
Svenskt
Vatten

M157

Meddelande
2026
April

Kartläggning av PFAS-analysmetoder i Sverige

– från riktade summaparametrar till PFAS-total

Svenskt Vatten

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-50600200

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

Förord

Denna rapport har tagits fram av Svenskt Vattens tekniksprångare Kristoffer Björk, som under hösten 2025 varit anställd hos Svenskt Vatten inom ramen för Teknicsprånget.

Tekniksprånget är ett praktikprogram där Sveriges arbetsgivare, i samverkan med regeringen, satsar för att säkra Sveriges framtida kompetensförsörjning genom att locka fler ungdomar att söka sig till högre tekniska utbildningar. Programmet drivs av Kungliga Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA).

Tekniksprånget är ett praktikprogram för de som är 18-21 år och har gått Natur-, Ekonomi- eller Teknikprogrammet på gymnasiet. Under fyra månaders praktik får de på heltid testa livet som ingenjör hos en spännande arbetsgivare.

Handledare för arbetet har varit Erik Karlsson, strateg för ledningsnät och tillgångsförvaltning vid Svenskt Vatten.

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning.....	4
Begreppslista	5
1 Inledning.....	6
2 Syfte.....	7
3 Bakgrund	8
3.1 PFAS – definition, omfattning och toxicitet.....	8
3.2 PFAS analysmetoder	14
3.3 Lagstiftning	17
3.4 PFAS-total i litteraturen	24
4 Metod	27
5 Resultat	28
5.1 Svarsfrekvens.....	28
5.2 PFAS-analyser, fråga 1.....	28
5.3 Analyserade matriser för kompletterande analyser, fråga 2	28
5.4 Hinder för användning av kompletterande PFAS-analyser, fråga 3.....	29
6 Diskussion	30
6.1 Förekomst av analyserade PFAS-summaparametrar i relation till regelverk	30
6.2 PFAS-total-analyser i nuläget	30
6.3 Tillämpning av kompletterande PFAS-analyser i olika provmatriser.....	31
6.4 Underskattning av PFAS-belastningen i dagens övervakning	31
6.5 Prioriterade steg för metodutveckling och praktisk tillämpning.....	32
6.6 Kompletterande PFAS-analyser i policy och tillsyn	33
7 Slutsats.....	34
Litteraturförteckning	35
Bilaga 1	44
Bilaga 2	45

Sammanfattning

PFAS (per- och polyfluoroalkylsubstanser) utgör en mycket stor och heterogen grupp persistenta ämnen som används brett i industriella processer och konsumentprodukter. Inom vattenförvaltning och VA-verksamhet har PFAS utvecklats till ett centralt tillsyns- och riskhanteringsproblem. Den rutinmässiga övervakningen i Sverige och övriga EU baseras i dag huvudsakligen på riktade analyser av ett begränsat antal PFAS, styrda av gällande regelverk och standardiserade metoder. Samtidigt visar ett växande antal studier att dessa analyser ofta underskattar den faktiska PFAS-bördan, eftersom prekursorer, ultrakortkedjiga ämnen och okända fluororganiska föreningar inte inkluderas.

Syftet med denna studie är att kartlägga nuläget för PFAS-analyser i svenska VA-verksamheter, bedöma i vilken utsträckning rutinmässiga riktade analyser kompletteras med bredare PFAS-total- eller proxy-total-metoder samt identifiera de huvudsakliga hinder som begränsar en mer heltäckande analysstrategi. Studien analyserar vidare vilka konsekvenser en systematisk underskattning av PFAS-belastningen kan få för riskbedömning, tillsyn och åtgärdsarbete.

Kartläggningen baseras på en nationell enkätundersökning genomförd via Svenskt Vattens statistiksystem VASS, kompletterad med en litteratur- och regelverksgenomgång. Resultaten visar att svenska VA-organisationer i mycket hög grad analyserar de summaparametrar som följer av nationell lagstiftning, främst PFAS 4 och PFAS 21. Däremot används kompletterande analysmetoder såsom total oxiderbara prekursorer (TOP-analys), extraherbart organiskt fluor (EOF) och högupplösande masspektrometri (HRMS) endast i mycket begränsad omfattning och främst inom forskningsprojekt. Endast ett fåtal aktörer uppger att de tillämpar någon form av PFAS-total-analys.

Den vanligaste angivna orsaken till att kompletterande PFAS-analyser inte används är avsaknaden av regulatoriska krav, vilket angavs av 65% av respondenterna. Därutöver angav en betydande andel respondenter hinder relaterade till begränsad kunskap, osäkerhet och svårigheter att tolka resultaten, vilket sammantaget omfattade omkring 40% av svaren. Ekonomiska (16%) och tekniska (11%) hinder förekommer, men framstår som sekundära i förhållande till styrnings- och regelverksrelaterade faktorer. Resultaten ligger i linje med EU-kommissionens tekniska riktlinjer, som konstaterar att befintliga PFAS-total-metoder ännu är ofullständigt harmoniserade men samtidigt kan ge värdefulla närmevärden för den samlade PFAS-belastningen, och därför i nuläget tillämpas på frivillig grund snarare än som bindande krav.

Sammantaget visar studien att dagens PFAS-övervakning med stor sannolikhet underskattar den totala förekomsten av PFAS i vattenrelaterade matriser, särskilt avseende prekursorer och ultrakortkedjiga ämnen såsom TFA. Denna underskattning riskerar att påverka både exponerings- och riskbedömningar samt prioriteringen av tillsyn och åtgärder. Rapporten drar slutsatsen att en mer heltäckande PFAS-analysstrategi i första hand kräver tydligare regulatoriska incitament och metodvägledning, snarare än enbart ytterligare teknisk metodutveckling.

Begreppslista

Begrepp eller akronym	Förklaring
ARV	Avloppsreningsverk; anläggning för rening av kommunalt och industriellt avloppsvatten.
AFFF	<i>Aqueous Film Forming Foam</i> ; brandbekämpningsskum som historiskt innehållit PFAS.
Cas-nummer	Unikt numeriskt identifieringsnummer för kemiska ämnen, tilldelat av <i>Chemical Abstracts Service</i> (CAS).
CLP	Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures; EU-förordning (EG nr 1272/2008) om klassificering, märkning och förpackning av kemiska ämnen och blandningar.
MCDA	Multi-Criteria Decision Analysis; metod för att jämföra alternativ utifrån flera kriterier.
SWEDAC	Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll; svensk myndighet för ackreditering.
VASS	Svenskt Vattens system för insamling av VA-statistik.
PFAS-prekursorer	PFAS-föreningar som ofta är mer reaktiva eller nedbrytbara. De omvandlas till mer stabila och svårnedbrytbara PFAS-ämnen genom olika processer i miljön, i vatten eller i kroppen.

1 Inledning

PFAS (per- och polyfluoroalkylsubstanser) utgör en heterogen grupp syntetiska ämnen som används brett i industriella processer och konsumentprodukter och som kännetecknas av hög persistens i miljön (Buck et al., 2011; Glüge et al., 2020; Kemikalieinspektionen, 2015; Evich et al., 2022). I miljö- och dricksvattenkontexten har PFAS därmed kommit att utgöra ett centralt tillsyns- och förvaltningsproblem, särskilt för VA-verksamheter med ansvar för övervakning och skydd av dricksvattenresurser (Sunderland et al., 2019; Wang et al., 2022).

En särskild utmaning är hur PFAS förekomst i vatten kvantifieras och bedöms. I Sverige och övriga EU baseras rutinmässig övervakning i huvudsak på direktanalyser av ett begränsat antal kända PFAS, i stor utsträckning styrt av gällande regelverk och standardiserade metoder (Thorsén et al., 2025). Ett växande antal studier visar dock att dessa analyser ofta underskattar den faktiska PFAS-bördan, eftersom prekursorer, transformationsprodukter och okända eller svåridentifierade fluororganiska ämnen inte fångas upp (McDonough et al., 2019; Megson et al., 2025; Idowu et al., 2025). Denna underskattning skapar betydande osäkerheter för riskbedömning, tillsynsbeslut och åtgärdsarbete (Kärrman et al., 2021; Baqar et al., 2024; Ateia et al., 2023; McDonough et al., 2019).

För att adressera dessa begränsningar har forskningen utvecklat kompletterande analytiska angreppssätt, inklusive metoder som syftar till att identifiera tidigare okända PFAS samt metoder som uppskattar den totala mängden fluororganiskt material i ett prov (McDonough et al., 2019; Koch et al., 2021; Idowu et al., 2025; Wang et al., 2025b&a). Dessa metoder ger andra typer av information än traditionella direktanalyser och är centrala för att förstå PFAS-förekomstens omfattning och sammansättning. Trots detta saknas tydlig standardisering och regulatorisk förankring för PFAS-total-relaterade metoder, och i vilken utsträckning de tillämpas i rutinmässig övervakning är i dagsläget begränsat belyst.

2 Syfte

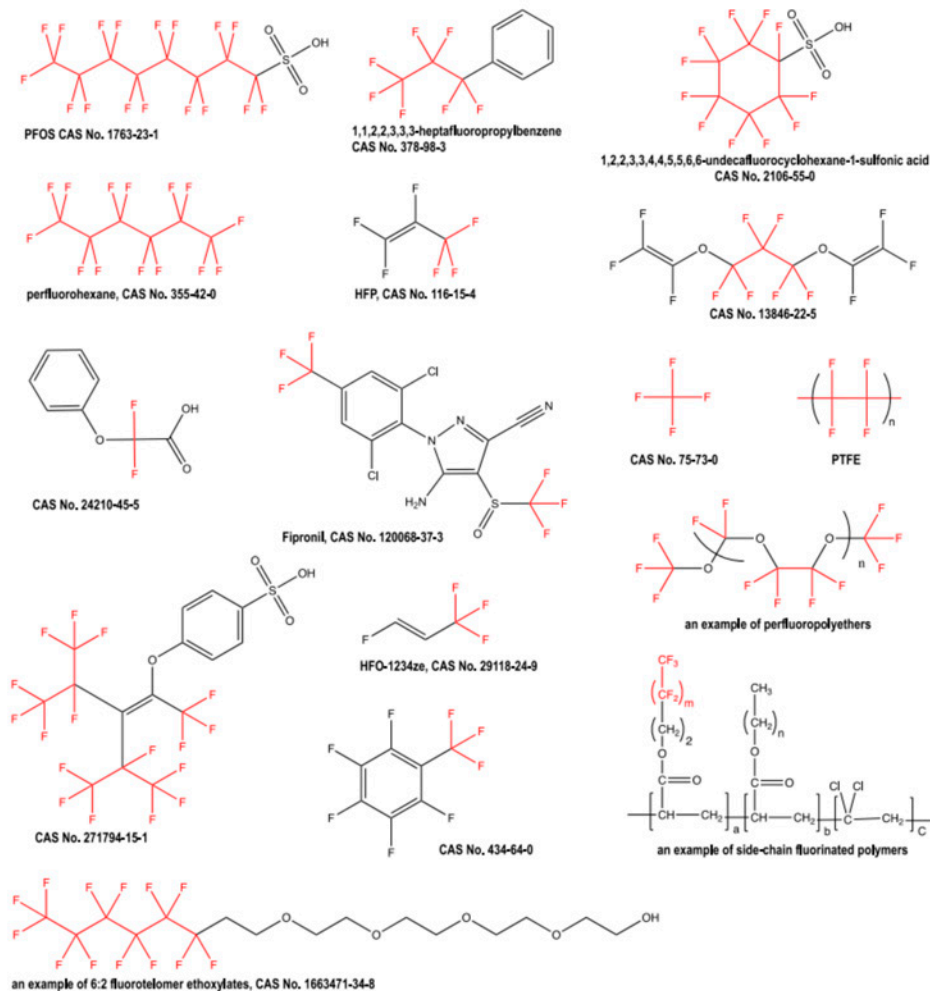
Syftet med denna studie är att kartlägga nuläget för PFAS-analys i svenska VA-verksamheter, bedöma i vilken utsträckning rutinmässiga direkt-analys kompletteras med PFAS-total-metoder samt identifiera praktiska och metodmässiga begränsningar som talar emot en mer heltäckande analysstrategi. Rapporten avser vidare att diskutera i vilken grad rutinmässiga riktade analyser kan underskatta den totala PFAS-bördan i vattenrelaterade matriser och vidare analyseras konsekvenserna av en potentiell underskattning för exponerings- och riskbedömningar samt tillsynspraxis. Slutligen utreder rapporten vilka tillvägagångssätt och åtgärder som kan möjliggöra en övergång till mer kompletta PFAS-analys. Vidare diskuteras huruvida en sådan utveckling kan bidra till att stärka incitamenten för ett bredare PFAS-förbud.

3 Bakgrund

3.1 PFAS – definition, omfattning och toxicitet

3.1.1 Definition

För att sätta PFAS-problematiken i perspektiv behöver både definition och omfattning tydliggöras. Buck et al. (2011) har länge fungerat som praktisk nomenklatur i övervakning, medan OECD:s regelbaserade definition (först 2018, reviderad 2021) blivit vägledande i policy och forskning (Glüge et al., 2020; Buck et al., 2021; OECD, 2018). OECD:s reviderade definition (2021) omfattar en mycket omfattande grupp strukturer: PFAS är ämnen som innehåller minst en fullt fluorerad metylgrupp ($-CF_3$) eller metylengrupp ($-CF_2-$) utan väte, klor, brom eller jod bundet till den fluorerade kolkedjan. Exempel på sådana strukturer visas i figur 1. Enligt PubChem-databasen finns över 7 miljoner ämnen som uppfyller dessa kriterier, men dessa utgör främst potentiella kemiska varianter snarare än dokumenterat använda PFAS-ämnen (OECD, 2021; Schymanski et al., 2023). Marknads- och användningsinventarier ger därför ett annat perspektiv. Glüge et al. (2020) identifierade ungefär 1 400 PFAS i över 200 användningskategorier och Kemikalieinspektionens (2015) kartläggning rapporterade fler än 3 000 högfluorerade kommersiella ämnen, men dessa studier baseras på inventeringar och publicerades före OECD:s 2021-revidering och är därför inte direkt jämförbara med aktuella strukturbaserade databassökningar. Det kan därför behövas uppdaterade inventeringar som belyser hur många av de teoretiskt identifierade PFAS som faktiskt finns på marknaden.



Figur 1

Exempel på PFAS som uppfyller OECD (2021) definition. Metylgrupp (-CF₃) och metylengrupp (-CF₂-) är markerade röda. Figur från OECD (2021).

3.1.2 Användning och spridning

Glüge et al. (2020) och Kemikalieinspektionen (2015) påvisar den breda och stora användningen av PFAS i kommersiella produkter. Industrins intresse för PFAS grundar sig i deras unika kombination av vatten- och fettavstötande egenskaper, kemisk stabilitet och mycket låg ytspänning, vilket möjliggör effektiv spridning över ytor och bildning av tunna, stabila filmer (Buck et al., 2011). Typiska användningsområden omfattar ytbehandling av textilier och livsmedelsförpackningar, non-stick-beläggningar, brandbekämpningsskum (AFFF), samt diverse industriella applikationer inom elektronik och metallbearbetning (Evich et al., 2022; Glüge et al., 2020). Glüge et al. (2020) har dessutom identifierat fler tillämpningar utöver de typiska användningsområdena som tidigare inte beskrivits i litteraturen, exempelvis PFAS i ammunition, konstgräs, gitarrsträngar och klätterrep. Hansson et al. (2020) visade att produkter även inom kosmetika, hudvård, hårvård och toalettartiklar innehåller PFAS.

Utsläpp av PFAS sker längs hela produktlivscykeln: vid tillverkning, under användning, vid avfallshantering och förbränning, men särskilt vid olyckor och punktkällor såsom läckage från industrianläggningar eller från brandövningsplatser där AFFF använts (Sunderland et al., 2019; Wang et al., 2022., Dasu et al., 2022; Reinikainen et al., 2022). Produktionsanläggningar, brandövningsplatser och avfallsdeponier ger ofta mycket höga lokala koncentrationer i grund- och ytvatten. Brandövningsplatser, med AFFF användning, har i flera fältstudier identifierats som de mest intensiva lokala källorna (Reinikainen et al., 2022; Hedlund et al., 2016; Ruyle et al 2023; Cousins et al., 2016). Enligt modellberäkningarna i EU:s dossier för PFAS i brandskum uppskattas de årliga

utsläppen under ett baslinjescenario till omkring 470 ton PFAS per år inom unionen (European Chemicals Agency, 2022).

Naturvårdsverket (2025) bedömer att det, utöver mark tydligt påverkad av AFFF, sannolikt finns tusentals PFAS-påverkade områden i Sverige som är svåra att upptäcka och inventera på grund av den omfattande användningen av PFAS i industriella processer och konsumentprodukter.

Diffusa, med andra ord icke-punktutsläpp, definieras som utsläpp av okänd eller varierande lokalisering. Dessa inkluderar bland annat atmosfärisk transport av flyktiga PFAS, kemisk omvandling av prekursorer till stabila PFAS, ytavrinning, transport och långvarig spridning via grundvatten i geologiska avlagringar samt nedbrytning av konsumentprodukter (Kurwadkar et al., 2022; Benskin et al., 2012).

Atmosfärisk deposition har identifierats som ett av de största spridningssätten för PFAS. Denna transportväg reflekterar både lokala utsläpp och en omfattande global spridning och kan bidra med betydande halter PFAS även till områden där användningen är begränsad eller obefintlig (Hansson et al., 2016; Filipovic et al., 2013). Hansson et al. (2016) uppskattar att atmosfäriskt nedfall årligen tillför cirka 180 kg PFAS (summa PFAS 17) direkt till vatten och 2 400 kg till markområden i Sverige, vilket är ungefär tio gånger högre än det uppskattade bidraget från brandskum på flygplatsers brandövningsplatser.

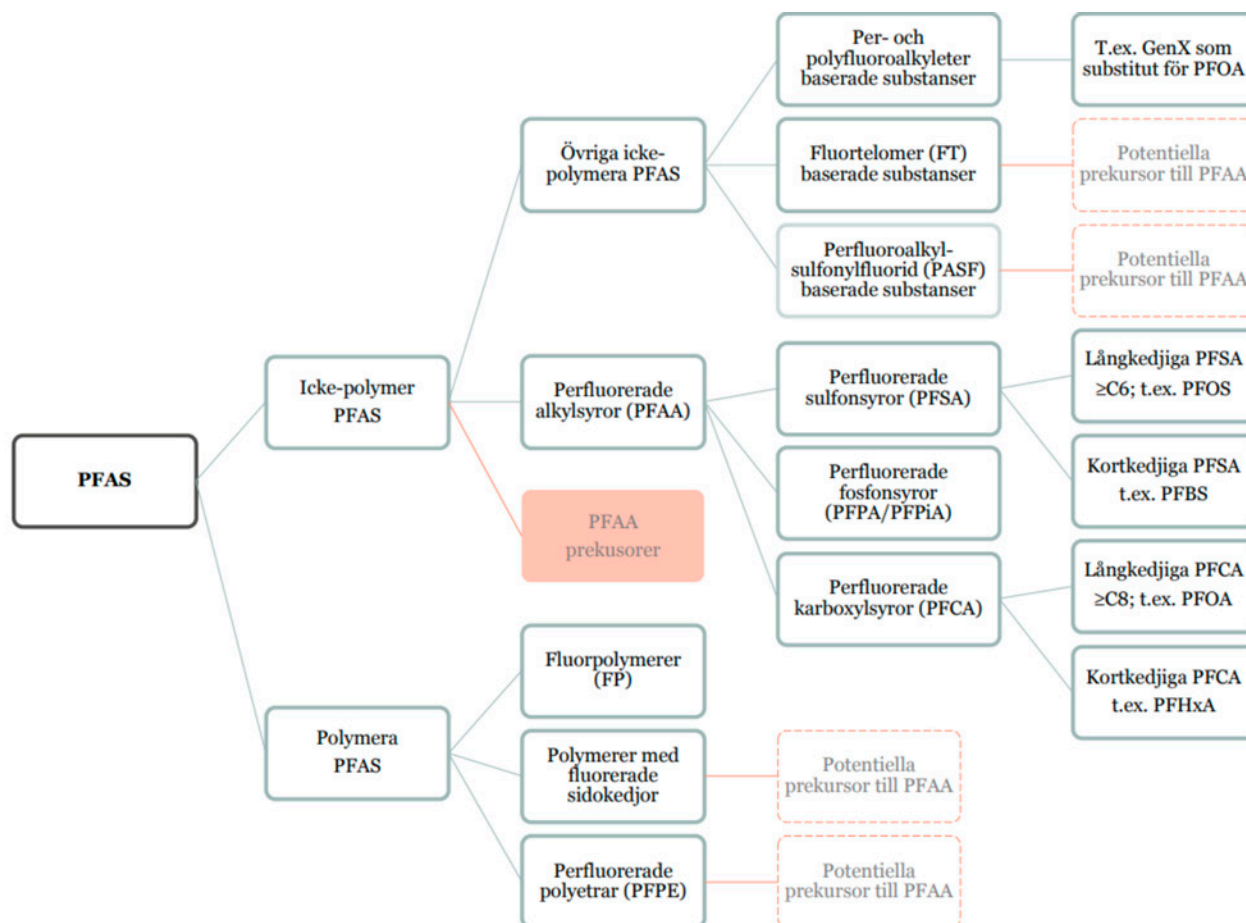
Avloppssystemet är en annan central spridningsväg för diffusa utsläpp. Det ska tydliggöras att ARV inte är en källa av PFAS, däremot är det en mottagare och agerar som en länk för spridning mellan samhälle och miljö (Baresel et al., 2022). Baresel et al. (2022) menar också att PFAS kommer till ARV från hushåll, industrier, lakvatten från deponier och tillskottsvatten av dag- och grundvatten från PFAS-påverkade områden. PFAS från hushåll har till stor del sitt ursprung i dricksvatten, och denna transportväg kan på några få platser utgöra en betydande andel av den totala PFAS-belastningen på ARV (Filipovic & Berger, 2015; Baresel et al., 2022). I Bromma ARV uppskattades exempelvis >40 % av sulfonsyrorna (PFSA) och 30 % av karboxylsyrorna (PFCA) härstamma från dricksvatten (Filipovic & Berger, 2015). Detta understryker vikten av att inkludera dricksvatten som potentiell källa vid kvantifiering av PFAS-flöden till och från avloppsreningsverk. Samtidigt bör det noteras att dricksvatten generellt inte uppvisar förhöjda PFAS-halter i Sverige. Enligt en nationell sammanställning i VASS (2025) överskrider endast 25 kommuner det kommande gränsvärdet för PFAS 4 om 4 ng/L, vilket tyder på att dricksvatten i de flesta fall inte utgör en betydande bidragande källa till PFAS-belastningen på avloppsreningsverk.

ARV bidrar till fortsatt spridning av PFAS genom utsläpp av renat avloppsvatten, slamspridning och aerosoler från processluft som bidrar till atmosfärisk deposition (Ahrens et al., 2011; Baresel et al., 2022). Det utgående vattnet och slam sprider PFAS vidare eftersom reningsprocesserna ofta inte avskiljer dessa ämnen, så stora delar passerar anläggningen och återförs till miljön (Houtz et al., 2016; Baresel et al., 2022).

Baresel et al. (2022) konstaterar att det är omöjligt att fullt kvantifiera de olika PFAS-flödena i samhället och miljön, eftersom det varken är möjligt att fullt ut identifiera eller kvantifiera alla källor och transportvägar. Detta utgör en av de största utmaningarna vid kartläggning och riskbedömning av PFAS och understryker behovet av omfattande analyser för att få tillförlitliga indikationer på både lokal och nationell nivå.

3.1.3 PFAS – kategorisering av struktur, egenskaper och toxicitet.

För att bättre förstå och jämföra egenskaper hos olika PFAS grupperas ämnena efter molekylär struktur och förekomst av funktionella grupper, se figur 2.



Figur 2

Schematisk översikt över huvudkategorier av PFAS och bildningsvägar för potentiella prekursorer (Baresel et al., 2022).

Den mest välkända undergruppen är perfluorerade alkylsyror (PFAA) som bland annat inkluderar perfluoroalkylkarboxylsyror (PFCA, till exempel PFOA) och perfluoroalkylsulfonater (PFSA, till exempel PFOS). Dessa föreningar är i regel helt perfluorerade, stabila, persistenta och förekommer ofta som slutprodukter av transformationer från prekursorer (Buck et al., 2011; Baresel et al., 2022). Kedjelängd påverkar både toxicitet och mobilitet: långkedjiga PFAA ($\geq C7$ för PFCA och $\geq C6$ för PFSA) är mer bioackumulerande, tenderar att ansamlas i sediment och biota och har i epidemiologiska studier kopplats till leverpåverkan, nedsatt immunrespons, reproduktionsstörningar och ökad risk för vissa cancerformer (Barry et al., 2013; Grandjean et al., 2012; Vieira et al., 2013; Lopez-Espinosa et al., 2011; 2016). PFOA är en av de mest toxikologiskt studerade PFAA, och det är vanligt att uttrycka och jämföra risker för andra PFAS i PFOA-ekvivalenter vid beräkning av riktvärden eller bedömning av toxisk potential (Malovany et al., 2021). Kortkedjiga PFAA, som TFA, är mer vattenmobila och sprids lättare i vattensystem, vilket kan öka risken för bred exponering via dricksvatten. De uppvisar generellt lägre bioackumulativ potential och de epidemiologiska belägen för långtidseffekter är hittills mer begränsade (Cousins et al., 2020; Fenton et al., 2021; Neuwald et al., 2022).

Polymera PFAS är högmolekylära fluormaterial. Figur 2 visar undergrupperna fluorpolymerer, perfluorerade polyeter och polymerer med fluorerade sidokedjor, som används för ytskikt och material (Buck et al., 2011; Evich et al., 2022). Den vanligaste typen är polytetrafluoreten (PTFE) (Glüge et al., 2020), känt från varumärken som teflon och Gore-Tex. De är svåra att upptäcka i vattenprover eftersom de ofta sitter bundna i fasta matriser eller har låg vattenlöslighet (OECD, 2018). Grupper med fluorerade sidokedjor och perfluorerade polyeter kan fungera som prekursorer som under förbränning, mekaniskt slitage eller särskilda nedbrytningsförhållanden bildar vissa PFAA, vilket innebär att de indirekt kan bidra till betydande risker (Buck et al., 2011;

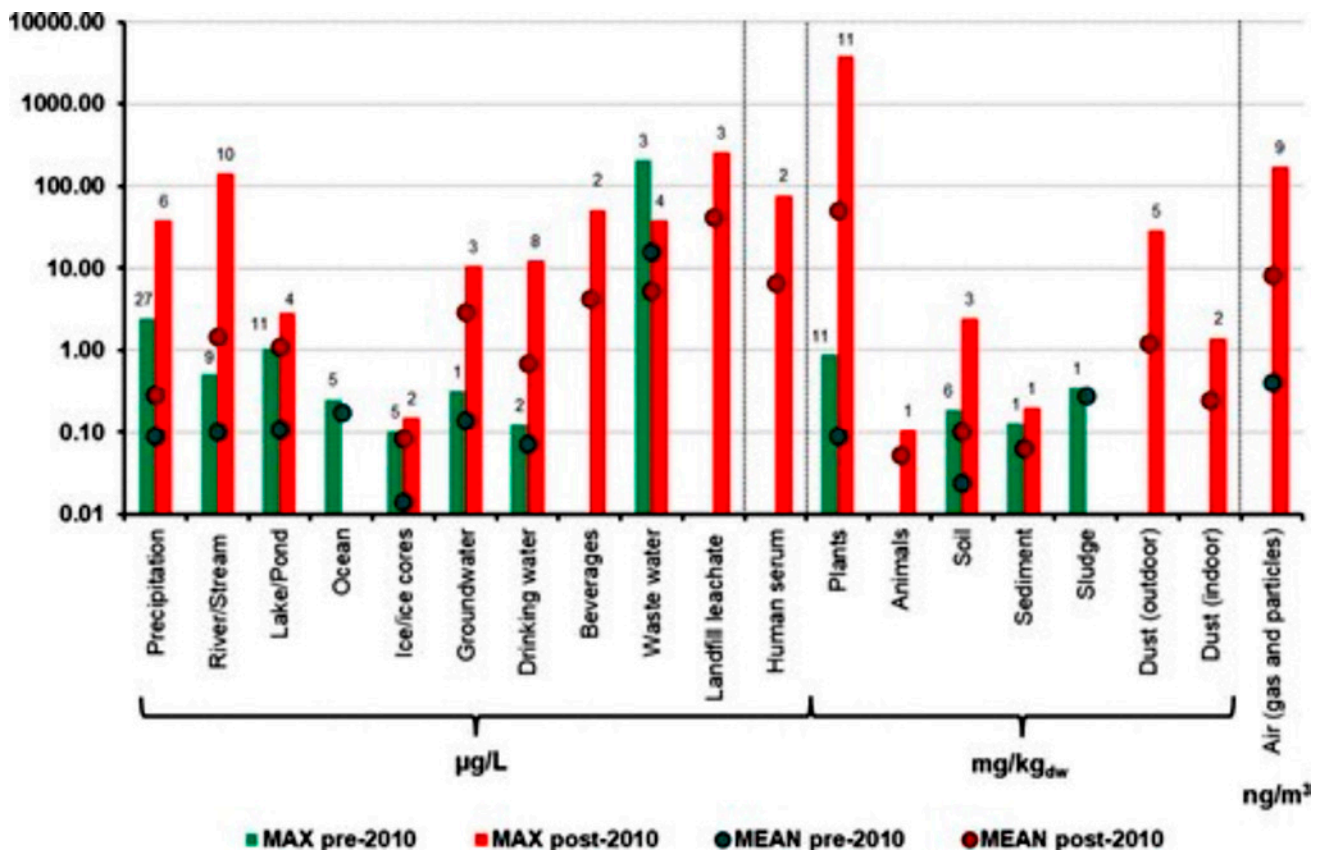
Glüge et al., 2020). För övrigt är de toxikologiska observationerna för dessa polymera PFAS fortfarande begränsade och osäkerheterna stora, men den tillgängliga forskningen ger inte stöd för att fluoropolymerer kan antas vara låg-risk-ämnen (Lohmann et al., 2020).

Övriga icke-polymera PFAS är en bred samling av olika låg- till medelmolekylära fluor-organiska ämnen som inte hör till PFAA-gruppen. Hit hör bland annat fluorotelomer-baserade ämnen (exempelvis 6:2 FTOH), perfluoroalkyl-sulfonylfluorider/sulfonamider, polyflouralkyl-fosfatestere (PAPs, till exempel Di-PAP), eter-baserade ersättningskemikalier (till exempel GenX-kemikalier) och andra specialiserade fluorerade byggstenar (Glüge et al., 2020; Baresel et al., 2022). Dessa ämnen uppvisar varierande volatilitet och vattenlöslighet och flera fungerar som prekursorer, bland annat tidigare nämnda fluortelomer, PAPs perfluoroalkyl-sulfonylfluorider/sulfonamider, som kan omvandlas till persistenta slutprodukter såsom PFOS eller PFOA (Baresel et al., 2022; Mejia Avendaño och Liu, 2015; Young & Mabury, 2010). Prekursorer av denna typ utgör därför en betydande toxikologisk risk eftersom de, genom olika nedbrytningsprocesser – abiotiskt, biotiskt, kemiskt eller termiskt – omvandlas till PFAS med välkända hälso- och miljöeffekter. Övriga icke-polymera PFAS utgör därför en heterogen grupp med skilda fysikalisk-kemiska egenskaper och varierande toxikologiska profiler. Ett exempel är GenX-kemikalier som enligt U.S. Environmental Protection Agency (2021) toxikologiska bedömning visar att oral exponering i djurstudier ger negativa hälsoeffekter på lever, njurar och immunsystem samt kopplat till cancerutveckling.

3.1.3.1 Trifluorättiksyra

Trifluorättiksyra (TFA) är en kortkedjad, mycket vattenlöslig och högmobilt PFAA som först uppmärksammats efter att den inkluderades i OECD definition (2021). Enligt den senaste litteraturöversikten förekommer TFA globalt i betydande mängder och ofta utgör en dominerande andel av det totala organiska fluor som mäts i vattenprover (Zhi et al., 2024; Pesticide Action Network Europe, 2024; Arp et al., 2024). I Pesticide Action Network Europe (2024) rapport, en europeisk studie med bland annat svenska vattenprover, var halten TFA 100 till 1 000 gånger högre än övriga PFAS. I Mälaren uppmättes 650 ng/L. I en fältstudie av Björnsdotter et al. (2022) har TFA påträffats med koncentrationer från 30 till 820 ng/L i ytvattenkällor. I en annan studie testades 31 kranvattenprover från Sverige och Norge, där TFA uppmättes i samtliga prover med koncentrationer från 70 till 720 ng/L (van Hees et al., 2023).

I tyska dricksvattenkällor visade Neuwald et al. (2022) att TFA utgjorde mer än 90 % av den totala PFAS-massan (baserat på 46 analyserade individuella PFAS). Figur 3 visar att koncentrationen av TFA har ökat i nästan samtliga provtyper senaste decennierna vilket tyder på en kontinuerlig ökning och ackumulering av TFA i miljön och därmed ett växande bidrag till den totala PFAS-belastningen (Arp et al., 2024).



Figur 3.

Jämförelse av TFA-koncentrationer i olika medier före 2010 (grönt) och efter 2010 (rött), där staplar visar maximala rapporterade värden och punkter visar medelvärden från övervakningsdata, med antal datapunkter angivet ovanför respektive stapel (Arp et al., 2024).

Det finns många källor till TFA. Den kan bildas som slutprodukt vid atmosfärisk oxidation av fluorerade köldmedier, som nedbrytningsprodukt av prekursorer och som bildningsprodukt och nedbrytningsprodukt från vissa pesticider och läkemedel (Zhi et al., 2024; Joerss et al., 2024). TFA kan dessutom bildas både som mellanprodukt vid PFAS-tillverkning och som nedbrytningsprodukt vid förbränning (Pesticide Action Network Europe, 2024; Zhi et al., 2024). Mycket tyder på att bekämpningsmedel är den främsta källan till TFA i vatten (Pesticide Action Network Europe, 2024; Joerss et al., 2024). Naturskyddsföreningen (2024) rapporterar att användning av PFAS-bekämpningsmedel resulterar i att över 20 ton TFA årligen sprids på svenska odlingar.

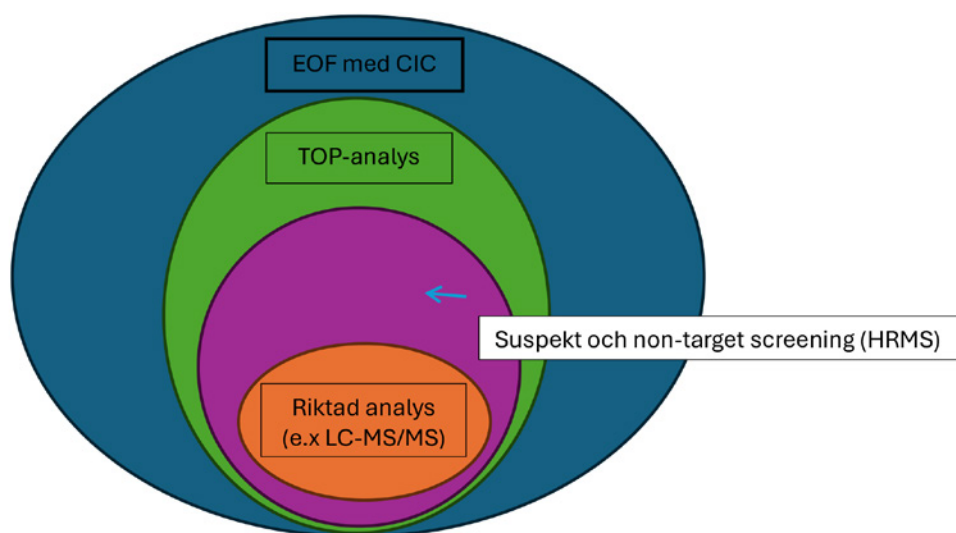
Denna multipla härkomst ger både punkt- och diffusa utsläpp, vilket tillsammans med TFA:s höga mobilitet och persistens gör källspårning och åtgärdsval svåra (Zhi et al., 2024). En ytterligare utmaning med TFA är att konventionella reningstekniker mot PFAS, såsom aktivt kol och jonbytare, har visat låg avskiljning av TFA (Scheurer et al., 2017).

TFA:s toxikologiska effekter är fortfarande relativt okända och få studier har undersökt dess långtidspåverkan. De flesta data bygger på kortvariga djurförsök, där mild leverförstoring hos råttor vid höga doser har varit den främsta observerade effekten (Dekant & Dekant, 2023). Dekant och Dekant (2023) bedömer att den toxikologiska risken för människor vid nuvarande exponeringsnivåer av TFA är låg och inte indikerar några hälsorisker. Đurđević Delmaš et al. (2025) påvisar dock att TFA kan ha en avvikande toxikologisk profil genom att binda till blodproteiner som fibrinogen, vilket utmanar antagandet att kortkedjiga PFAS, bland annat TFA, är mindre bioackumulativa och understryker behovet av forskning kring deras långsiktiga hälsoeffekter.

3.1 PFAS analysmetoder

PFAS omfattar en mycket stor och kemiskt varierad grupp fluorerade föreningar, vilket gör det omöjligt att använda en enda riktad och kvantitativ metod för hela substansmängden. Analysbehovet kan variera från högprecisionsmätning av ett begränsat antal väldefinierade PFAS till bredare bedömningar av prekursorer, extraherbart organiskt fluor eller totalfluor. Detta har lett till utvecklingen av flera analytiska angreppssätt som skiljer sig åt i omfattning, känslighet och informationsvärde. Urvalet av metoder som diskuteras bygger på en systematisk utvärdering, så kallad multikriteriebeslutsanalys (MCDA), av European Commission 2025: Directorate-General for Environment, IWW, TZW, University of Copenhagen & Örebro University (2025). En mer detaljerad redogörelse för utvärderingen och dess regulatoriska konsekvenser återfinns i avsnitt 3.3.3.

Historiskt har PFAS-analyser dominerats av riktade metoder inriktade på ett begränsat antal PFAA, framför allt PFOS och PFOA. Detta har präglat de analyspaket som utvecklats av myndigheter, laboratorier och standardiseringsorgan, och har i flera fall också lagt grunden för dagens kravställda parametrar. Bredden av PFAS-förekomst kräver dock numera kompletterande tekniker som kan fånga både prekursorer och övriga organiska fluorföreningar. Tillsammans representerar dessa metoder olika nivåer av täckning inom PFAS-gruppen, vilket illustreras schematiskt i efterföljande figur 4.



Figur 4
Schematisk översikt över olika PFAS-analysmetoders täckningsgrad inom det totala PFAS-spektrumet.

3.2.1 Riktad analys

Riktade PFAS-analyser görs huvudsakligen med vätskekromatografi kopplad till tandem-masspektrometri (LC-MS/MS). Metoden är selektiv, väletablerad, reproducerbar och möjliggör mycket låga detektions- och kvantifieringsgränser (European Commission et al., 2025). De selektivt analyserade PFAS-ämnena grupperas vanligtvis i olika summa-parametrar, där varje parameter omfattar ett bestämt antal föreningar som är relevanta för respektive matris och riskbedömning. Vanliga grupperingarna och deras ingående ämnen redovisas i bilaga 2. Metoden fångar dock endast en liten del av den totala PFAS-förekomsten, eftersom den enbart kvantifierar specifikt eftersökta ämnen ur ett potentiellt mycket stort antal existerande föreningar (Wang et al., 2025a&b; Koch et al., 2021; Kärrman et al., 2021; Baresel et al., 2022).

På grund av sitt långvariga användande inom miljö- och dricksvattenanalys, samt att den utgör grunden för flera standardiserade metoder såsom SS-EN 17892:2024 och ISO 21675:2019, finns en omfattande metodkompetens och instrumentpark både vid universitet och kommersiella laboratorier. Denna breda tillgänglighet bidrar till

att LC–MS/MS-baserade PFAS-analyser är ekonomiskt konkurrenskraftiga och väl accepterade som standardmetod.

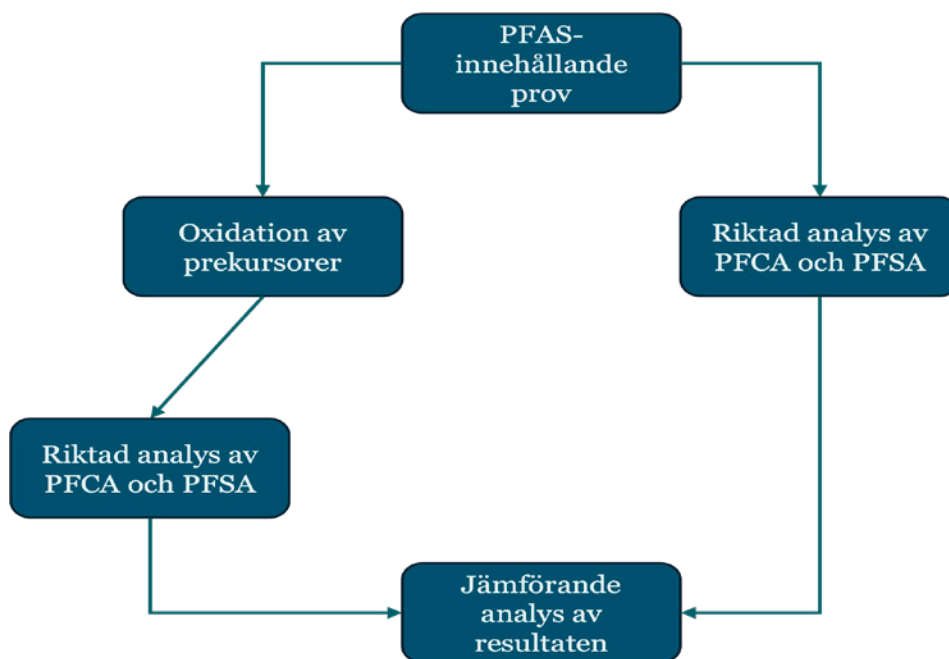
3.2.2 Riktad- och förutsättningslös-screening med HRMS

Vid riktad- och förutsättningslös-screening används högupplöst masspektrometri (HRMS), ofta i kombination med vätskekromatografi (LC), för att identifiera kemiska signaler utan att vara begränsad till fördefinierade analyter. Vid riktad-screening jämförs detekterade massor mot databaser eller litteraturbaserade förväntningar på ämnen, exempelvis transformationprodukter, medan förutsättningslös-screening genererar en komplett komponentprofil utan förhandsinformation (Joerss et al. 2022). Till skillnad från riktade analyser söker man ofta över ett brett massstalsintervall, vilket medför lägre känslighet och icke-kvantitativa resultat. Förutsättningslös screening följs ofta upp med direkt-screening eller riktade analyser för verifiering (Shao et al., 2025). Båda metoderna är framför allt forskningsverktyg för upptäckt av okända eller ovanliga PFAS, särskilt i vattenprover, eftersom metoden kan vara mindre lämpad för komplexa matriser (Baresel et al., 2022). På grund av hög kostnad, tidsåtgång och tillämpning är de mindre praktiska för rutinmässiga analyser inom VA-verksamheter.

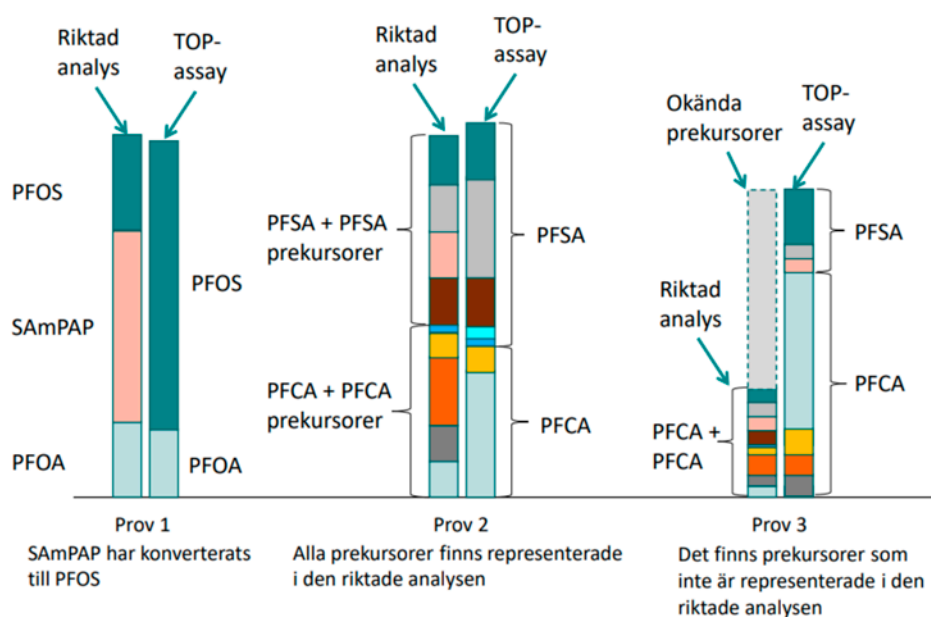
3.2.3 Total oxiderbara prekursorer analys (TOP-analys)

TOP-analys används för att uppskatta förekomst av PFAS-ämnen som kan omvandlas till PFAA, det vill säga de prekursorer som tidigare benämnts i 3.1.3. Eftersom en betydande andel av de PFAS som används i dag utgörs av sådana prekursorer kan en TOP-analys fungera som ett närmevärde för den totala PFAS-belastningen (European Commission et al., 2025). Metoden bygger på att provets PFAA-innehåll mäts med riktad analys före och efter kemisk oxidation, ofta med persulfater (t.ex kaliumpersulfat) under upphettning (Zhang et al., 2019; Baresel et al., 2022). Se figur 5 för en översikt av metoden samt figur 6 för resultat från TOP-analyser av olika provtyper.

Metoden kan därmed belysa den totala bördan av annars oidentifierade prekursorer och bidra till att förklara förekomst av PFAA utan tydliga utsläppskällor. Samtidigt är oxidationens fullständighet ännu inte klarlagd för den stora kemiska variationen inom PFAS-gruppen (Baresel et al., 2022), vilket riskerar underskattning för parametern PFAS-total. Resultat från NORMAN-nätverkets metodjämförelser visar samtidigt att även om TOPA kan ge hög datakvalitet i vattenmatriser, kvarstår variationer mellan laboratorier och provtyper, vilket understryker behovet av standardiserade protokoll och framtida interlaborativa tester (NORMAN Network, 2023). Metoden ger inte heller detaljer om vilka prekursorer som förekommer, och vissa ämnen, exempelvis esterbaserade PFAS som F-53B eller GenX-kemikalier, omvandlas mycket litet eller inte alls under oxidativa förhållanden (Zhang et al., 2019; Bao et al., 2018). Givet de tidigare nämnda begränsningarna, avsaknaden av standardiserade protokoll och behovet av fortsatt metodutveckling, tyder även kostnads- och resurskraven på att TOP-analys ännu inte är etablerad eller i mycket låg grad använd inom VA-organisationerna.



Figur 5
Metodöversikt för TOP-analys.



Figur 6
Exempel på resultat av TOP-analys. Figur av Thorsén (IVL Svenska Miljöinstitutet, u.å.).

3.2.4 Extraherbart organiskt fluor (EOF) med förbränningsjonkromatografi

Förbränningsjonkromatografi, på engelska combustion ion chromatography (CIC), utgör den centrala tekniken för att kvantifiera fluorid efter högtemperaturförbränning av ett prov. CIC kan användas på olika sätt beroende på provberedning. Total fluor (TF) analyseras genom direkt förbränning av oförbehandlat prov och inkluderar därmed både organiskt och oorganiskt bundet fluor. Detta ger ett brett mått men saknar specifik relevans för PFAS eftersom oorganiskt fluor presenterar ett resultat med potentiellt hög överskattning. Adsorberbart organiskt fluor (AOF) bygger i stället på adsorption av organisk fluor till aktivt kol före förbränning enligt tysk standard DIN 38409-59. Metoden fångar en större del av de organiska fluorämnena än TF, men missar betydande fraktioner av PFAS som inte adsorberas effektivt till kol, särskilt kortkedjiga PFAS (Pan & Helbling, 2023).

Extraherbart organiskt fluor (EOF) använder samma CIC-teknik men baseras på organisk extraktion av provet före förbränning. Extraktionen görs ofta med solid-phase extraction (SPE) eller med lösningsmedelsbaserade metoder, exempelvis ion-pair extraction (IPE), som båda isolerar de organiska fluorföreningarna från provmatrisen innan förbränning och analys (Aro et al., 2021a). Jämfört med AOF visar EOF en högre extraktion av bland annat kortkedjiga PFAS (Pan & Helbling, 2023), vilket gör metoden mer relevant för att uppskatta PFAS-total. Resultatet tolkas tillsammans med summerad riktad analys, där avvikelser mellan EOF och de direkt uppmätta PFAS används som en praktisk indikator på förekomst av okända PFAS eller prekursorer. De främsta skälen till att EOF ännu inte används brett är att metoden saknar ett harmoniserat protokoll och att resultatens kvalitet i hög grad påverkas av extraktionssteget, vilket leder till variation i känslighet och reproducerbarhet (Kärrman et al., 2021). Detta överensstämmer med EU:s MCDA-bedömning (European Commission et al., 2025), som lyfter samma begränsningar och framhåller behovet av fortsatt metodutveckling.

3.2 Lagstiftning

Regleringen av PFAS inom EU spänner över både produktkontroll och miljö- och hälsoskydd, men de olika regelverken är fragmenterade och täcker endast delar av den samlade PFAS-problematiken. På användningssidan regleras PFAS genom kemikalielagstiftningen enligt tabell 1. Dessa regelverk har till syfte att minska eller förbjuda användning och därmed utsläpp av studerat problematiska PFAS. Dessvärre fokuserar de på enskilda PFAS eller smala ämnesgrupper och ger därmed ett fragmenterat skydd mot spridning.

Tabell 1

Kemikalielagstiftning inom EU som reglerar PFAS-ämnen (Kemikalieinspektionen, 2025a).

Ämne/Ämnesgrupper	Cas-nummer	Begränsningar i Reach-förordningen (EG nr 1907/2006), Bilaga XVII	Kandidat-förteckningen, SVHC-ämnen i Reach-förordningen (EG nr 1907/2006)	Harmoniserad klassificering och märkning, Bilaga VI i CLP-förordningen (EG nr 1272/2008)	POPs-förordningen (EU 2019/1021)
Perfluoroktansyra (PFOA), dess salter och besläktade ämnen	335-67-1 med flera		X (endast Cas-nr 335-67-1)	X	X
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS), dess salter och besläktade föreningar	1763-23-1 med flera			X	X
Ammonium penta-dekafluoroktanat (APFO)	3825-26-1		X	X	X
Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS), och dess salter	355-46-4 med flera		X		X
Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)-besläktade ämnen					X
C9-C14 PFCA-besläktade ämnen		X			
Perfluornonansyra (PFNA), och dess ammonium- och natriumsalter (C9 PFCA)	375-95-1 med flera	X	X	X	
Perfluordekansyra (PFDA), och dess ammonium- och natriumsalter (C10 PFCA)	335-76-2 med flera	X	X	X	

Ämne/Ämnesgrupper	Cas-nummer	Begränsningar i Reach-förordningen (EG nr 1907/2006), Bilaga XVII	Kandidat-för-teckningen, SVHC-ämnen i Reach-förordningen (EG nr 1907/2006)	Harmoniserad klassificering och märkning, Bilaga VI i CLP-förordningen (EG nr 1272/2008)	POPs-förordningen (EU 2019/1021)
Heneikosafluor undekansyra (PFUnDA)(C11 PFCA)	2058-94-8	X	X		
Heptakosafluor-tetradekansyra (PFTeDA) (C14 PFCA)	376-06-7	X	X		
Pentakosa fluortridekansyra (PFTrDA) (C13 PFCA)	72629-94-8	X	X		
Trikosafluor-dodekansyra (PFDoDA) (C12 PFCA)	307-55-1	X	X		
HFPO-DA (GenX)	13252-13-6 med flera		X		
Perfluorbutansulfonsyra (PFBS) och dess salter	375-73-5 med flera		X		
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridekafluoroktyl)-silantriol (TDFA) och dess derivat		X			
Perfluorheptansyra (PFHpA) och dess salter	375-85-9 med flera		X	X (endast Cas-nr 375-85-9)	
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridekafluoroktan-1-ol (6:2 FTOH)	647-42-7	X		X	
Perfluorhexansyra (PFHxA), dess salter och PFHxA-besläktade ämnen	307-24-4 med flera	X (ska tillämpas från 10 oktober 2026)			
Perfluamin	338-83-0		X		

3.3.1 EU-regelverk med betydelse för PFAS i vattenmatriser

EU har på senare år utökat sin lagstiftning för vattenkvalitet för att inkludera PFAS i dricksvatten, ytvatten, grundvatten och avloppsvatten. Följande direktiv och ramverk är centrala för hur PFAS regleras på matrisnivå.

3.3.1.1 Dricksvattendirektivet

Det reviderade dricksvattendirektivet, direktiv (EU) 2020/2184, innehåller för första gången specifika PFAS-gränsvärden för dricksvatten: Summan av PFAS, 20 definierade ämnen som återfinns i bilaga 2 under PFAS 20, med ett gränsvärde på 100 ng/L samt alternativparametern PFAS totalt med ett gränsvärde på 500 ng/L. Direktivet anger att parametern PFAS-total ska tillämpas först när Europeiska kommissionen har fastställt tekniska riktlinjer för övervakning och analys enligt artikel 13.7, vilket skulle ske senast den 12 januari 2024. Kommissionen publicerade sådana riktlinjer i maj 2024 (C/2024/4910). Riktlinjerna, baserat på European Commission et al. (2025) rapport, konstaterar att befintliga metoder för PFAS-total är begränsade och ännu inte harmoniserade, men de avråder inte från att använda parametern utan lämnar det till medlemsstaterna att besluta om de vill tillämpa PFAS-total, summan av PFAS, eller båda, i enlighet med direktivets anmärkning i bilaga I del B. Direktivet gav medlemsstaterna drygt två år på sig att implementera de nya kraven i nationell lagstiftning. Sverige valde i Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12) att införa bindande gränsvärden för summa-PFAS, medan parametern PFAS-total varken implementerades eller nämns i föreskriften.

3.3.1.2 Miljökvalitetsnormer för PFAS i yt- och grundvatten

För yt- och grundvatten regleras PFAS inom ramen för EU:s vattenpolitik, främst genom vattendirektivet (2000/60/EG, WFD) och dotterdirektiven grundvattendirektivet (2006/118/EG, GWD) och miljökvalitetsnormsdirektivet (2008/105/EG, EQSD) som anger gränsvärden för prioriterade föroreningar i ytvatten. Dessa direktiv utgör tillsammans den övergripande ramen för övervakning, kemisk status och miljökvalitetsnormer (MKN) i medlemsstaternas grund- och ytvatten. Förslaget att inkludera PFAS (och flera andra kemiska ämnen) i dessa regelverk presenterades formellt av kommissionen den 26 oktober 2022. Efter förhandlingar nåddes en preliminär politisk överenskommelse mellan Europaparlamentet och rådet i september 2025 om revidering av WFD, GWD och EQSD. I den preliminära överenskommelsen anges konkreta förslag till MKN för PFAS: för ytvatten föreslås en MKN motsvarande 4,4 ng/L (uttryckt som PFOA-ekvivalenter) för summan av 25 PFAS (PFAS 24 från kommissionens ursprungliga förslag plus TFA, med en relativ potensfaktor på 0,002). För grundvatten föreslås en MKN på 4,4 ng/L (faktisk koncentration) för PFAS 4 och 100 ng/L för PFAS 20 i enlighet med gränsvärdet i dricksvattendirektivet. Överenskommelsen måste fortfarande godkännas formellt, vilket är planerat att ske i mars 2026. Medlemsstaterna har tid fram till 21 december 2027 för att integrera ändringarna i nationell lagstiftning.

3.3.1.3 Avloppsvattendirektivet

I det reviderade avloppsvattendirektivet ((EU) 2024/3019) stärks kraven på övervakning av mikroföreningar i inkommande och utgående avloppsvatten för tätorter med 10 000 pe eller mer. Direktivet pekar ut PFAS som en relevant ämnesgrupp, men det inför ännu inga bindande gränsvärden. I stället hänvisar direktivet till de PFAS-parametrar som introducerades i dricksvattendirektivet, PFAS-total och summan av PFAS, och anger att medlemsstaterna får använda en eller båda parametrarna förutsatt att en godkänd metod finns tillgänglig. I artikel 21.5 åläggs Europeiska kommissionen att ta fram sådana metoder. Kommissionen ska, senast den 2 januari 2027, anta genomförandeakter som fastställer harmoniserade metoder för mätning av PFAS-total och summan av PFAS i avloppsvatten. Fram till dess finns inga krav på medlemsstaterna att övervaka någon specifik PFAS-parameter, och direktivet tar således inte ställning till om PFAS-total kommer att användas eller om enbart summan av PFAS blir aktuell.

3.3.2 Nationell lagstiftning

I Sverige finns PFAS-reglering i nuläget främst för dricksvatten och ytvatten, medan juridiskt bindande MKN för grundvatten ännu saknas. De föreslagna normerna i revideringen av EU:s vattenramverk, se 3.3.1.2, har inte implementerats och blir först juridiskt bindande när de formellt antas på EU-nivå och införs i svensk lagstiftning. Parallellt finns ett vägledande styrdokument, SGU:s föreskrift (SGU-FS 2023:1), med ett generellt tröskelvärde för PFAS 24 i grundvatten (4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter, motsvarande EU-kommissionens ursprungliga förslag till revidering av grundvattendirektivet innan tillägget av TFA).

Det befintliga MKN för ytvatten regleras av Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) som, i linje med prioämnesdirektivet (2013/39/EU), reglerar PFOS i ytvatten med ett MKN-årsmedelvärde på 0,65 ng/L och där PFAS 11 ingår som särskilt förorenande ämne med riktvärdet 90 ng/L.

Dessutom omfattas många svenska avloppsreningsverk av den frivilliga certifieringen REVAQ, som innehåller specifika riktvärden för PFAS i avloppsslam. Om halterna av summa PFAS 4 respektive summa PFAS 22 överstiger 7,5 µg/kg TS respektive 25 µg/kg TS ska åtgärder vidtas för att minska halterna (Svenskt Vatten, 2025). Parametern PFAS 22 innefattar PFAS 21 + perfluortetradekansyra (PFTeDA).

3.3.2.1 Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12)

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) implementerar kraven i EU:s dricksvattendirektiv (2020/2184) och utgör den nationella regleringen för PFAS i dricksvatten. Föreskriften fastställer två parametrar: PFAS 4, med ett bindande gränsvärde på 4 ng/L, och PFAS 21, med ett bindande gränsvärde på 100 ng/L från och med 1 januari 2026. Gränsvärdet för PFAS 4 härleds från European Food Safety Authority:s (EFSA) riskbedömning från 2020, där en kraftigt sänkt tolerabel veckodos för PFAS 4 fastställdes. PFAS 21 sammanfaller i stort med direktivets summa av PFAS men omfattar ytterligare en förening (6:2 FTS), vilket innebär att svenska vattenproducenter behöver använda en utvidgad LC-MS/MS-analys för att kunna rapportera PFAS 21.

Föreskriften anger inga specifika standardmetoder, såsom SS-EN 17892:2024, utan ställer i stället funktionsbaserade prestandakrav, specificerade i bilaga 4. Enligt 25 § ska analyserna utföras vid laboratorium som är SWEDAC-ackrediterat för de analyserade PFAS och de använda metoderna.

Dessutom styr föreskriften när PFAS måste analyseras genom kravet på faroanalys. PFAS 4 och PFAS 21 behöver endast ingå i verksamhetsutövarens undersökningsprogram om faroanalysen identifierar risk för förekomst av PFAS.

3.3.3 EU:s tekniska riktlinjer och bedömning av analysmetoder

I tidigare avsnitt, nämnvärt dricksvattendirektivet (3.3.1.1) och genomgången av analysmetoder (3.2), har bedömningen av PFAS-analytik och parametern PFAS-total utgått från Europeiska kommissionens tekniska riktlinjer för analysmetoder (C/2024/4910) samt den bakomliggande tekniska och socioekonomiska bedömningsrapporten (European Commission et al., 2025). Dessa dokument har varit avgörande både för medlemsstaternas implementering av dricksvattendirektivet och för den metodologiska förståelsen av vilka analysmetoder som är tekniskt genomförbara, validerade och harmoniserade på EU-nivå. Bedömningen bygger på en multikriterieanalys (MCDA), där varje metod värderats utifrån tekniska, ekonomiska och sociala kriterier. Nedan följer en sammanställning av denna MCDA-bedömning och dess centrala implikationer för PFAS-analys i vattenmatriser.

Bedömningen baserades på tre kriteriegrupper med angiven viktning: tekniska kriterier i *Task 1* (55 %), ekonomiska kriterier i *Task 2* (35 %) och sociala kriterier i *Task 3* (10 %). Varje metod kunde erhålla upp till 100 poäng per kriteriegrupp, justerat efter respektive viktning. MCDA-analysen genomfördes separat för summa-PFAS-metoder och PFAS-total-metoder. För vardera kategori identifierades de tre metoder som uppnådde högst sammanlagd poäng. Resultaten för Summa-PFAS-metoder redovisas i tabell 2, och resultaten för PFAS-total-metoder redovisas i tabell 3.

Tabell 3 visar de tre metoder som presterade högst inom PFAS-total: TOP-analys, EOF-CIC och LC-HRMS. TOP-analys och EOF-CIC erhöll likvärdiga totalpoäng (67,0 respektive 65,8), medan LC-HRMS bedömdes lägre (50,5). En jämförelse mellan metoderna visar att TOP-analys uppvisade den starkaste tekniska prestandan, men att detta motverkades av högre kostnader och begränsad skalbarhet, vilket resulterade i ett lägre ekonomiskt betyg. EOF-CIC hade lägre teknisk poäng men bedömdes som den mest ekonomiskt fördelaktiga av PFAS-totalmetoderna. Båda metoderna uppvisar emellertid tekniska osäkerheter som till stor del bedöms vara kopplade till deras begränsade metodmognad. Rapporten framhåller att flera av de identifierade bristerna är typiska för metoder där praktisk erfarenhet ännu är begränsad, och att den totala poängen därför kan förväntas öka i takt med fortsatt användning, utveckling och harmonisering. LC-HRMS placerades tydligt lägre än de två övriga PFAS-totalmetoderna, främst på grund av hög kostnadsnivå och låg teknisk bedömning.

Samtliga tre PFAS-totalmetoder fick identiska sociala delpoäng. Underlaget visar att sociala aspekter framför allt rör kommunikationen av metoderna. Summa-PFAS-metoder

anses enklare att förklara eftersom varje ingående ämne är känt, medan PFAS-totalmetoderna uppfattas som svårförklarade då det är otydligt för allmänheten vad som inkluderas respektive exkluderas. Rapporten lyfter även en institutionell risk: att myndigheter kan avstå från att använda PFAS-total av oro för de ekonomiska och sociala konsekvenser som ett överskridande av parametern kan innebära, och därför endast implementera den mindre omfattande Summa-PFAS-metoder.

I tabell 2 presterade SS-EN 17892 Del B och EN 17892 Del A likvärdigt, med totalpoäng på 90,1 respektive 89,4. De två metoderna uppvisade mycket höga tekniska poäng och bedömdes samtidigt som ekonomiskt fördelaktiga, med relativt låga analyskostnader och hög skalbarhet. ISO 21675 placerades betydligt lägre (69,8), framför allt på grund av en lägre teknisk poäng och högre kostnader än de två SS-EN-standarderna. För samtliga summa-PFAS-metoder avspeglade de sociala poängen att resultaten bedöms som lättare att kommunicera och tolka i regulatoriska sammanhang.

ID	Parameters / Criteria	Maximum score	Weight	Weighted max. score	EN 17892 Part A – from evaluation	EN 17892 Part A – resulting score	EN 17892 Part B – from evaluation	EN 17892 Part B – resulting score	ISO 21675 – from evaluation	ISO 21675 – resulting score
T	Analytical Criteria (Tech A)	100	55%	55						
T1-T6	Final score from Tech. Eval.	100	55%	55	95	52.25	95	52.25	71	39.05
E	Economic criteria	100	35%	35.00						
E1	Direct costs of the analyses	35	25%	8.75	86%	7.5	100%	8.8	58%	5.1
E2	Direct costs for training and upholding accreditation	35	25%	8.75	100%	8.8	94%	8.2	55%	4.8
E3	Scalability of the method in European laboratories	35	20%	7.0	100%	7.0	100%	7.0	100%	7.0
E4	Indirect implications on the affordability of tap water	35	15%	5.25	100%	5.3	100%	5.3	100%	5.3
E5	Implications on employment in the water sector	35	5%	1.75	100%	1.8	100%	1.8	100%	1.8
E6	Other indirect impacts	35	10%	3.5	50%	1.8	50%	1.8	50%	1.8
E1-E6	Sum of E1 to E6		100%	35.00		32.0		32.7		25.7
S	Social aspects	100	10%	10.0						
S1	Ease of communication of the methods/results	10	50%	5.0	57%	2.9	57%	2.9	57%	2.9
S2	Feeling that the water is safe to drink	10	30%	3.0	52%	1.5	52%	1.5	52%	1.6
S3	Acceptability to close the water supplies	10	20%	2.0	35%	0.7	35%	0.7	35%	0.7
S1-S3	Sum of S1 to S3		1.0	10.0		5.1		5.1		5.1
Total	Sum of all Criteria (T+E+S)					89.4		90.1		69.8
Eval	Outcome					<i>2nd best</i>		<i>Best method</i>		<i>3rd best</i>

Tabell 2

MCDA-bedömning av summa-PFAS-analyser (European Commission et al., 2025).

ID	Parameters / Criteria	Maximum score	Weight	Weighted max. score	LC-HRMS (NT) from evaluation	LC-HRMS resulting score	TOP assay from evaluation	TOP resulting score	EOF-CIC from evaluation	EOF-CIC resulting score
T	Analytical Criteria (Tech A)	100	55%	55						
T1-T6	Final score from Technical Evaluation	100	55%	55	50	27.5	68.8	37.81	55	30.25
E	Economic criteria	100	35%	35.00						
E1	Direct costs of the analyses	35	25%	8.75	27%	2.4	45%	4.0	100%	8.8
E2	Direct costs for training and upholding accreditation	35	25%	8.75	31%	2.8	73%	6.3	90%	7.9
E3	Scalability of the method in European laboratories	35	20%	7.0	75%	5.3	30%	6.3	90%	6.3
E4	Indirect implications on affordability of tap water	35	15%	5.25	100%	5.3	100%	5.3	100%	5.3
E5	Implications on employment in the water sector	35	5%	1.75	100%	1.8	100%	1.8	100%	1.8
E6	Other indirect impacts	35	10%	3.5	54%	1.9	54%	1.9	54%	1.9
E1-E6	Sum of E1 to E6		100%	35.00		19.3		25.5		31.8
S	Social aspects	100	10%	10.0						
S1	Ease of communication of the methods/results	10	50%	5.0	35%	1.8	35%	1.8	35%	1.8
S2	Feeling that the water is safe to drink	10	30%	3.0	45%	1.4	45%	1.4	45%	1.4
S3	Acceptability to close the water supplies	10	20%	2.0	32%	0.6	32%	0.6	32%	0.6
S1-S3	Sum of S1 to S3		1.0	10.0		3.7		3.7		3.7
Total	Sum of all Criteria (T + E + S)				50.5		67.0		65.8	
Eval	Outcome "Total PFAS Methods"				<i>3rd best</i>		<i>Best method!</i>		<i>2nd best</i>	

Tabell 3

MCDA-bedömning av PFAS-total-metoder (European Commission et al., 2025).

De officiella tekniska riktlinjerna (C/2024/4910) tillhörande dricksvattendirektivet bekräftar MCDA-bedömningen och dess centrala slutsats: det finns för närvarande ingen enskild metod som kan ge en fullständig kvantifiering av PFAS-total. Samtidigt betonar riktlinjerna uttryckligen att alla tre metoderna (TOP-analys, EOF-CIC och LC-HRMS) kan ge användbara närmevärden. Det finns ingen formulering som avråder från användningen eller implementeringen av parametern. Däremot konstaterar riktlinjerna att det fortfarande saknas tillförlitliga data om mätosäkerhet och kvantifieringsgränser för samtliga tre metoder. Detta innebär att det i nuläget inte är möjligt att säkerställa överensstämmelse med prestandakraven i bilaga III del B till dricksvattendirektivet för parametern PFAS totalt. Mot denna bakgrund rekommenderar kommissionen att metoderna tills vidare används i anslutning till interlaborativa provningsjämförelser, samt att ytterligare harmonisering utvecklas genom förbättrade förbehandlingssteg och metoddata. Riktlinjerna rekommenderar också att medlemsstaterna arbetar mot att långsiktigt uppnå överensstämmelse med bilaga III:s prestandakrav, snarare än att avstå från parametern.

En central aspekt i riktlinjerna är hanteringen av TFA. Kommissionen framhåller att övervakningsdata visar att TFA-halter vid distributionspunkten i flera fall kan överskrida dricksvattendirektivets parametervärde för PFAS totalt, vilket innebär att TFA i praktiken kan komma att dominera den uppmätta PFAS-totalhalten. Detta påvisas även i avsnitt 3.1.3.1. Samtidigt pågår WHO:s hälsoeffektbedömning, vilket innebär att den riskbaserade betydelsen av TFA ännu inte är fastställd. Eftersom de tre närmevärdesmetoderna inte är validerade för ultrakortkedjiga PFAS, och eftersom utbytet av TFA varierar kraftigt mellan olika provförbehandlingar, understryker riktlinjerna att TFA måste analyseras separat med en riktad metod som uppfyller bilaga III:s prestandakrav (DWD). Den rekommenderade rapporteringsstrategin innebär att analysresultatet för PFAS totalt först fastställs med en av de tre tillgängliga metoderna, att TFA därefter kvantifieras separat, och att båda värdena samt differensen mellan dem rapporteras. Detta tillvägagångssätt är nödvändigt både för att undvika systematisk överskattning av PFAS-total värdet vid höga TFA-halter och för att kunna särskilja TFA-bidraget i situationer där PFAS-totalparametern överskrids.

3.3 PFAS-total i litteraturen

Trots att LC-MS/MS-baserade målämnesanalyser utgör standardmetoden för PFAS-övervakning i såväl Sverige som internationellt, visar både nationella och internationella studier att denna typ av analyser systematiskt underskattar den verkliga PFAS-belastningen i vattenrelaterade matriser. I flera studier har PFAS-totalmetoder såsom TOP-analys, EOF och högupplösande masspektrometri använts parallellt med riktade analyser för att kvantifiera skillnaderna. Resultaten visar att den riktade analysen i många fall endast fångar en bråkdel av den totala fluorerade organiska fraktionen. Detta framgår av de studier som sammanfattas i tabell 4 (nationellt) och tabell 5 (internationellt). Tabell 5 visar endast ett urval av den internationella litteraturen, medan den nationella publicerade litteraturen är nästan helt täckt i tabell 4. Båda tabeller visar att kvoten mellan summa-PFAS och PFAS_{total} varierar men konsekvent indikerar betydande underskattning. Se även Idowu et al. (2025) för en större sammanställning av PFAS-total studier.

Studie	Matris	Metoder	Syfte	Huvudfynd (i vattenrelaterade matriser kopplat till PFAS-underskattning)
Wang et al. (2025a)	Ytjord	Riktad analys LC-MS/MS, riktad screening (HRMS) och EOF-analys.	Att undersöka massbalansen av extraherbart organofluor i AFFF-förorenade jordar och bedöma hur stor del av fluorbelastningen som inte fångas av riktade analyser.	Totala halter av riktade PFAS varierade från 33 ng/g till $2,4 \times 10^4$ ng/g. Riktad screening identifierade 36 PFAS. EOF-massbalansen visade att upp till 65 % av det totala organiska fluoret inte kunde förklaras av riktad analys.
Koch et al. (2021)	Ytvatten, biota	TF-och EOF-analys, riktad analys (PFAS 24) och riktad screening (HRMS)	Utföra en organisk fluormassbalansen och identifiera tidigare förbisedda PFAS i både vatten och biota från en AFFF-påverkad miljö.	Riktad analys visade upp till 2 870 ng/L i ytvatten. I ytvattnet var 42–58 % av EOF oförklarad. Riktad screening identifierade 25 ytterligare PFAS.
Wang et al. (2025b)	Ytjord	TF-och EOF-analys, riktad analys (PFAS 31), TOPA	Att undersöka ett stegvis analytiskt arbetsflöde för en omfattande bedömning av organiskt fluor i AFFF-påverkade jordar och utvärdera hur mycket PFAS som underskattas med enbart riktad analys.	Riktad analys förklarade endast 1–80 % av EOF i jordproverna. Oxidativ konversion (TOPA) visade extra EOF-bidrag på 0–31%. Kombinationen av riktad analys och oxidativ konversion förklarade totalt 6–80% av EOF.
Filipovic et al. (2018)	Ytvatten	Riktad analys LC-MS/MS (PFAS 22), TOPA	Att kartlägga förekomsten och fördelningen av PFAS i Mälarens bassänger inom Stockholms stad samt i Saltsjön, med fokus på PFOS, samt att identifiera och bedöma bidraget från PFAS-prekursorer och olika transportvägar.	TOP-behandling ökade de mätbara PFAS-halterna med totalt 68 %, främst kortkedjiga PFAS (<C7).
Önnby et al. (2025)	In-och utgående avloppsvatten, slam	Riktad analys LC-MS/MS, TOPA, EOF, riktad och förutsättningslös screening	Att undersöka förekomst, transformation och öde för PFAS och deras prekursorer i svenska ARV	EOF-analysen visade att endast 6,9% av ingående och 4,2% av utgående kunde förklaras av riktade PFAS. 70–93% av EOF förblev okänd. TFA var den mest förekommande PFAS och nådde koncentrationer upp till 800 ng/L, vilket motsvarade 90–93% av fluor i riktade PFAS.

Tabell 4

Fem nationella studier som påvisar PFAS-underskattning.

Studie & Land/ Länder	Matris	Metod(er)	Syfte	Huvudfynd (i vattenrelaterade matriser kopplat till PFAS-underskattning)
Aro et al. (2021b) Norden	Utgående avloppsvatten, slam	EOF-analys, riktad analys (PFAS 73) UPLC-ESI-MS/MS	Att utföra en fluor-massbalansanalys i avloppsvatten och slam från nordiska reningsverk för att bedöma utsläpp av oidentifierade organiska fluorämnen.	I utgående avloppsvatten förklarade riktad analys i genomsnitt endast 10% av EOF (324–1460 ng of F/L). I slam förklarade riktad analys i genomsnitt 52% av EOF. Av de 10% identifierade PFAS i utgående avloppsvattnet förklarade i genomsnitt ultrakorta PFAS för 4 % av EOF och resterande PFAS 71,6%.
Houtz & Sedlak (2012) USA	Dagvatten	Riktad analys HPLC/MS-MS, TOPA	Att utvärdera TOPA-analys som metod för att kvantifiera totalmängden PFAS-prekursorer i dagvatten som inte upptäckts med standardanalyser.	TOPA ökade de detekterbara PFAS-koncentrationerna med i genomsnitt 69% i dagvatten jämfört med enbart riktad analys. I koncentration ökade det mellan 2,8 och 56 ng/L
Nxumalo et al. (2023) Tyskland	Ytvatten	EOF-analys, riktad analys HPLC/MS-MS	Att bedöma omfattningen av PFAS-förorening i ytvatten påverkat av avloppsreningsverk och utreda i vilken grad riktad analys fångar den totala organiska fluorbelastningen jämfört med EOF.	Riktad PFAS-analys förklarade mindre än 10% av EOF i ytvatten nedströms reningsverksutsläpp. EOF ökade från 40 till 574 ng F/L.
Simon et al. (2023) Tyskland	Suspenderat partikelfraktion (SPM) i ytvatten	EOF-analys, riktad analys LC-MS/MS, dTOPA, riktad screening (HRMS)	Jämföra flera PFAS-totalmetoder för att klarlägga massbalansen och underskattningen i SPM över tid (2005–2020).	Den oidentifierade EOF-fraktionen var i genomsnitt $93 \pm 10\%$, med 82–99 % okänd EOF över tid. dTOPA visade att 94–97 % av PFAS-belastningen utgjordes av oxidationsbara prekursorer.
Jiao et al. (2022) Kina	Råvatten och dricksvatten	EOF-analys, riktad analys (PFAS 34) LC-MS/MS, riktad screening (HRMS)	Att bedöma förekomst av PFAS och okända organiska fluorfraktioner i dricksvatten, samt uppskatta graden av underskattning vid användning av riktade analyser.	Minst 68 % av EOF kunde inte förklaras av riktade PFAS. Riktad analys uppvisade att totala PFAS-koncentrationer varierade från 25,8 till 187 ng/L i råvatten och 29,4 till 188 ng/L i behandlat vatten. Fem ultrakorta PFAS (TFA + 4) påträffades med summakoncentrationer 7,53–78,7 ng/L och bidrog med 6–89% av riktade analysen. Riktad screening identifierade 10 ytterligare PFAS som inte ingick i målanalysen.

Tabell 5
Fem internationella som påvisar PFAS-underskattning.

4 Metod

Kartläggningen genomfördes som en del av Svenskt Vattens undersökning “PFAS – Kartläggning av halter i dricksvatten, kostnader och analysmetoder”. Den aktiva svarperioden var 31 oktober till 20 november 2025. Undersökningen skickades ut via VASS, vilket är Svenskt Vattens verktyg för insamling av statistisk information från medlemskommuner och andra VAorganisationer som inte är VAhuvudmän. Enkäten riktades till samtliga medlemskommuner och ytterligare VAorganisationer, som regionsamarbeten, vilket innebar ett nästan heltäckande urval av svenska VAaktörer.

Undersökningsdelen om PFAS-analyser utgick från tre frågor:

1. Vilka PFAS-analyser beställer VA-organisationens verksamheter i nuläget från laboratorium?
2. Om VA-organisationen använder eller planerar att använda en kompletterande PFAS-analys, vilken provtyp har / ska analyseras? Specificera vilken analys som använts för respektive provtyp.
3. Om VA-organisationen varken använder eller planerar att använda kompletterande PFAS-analyser – vilka bedömer VA-organisationen är de huvudsakliga anledningarna eller hindren till det?

Samtliga frågor, inklusive tillhörande definitioner, kommentarer och svarsalternativ, återfinns i Bilaga 1. Frågorna 1 och 3 är utformade som flervalfrågor med möjlighet att markera flera svarsalternativ.

5 Resultat

5.1 Svarsfrekvens

Undersökningen besvarades av totalt 176 aktörer, bestående av kommuner och kommunala VA-organisationer. Av dessa var 4 svarande aktörer regionsamarbeten som ansvarar för dricksvattenproduktion, avloppshantering eller båda delarna. Dessa regionsamarbeten omfattar 17, 11, 14 respektive 5 kommuner. Flera av de kommuner som ingår i regionsamarbetena har även svarat individuellt, eftersom kommunens VA-huvudman kan beställa PFAS-analyser i andra matristyper än de som regionsamarbetet ansvarar för, exempelvis dagvatten eller vissa ytvatten. När kommunerna som täcks av regionsamarbetena räknas in omfattar undersökningen totalt 193 unika kommuner.

5.2 PFAS-analyser, fråga 1

Som beskrivs i ovanstående stycke varierar kommunernas ansvar för dricksvattenproduktion och avloppsrening, vilket innebär att endast de aktörer som faktiskt beställer PFAS-analyser är relevanta för fråga 1. Svarsfrekvensen kan därför bedömas som relativt heltäckande i relation till målpopulationen. Resultatet redovisas i tabell 6.

Svarsalternativ	Antal svar
PFAS 21	133
PFAS 4	123
PFAS 22	88
PFAS 11	86
TFA	37
PFAS 24	20
Högre summa-PFAS	11
Inget	6
TOPA	5
EOF	3
LC-HRMS	1
Vet ej / kan inte svara	2

Tabell 6

Förekomst av analyserade PFAS-parametrar bland svarande aktörer (period 2024–2026).

I Tabell 6 framgår att av de 176 svarande aktörerna uppgav 133 att de beställer analyser för PFAS 21 och 123 för PFAS 4. PFAS 22 rapporterades av 88 aktörer, följt av PFAS 11 (86), TFA (37), PFAS 24 (20) och summaparametrar med fler än 24 PFAS (11). Ett fåtal aktörer uppgav att de använder bredare PFAS-totalmetoder: TOPA (5), EOF (3) och LC-HRMS (1). Sex aktörer uppgav att de inte beställer några PFAS-analyser och två svarade att de inte vet eller inte kan ange vilka analyser som beställs.

5.3 Analyserade matriser för kompletterande analyser, fråga 2

Svaren på fråga 2 gav inte tillräckligt detaljerad information för att möjliggöra en kvantitativ sammanställning av vilka kompletterande analysmetoder som tillämpas i respektive matris. Flera svar var övergripande formulerade eller saknade specificering av

matriser, vilket gör att underlaget inte fullt ut speglar den faktiska användningen. För att ändå ge en översikt har varje analystyp registrerats som förekommande i en matris om den nämnts av minst en aktör. Resultatet i tabell 7 bör därför tolkas som en indikation på förekomst, inte som en exakt uppgift om omfattning eller frekvens.

Tabell 7
Förekomst av kompletterande PFAS-analysmetoder i olika matriser.

Analys	Råvatten	Utgående dricksvatten	In-och utgående avloppsvatten	Avloppsslam
TFA	X	X	X	X
TOPA	X	X	X	
EOF			X	X
Högre summa	X	X	X	X
LC-HMRS	Inte specificerat			

Tabell 7 visar att TFA och högre summa-analyser rapporteras i samtliga redovisade matriser. TOP-analys förekommer i råvatten, utgående dricksvatten samt in- och utgående avloppsvatten, men har inte rapporterats för avloppsslam. EOF-analys förekommer uteslutande i avloppsvatten och avloppsslam. LC-HRMS har rapporterats av en aktör utan närmare specificering av provmatris.

5.4 Hinder för användning av kompletterande PFAS-analyser, fråga 3

Frågan var formellt avsedd för aktörer som varken använder eller planerar att använda kompletterande PFAS-analyser, men den kunde besvaras av samtliga respondenter. Resultatet speglar därför inte enbart skäl att avstå från sådana analyser, utan även hur organisationer som redan använder eller avser att använda kompletterande metoder bedömer kvarstående hinder. Frågan besvarades av totalt 98 respondenter.

Svarsalternativ	Antal svar och procentuell andel
Avsaknad av regulatoriska krav	64 (65%)
Vet ej / kan inte svara	21 (21%)
Ekonomiskt orealistiskt	16 (16%)
Metodernas osäkerhet och / eller brist på tydlig harmoniserad standard	11 (11%)
Svår tolkning av resultat	11 (11%)
Brist på kunskap internt	7 (7%)
Begränsat laboratorieutbud	2 (2%)

Tabell 8
Angivna skäl som utgör hinder för implementering av kompletterande analyser.

Tabell 8 visar att avsaknad av regulatoriska krav är det vanligaste angivna hindret för användning av kompletterande PFAS-analyser, vilket angavs av 64 respondenter (65 %). Därutöver angav 21 respondenter (21 %) alternativet ”vet ej / kan inte svara”, 11 respondenter (11 %) svårigheter kopplade till tolkning av resultat samt 7 respondenter (7 %) brist på intern kunskap. Sammantaget indikerar detta att 39 av 98 respondenter (cirka 40 %) anger hinder som kan relateras till begränsad kunskap eller osäkerhet kring metodernas tillämpning. Ekonomiska hinder angavs av 16 respondenter (16 %), medan metodernas osäkerhet eller brist på harmoniserad standard angavs av 11 respondenter (11 %). Endast ett fåtal respondenter angav begränsat laboratorieutbud som ett hinder (2 %).

6 Diskussion

6.1 Förekomst av analyserade PFAS-summaparametrar i relation till regelverk

Resultatet visar att PFAS 21 och PFAS 4 är de mest frekvent analyserade summaparametrarna, vilket är förenligt med Livsmedelsverkets föreskrifter för dricksvatten (LIVSFS 2022:12). PFAS 21 analyseras något oftare än PFAS 4, trots att båda omfattas av föreskriften. Detta kan förklaras av att PFAS 21 inkluderar samtliga ämnen i PFAS 4, samtidigt som parametrarna omfattar ytterligare PFAS. Att inte alla aktörer analyserar PFAS 4 eller PFAS 21 kan delvis förklaras av att faroanalysen inte bedömer det som nödvändigt, samt att vissa kommuner inte ansvarar för dricksvattenproduktion. Dessa faktorer kan sannolikt förklara varför sex aktörer inte har analyserat någon PFAS-parameter alls.

PFAS 22 är den tredje vanligaste summaparametern, vilket sammanhänger med att många svenska avloppsreningsverk är REVAQ-certifierade. PFAS 11 är den fjärde mest frekvent analyserade summaparametern, vilket kan förklaras av att parametrarna används i ytvattenförvaltningen som särskilt förorenande ämne med ett etablerat riktvärde, och därmed förekommer i övervakning kopplad till miljö kvalitetsnormer.

PFAS 24, TFA och högre summa-analys förekommer i betydligt mindre omfattning än de regulatoriskt styrda parametrarna. Samtidigt är det noterbart att vissa av dessa ändå analyseras av ett relativt stort antal aktörer. TFA analyseras av 37 aktörer, trots att parametrarna varken är kravsatt eller formellt rekommenderad inom nuvarande nationell eller EU-reglering. Även PFAS 24, som inte omfattas av juridiska krav, analyseras av 20 aktörer. Detta kan indikera att vissa verksamhetsutövare väljer att inkludera ytterligare PFAS-parametrar utifrån en upplevd riskbild eller ökad uppmärksamhet kring specifika ämnen. I fallet TFA kan detta sättas i relation till den ökade vetenskapliga och regulatoriska uppmärksamhet som ämnet fått under senare år, särskilt kopplat till dess utbredning, persistens och potentiella betydelse för den samlade PFAS-belastningen.

6.2 PFAS-total-analys i nuläget

Resultatet för fråga 1 visar att TOPA, EOF och LC-HRMS endast har använts vid ett mycket begränsat antal tillfällen. Detta sätts i ett tydligare sammanhang genom resultaten från fråga 3, där avsaknad av regulatoriska krav framträder som den vanligaste angivna orsaken till att kompletterande PFAS-analys inte används. Detta är förenligt med det övriga resultatet om summa-parametrar och tidigare avsnitt i rapporten, som visar att analysval i hög grad styrs av bindande lagstiftning och etablerad vägledning. De näst frekventa svaren, ”vet ej / kan inte svara” tillsammans med ”brist på intern kunskap”, kan tolkas som uttryck för ett begränsat kunskapsläge snarare än aktiva avvägningar mot kompletterande analyser. Detta indikerar att PFAS-total-relaterade metoder i stor utsträckning befinner sig utanför många VA-organisationers etablerade analysramverk, och att låg användning i flera fall kan förklaras av bristande kännedom om metodernas syfte, tillämpning och potentiella användbarhet snarare än av identifierade tekniska eller ekonomiska hinder.

Ekonomiska överväganden, metodernas osäkerhet och svårigheter att tolka resultaten förekommer också som angivna hinder, men i betydligt mindre omfattning än de regulatoriska och kunskapsrelaterade faktorerna. Dessa aspekter motsvarar de ekonomiska, tekniska och sociala kriterier som ingick i den MCDA av PFAS-totalmetoder i EU-kommissionens underlagsrapport. Att dessa faktorer återkommer även i enkätresultaten, om än hos ett begränsat antal aktörer, indikerar att de utmaningar som identifierats på EU-nivå har praktisk relevans även på lokal och nationell nivå.

Det är samtidigt viktigt att notera att ett mindre antal av de aktörer som redan använder eller planerar att använda kompletterande PFAS-analyser också valde att besvara frågan om hinder. Deras svar domineras inte av tekniska begränsningar, utan av avsaknad av regulatoriska krav, ekonomiska överväganden samt svårigheter att tolka och använda resultaten. Detta tyder på att även för tidiga användare kvarstår strukturella hinder kopplade till styrning, kostnad och tillämpbarhet. Sammantaget pekar resultaten på att den begränsade användningen av PFAS-total-relaterade metoder i nuläget främst är en fråga om regulatorisk förankring och institutionell implementering, snarare än om metodernas tekniska genomförbarhet.

6.3 Tillämpning av kompletterande PFAS-analyser i olika provmatriser

Resultaten från fråga 2 visar att kompletterande PFAS-analyser förekommer i flera olika vatten- och slamrelaterade matriser. TOP-analys förekommer i flera vattenmatriser, inklusive råvatten, utgående dricksvatten samt in- och utgående avloppsvatten. Detta indikerar att metoden används i vattenmatriser i sammanhang där syftet tydligt är att identifiera förekomst av PFAS-prekursorer. EOF-analyser återfinns i huvudsak i avloppsvatten och avloppsslam, vilket överensstämmer med metodens användning i mer komplexa matriser där den totala organiskt bundna fluorfraktionen är av särskilt intresse (Önnby et al., 2025). LC-HRMS har rapporterats vid ett enstaka tillfälle, utan specificerad provmatris. TFA, som inte utgör en PFAS-totalmetod men som i tidigare avsnitt visats kunna utgöra en betydande andel av den totala PFAS-belastningen, har analyserats i samtliga redovisade matriser. Detta kan tolkas som att analysen används i syfte att komplettera bilden av PFAS-förekomst i flera delar av vattensystemet, i linje med de motiv som diskuterats i avsnitt 6.2.

I flera svar anges att kompletterande analyser genomförts inom ramen för forskningsprojekt eller pilotstudier. Men i ett fall beskrivs analysinsatsen uttryckligen som ett försök att skapa en mer heltäckande bild av PFAS-belastningen över flera matriser, med särskilt fokus på kopplingar till dricksvattenproduktionen. Sammantaget indikerar detta att kompletterande PFAS-analyser i nuläget i huvudsak används situationsanpassat och problemorienterat, snarare än som integrerade delar av ordinarie övervakningsprogram och systematiska riskanalyser.

6.4 Underskattning av PFAS-belastningen i dagens övervakning

Som sammanställts i tabell 4 och 5 visar både nationella och internationella studier att riktad LC-MS/MS-analys i många fall endast fångar en begränsad andel av den totala PFAS-belastningen. Denna underskattning är särskilt tydlig i matriser som påverkas av punktkällor, såsom AFFF-förorenade områden, men förekommer även i mer diffust belastade system såsom råvatten, avloppsvatten och slam. Mot denna bakgrund är det noterbart att enkätresultaten visar att kompletterande analyser med fokus på PFAS-total används mycket sparsamt i svenska VA-verksamheter. Resultaten indikerar därmed att den praktiska övervakningen i stor utsträckning bygger på analysstrategier som litteraturen visat riskerar att systematiskt underskatta PFAS-förekomst och belastning.

Konsekvenserna av underskattning av PFAS kan ytterst kopplas till skyddet av människors hälsa, särskilt i dricksvattensammanhang. Samtidigt är det, som beskrivits i bakgrunden, välkänt att det toxikologiska kunskapsläget är begränsat för stora delar av PFAS-gruppen. Underskattning av den samlade PFAS-förekomsten innebär därmed inte nödvändigtvis att en konkret hälsorisk kan kvantifieras, men att potentiella risker

riskerar att förbises eller upptäckas först i ett sent skede. Detta försvårar ett förebyggande arbetssätt i linje med försiktighetsprincipen.

Avloppsreningsverk utgör en viktig spridningsväg för PFAS. Resultaten visar att endast ett fåtal aktörer har analyserat närmevärden för den totala PFAS-belastningen kopplad till matriser i ARV. Om kompletterande total-metoder inte används mer systematiskt riskerar dessa flöden att underskattas, vilket både försvårar kvantifiering av spridningsmönster och komplicerar källspårning, särskilt när det gäller prekursorer som i miljön omvandlas till persistenta PFAA.

För TFA är de dominerande källorna i stor utsträckning redan kända. Värdet av ökade mätningar av TFA ligger därför inte i källidentifiering, utan i att empiriskt synliggöra hur denna användning påverkar vattenmiljön och dess ackumulering i rå- och dricksvattenkällor. I motsats till PFAS-total-metoder analyseras TFA numera av ett relativt stort antal aktörer och i flera olika matriser, vilket innebär att denna del av PFAS-belastningen i praktiken riskerar att underskattas i mindre utsträckning. Samtidigt är analysen långt ifrån heltäckande, vilket innebär att även TFA:s utbredning och bidrag till den samlade exponeringen fortfarande endast delvis fångas.

6.5 Prioriterade steg för metodutveckling och praktisk tillämpning

De data och den litteratur som redovisats visar att begränsningarna kring PFAS-total-metoder både har en teknisk och en institutionell dimension. MCDA-bedömningen placerar i nuläget dessa metoder som tekniskt svagare än etablerade standarder för riktad analys, vilket speglar bristande harmonisering samt kunskaps- och erfarenhetsluckor i laboratorievärdekedjan. Samtidigt visar enkätresultaten att många VA-aktörer främst uppfattar avsaknad av regulatoriska krav och låg kunskapsnivå som de avgörande hindren för ökad användning. Sammantaget indikerar detta att metodutveckling, kunskapsuppbyggnad och styrning är ömsesidigt beroende processer.

Mot denna bakgrund presenteras nedan ett exempel på prioriterade första steg. Åtgärderna ligger i linje med EU-kommissionens tekniska riktlinjer och fokuserar på tidiga insatser som kan stärka metodernas praktiska tillämpbarhet och skapa förutsättningar för bredare användning.

- *Pilotprogram i prioriterade miljöer*
Genomför pilotstudier i högriskmiljöer, framför allt AFFF-påverkade områden och råvattentäkter med känd påverkan, där PFAS-total-metoder, fördelaktligen i kombination i med varandra, används parallellt med bredare riktade analyser. Detta kan genomföras som ett möjligt projekt inom Svenskt Vatten Utveckling (SVU). Pilotprogrammen kan leverera praktisk erfarenhet, synliggöra logistiska, formalisera arbetsflöde och provberedningsmässiga utmaningar, och ge underlag för kostnads- och nyttoanalyser inför eventuell uppskalning för tillsyn.
- *Jämförelser mellan laboratorier och ringtester*
Parallellt med pilotprogram bör interlaborativa övningar och ringtester organiseras för respektive metod. Dessa tester är nödvändiga för att kvantifiera reproducerbarhet och identifiera kritiska förbehandlingssteg. Detta kan genomföras både på nationell nivå och samordnas internationellt, exempelvis genom nätverk som NORMAN Network.
- *Kunskapshöjande insatser och vägledning*
Möjligt kan man initiera riktade utbildningar och publicera samordnade vägledning för både VA-personal och tillsynsmyndigheter om metodernas möjligheter, begränsningar och tolkningsramar. Tydlig kommunikation kring vad en PFAS-total-mätning kan och inte kan ge minskar osäkerhet och underlättar myndigheters och verksamhetsutövers beslut att nyttja metoderna.

6.6 Kompletterande PFAS-analyser i policy och tillsyn

Som visats i avsnitt 6.2 är den begränsade användningen av PFAS-total-relaterade metoder i nuläget främst kopplad till bristande regulatorisk förankring snarare än till metodernas tekniska genomförbarhet.

Mot denna bakgrund är den centrala frågan inte om PFAS-totalmetoder bör användas, utan hur de kan integreras i tillsyn och riskanalys på ett sätt som undviker oproportionerliga konsekvenser för verksamhetsutövare och myndigheter. Detta förutsätter att metoderna kopplas till klart definierade användningsområden, snarare än att utgöra grund för direkta åtgärdskrav. MCDA-analysen identifierar en möjlig institutionell barriär: risken att myndigheter avstår från PFAS-total-metoder av oro för de ekonomiska och sociala konsekvenser som ett överskridande kan medföra inom nuvarande regelverk. Samtidigt pekar MCDA-resultaten på att denna tröskel kan reduceras genom differentierade styr signaler, där ett förhöjt PFAS-total-värde inte i sig utlöser långtgående åtgärder, utan istället leder till krav på kompletterande analyser för att identifiera vilka PFAS som bidrar till belastningen och möjliggöra källspårning. En sådan tillämpning skulle stärka metodernas funktion som beslutsstöd snarare än som sanktionsgrundande parameter.

I ett bredare policy-perspektiv sammanfaller detta med pågående EU-processer, där fokus i ökande grad ligger på uppströmsåtgärder snarare än på hantering nedströms i vattenledet. Förslaget om en gruppvis begränsning av PFAS under REACH-förordningen syftar till att förbjuda tillverkning, marknadsföring och användning av ett mycket brett spektrum av PFAS, med vissa användningsspecifika undantag och övergångsperioder för särskilda tillämpningar, som nu utvärderas av ECHA:s vetenskapliga kommittéer inför eventuellt beslut i kommissionen och medlemsstaterna (European Chemicals Agency, 2025). Ett centralt underlag för sådana breda regleringsåtgärder är kunskap om den faktiska omfattningen av PFAS-förekomst i miljön. I detta sammanhang kan PFAS-total-relaterade analysmetoder bidra med kompletterande information som synliggör den del av belastningen som inte fångas av traditionella, riktade summaparametrar, och därmed stärka det empiriska underlaget.

Även i diskussionen kring TFA och TFA-bildande ämnen framträder behovet av bredare datagrundlag. TFA är inkluderat i det reviderade förslaget till miljö kvalitetsnormer inom EU:s vattenlagstiftning. Detta markerar ett skifte mot att även mycket kortkedjiga och högmobila PFAS beaktas i den regulatoriska ramen. Danmark har under 2025 beslutat att återkalla godkännanden för ett stort antal växtskyddsmedel vars aktiva ämnen kan brytas ner till TFA. Detta har lett till att Sverige har påbörjat en omprövning av motsvarande svenska växtskyddsmedel med PFAS-ämnen, där produktgodkännanden kan komma att ändras eller återkallas för att minska risken för TFA-bildning i miljön (Kemikalieinspektionen, 2025b). I båda kontext är värdet av utökade mätningar att kvantitativt belysa hur etablerade användningsmönster påverkar bland annat vattenmiljöer och råvattentäkter.

7 Slutsats

Analysval i svenska VA-verksamheter styrs i hög grad av regulatoriska krav, vilket gör att PFAS 21 och PFAS 4 är de mest frekvent analyserade parametrarna, medan kompletterande PFAS-totalmetoder används mycket begränsat. Frånvaron av regulatoriska krav, tillsammans med begränsad kunskap om metodernas syfte och tolkning, utgör de främsta hindren, medan tekniska och ekonomiska faktorer är av mindre betydelse. Den begränsade användningen av PFAS-totalmetoder innebär att nuvarande övervakning riskerar att underskatta den faktiska PFAS-belastningen, särskilt för prekursorer och punktkällor, vilket försvårar riskbedömning, källspårning och förebyggande åtgärder. Bredare och mer komplett PFAS-data kan dessutom ge underlag för framtida uppströmsåtgärder, exempelvis genom införande av bredare PFAS-förbud. För att öka metodernas praktiska användbarhet och nyttjande bör insatser fokusera på pilotprogram, jämförelser mellan laboratorier, kunskapshöjande åtgärder samt en institutionell förankring som kopplar metoderna till beslutsstöd snarare än direkta åtgärdskrav. Utökade analyser av TFA och kortkedjiga PFAS är också viktiga för att ge ett mer komplett underlag för riskhantering och framtida reglering.

Litteraturförteckning

- Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S. C., Guo, R., & Reiner, E. J. (2011). *Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere*. *Environmental Science & Technology*, 45(22), 8098–8105. <https://doi.org/10.1021/es1036173>
- Aleksandra Đurđević Đelmaš, Tino Šeba, Nikola Gligorijević, Marko Pavlović, Maja Gruden, Milan Nikolić, Karla Milčić, Miloš Milčić. (2025). *Perfluoroalkyl acids interact with major human blood protein fibrinogen: Experimental and computation study*. *International Journal of Biological Macromolecules*, Volume 306, Part 1, 141425, ISSN 0141-8130. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2025.141425>
- Alina Koch, Satoru Yukioka, Shuhei Tanaka, Leo W.Y. Yeung, Anna Kärrman, Thanh Wang. (2021). *Characterization of an AFFF impacted freshwater environment using total fluorine, extractable organofluorine and suspect per- and polyfluoroalkyl substance screening analysis*. *Chemosphere*. Volume 276, 130179, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130179>.
- Aro, R., Eriksson, U., Kärrman, A., & Yeung, L. W. Y. (2021b). *Fluorine mass balance analysis of effluent and sludge from wastewater treatment plants in the Nordic countries*. *Water Research*, 204, Article 117625. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsestwater.1c00168>
- Aro, R., Eriksson, U., Kärrman, A., Reber, I. & Yeung, L. W. Y. (2021a). *Combustion ion chromatography for extractable organofluorine analysis*. *iScience*, 24(9), 102968. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2021.102968>
- Arp, H. P. H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M., & Cousins, I. T. (2024). *The global threat from the irreversible accumulation of trifluoroacetic acid (TFA)*. *Environmental Science & Technology*, 58(45), 19925-19935. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189>
- Ateia, M., Chiang, D., Cashman, M., & Acheson, C. (2023). *Total Oxidizable Precursor (TOP) Assay-Best Practices, Capabilities and Limitations for PFAS Site Investigation and Remediation*. *Environmental science & technology letters*, 10(4), 292–301. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00061>
- Bao, Y., Deng, S., Jiang, X., Qu, Y., He, Y., Liu, L., Chai, Q., Mumtaz, M., Huang, J., Cagnetta, G., & Yu, G. (2018). *Degradation of PFOA substitute: GenX (HFPO-DA ammonium salt): Oxidation with UV/persulfate or reduction with UV/sulfite?* *Environmental Science & Technology*, 52(20), 11728–11734. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02172>
- Baqar, M., Chen, H., Yao, Y., Sun, H., & Johansson, O. (2024). *Latest trends in the environmental analysis of PFAS including nontarget analysis and EOF-, AOF-, and TOP-based methodologies*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 417(2), 555–571. <https://doi.org/10.1007/s00216-024-05643-9>
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Winkens Pütz, K., Dalahmeh, S., & Ahrens, L. (2022). *PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS (SVU-rapport 2022-7)*. Svenskt Vatten Utveckling. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/pfas-hur-kan-svenska-avloppsreningsverk-mota-utmaningen-svu-rapport-2022-7/>
- Barry, V., Winquist, A., & Steenland, K. (2013). *Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant*. *Environmental Health Perspectives*, 121(11-12), 1313-1318.
-

-
- Benskin, J. P., Li, B., Ikonomidou, M. G., Grace, J. R., & Li, L. Y. (2012). *Per- and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate: Patterns, time trends, and sources*. *Environmental Science & Technology*, 46(21), 11532–11540. <https://doi.org/10.1021/es302471n>
- Björnsdotter, M. K., Yeung, L. W. Y., Kärrman, A., & Ericson Jogsten, I. (2022). *Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake*. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 251–259. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04472>
- Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J.M., Cousins, I.T., de Voogt, P., Jensen, A.A., Kannan, K., Mabury, S.A. and van Leeuwen, S.P. (2011), *Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins*. *Integr Environ Assess Manag*, 7: 513-541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Laganis, E. and Adamsky, F. (2021). *Identification and classification of commercially relevant per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS)*. *Integr Environ Assess Manag*, 17: 1045-1055. <https://doi.org/10.1002/ieam.4450>
- Council of the European Union. (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 (ST 13706 2025 INIT)*.
- Cousins I. T., Vestergren R., Wang Z., Scheringer M. och McLachlan M. S. (2016). *The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater*. *Environment International*, 94, 331-340. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044>
- Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Scheringer, M., Vierke, L., & Wang, Z. (2020). *Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health*. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22, 1444-1460. <https://doi.org/10.1039/DoEM00147C>
- Dasu, K., Prapert, F., & Cousins, I. T. (2022). *Concentration profiles of per- and polyfluoroalkyl substances in different sources: a comprehensive review*. *Journal of Environmental Management*, 317, 115471.
- David Megson, Pennante Bruce-Vanderpuije, Ifeoluwa Grace Idowu, Okon Dominic Ekpe, Courtney D. Sandau. *A systematic review for non-targeted analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. *Science of The Total Environment*. Volume 960, 178240, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178240>.
- Dekant, W., & Dekant, R. (2023). *Mammalian toxicity of trifluoroacetate and assessment of human health risks due to environmental exposures*. *Archives of Toxicology*, 97(4), 1069–1077. <https://doi.org/10.1007/s00204-023-03454-y>
- DIN. (2022). *Wasserbeschaffenheit – Prüfung von Wasser, Abwasser und Schlamm – Teil 59: Bestimmung adsorbierbarer organisch gebundener Halogene (AOF, AOCl, AOBr, AOI) (DIN 38409-59)*. Deutsches Institut für Normung.
- European Chemicals Agency. (2022). *Annex XV restriction report—Proposal for a restriction: Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in firefighting foams*. European Chemicals Agency.
- European Chemicals Agency. (2025, 20 augusti). *Updated proposal to restrict per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) under REACH (Background Document)*. <https://echa.europa.eu/-/echa-publishes-updated-pfas-restriction-proposal>
-

European Commission: Directorate-General for Environment, IWW, TZW, University of Copenhagen & Örebro University. (2025). *Support for developing and drafting technical guidelines on PFAS substances under the recast Drinking Water Directive : final report*. Publications Office of the European Union.

European Food Safety Authority. (2020). *Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food*. EFSA Journal, 18(9), 6223. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>

Europeiska kommissionen. (2024). *Kommissionens tillkännagivande: Tekniska riktlinjer för analysmetoder för övervakning av per- och polyfluorerade alkylämnen (PFAS) i dricksvatten*. Europeiska unionens officiella tidning, C/2024/4910.

Europeiska unionen. (2000). *Direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. Europeiska gemenskapernas officiella tidning.

Europeiska unionen. (2006). *Direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd av grundvatten mot föroreningar och försämring*. Europeiska unionens officiella tidning.

European Union. (2006). *Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den 18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (REACH), inrättande av en europeisk kemikaliemyndighet, ändring av direktiv 1999/45/EG samt upphävande av rådets förordning (EEG) nr 793/93 och kommissionens förordning (EG) nr 1488/94 samt rådets direktiv 76/769/EEG och kommissionens direktiv 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG och 2000/21/EG*. Europeiska unionens officiella tidning

Europeiska unionen. (2008). *Direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitiken och om ändring av direktiven 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG samt om upphävande av direktiv 2000/60/EG*. Europeiska unionens officiella tidning.

European Union. (2008). *Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1272/2008 av den 16 december 2008 om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar, ändring och upphävande av direktiven 67/548/EEG och 1999/45/EG samt ändring av förordning (EG) nr 1907/2006*. Europeiska unionens officiella tidning.

Europeiska unionen. (2013). *Direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen inom vattenpolitikens område*. Europeiska unionens officiella tidning.

European Union. (2019). *Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1021 av den 20 juni 2019 om långlivade organiska föroreningar (omarbetning)*. Europeiska unionens officiella tidning.

European Union. (2020). *Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på vatten avsett för konsumtion (omarbetning)*. Europeiska unionens officiella tidning

Europeiska unionen. (2024). *Direktiv (EU) 2024/3019 av den 11 oktober 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)*. Europeiska unionens officiella tidning.

Evich, M. G., Davis, M. J. B., McCord, J. P., Acrey, B., Awkerman, J. A., Knappe, D. R. U., Lindstrom, A. B., Speth, T. F., Tebes-Stevens, C., Strynar, M. J., & Washington, J. W. (2022). *Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment*. Science, 375(6580), eabg9065. <https://doi.org/10.1126/science.abg9065>

-
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. (2021). *Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research*. *Environmental toxicology and chemistry*, 40(3), 606–630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- Filipovic, M., Berger, U., & McLachlan, M. S. (2013). *Mass balance of perfluoroalkyl acids in the Baltic Sea*. *Environmental Science & Technology*, 47(9), 4088–4095. <https://doi.org/10.1021/es400174y>
- Filipovic, M., Holmström, S., Holmström, K., Edvinsson, J., Landahl, A., Neuschütz, C., Mocevic, J., Benskin, J., Sandblom, O., & Cousins, I. (2018). *PFAS-AQUA: PFAS utbredning i Mälarens vattenpelare*. Miljöförvaltningen Stockholms stad. 8 juni 2018. PDF, tillgänglig på Miljöbarometern, Stockholms stad
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). *An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22, 2345–2373. <https://doi.org/10.1039/DoEM00291G>
- Grandjean, P., Andersen, E. W., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Mølbak, K., Weihe, P., & Heilmann, C. (2012). *Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds*. *JAMA*, 307(4), 391–397. <https://doi.org/10.1001/jama.2011.2034>
- Hansson, K., Palm Cousins, A., Norström, K., Graae, L., & Stenmarck, Å. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö* (IVL Rapport C 182). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://ivl.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1549779>
- Hansson, K., Pütz, K. W., & Vestergren, R. (2020). *Kvantifiering av PFAS-emissioner från kosmetiska produkter* (IVL-rapport C 475). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://ivl.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1549501>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25)*. Havs- och vattenmyndigheten.
- Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R., Wiberg, K., & Ahrens, L. (2016). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Swedish waters [Rapport]*. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Houtz, E. F., & Sedlak, D. L. (2012). *Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff*. *Environmental Science & Technology*, 46(17), 9342–9349. <https://doi.org/10.1021/es302274g>
- Houtz, E. F., Sutton, R., Park, J.-S., & Sedlak, M. (2016). *Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: Significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts*. *Water Research*, 95, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.055>
- Idowu, I. G., Ekpe, O. D., Megson, D., Bruce-Vanderpuije, P., & Sandau, C. D. (2025). *A systematic review of methods for the analysis of total per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. *Science of The Total Environment*, 967, 178644. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178644>
- International Organization for Standardization (ISO). (2019). *ISO 21675:2019 Water quality — Determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in water by ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry (UHPLC-MS/MS)*. ISO.
- IVL Swedish Environmental Research Institute. (2024). *PFAS — analys och tolkning av resultat / PFAS services*. IVL. <https://www.ivl.se/english/ivl/our-offer/our-services/pfas-analysis.html>
-

-
- Jiao, E., Zhu, Z., Yin, D., Qiu, Y., Kärrman, A., & Yeung, L. W. Y. (2022). *A pilot study on extractable organofluorine and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in water from drinking water treatment plants around Taihu Lake, China: What is missed by target PFAS analysis?* *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24, 1060–1070. <https://doi.org/10.1039/d2em00073c>
- Joerss, H., Menger, F., Tang, J., Ebinghaus, R., & Ahrens, L. (2022). *Beyond the tip of the iceberg: Suspect screening reveals point source-specific patterns of emerging and novel per- and polyfluoroalkyl substances in German and Chinese rivers.* *Environmental Science & Technology*, 56(9), 5456–5465. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07987>
- Joerss, H., Wolschke, H., Weigelt, A., & Schwarzbauer, J. (2024). *Pesticides can be a substantial source of trifluoroacetate (TFA) in surface waters.* *Environment International*, 188, 108734.
- Kemikalieinspektionen (2015). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ (Rapport 6/15)*. Kemikalieinspektionen. Hämtad från <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2015/rapport-6-15-forekomst-och-anvandning-av-hogfluorerade-amnen-och-alternativ>
- Kemikalieinspektionen. (2025a, 16 september). *PFAS – vad är PFAS?* <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas#h-VadarPFAS>
- Kemikalieinspektionen. (2025b, 20 november). *Växtskyddsmedel som kan bilda TFA omprövas för att skydda grundvattnet.* <https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2025-11-20-vaxtskyddsmedel-som-kan-bilda-tfa-omprovas-for-att-skydda-grundvattnet>
- Kurwadkar, S., Dane, J., Kanel, S. R., Nadagouda, M. N., Cawdrey, R. W., Ambade, B., Struckhoff, G. C., & Wilkin, R. (2022). *Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution.* *Science of The Total Environment*, 809, 151003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151003>
- Kärrman, A., Fredriksson, F., & Särnholm, E. (2024). *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask (SVU-rapport 2024-5)*. Svenskt Vatten Utveckling / Svenskt Vatten AB. <https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/wp-content/uploads/2024/06/svu-rapport-2024-05.pdf>
- Kärrman, A., Yeung, L. W. Y., MacLeod, M., Johansson, J. H., & Cousins, I. T. (2021). *Can determination of extractable organofluorine (EOF) be standardized? First interlaboratory comparisons of EOF and fluorine mass balance in sludge and water matrices.* *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(8), 1158–1170. <https://doi.org/10.1039/d1em00224d>
- Livsmedelsverket. (2022). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12)*.
- Lohmann, R., Cousins, I.T., DeWitt, J., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lindström, A.L., Miller, M.F., Ng, C.A., Patton, S., Scheringer, M., Trier, X. & Wang, Z. (2020). *Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and Separate from Other PFAS?* *Environmental Science & Technology*, 54(20), 12820–12828.
- Lopez-Espinosa M.-J., Fletcher T., Armstrong B., Genser B., Dhatriya K., Mondal D., Ducatman A. och Leonardi G. (2011). *Association of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) with age of puberty among children living near a chemical plant.* *Environmental Science & Technology*, 45(19): 8160–8166. <https://doi.org/10.1021/es1038694>
-

-
- Lopez-Espinosa M.-J., Mondal D., Armstrong B. G., Eskenazi B. och Fletcher T. (2016). *Perfluoroalkyl substances, sex hormones, and insulin-like growth factor-1 at 6–9 years of age: A cross-sectional analysis within the C8 Health Project*. *Environmental Health Perspectives*, 124(8): 1269–1275.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Goicoechea Feldtmann, M., Harding, M., & Yang, J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. Rapport 2021:02, Avfall Sverige.
- McDonough, C. A., Kaiser, M., Huber, S., & Volmer, D. A. (2019). *Measuring total PFASs in water: The tradeoff between selectivity and inclusivity*. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7, 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.01.002>
- Mejia Avendaño S. och Liu J. (2015). *Production of PFOS from aerobic soil biotransformation of two perfluoroalkyl sulfonamide derivatives*. *Chemosphere*, 119, 1084–1090. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.059>
- Nahar, K., Zulkarnain, N. A., & Niven, R. K. (2023). *A Review of Analytical Methods and Technologies for Monitoring Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Water*. *Water*, 15(20), 3577. <https://doi.org/10.3390/w15203577>
- Naturskyddsforeningen. (2024, 7 november). *PFAS i bekämpningsmedel*. Hämtad från <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/pfas-i-bekampningsmedel/>
- Naturvårdsverket. (2025-06-26). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. Hämtad 13 oktober 2025 från <https://www.naturvardsverket.se/en/topics/contaminated-sites/per--and-polyfluoroalkyl-substances-pfas/>
- Neuwald I.J., Hübner D., Wiegand H.L., Valkov V., Borchers U., Nödler K., Scheurer M., Hale S.E., Arp H.P.H. och Zahn D. (2022). *Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated*. *Environ Sci Technol* 56, 6380–6390.
- NORMAN Network. (2023). *PFAS analytical exchange – TOP Assay method comparison* (report).
- Nxumalo, T., Akhdhar, A., Mueller, V., Simon, F., von der Au, M., Cossmer, A., Pfeifer, J., Krupp, E. M., Meermann, B., Kindness, A., & Feldmann, J. (2023). *OF and target PFAS analysis in surface waters affected by sewage treatment effluents in Berlin, Germany*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 415, 1195–1204. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00216-022-04500-x>
- OECD (2018), *Summary report on the new comprehensive global database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)*, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/1a14ad6c-en>.
- OECD (2021), *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/e458e796-en>.
- Pan, Y., & Helbling, D. E. (2023). *Revealing the factors resulting in incomplete recovery of perfluoroalkyl acids (PFAAs) when implementing the adsorbable and extractable organic fluorine methods*. *Water Research*, 244, Article 120497. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120497>
- Pesticide Action Network Europe. (2024). *TFA in Water: Dirty PFAS Legacy Under the Radar*. Pesticide Action Network Europe.
-

-
- Qi Wang, Patrick van Hees, Patrik Karlsson, Enmiao Jiao, Marko Filipovic, Paul K.S. Lam, Leo W.Y. Yeung. (2025b). *What we learn from using mass balance approach and oxidative conversion – A case study on PFAS contaminated soil samples*. Environmental Pollution, Volume 376, 126420, ISSN 02697491. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126420>
- Reinikainen, J., Perkola, N., Äystö, L., & Sorvari, J. (2022). *The occurrence, distribution, and risks of PFAS at AFFF-impacted sites in Finland*. Science of the Total Environment, 806, 150428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150428>
- Ruyle, B. J., Thackray, C. P., Butt, C. M., LeBlanc, D. R., Tokranov, A. K., Vecitis, C. D., & Sunderland, E. M. (2023). *Centurial persistence of forever chemicals at military fire training sites*. Environmental Science & Technology, 57(21), 8096–8106. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00675>
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., Janda, J., Happel, O., Riegel, M., Müller, U., Storck, F. R., Fleig, M., Lange, F. T., Brunsch, A., & Brauch, H.-J. (2017). *Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply*. Water Research, 126, 460–471. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>
- Schymanski, E. L., Zhang, J., Thiessen, P. A., Chirsir, P., Kondic, T., & Bolton, E. E. (2023). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in PubChem: 7 million and growing*. Environmental Science & Technology, 57(44), 16918–16928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04855>
- SGU. (2024, juni). *PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser*. Sveriges geologiska undersökning. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarden-och-tillstandsklasser/>
- Shao, G., Jiang, N., Liu, T., Xia, Y., Liu, R., Zhang, P., & Wang, Y. (2025). *Target and non-target screening of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water: Focus on alternatives and health risks*. Environmental Research, 214, 122581. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122581>
- Simon, F., Gehrenkemper, L., Becher, S., Dierkes, G., Langhammer, N., Cossmer, A., von der Au, M., Gökener, B., Flidner, A., Rüdell, H., Koschorreck, J., & Meermann, B. (2023). *Quantification and characterization of PFASs in suspended particulate matter (SPM) of German rivers using EOF, dTOPA, (non-)target HRMS*. Science of the Total Environment, 163753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163753>
- Sunderland, E.M., Hu, X.C., Dassuncao, C. Andrea K. Tokranov, Charlotte C. Wagner & Joseph G. Allen. (2019). *A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects*. J Expo Sci Environ Epidemiol 29, 131–147). <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0094-1>
- Svenskt Vatten (2025). *REVAQ – regler för certifieringssystemet*, utgåva 10.0. Svenskt Vatten.
- Sveriges geologiska undersökning. (2023). *Sveriges geologiska undersökning: föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten (SGU-FS 2023:1)*. Sveriges geologiska undersökning.
- Swedish Institute for Standards (SIS). (2024). *SS-EN 17892:2024 Dricksvatten – Bestämning av utvalda per- och polyfluoroalkylsubstanser (PFAS) med vätskekromatografi–tandem-masspektrometri (LC-MS/MS)*. SIS.
-

Thorsén, G. (IVL Svenska Miljöinstitutet). (u. å.). *PFAS analysstrategier för att få rätt svar* [PowerPoint-presentation]. Miljö kemi. <https://www.arbetsochmiljomedicin.se/download/18.115790d7193d80008a567b/1734607570579/Gunnar%20Thors%C3%A9n%20Svenska%20milj%C3%B6institutet%20IVL%20Analys%20av%20PFAS-%C3%A4mnen.pdf>

Thorsén, G., Esfahani, B., Freigi, S., Chelcea, I., Motiei, A., Chavan, S., Nilsson, C., Awad, R., Gideflod, P., Zheng, Z., & Lindberg, J. (2025). *Screening av kemiska ämnen i avloppsnetet (SVU-rapport 2025-8)*. Svenskt Vatten Utveckling / Svenskt Vatten AB. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2025/05/SVU-rapport-Screening-av-kemiska-amnen-i-avloppsnetet.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency. (2021). *Human health toxicity values for hexafluoropropylene oxide (HFPO) dimer acid and its ammonium salt ("GenX chemicals")*. U.S. Environmental Protection Agency.

van Hees, P., Sundelin, T., Karlsson, P. (2023). *Ultrashort PFAS in Swedish and Norwegian Drinking Water*. Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB and Man-Technology-Environment (MTM) Research Centre, Örebro University, Sweden.

Vieira, V. M., Hoffman, K., Shin, H.-M., Weinberg, J., Webster, T. F., & Fletcher, T. (2013). *Perfluorooctanoic acid exposure and cancer outcomes in a contaminated community: a geographic analysis*. *Environmental Health Perspectives*, 121(3), 318-323.

Wang, Q., van Hees, P., Karlsson, P., Jiao, E., Filipovic, M., Lam, P. K. S., & Yeung, L. W. Y. (2025a). *Extractable organofluorine mass balance analysis of aqueous film-forming foam-impacted soils: Sample pretreatment and a combination of target analysis and suspect screening*. *Environmental Science & Technology*, 59(15), 7624-7633. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c11909>

Wang, Z., Buser, A. M., Cousins, I. T., Demattio, S., Drost, W., Johansson, O., Ohno, K., Patlewicz, G., Richard, A. M., Walker, G. W., White, G. S., & Leinala, E. (2021). *A new OECD definition for per- and polyfluoroalkyl substances*. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 9001-9004. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06896>

Young, C. J., & Mabury, S. A. (2010). *Atmospheric perfluorinated acid precursors: Chemistry, occurrence, and impacts*. In P. De Voogt (Ed.), *Reviews of environmental contamination and toxicology* (Vol. 208, pp. 1-110). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6880-7_1

Yu-Qing Wang, Li-Xin Hu, Ting Liu, Jia-Hui Zhao, Yuan-Yuan Yang, You-Sheng Liu, Guang-Guo Ying. (2022). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water system: Target and non-target screening and removal assessment*. *Environment International*, Volume 163, 107219, ISSN 0160-4120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107219>.

Zhang, C., Hopkins, Z. R., McCord, J., Strynar, M. J., & Knappe, D. R. U. (2019). *Fate of per- and polyfluoroalkyl ether acids in the total oxidizable precursor assay and implications for the analysis of impacted water*. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(11), 662-668. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00525>

Zhi, Y., Lu, X., Munoz, G., Yeung, L. W. Y., De Silva, A. O., Hao, S., He, H., Jia, Y., Higgins, C. P., & Zhang, C. (2024). *Environmental occurrence and biotic concentrations of ultrashort-chain perfluoroalkyl acids: Overlooked global organofluorine contaminants*. *Environmental Science & Technology*, 58(49), 21393-21410. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04453>

Önnby, L., Liagkouridis, I., Baresel, C., & Yeung, L. W. Y. (2025). *PFAS in Swedish wastewater: Occurrence, transformation, and fate in biological treatment processes*. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7(4), 101234. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2025.10.024>

Bilagor

Bilaga 1

Fråga	Svarsalternativ	Kommentar & definition
1: Vilka PFAS-analyser beställer VA-organisationens verksamheter i nuläget från laboratorium?	Flervalsalternativ: PFAS 21 PFAS 4 PFAS 22 PFAS 11 TFA PFAS 24 Högre summa-PFAS Inget TOPA EOF LC-HRMS Vet ej / kan inte svara	Nuläge definieras som analyser som genomförts under 2024–2025 samt planerade analyser inom det kommande året (2026).
2: Om VA-organisationen använder eller planerar att använda en kompletterande PFAS-analys, vilken provtyp har / ska analyseras? Specificera vilken analys som använts för respektive provtyp.	Textsvar	Kompletterande PFAS-analys definieras som analys utöver PFAS 4, PFAS 11, PFAS 21, PFAS 22 eller PFAS 24 (se fråga 4). Relevanta provtyper inkluderar råvatten (yt- och grundvatten) och samtliga provtyper från vatten- och avloppsreningsverk.
3: Om VA-organisationen varken använder eller planerar att använda kompletterande PFAS-analyser – vilka bedömer VA-organisationen är de huvudsakliga anledningarna eller hindren till det?	Flervalsalternativ: Avsaknad av regulatoriska krav Vet ej / kan inte svara Ekonomiskt orealistiskt Metodernas osäkerhet och / eller brist på tydlig harmoniserad standard Svår tolkning av resultat Brist på kunskap internt Begränsat laboratorieutbud	Kompletterande PFAS-analys definieras som analys utöver PFAS 4, PFAS 11, PFAS 21, PFAS 22 eller PFAS 24

Bilaga 2

PFAS-parametrar genom riktad-analys relevanta till aktuell lagstiftning. Källa: Sveriges geologiska undersökning (2024)

	PFAS 4	PFAS 11	PFAS 20	PFAS 21	PFAS 24	Toxicitetsfaktor, PFOA-ekvivalenter
Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	X	X	X	X	X	0.6
Perfluoroktansyra (PFOA)	X	X	X	X	X	1
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	X	X	X	X	X	2
Perfluornonansyra (PFNA)	X	X	X	X	X	10
Perfluorbutansyra (PFBA)		X	X	X	X	0.05
Perfluorbutansulfonsyra (PFBS)		X	X	X	X	0.001
Perfluorpentansyra (PFPeA)		X	X	X	X	0.03
Perfluorhexansyra (PFHxA)		X	X	X	X	0.01
Perfluorheptansyra (PFHpA)		X	X	X	X	0.505
Perfluordekansyra (PFDA)		X	X	X	X	7
Fluortelomer 6:2-sulfonsyra (6:2 FTSA)		X		X		–
Perfluorpentansulfonsyra (PFPeS)			X	X	X	0.3005
Perfluorheptansulfonsyra (PFHPS)			X	X	X	1.3
Perfluordekansulfonsyra (PFDS)			X	X	X	2
Perfluorundekansyra (PFUnDA)			X	X	X	4
Perfluordodekansyra (PFDoDA)			X	X	X	3
Perfluortridekansyra (PFTrDA)			X	X	X	1.65
Perfluornonansulfonsyra (PFNS)			X	X		–
Perfluorundekansulfonsyra (PFUnDS)			X	X		–
Perfluordodekansulfonsyra (PFDoDS)			X	X		–
Perfluortridekansulfonsyra (PFTrDS)			X	X		–
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)					X	0.3
Perfluorhexadekansyra (PFHxDA)					X	0.02
Perfluoroktadekansyra (PFOcDA)					X	0.02
HFPO-DA/ Gen X					X	0.06
ADONA					X	0.03
C6O4					X	0.06
6:2 FTOH					X	0.02
8:2 FTOH					X	0.04

Svenskt Vatten



Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se