filtret i att en effektiv PFAS-avskiljning blir mindre möjlig att erhålla med aktivt kol och effekten minskar främst för de korta PFAS-kedjorna (<5C). En halt på mer än 70 mg/l DOC kan göra att det aktiva kolet blir olämpligt för att använda till PFAS-avskiljning eftersom DOC är komplicerat att avskilja i förbehandling av lakvattnet. Även förekomsten av suspenderade ämnen kan skapa problem i ett aktivt kolfilter genom igensättning av filtret. För att avlägsna igensättningar kan kolfiltret backspolas. För att öka livslängden för ett kolfilter kan förbehandling av lakvattnet krävas.

Olika PFAS avskiljs olika effektivt med aktivt kol. Långa PFAS-kedjor är enklare att avskilja än PFAS med korta kolkedjor. Korta PFCA som till exempel PFBA och PFPeA uppvisar ofta snabba genombrott (filtermättnad och därefter genomsläppning av ämnen igen) och blir därmed svåra att avskilja med aktivt kol.

Livslängden för ett kolfilter kan beskrivas genom att ange antal bäddvolym lakvatten som kan passera innan genombrott av ämnet som avses avskiljas sker, vilket sker när kolfiltret är mättat av det aktuella ämnet. En bäddvolym är den volym som kolet i kolfiltret upptar. Om kolet i ett kolfilter till exempel upptar 1 m³ och kolet klarar av att rena 1 000 m³ vatten innan genombrottet har kolet klarat av att rena 1 000 bäddvolym.

Eftersom det aktiva kolet är icke-selektivt och därmed upptar en rad olika föroreningar ur lakvattnet kan PFAS-avskiljningen påverkas negativt av andra ämnen som finns i lakvattnet. Exakt hur ofta filtret behöver bytas på en anläggning är därför svårt att fastställa innan försök med det specifika lakvattnet genomförts. Antalet bäddvolym innan filtret mätts påverkar dimensionering av filtren och därmed även drift- och investeringskostnader. Att ha filter i serie kan göra att genombrott inte uppnås lika plötsligt samt att filtermassan nyttjas mer optimerat. Om avskiljningsgraden för PFOS ska hållas över 85 % kan det aktiva kolet på en del avfallsanläggningar behöva bytas efter mindre än 1 000 bäddvolym. Detta innebär att tekniken fortfarande kan vara intressant om enbart små volym vatten ska behandlas trots förekomst av DOC men att filtret snabbt förbrukas vid större volym.

När kolet har mättats behöver det destrueras eller regenereras. Vid rening av lakvatten sker oftast destruktion eftersom kolet, beroende på lakvattnets föroreningsinnehåll, kan ha upptagit föroreningar som gör att den regenererade kolproduktens kvalitet inte kan garanteras. För att destruera PFAS-molekylerna krävs i allmänhet högtemperaturförbränning, även om det finns exempel på verksamheter som skickar sitt förbrukade aktiva kol till vanliga förbränningsanläggningar.

6.1.2 Pulveriserat aktivt kol

Aktivt kol kan även tillsättas som pulveriserat aktivt kol till vattnet. Doseringen av kolet kan ske till en tank eller bassäng. Det aktiva kolet avsätts sedan med hjälp av sedimentering i efterkommande reningssteg. Detta har historiskt setts som en dyrare teknik då mer pulveriserat aktivt kol går åt vid reningen än om reningen utförs med stationära filter innehållande granulerat aktivt kol. Pulveriserat aktivt kol används därför inte i större skala på avfallsanläggningar i Sverige.

6.1.3 Jonbytare

Jonbytarmassa som är mer selektiv för PFAS kan avskilja PFAS mer specifikt än ett kolfilter och mättas därför inte på samma vis av DOC. Denna egenskap gör att jonbytarfilter kan hålla betydligt längre innan de mättats och behöver bytas ut.

Suspenderade ämnen kan dock, precis som i ett kolfilter, ge igensättningsproblematik i stationära filter. För att undvika att suspenderat material tar sig in till jonbytare och skapar igensättningar kan vattnet behöva förbehandlas. Jonbytarfilter bör generellt inte backspolas under drift eftersom jonbytarmassan har en homogen kornstorleksfördelning som gör att hela jonbytarbädden blandas om vid en backspolning. Omblandningen gör att mättningsgradienten i filtret förloras vilket kan göra att utnyttjandet av filtermaterialet inte kan optimeras.

Både konventionella jonbytar- och aktiva kolfiltermassor avskiljer längre PFAS-kedjor effektivare än korta. Avskiljningsgraden för jonbytare kan uppgå till över 90 % för de långkedjiga PFAS-molekylerna inom PFAS11. Flera av jonbyterna på marknaden har även visat sig kunna avskilja PFAS med sulfonsyra som funktionell grupp bra, vilket gör att även en del av PFSA med kortare kolkedjor kan avskiljas effektivt till skillnad mot aktivt kolfilter.

Precis som för aktivt kolfilter brukar effektiviteten för jonbytarfiltret beskrivas genom hur många bäddvolymeter som filtret kan behandla innan genombrott av PFAS. Studier har visat på att en reduktionsgrad på mer än 80% går att hålla upp till 25 000 bäddvolymeter (IVL B2412, 2021).

När filtermaterialet har förbrukats körs det till destruktion via högtemperaturförbränning. Eftersom jonbytarmassan har en selektivitet mot PFAS som gör att filtermaterialet håller längre än vad aktivt kol tenderar att göra, blir avfallsmängderna ofta mindre då filtreringen har gjorts med jonbytarmassa.

Vid drift av filtren kan flera filter placeras i serie för att effektivisera utnyttjandet av filtermassan. Beroende på vilken jon som byter plats med PFAS i jonbytaren kan halten av denna öka i det utgående vattnet.

6.1.3.1 Suspenderade adsorptionsfilter

När PFAS-reningen genomförs med aktivt kol eller jonbytarmassa föreligger risk för igensättningar om det inkommande lakvattnet inte har genomgått en förbehandling för att avskilja suspenderade ämnen. Det finns även risk för att organiskt material kan börja växa på filterytan och ge igensättningar. När filtret har satt igen kan en backspolning behöva göras för att avlägsna igensättningen, vilket inte alltid är tillräckligt samt mindre optimalt för jonbytarmassor.

För att kringgå problemet med igensättning i både aktivt kolfilter samt jonbytarfilter har rening med suspenderad filtermassa testats. I en suspenderad bädd pumpas vattnet genom filterbädden nerifrån och upp vilket får hela bädden att lyfta. Alternativt kan filtermassan tillsättas fritt i bassäng, vilket gör att massan suspenderas och därmed inte sätts igen. Detta är en mindre beprövad teknik som har testats i pilotskala på flera anläggningar i Sverige men med bra resultat och det anses vara en lovande teknik.

Nackdelen med suspenderade system är att en gradient över filtret inte nås och det kan bli svårare att förutsäga genombrott av PFAS, vilket hindrar en optimering av förbrukningen av filtermassa.

6.1.4 Membranfiltrering

Vid membranfiltrering pumpas vatten genom en selektiv film som släpper igenom vissa ämnen, men håller kvar andra. Avskiljningsmekanismerna kan bestå av silning eller diffusion beroende på vilken typ av membran som används.

Vid lakvattenrening kan bland annat nanofiltrering och omvänd osmos användas. PFAS avskiljs då med avseende på molekylstorlek. Med membrantechnik kan både långa och korta PFAS-kedjor avskiljas till mycket höga avskiljningsgrader. Tekniken är precis som andra filterlösningar (som aktivt kol och jonbytare) känslig för igensättningar av organiskt material.

Utfällningar av metalloxider kan också ge igensättningar vilket gör att driftkostnaderna för reningen kan bli höga och en omfattande automatiserad rengöring av filtren krävs. Bland annat kan både mangan- och järnhalten i lakvattnet utgöra problem. Exempelvis är järnhalter på mer än 0,5 mg/l inte att rekommendera för omvänd osmos (Kumar, et al., 2019). Tekniken lämpar sig därför oftare för små vattenvolymer där hög avskiljningsgrad eftersträvas. Vid membranfiltrering bildas ett koncentrat (högkoncentrat avfall) som måste destrueras, vilket kan ske genom högtemperaturförbränning.

6.1.5 Skumfraktionering

En reningsteknik som är etablerad på marknaden är skumfraktionering, så kallad SAFF (Surface Active Foam Fractionation). Vid skumfraktionering avskiljs PFAS via skum från lakvattnet. Skummet bildas genom att bubbla luft genom lakvattnet. PFAS-molekylerna fäster till luftbubblorna och kan sedan avskiljas som ett skum från ytan. Tekniken kräver ingen filtrering av vattnet och medför därför inte samma risk för igensättningar som för teknikerna med aktivt kol, jonbytare och membranfiltrering. Skumfraktionering utnyttjar PFAS ytaktiva egenskaper och påverkas därför inte i stor utsträckning av andra organiska ämnen i vattnet. Eftersom luftbubblorna interagerar med ytaktiva ämnen finns även möjligheter att avskilja till exempel olja från vattnet med hjälp av tekniken.

Kostnadsstyrande i processen blir mängden skum som måste destrueras. För att minska avfallsmängderna kan restprodukten från skumningen genomgå ytterligare en eller två skumfraktioneringar som har som syfte att koncentrera upp avfallet ytterligare.

En nackdel med tekniken är att den är mindre effektiv för avskiljning av PFAS med korta kolkedjor om inte tillsatser av flockningsmedel eller liknande sker. PFAS-molekyler bestående av långa kolkedjor avskiljs dock med hög avskiljningsgrad. Skumfraktionering har visat sig kunna avskilja mer än >95% av långa PFAS med fler än sex kolatomer.

6.1.6 Fällning och flockning

Precis som många andra föroreningar i lakvatten kan PFAS avskiljas med hjälp av kemikalietillsats. Med hjälp av konventionella fällningsmedel som järnklorid eller polyaluminiumklorid är reduktionsgraden måttlig. Med hjälp av specifikt framtagna flockningskemikalier, bestående av till exempel vegetabiliska fettsyror, ökar däremot avskiljningsgraderna. Flockningskemikalierna utnyttjar de ytaktiva egenskaperna hos PFAS och får ämnena att fästa till partiklar i vattnet som sedan kan avskiljas med sedimentering eller flotation. Flockningstekniker för avskiljning av PFAS har undersökts på flera lakvattenanläggningar i Sverige, men få resultat finns publicerade i dagsläget.

Jämfört med aktivt kol- och jonbytarfilter är tekniken att avskilja PFAS genom flockning relativt nytt inom lakvattenrening. Det finns dock ett antal publicerade studier där liknande kemikalier har använts för att avskilja PFAS från andra typer av vatten. Flockning av PFAS i labbskala för vatten från jordtvätt har visat att avskiljningsgrader på över 99 % kan nås för långkedjiga PFAS. Metoden kan även uppnå över 80 % reduktionsgrader för kortkedjiga sulfonsyror (PFSA). För kortkedjiga karboxylsyror (PFCA) är avskiljningsgraderna lägre. Avskiljningsgraden är beroende av doseringen av kemikalien (Hubert, et al., 2024).

I de fall fällning har använts inom lakvattenrening kan det slam som bildas i processen behöva avvattnas på plats vid anläggningen för att hålla nere driftkostnaderna. Slammet har i många fall kunnat läggas på deponi, men destruktion genom högtemperaturförbränning är också ett alternativ.

För att tekniken ska fungera behöver vattnet innehålla flockar som PFAS-molekylerna kan fästa vid. Vid lakvattenrening tillsätts därför oftast även konventionella fällningskemikalier, som till exempel järnklorid eller aluminiumklorid, i samband med PFAS-fällningen för att ge upphov till utfällningar som PFAS-molekylerna kan fästa vid.

För lakvattenanläggningar där det redan finns fällningssteg implementerat för till exempel metallavskiljning innebär det därför ofta en relativt låg kostnad att komplettera systemet med PFAS-flockningskemikalien.

PFAS-flockningskemikalier är i dagsläget relativt dyra och för att göra reningen kostnadseffektiv är det viktigt att kemikaliedoseringen optimeras då en hög kemikaliedosering både ökar behovet av kemikalieinköp samt riskerar att bilda onödigt stora mängder slam som behöver omhändertas. Dessutom kan kloridhalten öka något i utgående vatten vid tillsats av bland annat järnklorid.

6.2 RENINGSPROCESS

För att få en god avskiljning av PFAS kan en kombination av olika reningssteg behöva tillämpas. Reningsstegen kan delas upp i förbehandlingssteg, ett eller flera steg för specifikt avskilja PFAS samt poleringssteg och steg för att reducera uppkomna restprodukter eller avfallsströmmar.

I förbehandlingssteget sker främst avskiljning av andra ämnen än PFAS, vars syfte både är att möjliggöra rening av PFAS men även att göra den mer kostnadseffektiv. För flera av förbehandlingsteknikerna är fokus att reducera partiklar och suspenderade ämnen. Även steg för att reducera tillväxt av mikroorganismer samt utfällning av olika metaller och salter kan krävas, speciellt om keramiska membran ska tillämpas. Dessa steg kan ibland utgöras av den befintliga reningen vid avfallsverksamheten.

I nästa steg kan PFAS-avskiljningssteg tillämpas. Beroende på hur sammansättningen av PFAS ser ut för den enskilda avfallsverksamheten kan det vara mer kostnadseffektivt eller avgörande att nyttja flera PFAS-reningstekniker i följd. Bland annat kan ett kolfilter nyttjas före en jonbytare eller ett nanofilter för att både reducera andelen längre PFAS-kedjor samt annat löst organiskt material. Avvägning av vad som utgör kostnadseffektiva uppställningar avgörs utifrån lokala förutsättningar och kraven. I de fall där lakvattnet är kraftigt förorenat

kan möjligheten att nyttja vissa PFAS-reningstekniker vara begränsad om inte stora investeringar i förbehandling av vattnet genomförs. Att ha flera PFAS-reningstekniker i följd kan även ses som poleringssteg där den största andelen av PFAS reduceras i första PFAS-reningssteget, men en högre avskiljningsgrad eftersträvas i nästföljande steg.

I många fall bildas en restprodukt i form av slam, skum eller koncentrat som kan behöva behandlas ytterligare för att kunna bortskaffas kostnadseffektivt och säkert.

6.3 RENINGSTEKNIKER ANPASSADE FÖR RENING AV PFAS24 I LAKVATTEN

I avsnitt 4.2 har de PFAS som utgör ca 80% av den totala andelen inom viktad PFAS24 och oviktad PFAS24 identifierats. Utifrån de resultaten presenteras ett urval av reningstekniker, baserat på de tekniker som beskrivs i avsnitt 6.1, som är lämpade vid fokus på avskiljning av identifierade PFAS.

6.3.1 Rening av viktad PFAS24

Viktningen av ingående PFAS till PFOA-ekvivalenter ger en stor påverkan på vilka PFAS som blir prioriterade. Utifrån de analyser som sammanställts inom detta projekt har de PFAS i Tabell 6 identifierats som de ämnen som utgör störst andel inom viktade PFAS24 i utgående lakvatten vid avfallsanläggningar.

Tabell 6. Vanligast förekommande PFAS24-ämnen på de anläggningar som undersökts.

Ämne	Antal kol	RPF	Huvudgrupp	Procentuell andel i lakvattnet (se Figur 1)
PFOA	C8	1	PFCA	31%
PFOS	C8	2	PFSA	31%
PFNA	C9	10	PFCA	13%
PFHpA	C7	0,505	PFCA	9%

Alla ovanstående ämnen i Tabell 6 ingår även i PFAS11. Av dessa ämnen har PFHpA den kortaste kolkedjan (C7) medan övriga ämnen har kolkedjor på åtta eller nio kolatomer. PFOS tillhör gruppen sulfonsyror (PFSA) medan de övriga tre ämnena tillhör gruppen karboxylsyror (PFCA).

Reningsgraden som kan uppnås för dessa fyra ämnen varierar från lakvatten till lakvatten. Med konventionella reningstekniker brukar dock höga avskiljningsgrader kunna uppnås. Med viktningen förstärks dessutom effekten av reningen för en del av ämnena. Till exempel ger en sänkning av den faktiska halten PFNA med 1 ng/l en sänkning med 10 ng/l räknat i PFOA-ekvivalenter.

Av de fyra ämnena har PFHpA en något kortare kolkedja och kan därför vara något svårare att avskilja än de övriga tre ämnena. I IVL:s försök på lakvatten har genombrott med aktivt kol för PFHpA fått efter 1 250–3 500 bäddvolymeter medan genombrott med jonbytarmassa nåddes efter 10 500 – 35 400 bäddvolymeter. Detta kan jämföras med genombrottet för PFOS som i samma lakvatten skedde efter 1 730–5 470 bäddvolymeter med aktivt kol men där genombrottet med jonbytarmassa inte uppnåddes ens efter 30 000 – 60 000 bäddvolymeter. Även genombrottet för PFOA brukar fås snabbare än för PFOS vid rening med aktivt kol eller jonbytarmassa, men genombrottet sker i de flesta fall inte lika snabbt som för PFHpA (IVL B2412, 2021).

Med skumfraktionering kan avskiljningsgrader på över 70% uppnås för PFHpA medan avskiljningsgraderna för PFOS, PFOA och PFNA kan uppgå till över 99 % i många lakvatten.

Vid fällning och flockning av PFAS uppnås ofta högre avskiljningsgrader på långkedjiga PFAS än kortkedjiga ämnen. PFSA avskiljs generellt bättre än PFCA. Samtliga fyra ämnen som identifierats brukar dock kunna avskiljas väl med flockning. I försök med jordtvättvatten har till exempel reningsgrader på över 95 % uppnåtts för samtliga ämnen (Hubert, et al., 2024).

Eftersom viktningen till PFOA-ekvivalenter gör att större fokus fästs vid långkedjiga PFAS (som generellt är enklare att avskilja från vattnet än de kortkedjiga ämnena) bedöms en effektiv rening kunna uppnås med alla de tekniker som beskrivits i avsnitt 6.1. Valet av teknik kan därför baseras på kostnadseffektivitet samt teknikens avskiljningsrad på det specifika lakvattnet. Kostnadseffektiviteten för teknikerna påverkas av behovet av förbehandling och eventuella andra ämnen som behöver renas från vattnet.

För de anläggningar som har ett lakvatten innehållande mycket PFOA, PFOS samt höga halter av kortkedjiga PFAS och som behöver uppnå låga utsläppsvärden kan dock avancerad rening eller kombination av reningstekniker krävas i framtiden eftersom en reningsgrad på strax över 90% fortfarande kanske inte är tillräcklig i de fallen.

6.3.2 Rening av oviktad PFAS24 och PFAS11

Om PFAS inom PFAS24 inte viktas till PFOA-ekvivalenter utmärker sig andra PFAS än vid viktning till PFOA-ekvivalenter. Lämpliga tekniker beskrivs i följande avsnitt som kan bli aktuella i det fall syftet är att minska den totala summan av PFAS24 utan viktning. Halter och fördelning av ämnen i summa PFAS11 och den oviktade summa PFAS24 har i projektet visats följa varandra väl, varvid följande avsnitt även är relevant för rening av de ämnen som ingår i PFAS11.

Utifrån analysdata som sammanställts inom ramen för detta arbete framkommer att om ingen viktning görs av de ingående ämnena i PFAS24 så är det sex PFAS som tillsammans utgör nästan 80% av oviktad PFAS24 och PFAS11, se Tabell 7.

Tabell 7. Vanligast förekommande PFAS24-ämnen om viktning inte görs.

Ämne	Antal kol	RPF	Huvudgrupp	Procentuell andel i lakvattnet (se Figur 1)
PFHxA	C6	0,01	PFCA	20%
PFPeA	C5	0,03	PFCA	18%
PFOA	C8	1	PFCA	16%
PFBA	C4	0,05	PFCA	10%
PFHpA	C7	0,505	PFCA	9%
PFOS	C8	2	PFSA	8%

Alla ovanstående ämnen i Tabell 7 ingår även i PFAS11, och av dessa ämnen är det endast PFOA och PFOS som har åtta kolatomer (C8) i sin kolkedja. De övriga ämnena har färre och PFBA har bara fem kolatomer. Fem ämnen tillhör gruppen karboxylsyror (PFCA) och ett, PFOS, tillhör gruppen sulfonsyror (PFSA).

Flera av de konventionella reningstekniker som nämns i avsnitt 6.1 har god avskiljningsförmåga gällande PFOS och PFOA. PFOA utgör 16% av oviktade PFAS24 men PFOS utgör enbart 8%, de övriga fyra PFAS-ämnena enligt Tabell 7 utgör tillsammans 57% av oviktade PFAS24. Eftersom PFCA ofta är svårare att avskilja än PFSA (sulfonsyror) och eftersom kortkedjiga PFAS generellt är betydligt svårare att avskilja än långkedjiga PFAS riskerar en reningsanläggning, som ska klara av att rena dessa ämnen i hög grad över tid, att bli utmanande och dyr att konstruera.

Genombrottet för PFBA med jonbyrtmassa och aktivt kol sker oftast väldigt snabbt vilket gör att dessa tekniker inte lämpar sig för att avskilja detta ämne. Även PFPeA bryter igenom snabbt. PFHxA och PFHpA kan avskiljas något bättre, men genombrottet riskerar ändå att ske betydligt snabbare än när fokus för reningen ligger på att rena långkedjiga PFAS (som till exempel PFOS).

Även med reningstekniker som utnyttjar PFAS ytaktiva egenskaper (t.ex. skumfraktionering) är avskiljningsgraderna för PFBA, PFPeA och PFHxA oftast långt under 50 % och ibland till och med 0%.

Den enda av reningsteknikerna som beskrivits i avsnitt 6.1 som kan garantera höga avskiljningsgrader av samtliga fem ämnen över tid är membranteknik. Med membranteknik kan ämnena separeras från vattnet men hamnar då i stället i koncentratströmmen som måste destrueras. Membranteknik kan även medföra höga krav på förbehandlingen vilket riskerar att resultera i höga kostnader.



**Konsekvenser
av införande av
gränsvärde för PFAS24**

Det föreslagna gränsvärdet för PFAS24 (även sannolikt för PFAS25) är 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l och gäller i de vattenförekomster dit lakvattnet från avfallsanläggningar antingen direkt, eller indirekt, avleds till idag. Den acceptabla utsläppshalt eller åtgärder som verksamhetsutövare på en avfallsanläggning kan behöva förhålla sig till i framtiden för att nå denna nivå i närmaste vattenförekomst beror av de lokala förutsättningarna som råder. Verksamhetsutövaren kan i vissa fall genomföra olika uppströmsåtgärder, som bland annat sluttäckning av deponier eller belägga tak över specifika verksamheter, för att minska lakvattenbildning som bidrar till PFAS-spridning, men ibland behövs PFAS-rening av lakvattnet för att nå acceptabla halter i det utgående lakvatten.

Vid införandet av en viktad summa PFAS24 visade denna studie att långkedjiga PFAS utgjorde den större andelen av summan vilket många reningstekniker är väl anpassade för. Många av de listade reningsteknikerna i 6.1 har en bred avskiljning av flera PFAS även om avskiljningsgraden kan vara lägre för vissa av ämnena. I vissa fall kan det räcka för avfallsanläggningarna att fokusera på de PFAS som utgör störst andel av PFAS24 och anpassa vattenreningssteg efter dessa. Individuell bedömning blir dock viktig för avfallsanläggningar eftersom flera RPF är höga och får stor påverkan på viktad PFAS24. PFNA är ett exempel på ett ämne som har en hög RPF (10) och som kan behöva beaktas särskilt för de anläggningar som har ämnet i sitt lakvatten. Avfallsanläggningar som i dagsläget redan har ett identifierat problem med PFOS kan få ett ökat behov av införande av åtgärder i och med att viktningfaktorn (RPF) är 2 för PFOS.

En utmaning gäller kortkedjiga PFAS eftersom färre reningstekniker har en hög avskiljningsgrad för dessa. Detta innebär att i vissa fall, där till exempel vattenförekomsten bedöms som mycket känslig eller redan har en hög belastning av PFAS, kan avfallsanläggningar behöva en komplex vattenreningsanläggning med flera PFAS-reningstekniker i serie för att nå tillräckligt låga och acceptabla halter av PFAS-ämnena inom PFAS24 i sitt utgående lakvatten.

I de fall som avfallsanläggningens lakvattenprofil, alltså sammansättning av PFAS i lakvatten, avviker från de identifierade profilerna i denna studie kan urvalet av lämpliga reningstekniker kraftigt begränsas. Detta kan ske när det förekommer en mycket stor andel kortkedjiga PFAS i höga halter, eller där avfallsanläggningen behöver reducera PFAS oavsett på grund av andra skyddsvärden.

De avfallsanläggningar som uppgett att de har fullskalig PFAS-rening hade en medelhalt på 298 ng/l viktad PFAS24 (se avsnitt 5), där reningen främst antas vara anpassad för PFOS-avskiljning. Medelhalten av viktad PFAS24 för samtliga anläggningar var 669 ng/l, vilket är över 150 gånger högre än gränsvärdet för PFAS24 i ytvatten. För de anläggningar som hade PFAS-rening var medelhalten ca 70 gånger så hög som gränsvärdet. I skenet av detta görs bedömningen att det sannolikt kommer uppstå ett ökat behov av komplexare vattenrening och kombinationer av åtgärder i framtiden för många avfallsanläggningar ifall PFAS24 (eller PFAS25) införs som gränsvärde för ytvatten.

8

Slutsatser

Denna studie har syftat till att kartlägga halter av PFAS24 och PFAS11 i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier, samt till att föreslå möjliga reningstekniker för PFAS i lakvatten. Sammanfattningsvis är slutsatserna från denna studie:

- PFAS11 täcker in de mest förekommande ämnena i PFAS24 som förekommer på svenska avfallsanläggningar idag.
- Medianhalten av viktad PFAS24 var ca 500 ng PFOA-ekvivalenter/l i utgående lakvatten på de 28 anläggningar som deltog i denna studie. Medianhalten var över 100 gånger så hög som det föreslagna gränsvärdet för PFAS24 (PFAS25) på 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l och kommer i många fall föranleda åtgärder för att nå en nivå som är acceptabel i utsläppshalt för att inte påverka vattenförekomster på ett otillåtligt sätt, även om själva gränsvärdet för PFAS24 (PFAS25) på 4,4 ng/l gäller först i vattenförekomsterna.
- Olika ingående parametrar har i studien visats få störst påverkan på summaparametrarna viktad PFAS24 och PFAS11. Detta beror på viktningfaktorerna i PFAS24 som generellt är högre för långkedjiga PFAS än de kortkedjiga, och utifrån resultaten i denna studie bör generellt långkedjiga PFAS prioriteras vid rening för att sänka halten viktad PFAS24 (men individuella bedömningar på enskilda anläggningar behövs alltid).
- Det finns flera konventionella PFAS-reningstekniker för lakvatten men flertalet av dessa avskiljer främst de PFAS-ämnen som har fler än sex kolatomer. För att applicera de PFAS-reningstekniker som kan avskilja de kortare PFAS-ämnena kan omständlig förbehandling samt efterföljande polering av lakvattnet krävas.
- Det egna lakvattnets sammansättning har i studien visats vara viktigare att kartlägga och känna till än att jämföra sig med liknande verksamheter då det finns en variation i både halter och vilka ingående parametrar som dominerar i lakvattnets sammansättning på respektive anläggning.
- Beroende på hur höga PFAS-halter som föreligger i lakvattnet så kan rening av långkedjiga PFAS visas vara otillräckligt för att nå ner till de nivåer som krävs för den enskilda anläggningen för att nå acceptabla halter i utgående lakvatten, och det kan därför bli aktuellt med en kombination av reningstekniker.

Under slutfasen av denna studie har EU:s förslag på revidering av vattendirektivet justerats så att PFAS24 föreslås ersättas av PFAS25 (gränsvärdet hålls oförändrat på 4,4 ng/l PFOA-ekvivalenter men med tillägg av det ultrakorta ämnet TFA). Detta har inte kunnat behandlas i denna studie eftersom kartläggningen av halten TFA i svenska lakvatten från avfallsanläggningar inte har ingått i studien.

Denna studie visade att ett införande av PFAS24 (PFAS25) som gränsvärde för kemisk ytvattenstatus sannolikt kommer påverka de allra flesta svenska avfallsanläggningarna eftersom lakvattnet från dessa antingen direkt, eller indirekt, leds till en vattenförekomst där detta framtida gränsvärde för PFAS troligen snart kommer gälla. Tidpunkten när frågan aktualiseras på den enskilda anläggningen

styrts av faktorer som det egna miljötillståndet, tillståndprocesser för mottagande avloppsreningsverk, skyddsvärden i recipienten samt framtida lagstiftning (t.ex. BAT-LAN eller ytterligare justeringar i EU:s förslag gällande revidering av vattendirektivet).

Resultaten från projektet visade att medianhalten av viktad PFAS24 var ca 500 ng/l i utgående lakvatten på svenska avfallsanläggningar som deltog. Resultaten visade också att summaparametern PFAS11 täckte in de mest förekommande ämnena i PFAS24 som förekom på svenska avfallsanläggningar idag, se avsnitt ”4.2 Halter av PFAS24 och PFAS11 på avfallsanläggningar”. Generellt sågs i denna studie att de oviktade summorna av PFAS11 och PFAS24 följde varandra väl i både fördelning och halt, samt att de oviktade summorna var högre än den viktade summan PFAS24.

I denna studie så var det ett antal ämnen som aldrig påvisades över rapporteringsgränsen i lakvatten i något prov (6:2 FTOH, 8:2 FTOH, DONA, GEN-X, PFDoDA, PFDS, PFHxDA, PFTeDA, PFTrDA och PFUnDA). Detta kan bero på att verksamheterna som bedrevs på de anläggningar som valt att delta i studien var snarlika och hade liknande lakvattensammansättning där dessa ämnen inte förekom, eller att avfall där dessa ämnen förekommer ännu inte nått anläggningarna eftersom flera av dessa PFAS definieras som nyare PFAS (som används i stället för de äldre utfasade PFAS som ex. PFOA).

Det egna lakvattnets sammansättning har i studien visats vara viktigare att kartlägga och känna till än att jämföra sig med liknande verksamheter då det finns en variation i både halter och vilka ingående parametrar som dominerar i lakvattnets sammansättning på respektive anläggning, se avsnitt ”4.4 Sammansättning av ingående parametrar på anläggningar”. Variationen i sammansättning kan bero på typen av verksamheter som förekommer vid avfallsanläggningarna, avfallen som hanteras eller tillämpning av PFAS-rening. Ifall analyser av PFAS24 (PFAS25) i utgående lakvatten saknas på den enskilda anläggningen så kan ett första steg vara att använda haltdata från de ingående parametrarna i PFAS11 för att göra en omräkning av dessa till PFOA-ekvivalenter. Detta skulle kunna ge en fingervisning om hur ett införande av PFAS24 (PFAS25) som gränsvärde skulle kunna påverka den egna verksamheten innan analys av summaparametern har genomförts.

Olika ingående parametrar har i studien visats få störst påverkan på summaparametrarna viktad PFAS24 och PFAS11. Detta beror på viktningfaktorerna i PFAS24 som generellt är högre för långkedjiga PFAS än de kortkedjiga då dessa bedöms vara mer toxiska. Eftersom det är långkedjiga PFAS som får störst utslag i den viktade summan PFAS24 så är det generellt dessa som bör prioriteras vid rening för att sänka halten PFAS24 (men individuella

bedömningar på enskilda anläggningar behövs alltid). Generellt kan sägas att anläggningar som idag har höga halter av PFOA och PFOS även framöver kommer få utmaningar med PFAS24 som gränsvärde då dessa ämnen har höga viktningfaktorer (RPF) vid viktning till PFOA-ekvivalenter.

Svenska avfallsanläggningar med deponiverksamhet är slutstationen för avfall med PFAS-innehåll från hela samhället, och kommer vara det även framgent. Denna studie har bekräftat att PFAS generellt förekommer i lakvatten i nivåer som troligtvis kommer innebära utmaningar för anläggningarna gällande att nå halter i utgående lakvatten som är acceptabla för utsläpp. Även med viktning av PFAS24 så är PFAS-halterna generellt på en nivå som i många fall kommer föranleda åtgärder för att nå en nivå som är acceptabel i utsläppshalt, även om själva gränsvärdet för PFAS24 (PFAS25) på 4,4 ng/l gäller först i vattenförekomsten. Vad som utgör en acceptabel halt avgörs i de enskilda fallen och beror av de lokala förutsättningarna. Avfallsverksamheter som har mindre vattenförekomster som recipient som redan är PFAS-påverkade kan komma att få en extra stora utmaningar eftersom den acceptabla halten kan bli mycket hårt ställd.

Det finns idag olika reningstekniker på marknaden som har en påvisad effekt att avskilja långkedjiga PFAS, se avsnitt ”6 Reningstekniker för PFAS”, och med dessa tekniker sker även viss avskiljning av kortkedjiga PFAS. Några tekniker kan avskilja även kortare PFAS till högre grad, dessa kan dock kräva omständlig förbehandling av lakvattnet för att fungera tillfredställande och kostnadseffektivt. De avfallsanläggningar som angett att de har fullskalig PFAS-rening hade generellt lägre halter av summaparametrarna än de anläggningar som inte hade det (medelhalt ca 300 ng/l viktad PFAS24 jämfört med ca 700 ng/l i medelhalt för samtliga anläggningar). Vattenrening av PFAS gör således skillnad. Även avfallsverksamheter som hade angett att de hade sluttäckta deponier hade lägre halter av PFAS jämfört med avfallsverksamheter som inte hade det, se avsnitt ”5 Jämförelse mellan avfallsanläggningar med avseende på verksamhet vilket indikerar att även sluttäckning är en åtgärd som kan minska PFAS-halterna i lakvatten.

I denna studie har fokus på beskrivning av lämplig rening lagts på de ämnen som tillsammans utgör ca 80% av summaparametrarnas PFAS-innehåll. Beroende på hur höga halter som föreligger i lakvattnet kan dock rening av dessa ämnen visas vara otillräckligt för att nå ner till de nivåer som krävs för den enskilda anläggningen för att nå acceptabla halter i utgående lakvatten och det kan därför bli aktuellt med en kombination av reningstekniker för att reducera alla detekterade PFAS. Det är viktigt att ha god kännedom om det egna lakvattnets sammansättning så att investeringar i reningstekniker och andra åtgärder läggs där det får störst effekt.

9

**Rekommendationer
och förslag på
fortsatt arbete**

Utifrån denna studie rekommenderas sammanfattningsvis:

- Fortsatta analyser av PFAS (t.ex. PFAS11, PFAS24 och/eller PFAS25) i utgående lakvatten.
- Analys av TFA i utgående lakvatten.
- Genomförande av recipientutredningar som följer aktuell lagstiftning och som utformas efter ständigt föränderlig praxis på området för att identifiera skyddsvärden och mål för utsläppshalter kopplat till den enskilda verksamheten.

På EU-nivå har det nåtts en politisk överenskommelse⁹ kring att ämnet TFA (trifluorättiksyra) ska läggas till det föreslagna viktade gränsvärdet för PFAS och få en RPF på 0,002. EU:s reviderade förslag publicerades under slutfasen på detta projekt och innebörden av att TFA inkluderats i det nya förslaget gick därför inte att beakta inom befintligt projekt, men frågan bör utredas framöver. TFA skiljer sig kemiskt från övriga PFAS i PFAS24 då TFA endast består av två kol (övriga PFAS i PFAS24 består av fyra kol eller fler). Detta kan innebära utmaningar vid PFAS-rening och större kunskap om lakvattenbehandling avseende TFA behövs. Arbetet med framtagande av BAT-slutsatser för deponering (BAT-LAN) pågår och det bedöms troligt att PFAS kommer inkluderas i dessa, och möjligen omfatta även TFA.

För att kartlägga behov och identifiera aktuella frågor på den enskilda avfallsanläggningen rekommenderas genomförande av analyser av PFAS i utgående lakvatten framgent. För de avfallsanläggningar som endast analyserat PFAS24 vid ett eller ett fåtal tillfällen så rekommenderas fortsatta analyser av PFAS25 i utgående lakvatten för att erhålla halter som är representativa för verksamheten. För de anläggningar som idag analyserar PFAS24 rekommenderas att även ämnet TFA analyseras i lakvattnet för att avgöra vilken påverkan som parametern kan få för respektive anläggning. Ifall analyser av PFAS25 (PFAS24 och TFA) i utgående lakvatten helt saknas på den enskilda anläggningen så kan ett första steg vara att använda haltdata från de ingående parametrarna i PFAS11 för att göra en omräkning av dessa till PFOA-ekvivalenter för att få en uppskattning av vilka konsekvenserna av ett införande av gränsvärdet för PFAS24 (PFAS25) i ytvatten kan bli för verksamheten.

Beroende på vad verksamheten har för frågor framför sig (behov av nytt miljötillstånd, krav från mottagande avloppsreningsverk, provotidsredovisningar mm) kan genomförandet av en recipientutredning och/eller provtagning i recipient vara ett bra första steg för att identifiera skyddsvärden och mål för utsläppshalter, alternativt en utreda tolerabel belastning vid utsläpp till avloppsreningsverk. I de tillståndsprövningar som genomförs just nu i Sverige får ofta vattenfrågan störst fokus, vilket föranleder behov av robusta utredningar som följer aktuell lagstiftning och som utformas efter ständigt föränderlig praxis på området.

⁹ <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/>

10

Referenser

EU. (2025). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy - Analysis of the final compromise text with a view to agreement. Hämtat från: <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-13706-2025-INIT/en/pdf> [hämtat 2025-11-03].

EU. (2022). ANNEXES to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. Hämtat från: https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Annexes%20to%20the%20proposal_0.pdf [hämtat 2025-11-03].

Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B. (2021). Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 40, Number 3* pp. 859–870, 2021. Hämtat från: <https://doi.org/10.1002/etc.4835> [hämtat 2025-11-03].

Havs- och vattenmyndigheten. (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Hubert, M., Meyn, T., Hansen, M. C., Hale, S. E., & Arp, H. P. (den 01 02 2024). Per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) removal from soil washing water by coagulation and flocculation. *Water Research*.

IVL B2412. (2021). Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar. Stockholm: Avfall Sverige.

KEMI. (2025). <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas> [hämtat 2025-11-03]

Kumar, R., Kachwaha, M., & Verma, S. (2019). Quick detection of iron in contaminated water before feeding to RO membrane. Springer Nature SN Applied Sciences, 1:427.

Länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Jordbruksverket samt Havs- och vattenmyndigheten. (2022). PFAS vid deponier. Miljösamverkan Sverige.

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

Sweco. (2018). Rapport 2018:25, PFAS på avfallsanläggningar. Malmö: Avfall Sveriges Utvecklingssatsning.

SGU. (2024). <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/> [hämtat 2025-11-03].

B

Bilagor

BILAGA 1 – ENKÄTFRÅGOR

Nedan följer en sammanfattning av ett urval av de enkätfrågor som legat till underlag för denna rapport.

- Har ni provtagit PFAS24?
- Var släpps utgående lakvattnet?
- Har anläggningen utsläppsvillkor eller krav på utgående vatten avseende PFAS?
- Är proverna i utsläppspunkten tagna som stickprov eller samlingsprov?
- Vilket analyslabb har använts?
- Vilken/vilka typer av verksamheter finns på ytor från vilken uppsamling av vatten till utsläppspunkten sker?
- Har anläggningen utfört pilotförsök med PFAS-rening?
- Vilken/vilka typer av lakvattenbehandlingar har vattnet i utsläppspunkten genomgått?
- Har anläggningen PFAS-rening?
- Vilken PFAS-reningsteknik tillämpas?

BILAGA 2 – ANALYSDATA ANLÄGGNINGAR

Tabell 8. Medianer för respektive anläggning [ng/L]. / de fall som halter understigit rapporteringsgränsen har hela rapporteringsgränsen ansatts, celler markeras i grått.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	Å	Ä	Å	Total
Antal prov PFAS11 (n):	1	1	20	2	3	15	16	26	12	6	1	24	17	10	1	2	5	7	19	17	140	5	57	6	1	23	11	3	451	
Antal prov PFAS24 (n):	1	1	3	1	1	6	1	2	1	2	7	1	1	5	1	2	1	1	10	4	34	6	2	1	1	1	1	1	3	101
Parameter																														
6:2 FTOH	35	10	10	10	50	50	50	10	10	8	50	5	50	10	50	50	50	20	10	50	50	50	150	50	50	10	10	35	43	
6:2 FTS	3	0,7	12	14	12	170	41	11	7	10	12	99	6	7	15	6	1	6	4	50	24	15	5	13	31	54	3	3	11	
8:2 FTOH	20	10	10	10	10	10	10	10	10	7,5	10	25	10	10	10	10	10	20	10	10	10	10	30	10	10	10	10	20	10	
C6O4	1,0	2,5	1,0	1,0	1,0	64	1,0	3,0	1,0	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	110	1,0	11	37	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
DONA	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1,0	0,3	0,3	1,0	0,3	27	0,3	0,3	0,3	1,0	0,3	0,6	0,3	1	0,3	1,0	5	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	1,0	0,3	0,3	0,3	0,3	1,0	0,3	0,3	1,0	0,3	0,6	0,3	1	0,3	1,0	5	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
PFBA	110	74	290	38	100	280	157	73	62	130	72	305	105	27	41	82	46	42	47	356	280	97	370	276	180	320	44	110	99	
PFBS	120	1300	605	50	21	160	103	27	38	91	58	255	61	17	20	26	16	6	28	800	520	37	330	63	110	390	22	120	60	
PFDA	1,2	0,4	5,0	4,7	4,4	10	10	5,0	10	1,4	6	1,9	3	1,3	1,4	0,6	10	7	17	5,0	2,5	1	10	3,7	1,0	0,7	1,2	4,1		
PFDoDA	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,3	10	1,0	1,0	1,0	0,7	1,0	0,3	1,0	0,3	1,0	0,3	2,0	1,0	17	0,3	1,0	5	10	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	
PFDS	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	1,0	10	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	25	1,0	1,0	11	10	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
PFHpA	110	48	175	140	170	240	95	63	76	90	67	155	91	76	63	54	38	8	180	190	130	170	64	104	230	130	56	110	93	
PFHpS	1,3	1	3,7	5,5	3,9	3,2	10	3	6	10	1,8	2,2	1,4	1,5	2	2	1,1	0,6	7	25	2,1	6	10	10	11	1,0	2	1,3	2,5	
PFHXA	230	67	300	315	160	510	251	140	170	208	165	460	185	82	130	140	88	26	200	425	600	280	300	384	430	630	125	230	204	
PFHxDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1	1,0	1,0	6	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
PFHxS	43	13	59	58	41	89	39	29	120	67	60	87	26	16	13	43	16	6	53	43	54	110	13	10	360	37	36	43	42	
PFNA	6	2	8	11	24	20	10	40	7	10	3,3	19	5	7	1,6	4	1	10	23	17	5,0	6	1	10	14	1,2	2	6	6,9	

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	Å	Ä	Total
PFOA	390	98	460	240	660	310	152	200	140	232	145	250	160	150	38	130	110	6	485	369	210	560	180	101	620	78	88	390	170
PFODA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	6	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
PFOS	59	29	130	160	130	99	77	100	250	94	31	170	50	105	96	48	22	6	160	94	47	120	21	5	260	7	28	59	85
PFPeA	280	58	235	280	120	670	244	125	130	164	115	380	155	66	210	140	56	65	110	363	440	250	300	471	400	980	135	280	187
PFPeS	13	6	14	14	15	36	14	9	18	21	20	0,3	8	2	4,4	14	11	0,6	20	27	36	31	26	10	74	17	12	13	14
PFTeDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	5,5	1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
PFTrDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	5,5	20	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
PFUnDA	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,3	10	1,0	1,0	10	0,7	1,0	0,3	1,0	0,3	1,0	0,3	2,0	1,0	17	0,3	1,0	5,2	10	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0
PFAS11	1400	1700	2250	1300	1500	2600	1070	770	1012	1098	610	2496	901	545	630	675	400	150	1300	2700	2400	1500	1700	1440	2600	2800	530	1400	1300
PFAS24 (summa)	1427	1726	2313	1345	1516	2557	1282	843	1050	1233	806	2153	916	580	688	753	473	243	1348	2867	2505	1739	1860	1603	2760	2630	578	1427	1346
PFAS24 (PFOA- ekv)	678	218	940	800	1400	1030	480	770	870	651	360	770	347	430	310	345	290	24	1300	1250	525	1250	480	390	1700	303	262	678	503

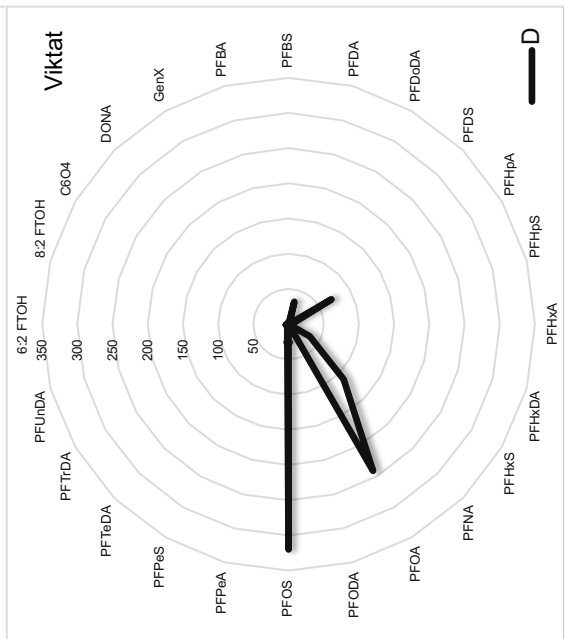
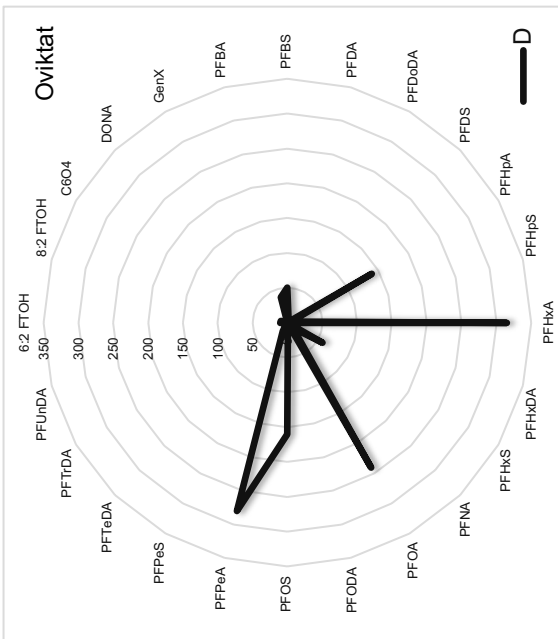
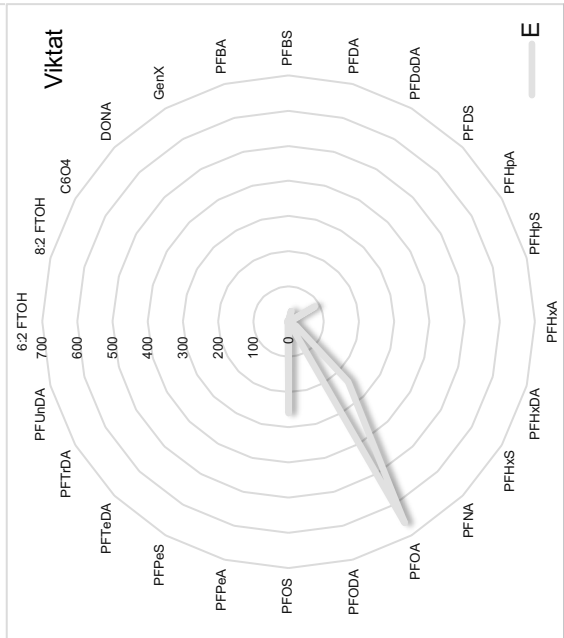
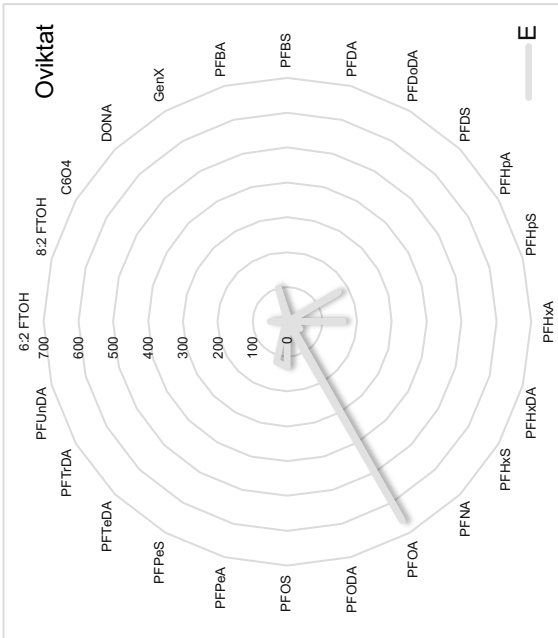
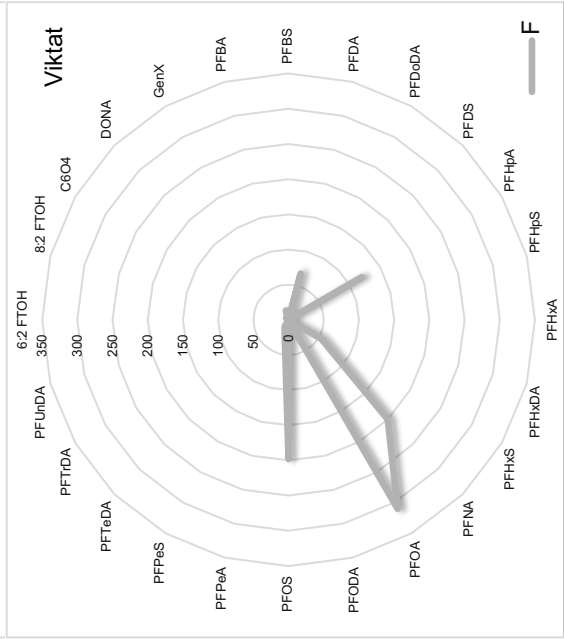
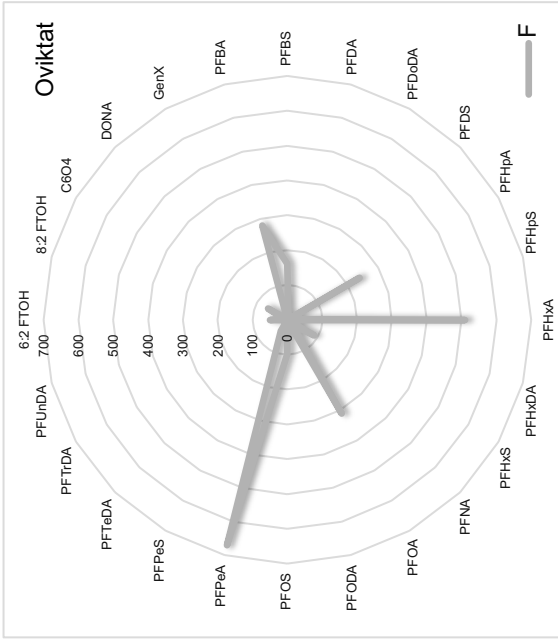
Tabell 9. Medelvärden för respektive anläggning [ng/l]. I de fall som halter understigit rapporteringsgränsen har hela rapporteringsgränsen ansatts, celler markeras i grått.

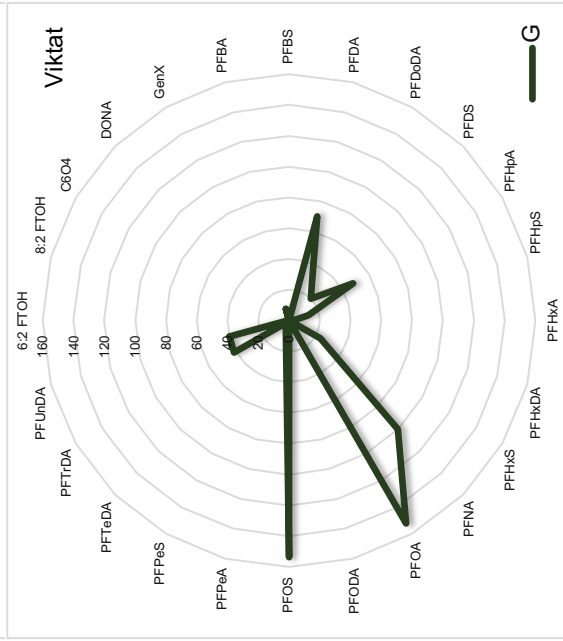
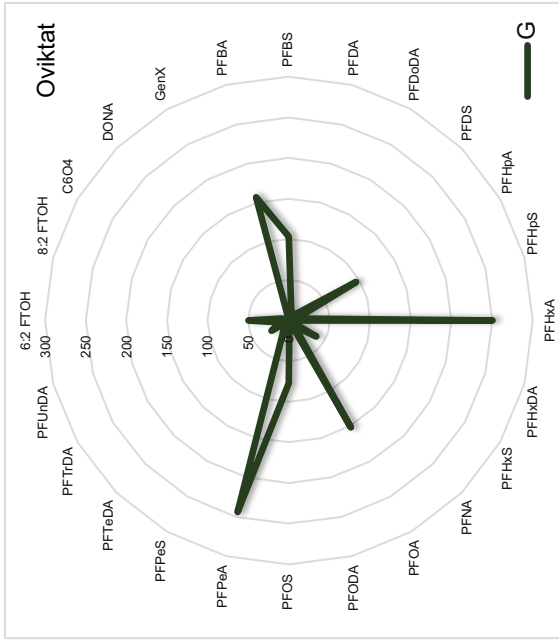
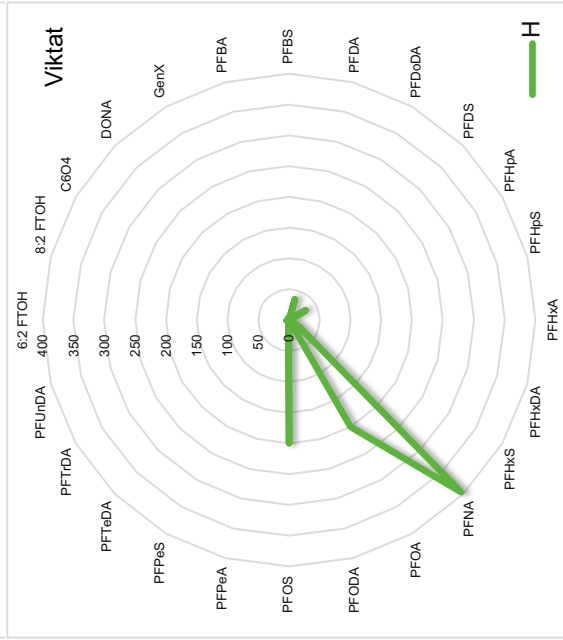
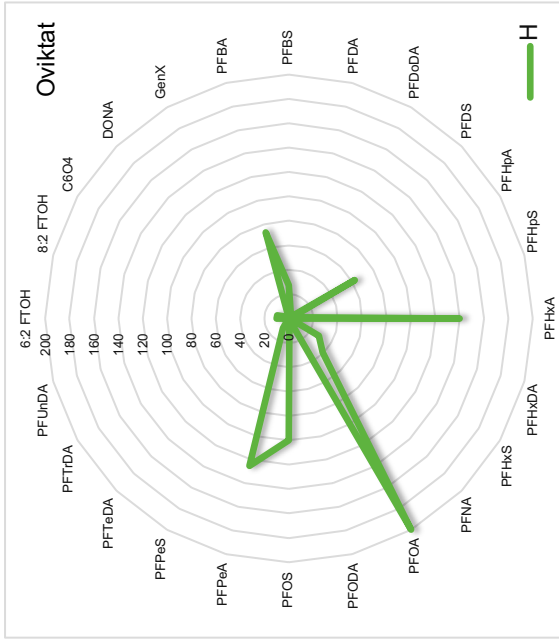
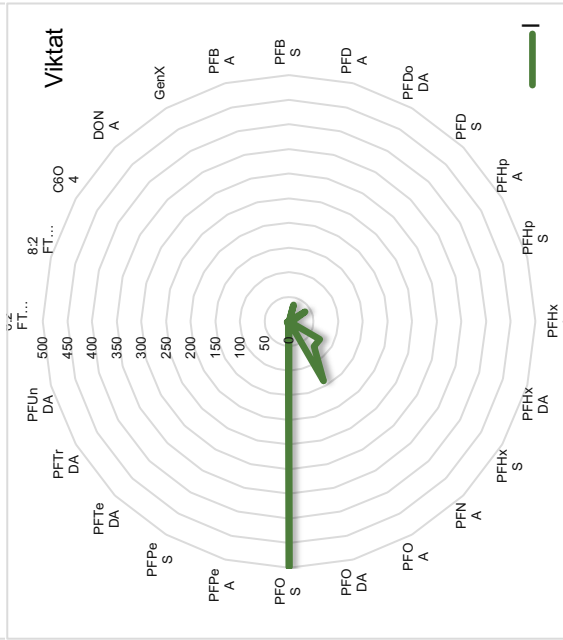
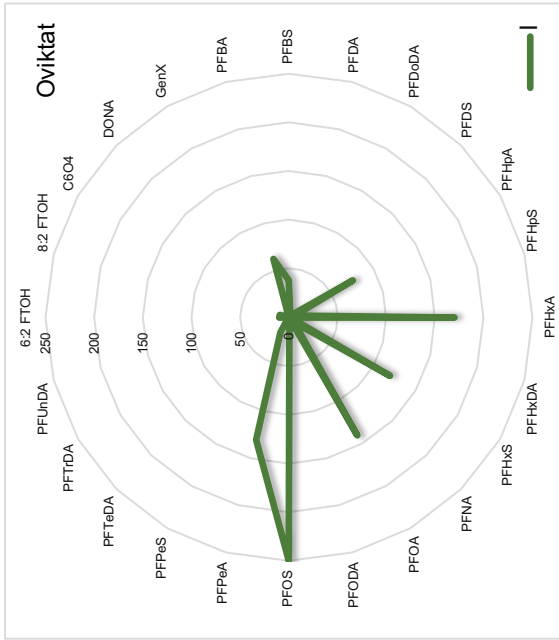
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	Å	Å	Totalt	
Antal prov PFAS11 (n):	1	1	20	2	3	15	16	26	12	6	1	24	17	10	1	2	5	7	19	17	140	5	57	6	1	23	11	3	451	
Antal prov PFAS24 (n):	1	1	3	1	1	6	1	2	1	2	7	1	1	5	1	2	1	1	10	4	34	6	2	1	1	1	1	3	101	
Parameter																														
6:2FTOH	35	10	10	10	50	50	50	10	10	8	50	5	50	10	50	50	50	20	12	50	50	50	150	50	50	10	10	50	35	
6:2FTS	2,9	0,7	13	14	12	174	43	11	9	9	12	169	8	7	15	6	2	5	4	48	35	16	10	14	31	52	4	0,3	26	
8:2FTOH	20	10	10	10	10	10	10	10	10	7,5	10	25	10	10	10	10	10	20	10	10	10	10	30	10	10	10	10	10	10	12
C6O4	1,0	3	1,0	1,0	1,0	66	1,0	3,0	1,0	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,2	3	1939	2,1	11	37	1,0	10	1,0	1,0	1,0	75	
DONA	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	1,0	0,3	0,3	1,0	0,6	27	0,3	0,3	0,3	0,3	1,0	0,3	0,6	0,3	3	0,3	1,9	5	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1,7	
GenX	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5	1,0	0,3	0,6	0,3	0,6	1,0	0,3	0,3	0,3	1,0	0,3	0,6	0,3	3	0,3	2,1	5	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,7	
PFBA	110	74	324	38	98	270	180	82	76	138	74	372	115	28	41	82	49	37	52	340	287	110	375	278	180	317	39	27	150	
PFBS	120	1300	705	50	22	149	105	28	42	96	57	248	66	19	20	26	18	5	28	714	546	40	502	58	110	417	23	9	197	
PFDA	1,2	0,4	5,2	4,7	4,6	11	8	5,0	5,0	7	1,5	19	1,9	4	1,3	1,4	0,6	9	7	15	4,2	2,6	2	8	3,7	2,9	1,0	1	5,0	
PFDODA	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,4	8	1,0	1,3	7	0,7	1,0	0,4	1,0	0,3	1,0	0,3	2,0	1,0	14	0,3	1,9	5	8	0,3	2,9	1,0	0,3	2,3	
PFDS	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	1,0	8	1,0	1,3	7	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	20	1,0	3,4	11	9	1,0	5,3	1,0	1,0	3,0	
PFHpA	110	48	176	140	163	247	92	67	78	95	69	157	90	74	63	54	39	8	177	191	139	169	102	102	230	139	59	23	111	
PFHpS	1,3	0,9	4,0	5,5	4,4	3,4	8	2,7	6,5	7,2	1,8	2,2	1,3	1,7	2,2	1,9	1,1	0,6	7	20	2,4	7	10	8	11	3,0	2	1,0	4,6	
PFHXA	230	67	331	315	157	512	235	150	177	203	168	445	187	81	130	140	83	27	201	414	649	295	391	360	430	675	131	36	258	
PFHxDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,3	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	3	1,0	2,1	6	1,0	1,0	3,0	1,0	1,0	1,4	

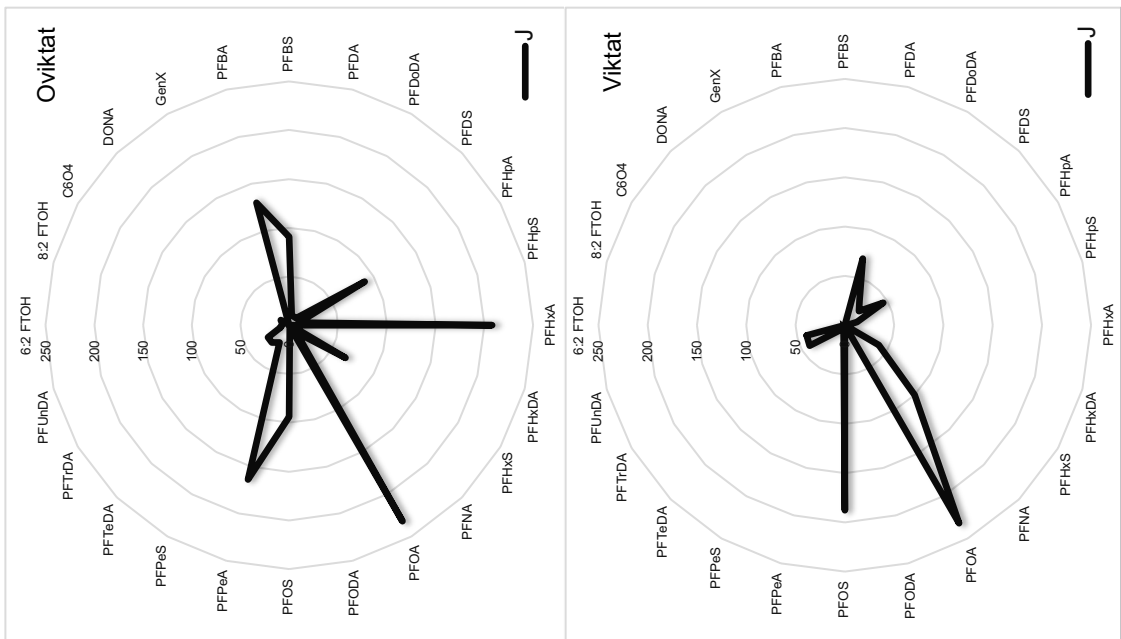
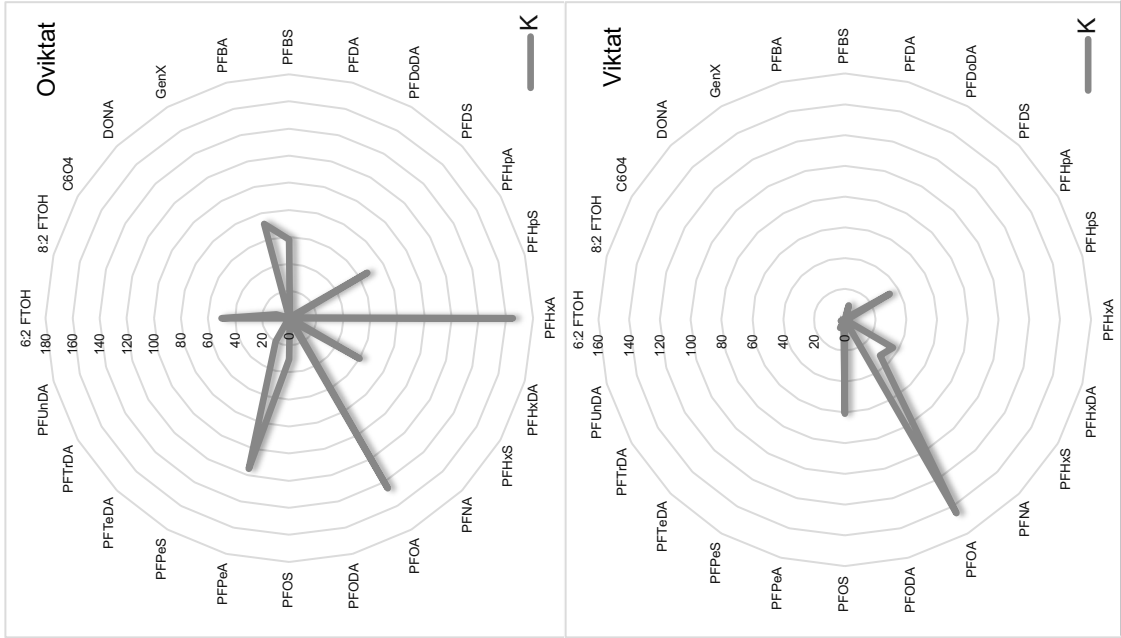
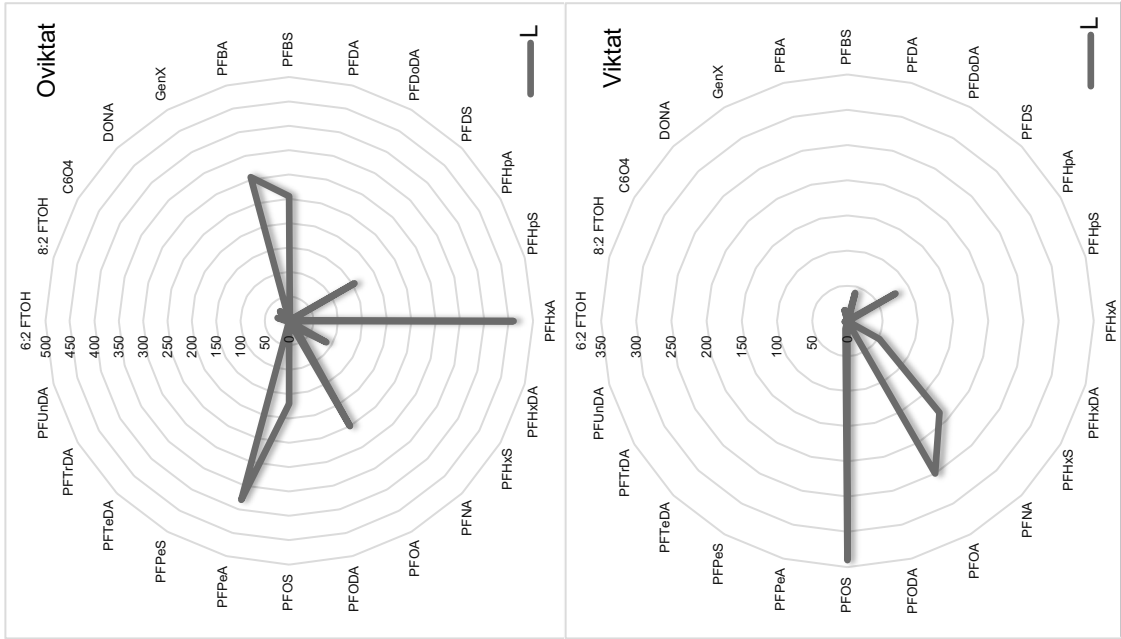
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	Ä	Å	Totalt
PFHXS	43	13	62	58	43	92	59	32	120	67	60	148	27	16	13	43	16	5	53	44	58	119	30	9	360	39	37	22	60
PFNA	6	2	8	11	24	20	9	42	8	8	3,5	89	5	7	1,6	4	2	9	23	18	5,0	7	3	10	14	3,2	3	3	12
PFOA	390	98	491	240	583	310	158	228	159	229	155	301	163	170	38	130	110	6	459	364	230	671	263	109	620	90	90	70	247
PFODA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	3	1,0	2,1	6	1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,3
PFOS	59	29	139	160	130	106	113	103	284	124	33	215	52	120	96	48	25	5	152	92	62	162	33	5	260	11	30	37	96
PFPeA	280	58	250	280	113	664	241	126	132	164	116	419	168	71	210	140	57	73	105	355	463	241	457	452	400	977	145	22	256
PFPeS	13	6	14	14	14	36	14	9	19	21	20	0,3	8	3	4,4	14	11	0,6	18	28	37	31	26	9	74	19	11	4	17
PFTeDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,3	1,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	3	1,0	2,1	5,5	1	1,0	3,0	1,0	1,0	2,0
PFTrDA	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	20	1,0	1,3	1,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	14	1,0	2,1	5,5	17	1,0	1,8	1,0	1,0	3,5
PFUnDA	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,4	8	1,0	1,3	7	0,7	1,0	0,4	1,0	0,3	1,0	0,3	2,0	1,0	14	0,3	1,9	5,2	8	0,3	2,9	1,0	0,3	2,3
PFAS11	1400	1700	2430	1300	1360	2527	1027	868	1088	1094	610	2582	890	597	630	675	402	144	1257	2594	2464	1640	2021	1374	2600	2713	562	247	1386
PFAS24 (summa)	1427	1726	2536	1345	1423	2552	1330	905	1136	1241	826	2478	953	624	688	753	478	243	1314	2735	4488	1937	2436	1551	2760	2743	599	321	1551
PFAS24 (PFOA- ekv)	678	218	1087	800	1400	992	480	770	870	651	363	770	347	434	310	345	290	24	1255	1250	635	1420	480	390	1700	303	262	207	669

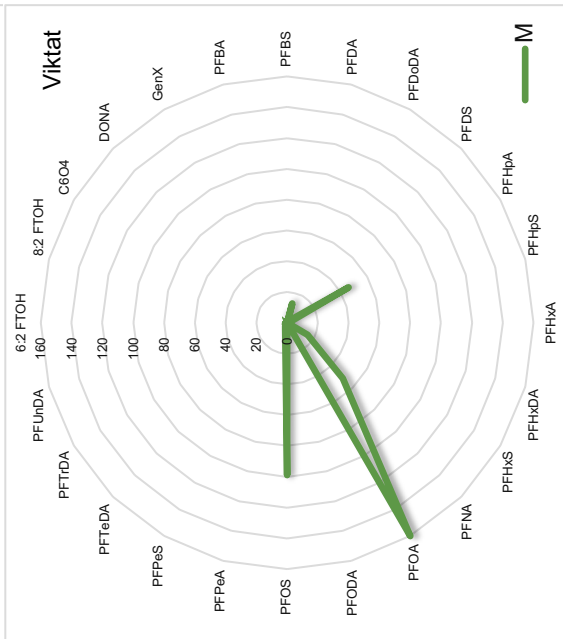
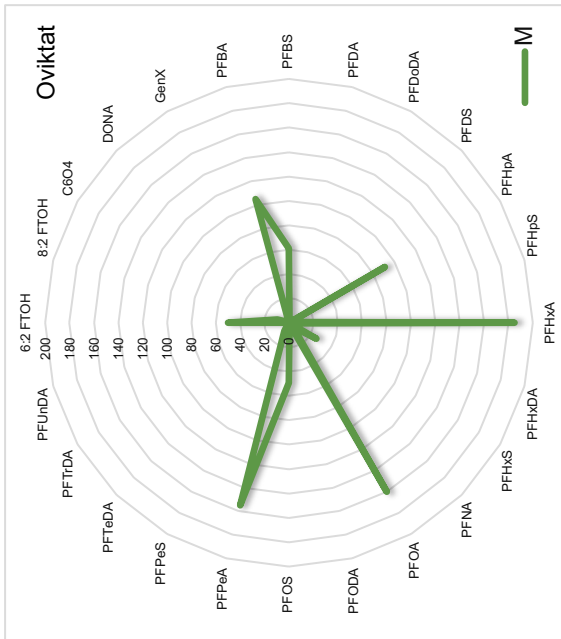
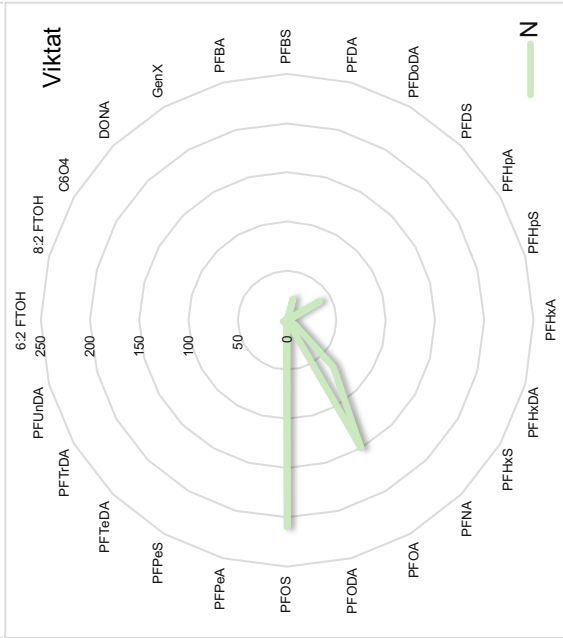
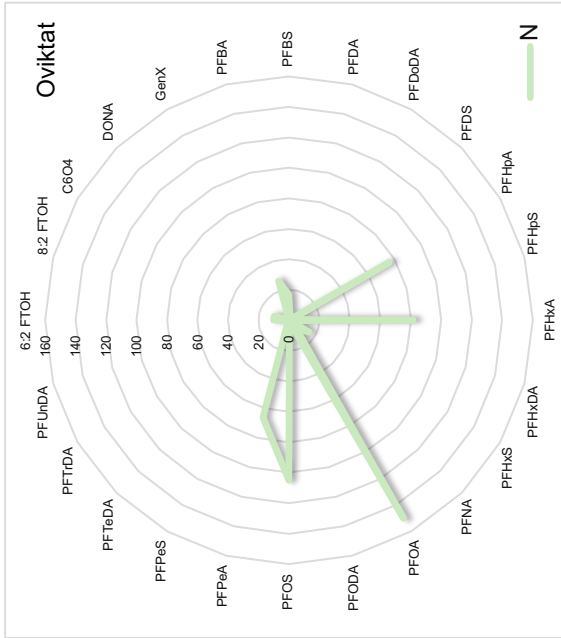
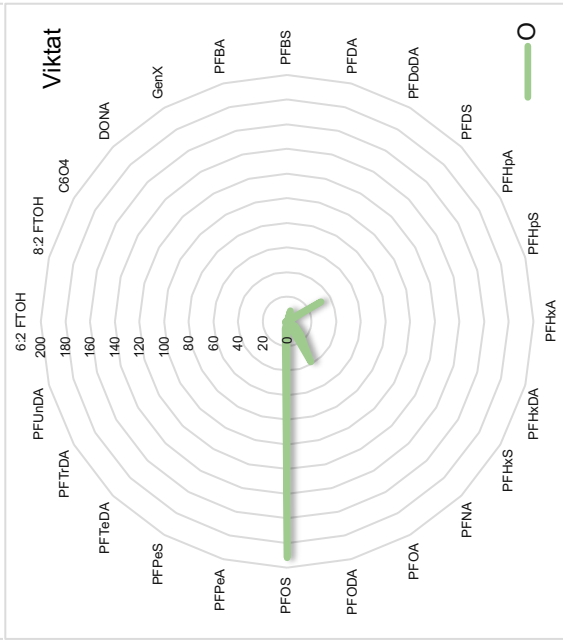
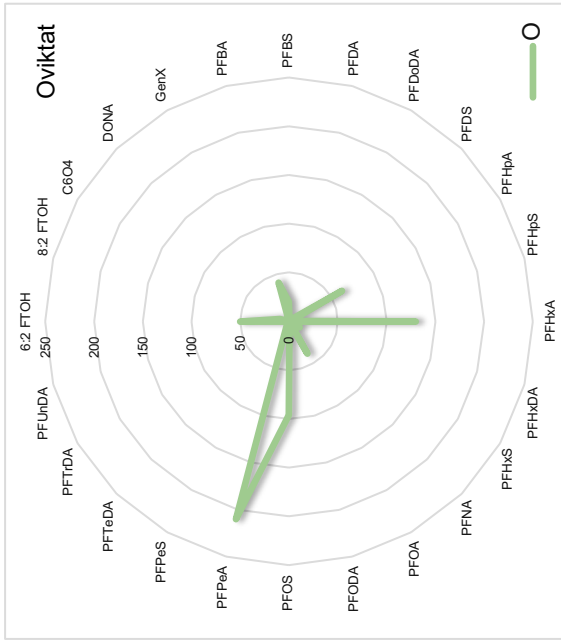
BILAGA 3 – PROFILER FÖR PFAS24 PER ANLÄGGNING

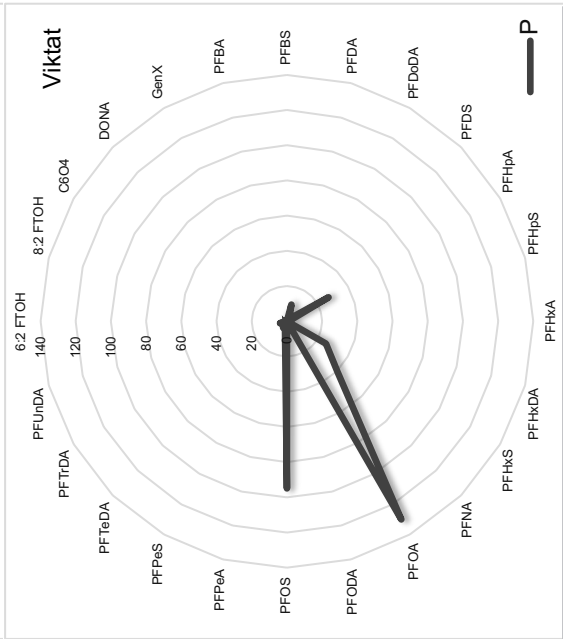
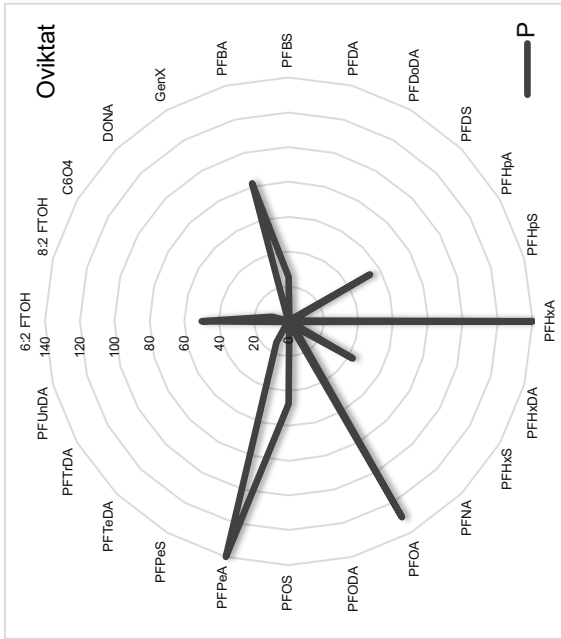
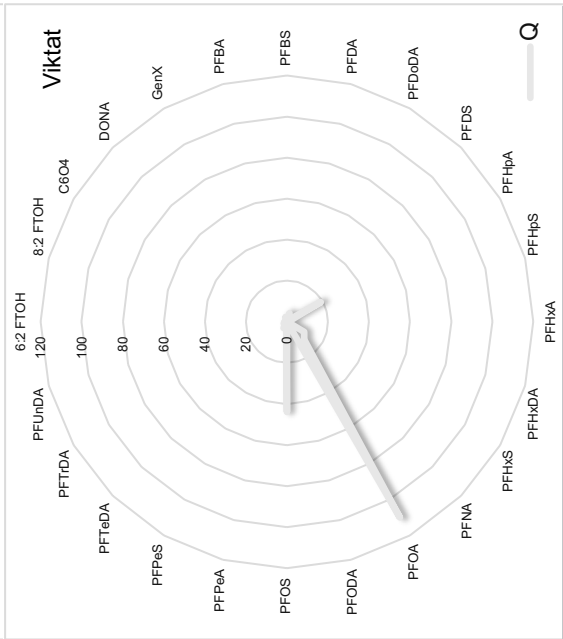
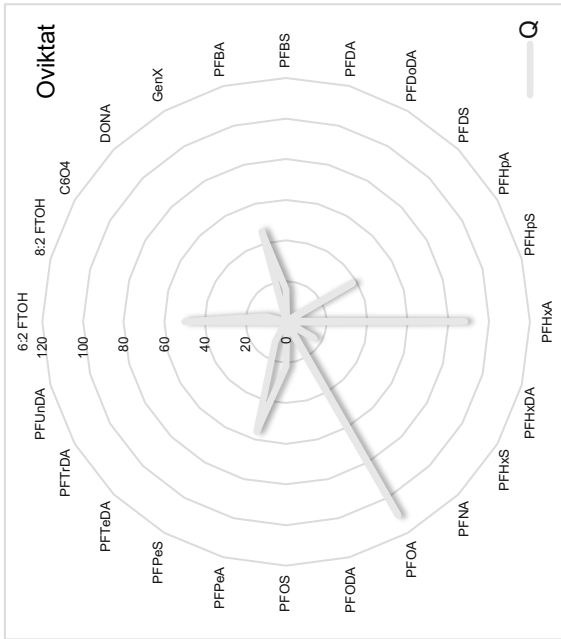
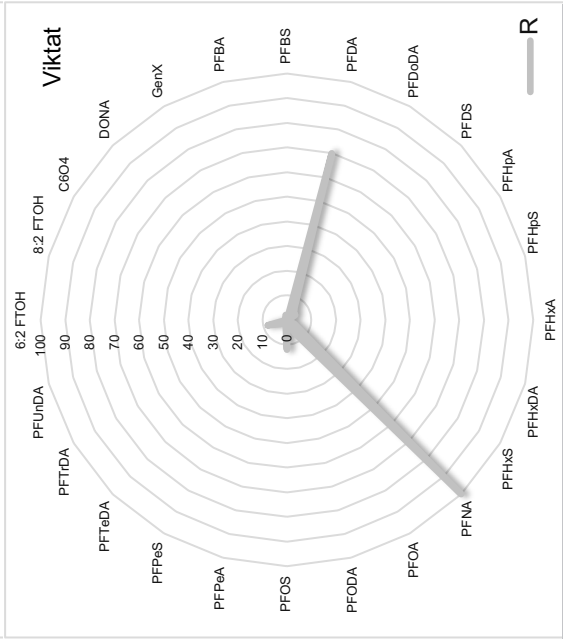
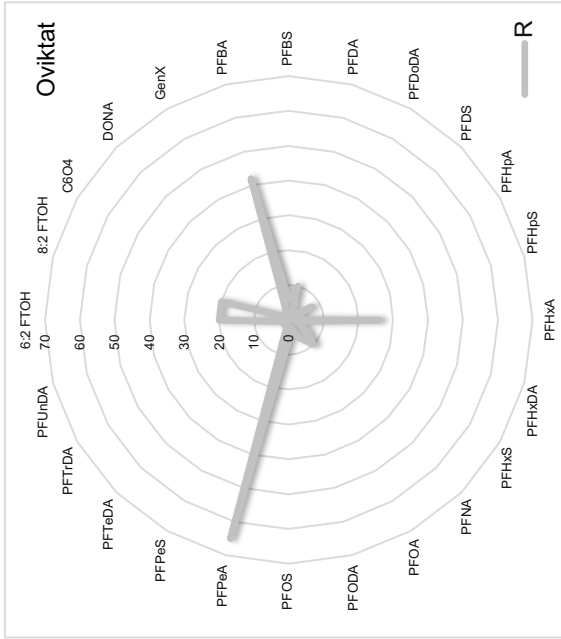
I samtliga diagram visas medianen för respektive parameter på anläggningarna i ng/l. De övre raderna visar oviktade halter, de nedre raderna visar viktade halter uttrycka i PFOA-ekvivalenter.

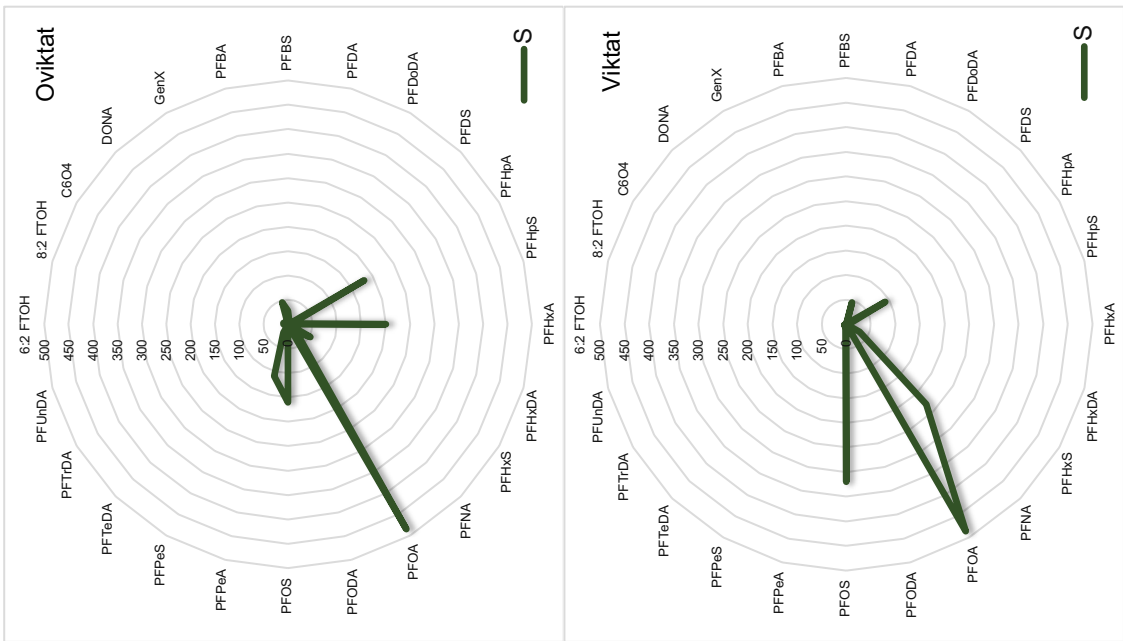
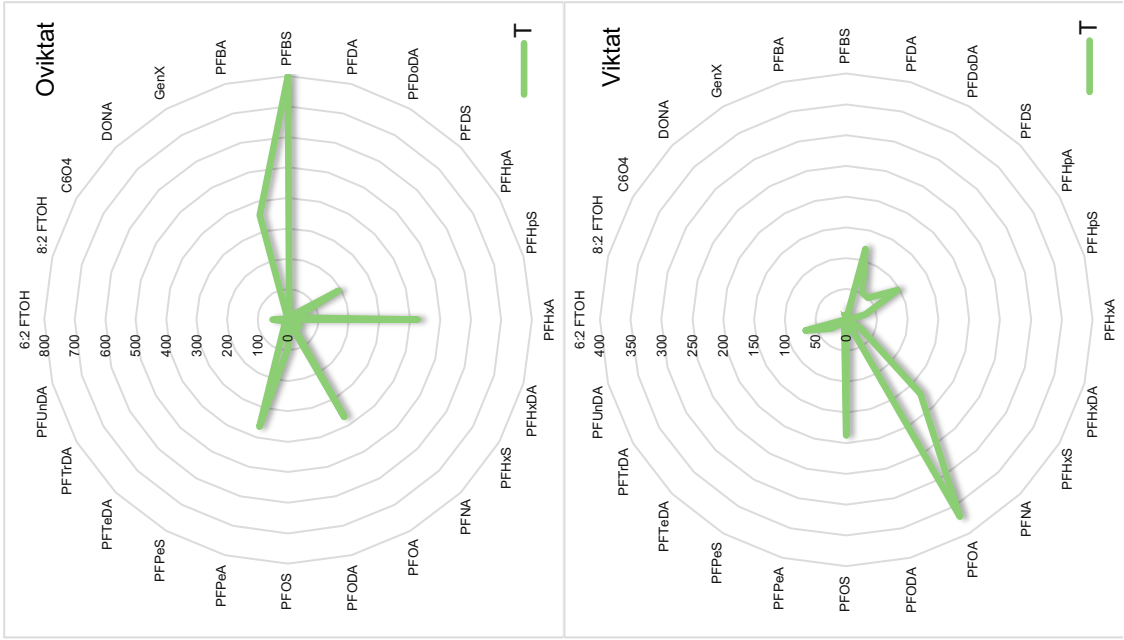
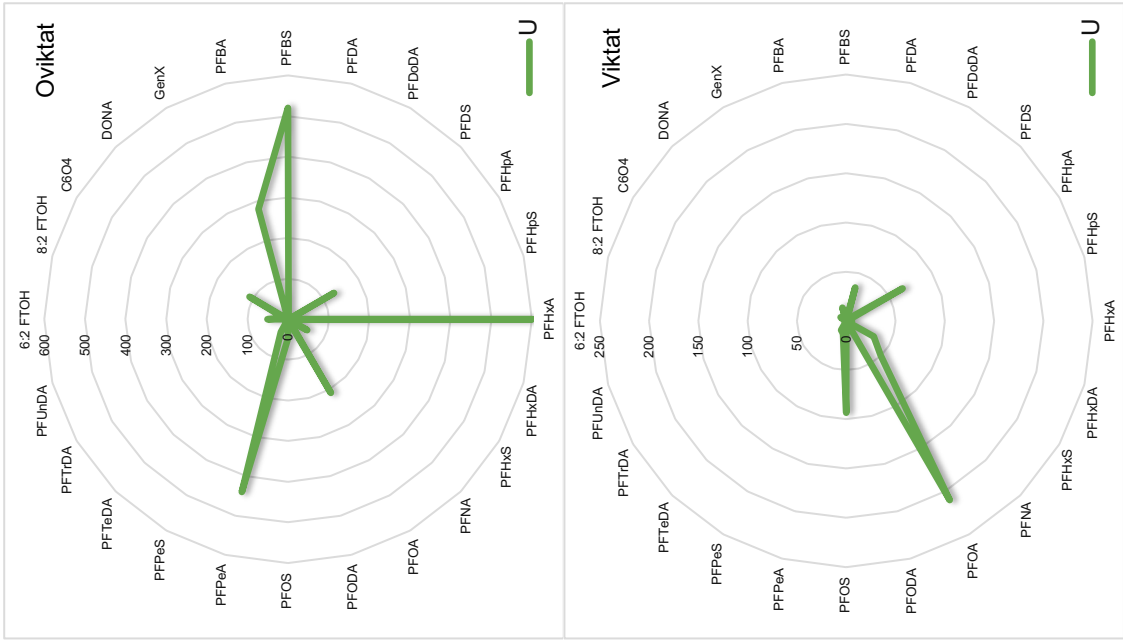


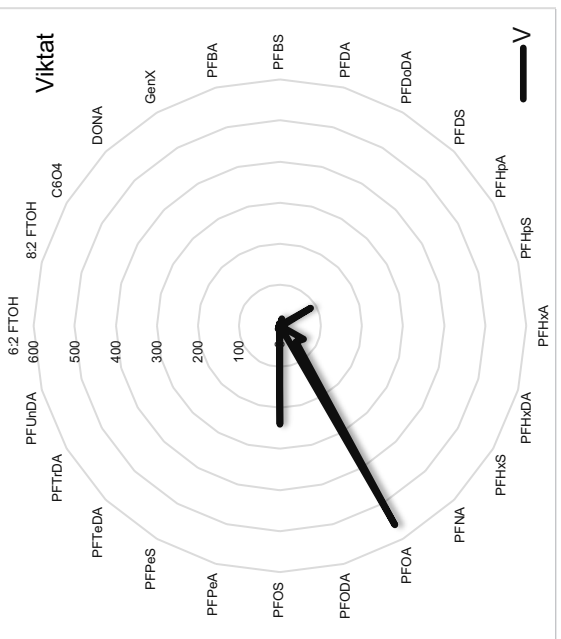
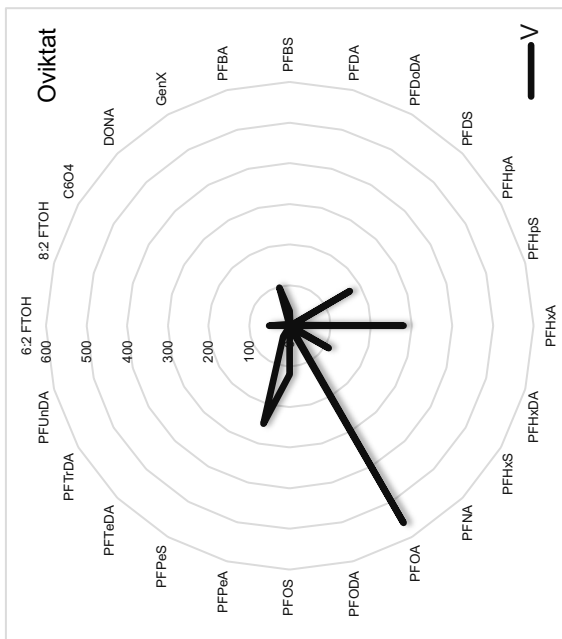
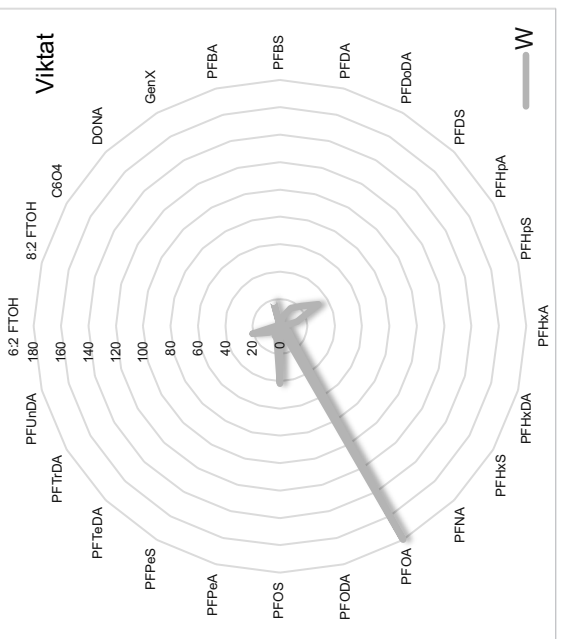
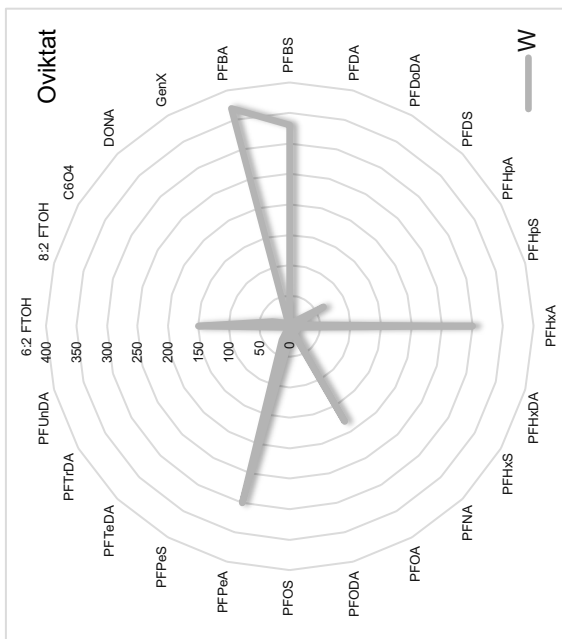
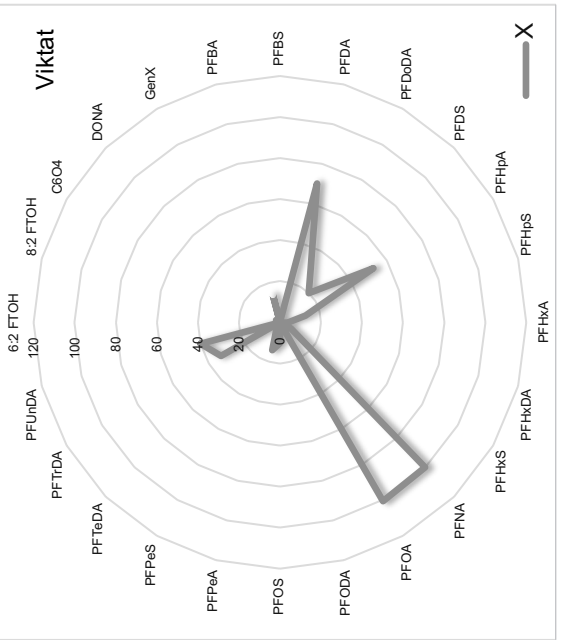
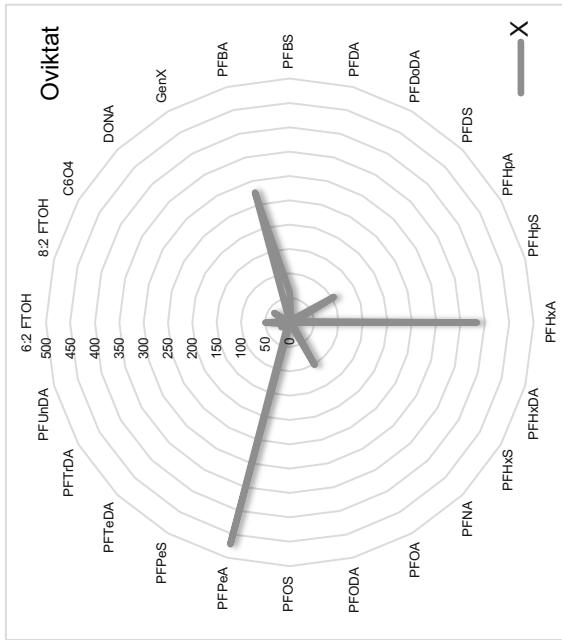


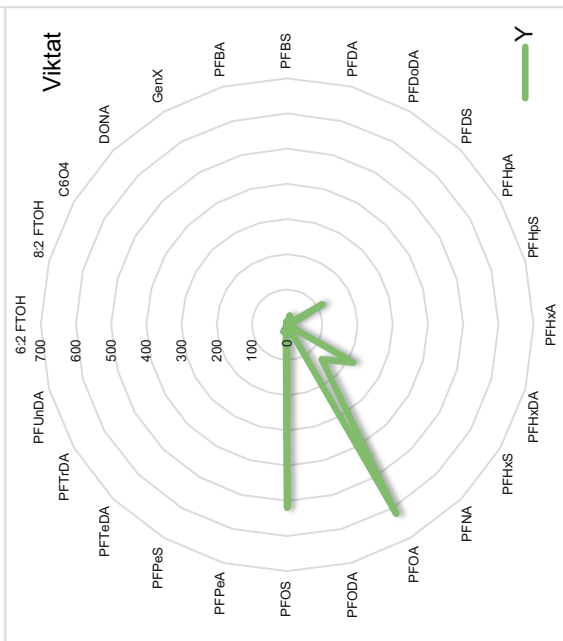
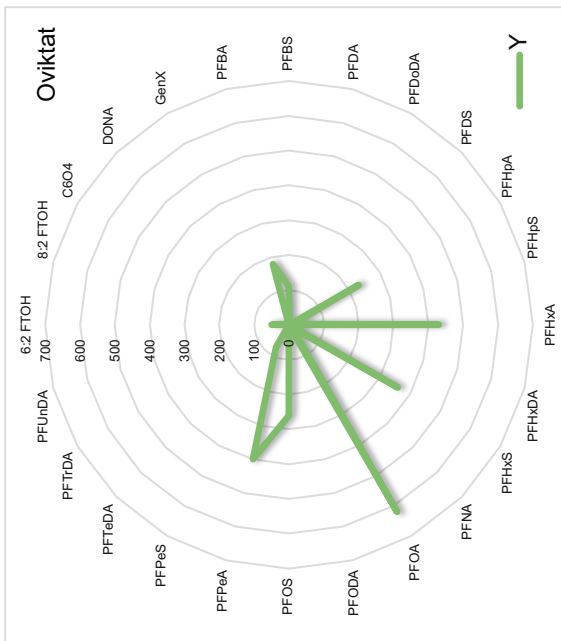
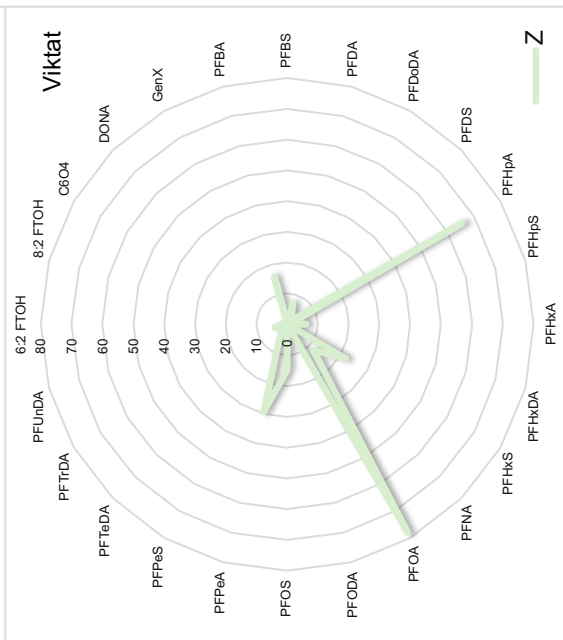
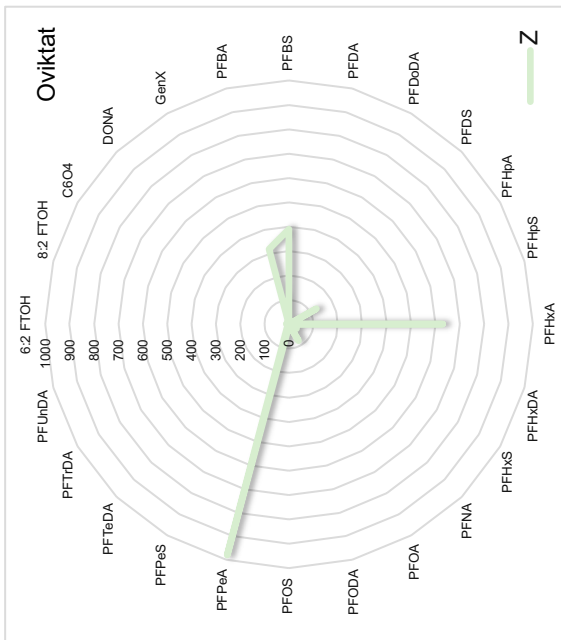
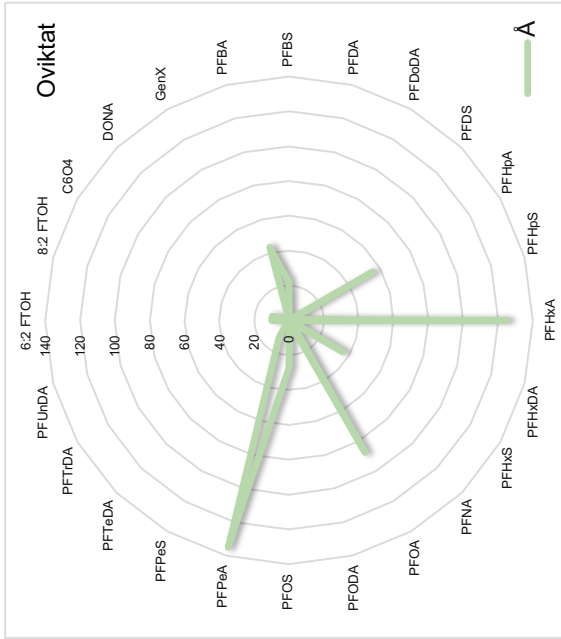


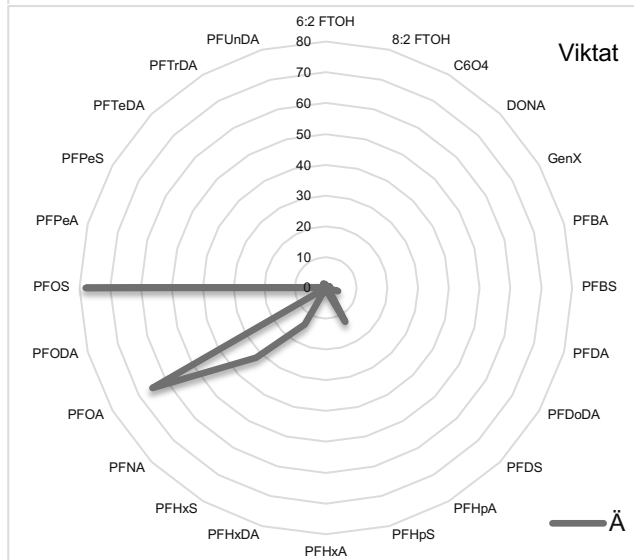
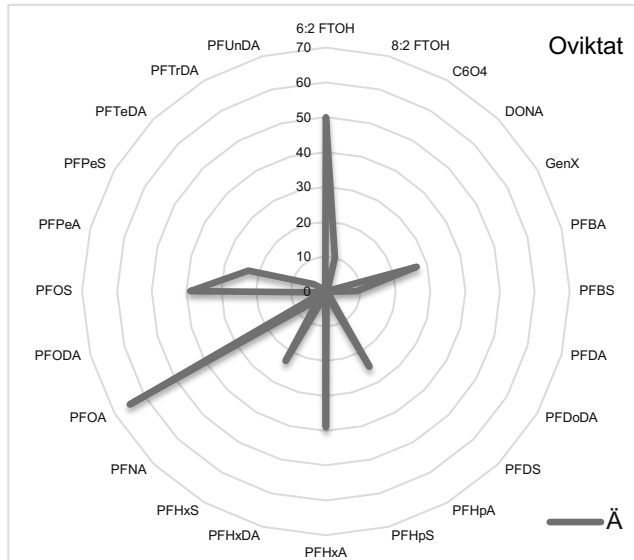












Avfall Sverige är kommunernas branschorganisation inom avfallshantering. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att avfall tas om hand och återvinns i landets alla kommuner. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vår vision är "Det finns inget avfall". Vi verkar för att förebygga att avfall uppstår, att mer återanvänds och att det avfall som uppstår återvinns och tas om hand på bästa sätt. Kommunen och deras bolag är ambassadör, katalysator och garant för denna omställning.



Avfall Sverige Utveckling 2026:04

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Baltzarsgatan 25, 211 36 Malmö
Telefon 040-35 66 00
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se