

PM

Datum:
2025-12-19

Diarienummer:
314-774/2025

Handläggare:
Joel Häggqvist, Lars Rosenqvist

Screening och fördjupad utvärdering av TFA och andra PFAS i grundvatten i områden utan kända lokala föroreningskällor 2023–2025

Detta PM har tagits fram av SGU på uppdrag av Naturvårdsverket. Arbetet är utfört under ledning av Joel Häggqvist och Lars Rosenqvist, som skrivit handlingen med bidrag från och granskning av Bo Thunholm, Maria Åkesson och Lars-Ove Lång.

Flera ytterligare personer vid SGU har bistått med insamling och bearbetning av data: Elisabeth Magnusson, Erik Öhman, Eva Hellstrand, Fredrik Whitlock, Jakob Forsgren, Johan Carlström, Marina Nordlander, Paulina Bastviken, Per Wahlquist och Sofia Edelbroek. Statistikerna Claudia von Brömssen och Erik Olsson vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har bidragit med stöd vid urval och utvärdering av statistiska analyser.



Provtagning inom den nationella miljöövervakningen vid Trappkällan utanför Veberöd, Skåne. Foto: Joel Häggqvist

Sammanfattning

SGU har under 2023–2025 undersökt förekomst av PFAS i grundvatten i områden utan kända lokala föroreningskällor, där atmosfärisk deposition och annan diffus spridning bedöms vara huvudsakliga källor. Undersökningarna omfattade 237 provplatser och 35–46 utvalda PFAS, inklusive ultrakorta ämnen som TFA. Av de 46 analyserade ämnena detekterades 17, och PFAS påträffades vid 92 % av provplatserna. TFA dominerade fynden med en fyndfrekvens på 91 %, medianhalt på 230 ng/l och maxhalt på 2 700 ng/l. Exklusive ultrakorta ämnen påträffades PFAS vid 34 % av provplatserna; PFOA uppvisade högst fyndfrekvens (25 %) och PFHxS högst maxhalt (160 ng/l). Gräns- och tröskelvärden överskreds vid 9 provplatser. Sammantaget visar undersökningen på omfattande förekomst av framför allt TFA, men även flera andra PFAS, i grundvatten utan kända lokala påverkanskällor.

Korrelationsanalyser visar att både TFA och PFAS21 uppvisar signifikanta samband med flera variabler kopplat till provplatsernas egenskaper och grundvattenkemi. Både TFA och PFAS21 uppvisar en nord-sydlig gradient, med tendens till högre halter i söder. Högre halter TFA och PFAS21 förekommer generellt också vid provplatser med högre andel jordbruksmark, provplatser nära tätorter, förorenade områden och platser där släckskumsobjekt används, samt i prover med högre halter totalkväve, nitrat, joner/konduktivitet och vissa metaller. Lägre halter TFA och PFAS21 förekommer ofta vid provplatser med högre andel skog och myrmark. *Partial least squares regression* (PLS) för TFA indikerar liknande resultat, med särskilt tydlig koppling mellan TFA och kväve samt jordbruk. Analyser av säsongsvariation för TFA indikerar att halterna kan variera mycket vid en och samma provplats, och att halterna ofta är högre vid lägre grundvattennivåer.

Summary in English

Between 2023 and 2025, SGU investigated the occurrence of PFAS in Swedish groundwater in areas without known local contamination sources, where atmospheric deposition and other diffuse inputs are considered the main sources. The investigations encompassed 237 sampling sites and analyses of 35–46 selected PFAS compounds, including ultrashort-chain substances such as TFA. Of the 46 analysed substances, 17 were detected, and PFAS were found at 92% of the sampling sites. TFA dominated the findings with a detection frequency of 91%, median concentration of 230 ng/L, and maximum concentration of 2 700 ng/L. Excluding ultrashort-chain substances, PFAS were detected at 34% of the sampling sites; PFOA showed the highest detection frequency (25%) and PFHxS the highest maximum concentration (160 ng/L). Guideline values for drinking water and groundwater were exceeded at 9 sampling sites. Overall, the investigation shows widespread occurrence of TFA in particular, but also of several other PFAS, in Swedish groundwater in areas without known contamination sources.

Correlation analyses show that both TFA and PFAS21 exhibit significant relationships with several variables concerning characteristics of the sampling sites and groundwater chemistry. Both TFA and PFAS21 exhibit a north–south gradient, with a tendency toward higher concentrations in the south. Higher concentrations of TFA and PFAS21 are also generally observed at sites with a larger proportion of agricultural land, and at sites near urban areas, contaminated sites, and locations where fire-fighting foam has been used, as well as in samples with higher levels of total nitrogen, nitrate, ions/conductivity, and certain metals. Lower concentrations of TFA and PFAS21 are often found at sites with higher proportions of forest and wetland areas. Partial Least Squares (PLS) regression for TFA indicates similar patterns, with strong associations between TFA, nitrogen, and agricultural land. Analyses of seasonal variation for TFA suggest that concentrations vary considerably at individual sampling sites, and that concentrations are often higher when groundwater levels are lower.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning.....	4
Bakgrund och syfte.....	4
Målgrupp och läsanvisning.....	5
Metodik	5
Provplatser	5
Provtagning.....	6
Kemisk analys.....	6
Kvalitetssäkring.....	7
Utvärdering och statistik	7
Korrelationsanalyser	8
Partial least squares regression (PLS).....	9
Säsongsvariation.....	9
Rapportering till databas	10
Resultat och diskussion.....	10
Fynd och halter.....	10
Jämförelse med tidigare studier och underlag.....	16
Relativ fördelning av PFAS4 i grundvatten.....	16
Korrelationsanalyser.....	17
Utökad analys avseende latitudberoende.....	24
Partial least squares regression (PLS).....	26
Säsongsvariation.....	28
Slutsatser och reflektioner	30
TFA – en potentiell framtida kemikalierisk.....	31
Påverkan från urbana miljöer och potentiella påverkanskällor	32
Beaktande av säsongsvariation.....	33
Övervakning i olika grundvattenmiljöer och TFA som åldersmarkör.....	33
Referenser	34
Bilaga 1. Analyserade parametrar, inklusive information om PFAS-grupperingar.....	37
Bilaga 2. Gruppering av marktäcken.....	39
Bilaga 3. Resultat från korrelationsanalyser.....	40

Inledning

Bakgrund och syfte

Sedan 2023 har Sveriges geologiska undersökning (SGU) erhållit bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag 1:4 ap.1 för att bidra till en statlig satsning som syftar till att stärka och samordna den nationella vägledningen kring spridning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i miljön. Inom ramen för detta projekt genomför SGU undersökningar för att ta fram underlag om förekomst av PFAS i mark och grundvatten på platser utan kända lokala föroreningskällor, det vill säga områden där atmosfärisk deposition och annan diffus spridning bedöms vara de huvudsakliga källorna. Kunskap om och kvantifiering av sådan bakgrundsbelastning är avgörande för bedömning, värdering och hantering av risker på olika skalor. Behovet har blivit alltmer angeläget i takt med att nya toxikologiska underlag har medfört striktare reglering av PFAS. De ökande halterna av trifluorättiksyra (TFA), en så kallad ultrakort PFAS, i miljön (Arp m.fl. 2024) understryker dessutom behovet av mer omfattande underlag om bakgrundshalter av PFAS i grundvatten och andra matriser. TFA är av särskilt intresse eftersom ämnet har specifika påverkanskällor, bland annat nedbrytning av fluorerade gaser (f-gaser) som används som köldmedium, samt betydande spridning via atmosfärisk deposition och hög rörlighet i mark- och vattenmiljön jämfört med andra PFAS (Arp m.fl. 2024).

De underlag som SGU bidrar till att ta fram utgör bland annat grund för Naturvårdsverkets och Statens geotekniska instituts (SGI) arbete med att ta fram nya riktvärden för riskbedömning av mark och grundvatten inom förorenade områden. Resultaten utgör även ett omfattande referensunderlag, och kan exempelvis användas som beslutsunderlag för miljöövervakning, statusklassificering av grundvattenförekomster, i tillsyns- och tillståndprocesser och frågor som rör dricksvattenkvalitet, samt vid bedömning och hantering av risker kopplade till användning av PFAS i växtskyddsmedel.

I samband med den nationella miljöövervakningen av grundvatten¹, som SGU genomför på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV), har provtagning med avseende på PFAS utförts under perioden 2023–2025 vid 237 provplatser, där diffus belastning bedömts utgöra den huvudsakliga källan till PFAS i grundvattnet. De kemiska analyserna omfattar ett brett spektrum av 35–46 enskilda PFAS, inklusive ultrakorta ämnen som TFA. Utöver PFAS har även basparametrar och metaller analyserats.

Resultaten från den inledande screeningen av PFAS i grundvatten under 2023 redovisas i ett PM (Åkesson 2024), som finns tillgängligt för nedladdning via SGU:s webbplats (SGU 2025a). Resultaten visade på en utbredd förekomst av TFA i grundvatten över hela landet, med fynd vid cirka 90 % av provplatserna (medianhalt 190 ng/l, maxhalt 2 700 ng/l). Övriga PFAS detekterades betydligt mer sällan, men åtminstone någon PFAS förekom ändå i omkring en tredjedel av proverna, generellt i halter under gräns- och tröskelvärden.

I föreliggande PM presenteras de samlade och uppdaterade resultaten från undersökningarna av PFAS i grundvatten inom det nationella miljöövervakningsnätet under perioden 2023–2025. Huvudsyftet är att redovisa resultat från fördjupad statistisk utvärdering av insamlade data. Utöver

¹ Nationell miljöövervakning av grundvatten syftar övergripande till att generera underlag för att bättre kunna uttolka och förstå variationer i grundvattenkemi i förhållande till geologi, topografi och klimat, och för att kunna följa upp effekter av luftburen antropogen påverkan. Övervakningen bygger på mer frekventa (2–4 ggr/år) mätningar i ett grundnät bestående av ca 110 st så kallade trendstationer, samt kompletterande mätningar i så kallade omdrevsstationer som var och en provtas vart sjätte år enligt ett rullande schema. Merparten av provplatserna är utifrån övervakningens syfte belägna i områden som bedömts vara fria från påverkan av lokala föroreningskällor, och därmed att betrakta som en slags referensstationer. SGU utför nationell miljöövervakning av grundvatten på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV).

uppdaterad analys av fyndfrekvenser och halter, utfördes korrelationsanalyser baserade på Spearmans rangkorrelation samt *partial least square regression* (PLS) för att belysa sambanden mellan TFA och övriga PFAS i förhållande till bland annat markanvändning och fysikalisk-kemiska parametrar för grundvatten, samt analys av säsongsvariation för TFA. Resultaten möjliggör en fördjupad förståelse av möjliga källor till PFAS samt deras spridning i grundvattenmiljöer.

De data som insamlats under perioden 2023–2025 utgör ett unikt och omfattande underlag avseende bakgrundshalter av PFAS i grundvatten på nationell nivå. Resultat från undersökningarna publiceras fortlöpande i offentliga PM och rapporter på SGU:s webbplats (SGU 2025a), och data tillgängliggörs via myndighetens datavärdskap (SGU 2025b).

Målgrupp och läsanvisning

Föreliggande PM vänder sig i första hand till läsare med naturvetenskaplig bakgrund och grundläggande kunskap om PFAS. Det förutsätts att läsaren har viss kännedom om föroreningsproblematiken relaterad till PFAS, inklusive ämnenas egenskaper, användningsområden, påverkanskällor samt spridning i miljön. För en övergripande introduktion och sammanställning av befintlig kunskap om PFAS hänvisas till Kemikalieinspektionens PM 1:21 (Kemikalieinspektionen 2021). Fördjupad information om PFAS med fokus på grundvatten återfinns i SGU:s webbaserade bedömningsgrunder för grundvatten (SGU 2024a). En nationell inventering av potentiella föroreningskällor relaterade till släckskumsanvändning samt en beskrivning av hur tolkningar av hydrogeologiska förutsättningar kan tillämpas för att identifiera källor till PFAS som sprids till och via grundvatten presenteras i Rosenqvist (2020). För ytterligare fördjupning kring spridningsprocesser i grundvatten hänvisas exempelvis till Earon (2025).

Metodik

Provplatser

Urvalet av provplatser för utökad analys av PFAS följde den nationella miljöövervakningens avtalade omfattning för hösten 2023 samt våren och hösten 2024 (SGU dnr 35–957/2023, HaV dnr 820–23). Totalt omfattade 2023–2025 års provtagning 237 provplatser inom stationsnätet för den nationella miljöövervakningen, från Sandhammaren i söder till Abisko i norr. Urvalet inkluderade både trendstationer som vanligen provtas flera gånger årligen, och s.k. omdrevsstationer som provtas vart sjätte år enligt ett rullande schema.

Majoriteten av provplatserna är naturliga grundvattenkällor (66 %) för vilka uppehållstiden (tid från infiltration till utflöde) generellt bedöms vara förhållandevis kort. Den näst vanligaste provplatstypen är ytliga grundvattenrör (13 %), som huvudsakligen också bedöms representera ett förhållandevis ungt, nybildat grundvatten. Bland provplatserna finns också ett antal större allmänna grundvattentäkter i jord (10 %) och berg (1 %) samt enskilda vattentäkter i jord (3 %) och berg (7 %). Dessa provplatser antas representera ett bredare spektrum vad gäller grundvattenålder.

Vad gäller grundvattenmiljöer (enligt indelning i SGU 2013) så representerar provplatserna huvudsakligen grundvatten från jordlager; morän och svallsediment (38 %), isälvsavlagringar (37 %) samt slutna jordmagasin av morän eller isälvsediment under kohesionsjord (13 %). En liten andel av provplatserna representerar kristallin berggrund (9 %) samt sedimentär berggrund (3 %).

Provtagning

Provtagning utfördes 6 augusti – 19 december 2023, samt 3 april – 6 juni och 8 augusti – 2 december 2024. Vid ett tjugotal av trendstationerna uttogs prover för PFAS-analys vid 4–5 tillfällen, för att kunna ge en indikation kring eventuella säsongsvariationer. För detta syfte utfördes kompletterande provtagning och analys av PFAS vid vissa trendstationer även under 2025 (10 februari – 27 mars).

Totalt analyserades 326 prover från stationsnätet för PFAS under 2023–2024, varav 17 blankprover och 5 replikatprover. Exklusive blank- och replikatprover analyserades 304 prover från 237 provplatser under 2023–2024. Under 2025 uttogs 29 kompletterande prover från 21 provplatser, varav 2 blankprover och 6 replikatprover (där pumpning utfördes med HDPE-slang istället för silikonslang).

Metodik, tillvägagångssätt och dokumentation vid provtagning har tidigare beskrivits av Åkesson (2024). Utöver prover för PFAS-analys, uttogs även prover för analys av ett baskpaket för allmänkemisk karakterisering samt för metallanalys, i enlighet med miljöövervakningens rutiner. Fältmätningar av temperatur, pH, konduktivitet och löst syre genomfördes också genomgående.

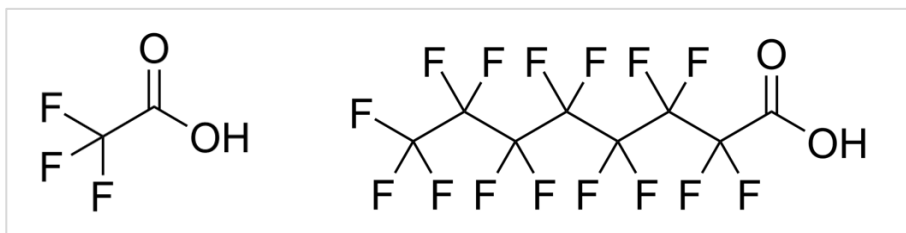
Kemisk analys

Kemisk analys av PFAS i grundvattenproverna utfördes av Eurofins Sverige. Urvalet av analyserade PFAS omfattade samtliga 29 substanser som regleras för dricksvatten och/eller för grundvatten inom vattenförvaltningen, dvs. genom PFAS21 enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) och/eller PFAS24 enligt SGU:s föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten (SGU-FS 2023:1). Detta omfattar totalt 29 substanser, eftersom fem substanser som ingår i PFAS21 inte ingår i PFAS24 (se bilaga 1).

Utöver detta analyserades fem så kallade ultrakorta PFAS med enbart en till tre kolatomer, däribland TFA, i nästan samtliga prover. Även PFAS-prekursoren perfluoroktansulfonamid (PFOSA) inkluderades i samtliga prover. Proverna analyserades alltså avseende minst 35 enskilda PFAS (undantaget två prover där ultrakorta PFAS ej kunde analyseras).

För drygt en tredjedel av proverna analyserades ytterligare 11 PFAS, framför allt PFAS-prekursorer (fluortelomerer och sulfonamidrelaterade substanser). Totalt analyserades alltså 46 enskilda PFAS. Samtliga analyserade parametrar med fullständiga namn och information om analysmetoder, ackreditering, kvantifieringsgränser och mätosäkerheter, samt information om vilka PFAS ingår i olika summor (PFAS4, PFAS21, PFAS24) och kategorier (ultrakorta, prekursorer m.fl.) framgår av bilaga 1. Figur 1 visar exempel på molekylstrukturer för två olika PFAS.

Baskemi och metaller analyserades vid Institutionen för Vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).



Figur 1. Exempel på molekylstrukturer. Trifluorättiksyra (TFA) till vänster (ultrakort PFAS med två kolatomer), och perfluoroktansyra (PFOA) till höger (medellång PFAS med åtta kolatomer).

Kvalitetssäkring

Under 2023 års undersökningar uttogs en uppsättning kontrollprover i form av fältblankar, materialblankar (blankprover som varit i kontakt med slang, spruta eller lod) och replikatprover, som analyserades avseende PFAS. Resultat och utvärdering av blank- och replikatprover från 2023 redovisas i Åkesson (2024). I korthet visade inga av fältblankarna, eller materialblankarna som varit i kontakt med slang eller spruta, på kvantifierbara halter av PFAS. Materialblankar som varit i kontakt med lod visade kvantifierbara halter av PFAS i enstaka fall. Risken för korskontaminering mellan provplatser med lod bedömdes dock som mycket liten, eftersom lodning i förekommande fall utförts med minimal grundvattenkontakt, innan omsättning. Analysresultaten indikerade överlag inga tecken på systematiska felkällor kopplat till enskilda provtagare. I ett fall bedömdes det dock finnas anledning att överväga möjlig felkälla i samband med provtagning eller analys, avseende specifikt TFMS som påträffades i 9 prover (i följd) av totalt 12 uttagna 11–13 september 2023. Replikatprov visade överlag på god överensstämmelse med låga relativa procentuella avvikelser (RPD), vilket tyder på hög representativitet och god analytisk precision.

Blankprover och replikatprover uttogs inte vid 2024 års undersökningar. Analysresultaten kontrollerades dock avseende förekomst av systematiska felkällor kopplat till provtagningsdatum eller provtagare, men inga sådana mönster kunde utrönas. Detta styrker bedömningen att eventuell korskontaminering är osannolik eller mycket begränsad, i linje med slutsatserna i Åkesson (2024).

Under 2025 års uppföljande provtagningar i trendstationer uttogs ett fåtal replikatprov där pumpning utfördes med HDPE-slangar istället för silikonslangar (som kontinuerligt använts i undersökningarna 2023–2024). Skillnaderna mellan replikatproven var i de flesta fall mycket små och inom mätosäkerheternas gränser. I ett fall kvantifierades PFOA och PFOS endast i provet med HDPE-slang, medan PFOSA endast kvantifierades i provet med silikonslang (med låga halter, väl under 1 ng/l). Sammantaget visade resultaten inga tydliga tendenser till högre halter av någon PFAS i prover som tagits med något av slangmaterialen. Två blankprover uttogs under provtagningarna 2025, och inget av dessa visade kvantifierbara halter av PFAS.

Utvärdering och statistik

Data utvärderades avseende fyndfrekvenser och haltfördelningar av PFAS, samt genom fördjupade korrelationsanalyser, multivariat statistik (PLS, *partial least square regression*) och analys av säsongsvariation. Underlaget omfattade 2023–2024 års data – totalt 304 prover (exklusive blank- och replikatprover) från 237 provplatser, där proverna i de flesta fall analyserats för 35 PFAS, och i vissa fall 46 PFAS. Analyserna avseende säsongsvariation inkluderade även 2025 års data.

Summahalter för PFAS4 och PFAS21 beräknades för jämförelse mot gränsvärden för dricksvatten, och PFAS24 (uttryckt som PFOA-ekvivalenter) beräknades för jämförelse mot det s.k. generella tröskelvärdet för grundvatten inom vattenförvaltningen (enligt SGU-FS 2023:1). Vilka PFAS som ingår i olika PFAS-summor framgår av bilaga 1. Vid beräkning av summahalter har halter under kvantifieringsgränsen (LOQ, *limit of quantification*) för enskilda ämnen genomgående fått värdet noll.

I korrelations- och PLS-analyserna hanterades värden under LOQ för enskilda PFAS genom substitution med $0,5 \cdot \text{LOQ}$. I de fall där LOQ varierar för ett ämne inom datasetet, substituerades alla värden under LOQ till $0,5$ multiplicerat med lägsta förekommande LOQ för ämnet i fråga inom datasetet ($0,5 \cdot \text{LOQ}_{\min}$). Exempelvis förekommer både 1 ng/l och 2 ng/l som LOQ för TFMS i datasetet, därför substituerades alla $<\text{LOQ}$ -värden för TFMS till $0,5 \cdot \text{LOQ}_{\min} = 0,5 \cdot 1 \text{ ng/l} = 0,5 \text{ ng/l}$.

Korrelationsanalyser

Korrelationsanalyser utfördes för att undersöka sambanden mellan halter av PFAS och ett flertal andra variabler, vilka kan delas in i två huvudkategorier:

- Egenskaper hos provplatserna och deras närområden (latitud, marktäckte, avstånd till olika typer av möjliga påverkanskällor)
- Grundvattenkemiska parametrar som analyserats tillsammans med PFAS (fysikalisk-kemiska parametrar, näringsämnen, halvmetaller/metaller m.fl.)

Inom ramen för korrelationsanalyserna i detta PM används termen "förklarande variabler" för parametrar kopplat till provplatsernas egenskaper samt övrig grundvattenkemi, och termen "responsvariabler" för utvalda PFAS-parametrar av särskilt intresse, vars korrelationer presenteras i resultatdelen. Det bör noteras att korrelationsanalysen inte antar någon riktning (t.ex. så är korrelationen TFA-nitrat samma som nitrat-TFA), och inte heller visar på orsak och verkan.

Korrelationsanalyserna utfördes med hjälp av programvaran SAS. Analyserna baseras på Spearmans rangkorrelation, en icke-parametrisk metod som inte förutsätter någon specifik fördelning hos data. Spearmans metod är mindre känslig för extremvärden och mer robust när en stor andel analysresultat har värden under LOQ, jämfört med exempelvis Pearsons korrelationskoefficient (standardmetod för att mäta linjära samband som förutsätter normalfördelade variabler).

Information om avstånd till olika typer av möjliga påverkanskällor samt marktäckte vid respektive provplats togs fram genom geografisk koppling med hjälp av FME- och GIS-verktyg. De potentiella påverkanskällor som inkluderades i analyserna utgjordes av tätorter (underlag från Statistiska centralbyrån), vägar och järnvägar (Lantmäteriet 2023), EBH-objekt (förorenade områden; Länsstyrelsernas Geodatakatalog 2024) och släckskumsobjekt (platser där PFAS-haltiga släckskum använts; Rosenqvist 2020). Avståndet från respektive provplats till de olika typerna av påverkanskällor beräknades och inkluderades som förklarande variabler i analyserna.

Gällande marktäckte användes nationella marktäcktesdata (Naturvårdsverket 2024). De 48 olika markklasser som förekom vid provplatserna förenklades till 6 mer generella marktäckeskategorier: Jordbruk, Skog, Urban/bebyggelse, Vatten, Myr/våtmark och Övrig (se bilaga 2). I analyserna användes andelen av respektive typ av marktäckte i provplatsens närområde som variabel. Andelarna beräknades för två geometrier kring varje provplats, dels för provplatsens modellerade tillrinningsområde (Andersson och Nisell 2019), dels för 200-m-radien runt provplatsen. I tabell 1 framgår att skog är det vanligaste marktäcket, följt av jordbruk. Det bör noteras att jordbruk till största delen avser åkermark, men att även exempelvis betesmark inkluderas.

Tabell 1. Genomsnittligt marktäckte inom provplatsernas närområden (modellerade tillrinningsområden respektive 200-m-radier). Procentsatserna är beräknade som aritmetiska medelvärden för de 237 provplatserna, och summerar till 100 %.

Marktäckte	Jordbruk (%)	Myr/ våtmark (%)	Skog (%)	Urban/ bebyggelse (%)	Vatten (%)	Övrig (%)
Modellerat tillrinningsområde	17,5	4,6	67,6	5,4	2,7	2,2
200-m-radie	23,4	5,2	59,7	6,2	3,8	1,7

Eftersom proverna analyserats för minst 35–46 specifika PFAS, varav många med låg andel kvantifierade halter, krävdes reduktion av antalet responsvariabler för att hantera resultaten. Följande parametrar testades initialt:

- Summaparametrar: PFAS4, PFAS21 och PFAS24
- Vanligt förekommande medellånga PFAS: PFOS, PFOA, PFHxS och PFNA
- Vanligt förekommande ultrakorta PFAS: TFA och TFMS

Resultaten för summaparametrarna visade liknande mönster som de enskilda ämnena PFOS, PFOA och PFHxS för sig, men PFAS–summorna uppvisade ofta något starkare korrelationer med de förklarande variablerna. Av PFAS–summorna uppvisade PFAS21 överlag något tydligare samband mot förklarande variabler än PFAS4 och PFAS24. Bland enskilda PFAS uppvisade PFNA och TFMS generellt svagare korrelationer mot förklarande variabler. TFA skiljde ut sig med relativt starka korrelationer till många förklarande variabler, men med delvis annorlunda mönster jämfört med övriga PFAS.

I detta PM redovisas därför korrelationer för dessa två utvalda responsvariabler:

- PFAS21 – som representant för vanligt förekommande PFAS (exklusive ultrakorta PFAS)
- TFA – på grund av mycket hög fyndfrekvens, särskilda spridningsvägar och delvis annorlunda korrelationer med förklarande variabler

Partial least squares regression (PLS)

För att identifiera mönster i datasetet användes även den multivariata statistiska metoden *partial least squares regression* (PLS). PLS är en metod som beskriver korrelationer mellan ett antal latent faktorer (även kallade komponenter), och en eller flera responsvariabler. Komponenterna utgör kombinationer av de förklarande variabler (marktäcke, grundvattenkemiska parametrar etc.) som bäst bidrar till att förklara variationen i responsvariablerna (PFAS21 och TFA). PLS kan användas för att identifiera mönster och grupperingar i data och mellan variabler, och är besläktad med metoden principalkomponentsanalys (PCA). PCA tar dock inte hänsyn till explicita responsvariabler vid beräkning av komponenterna, vilket PLS gör. PLS bedömdes därför vara mer ändamålsenlig än PCA, för att identifiera mönster specifikt kopplade till variationen i TFA och PFAS21 (valda som explicita responsvariabler). För en mer detaljerad metodbeskrivning av PLS hänvisas till Wold m.fl. (2001). PLS–analyserna utfördes av SLU i programvaran R (*package plsdepot*).

Säsongvariation

För att visualisera hur halterna av PFAS varierar med årstid och grundvattennivå togs tidsserie- och spridningsdiagram fram avseende kopplingen mellan halter och uppmätt grundvattennivå för ett urval av provplatser. Detta utfördes endast för TFA, eftersom övriga PFAS hade för stor andel icke-kvantifierade värden för att ge meningsfulla resultat. Analysen utfördes för de trendstationer där:

- TFA provtagits flest gånger (4–5 tillfällen) under åren 2023–2025
- Nivåmätningar med klucklod fanns tillgängliga (endast observationsrör eller brunnar, ej grundvattenkällor)

Detta urval resulterade i sex provplatser. Mätningar från 2025 som dithills inte inlagrats i databas lades manuellt till i datasetet som användes till dessa analyser.

Utöver detta jämfördes halterna av TFA även mot modellerad fyllnadsgrad i små grundvattenmagasin vid respektive provplats och provtagningsdatum (för information om fyllnadsgradsmåttet, se SGU 2024b). Detta möjliggjorde analys av säsongvariation för fler provplatser, inklusive grundvattenkällor. Analysen omfattade de 20 provplatser som analyserats för TFA minst fyra gånger. Korrelationen mellan TFA och fyllnadsgrad beräknades enligt både Pearsons korrelationskoefficient och Spearmans

rangkorrelation för respektive provplats. Tidsserierna är för korta för att kunna identifiera signifikanta och relevanta trender för enskilda provplatser. Analysen bedömdes ändå relevant för att utvärdera eventuella samband mellan TFA och fyllnadsgrad, genom att jämföra antalet provplatser som visar positiv respektive negativ riktning i korrelationskoefficienterna.

Rapportering till databas

Insamlade data levereras till SGU:s databaser enligt avtal med det nationella datavärdskapet för grundvatten, därmed säkerställs att förvaltning och framtida användning av data möjliggörs för flera olika syften. Analysdata finns att hämta som öppna data på SGU:s webbplats (SGU 2025b).

Resultat och diskussion

Fynd och halter

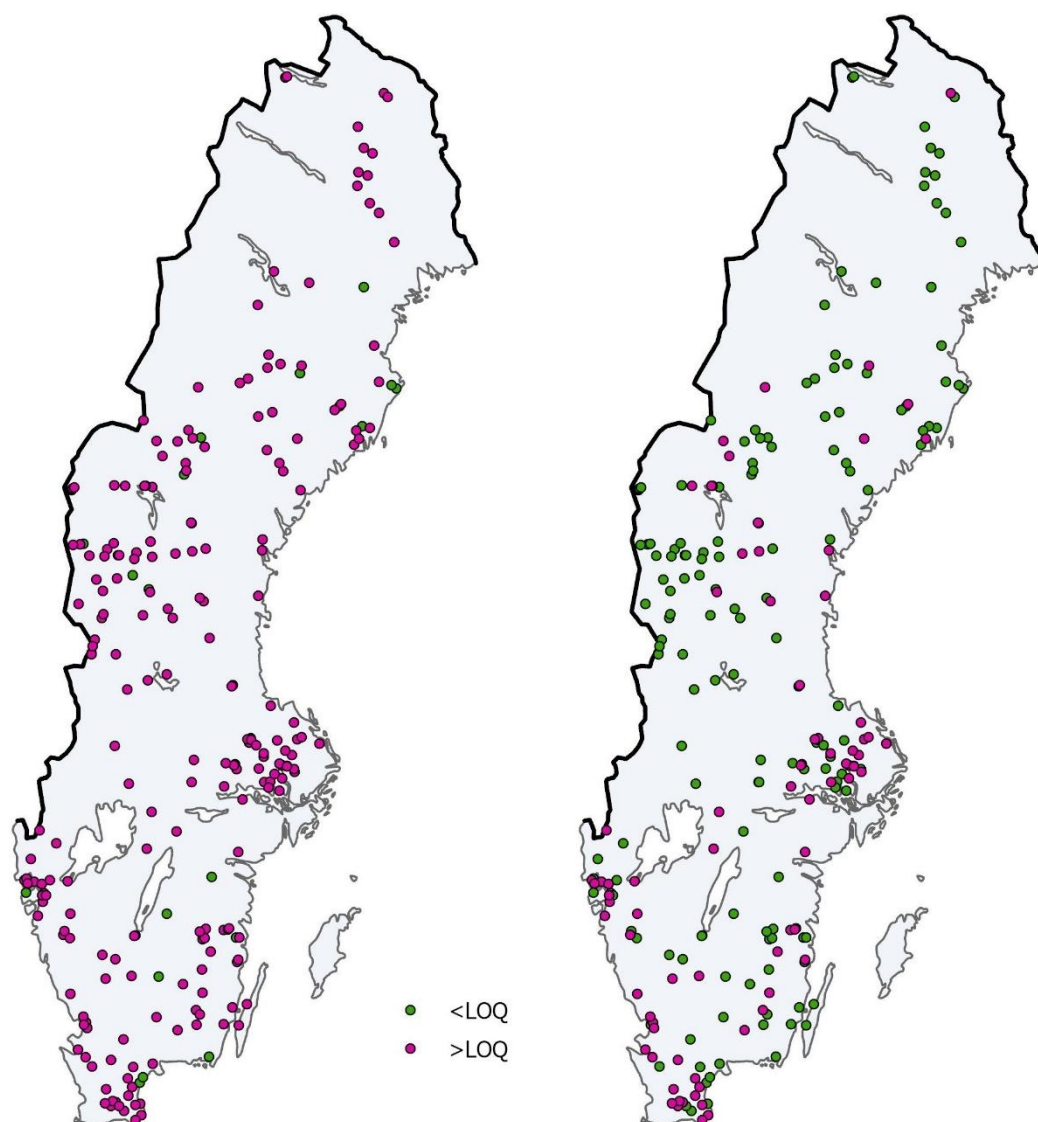
PFAS påträffades vid 218 av 237 provplatser (92 %), och vid exkludering av ultrakorta PFAS vid 80 av 237 provplatser (34 %) (se figur 2). Detta kan jämföras med siffrorna 90 % respektive 30 % för 2023 års data enligt Åkesson (2024). Fyndfrekvensen är alltså något högre i denna totala datamängd. TFA påträffades vid 213 av de 235 provplatser (91 %) som analyserades för ultrakorta PFAS.

Resultaten indikerar överlag en högre fyndfrekvens och något högre halter av PFAS i de södra delarna av landet (se figur 2). Mönstret är särskilt tydligt avseende TFA (se figur 3). En nord-sydlig gradient för TFA, med högre halter i söder, har tidigare indikerats i en studie av dricksvatten i Sverige och Norge av van Hees m.fl. (2023), som också tyckte sig se en tendens till ökande halter från väst till öst. I denna undersökning visar fynd och korrelationsanalys (se bilaga 3) snarare på viss tendens till lägre fyndfrekvenser samt lägre halter av både TFA och övriga PFAS längre österut i Sverige. Detta bedöms dock i viss mån påverkas av att många av de östligaste provplatserna också är nordligt belägna. Sammantaget är det svårt att dra slutsatser om en eventuell väst-östlig gradient.

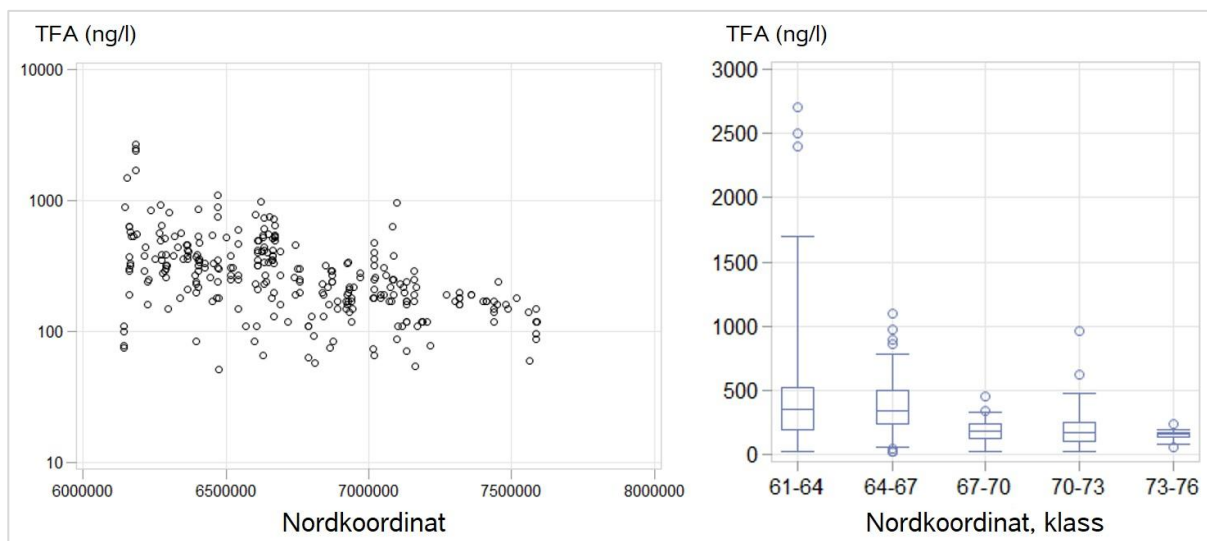
Av de 46 analyserade substanserna påträffades 17 vid åtminstone någon provplats. Antalet kvantifierade PFAS per prov uppgick som mest till 14 (median = 1, 75:e percentilen = 3, 90:e percentilen = 6). Samtliga analyserade korta (kedjelängd 4–5 kolatomer; 4 st.) och medellånga (kedjelängd 6–8 kolatomer; 6 st.) PFAS påträffades. Av de ultrakorta substanserna (kedjelängd 1–3 kolatomer; 5 st.) påträffades samtliga förutom PFETs. Bland långa PFAS (kedjelängd $\geq$ 9 kolatomer; 13 st.) påträffades endast PFNA. Bland de övriga substanserna (t.ex. prekursorer och etrar med 6–12 kolatomer; 18 st.), påträffades endast två: 6:2 FTS (3 fynd) samt PFOSA (12 fynd). Inga av PFAS-eterna (HFPO-DA (GenX), DONA, C6O4), som är exempel på mer moderna PFAS (ibland kallade "nya generationens PFAS" eller *emerging PFAS*), påträffades i undersökningen.

Fynd av PFAS inkl. ultrakorta substanser

Fynd av PFAS exkl. ultrakorta substanser

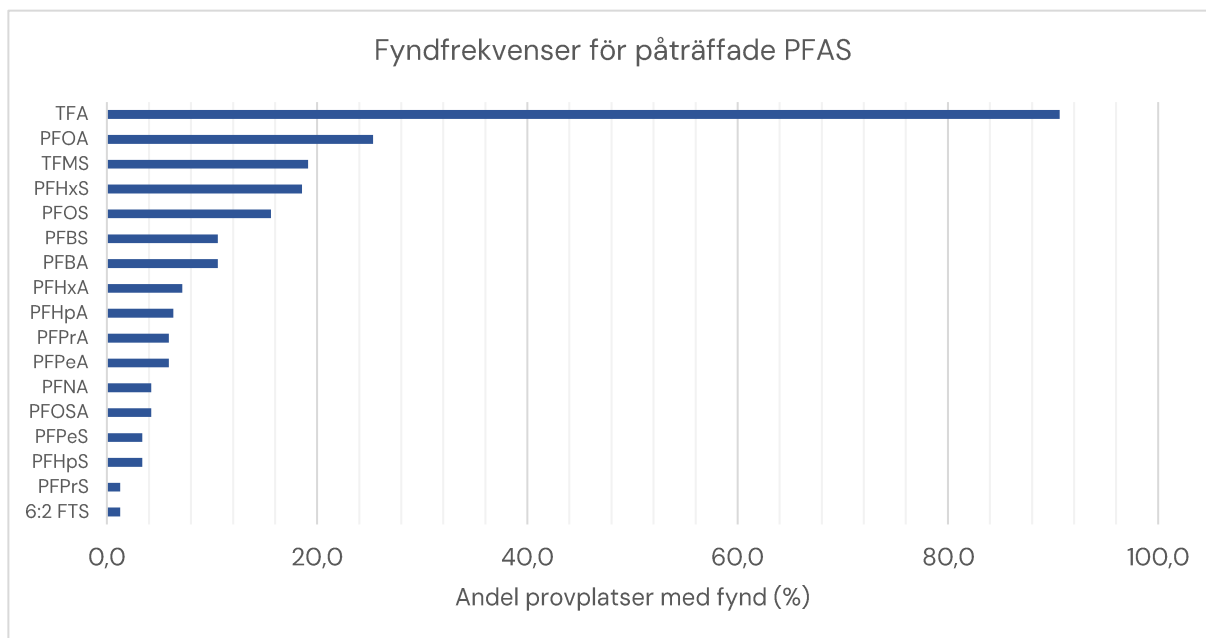


Figur 2. Fynd av PFAS inklusive ultrakorta substanser (vänster), och exklusive ultrakorta substanser (höger). LOQ avser kvantifieringsgräns (*limit of quantification*). Röda prickar = fynd, gröna prickar = ej fynd.



Figur 3. Halter av TFA (ng/l) i förhållande till nordkoordinat i spridningsdiagram (vänster, notera den logaritmiska skalan) och boxplot (höger). Boxplottarna visar percentilhalter inom olika latitudintervall (SWEREF99-koordinat, nollor borttagna), där boxarna visar 25- och 75-percentilerna, mittstrecket medianen, och staplarna 5- och 95-percentilerna.

Fyndfrekvenser för påträffade PFAS framgår av figur 4. Efter TFA (91 %) följer PFOA (25 %), TFMS (19 %), PFHxS (19 %) samt PFOS (16 %). Det bör noteras att PFOA, PFHxS och PFOS, tillsammans med PFNA (fyndfrekvens 4%), har lägre LOQ (0,1 ng/l) än övriga ämnen, vilket kan påverka utfallet. Många övriga ämnen har 0,3 ng/l som LOQ. Vissa ämnen har betydligt högre LOQ (≥ 1 ng/l), exempelvis TFMS (1–2 ng/l) och flera andra ultrakorta PFAS samt prekursorer. TFA och 6:2 FTOH har i särklass högst LOQ (50 ng/l). TFA och TFMS sticker ut med höga fyndfrekvenser trots relativt höga LOQ, i synnerhet TFA. Även de ultrakorta ämnena PFPrA och PFPrS påträffas trots relativt hög LOQ (3 ng/l).



Figur 4. Fyndfrekvenser för de 17 PFAS som påträffades, beräknat på provplatsnivå (andel provplatser med fynd).

Tabell 2. Fyndfrekvenser för TFA och PFAS21, uppdelat på typ av provplats och grundvattenmiljö. Där antalet provplatser skiljer sig åt mellan TFA (235 platser) och PFAS21 (237 platser), anges antalet för TFA inom parentes. Källor och grundvattenrör representerar i huvudsak grundvatten från jordlager, men i vissa fall även från berg.

Typ av provplats	Antal provplatser	Antal med fynd av TFA	Antal med fynd av PFAS21	Fyndfrekvens, TFA (%)	Fyndfrekvens, PFAS21 (%)
Större vattentäkter i jord	24	21	11	87,5	45,8
Enskilda brunnar i jord	6	6	4	100,0	66,7
Källor	154 (153)	149	50	97,4	32,5
Grundvattenrör	31 (30)	27	8	90,0	25,8
Större vattentäkter i berg	1	0	0	0,0	0,0
Enskilda brunnar i berg	17	6	4	35,3	23,5
Grundvattenmiljö	Antal provplatser	Antal med fynd av TFA	Antal med fynd av PFAS21	Fyndfrekvens, TFA (%)	Fyndfrekvens, PFAS21 (%)
Kristallin berggrund	22	12	7	54,5	31,8
Sedimentär berggrund	7	4	0	57,1	0,0
Morän och svallsediment	88 (87)	85	25	97,7	28,4
Isälvsavlagringar	85	81	31	95,3	36,5
Morän och isälvsediment under kohesionsjord (slutna magasin i jord)	31 (30)	27	14	90,0	45,2

Fyndfrekvens av TFA respektive PFAS21 för olika typer av provplatser och grundvattenmiljöer visas i tabell 2 ovan. Gällande TFA framgår det att fyndfrekvensen är högst i grundvatten i jordlager, särskilt i enskilda brunnar i jord, källor och grundvattenrör, samt i morän- och svallsediment (som ofta utgör grundvattenmiljön i ovan nämnda typer av provplatser). Fyndfrekvensen är lägre i grundvatten i berg. För PFAS21 är mönstret liknande, men med relativt höga fyndfrekvenser även i större vattentäkter i jord (i isälvsavlagringar och slutna magasin i jord) samt enskilda brunnar i (kristallint) berg. Av de 22 provplatser som inte visat kvantifierbara halter av TFA (<50 ng/l) är 13 från grundvatten i berg (både kristallint och sedimentärt berg). Majoriteten av provplatser med halter av TFA <50 ng/l är från landets nordligare delar, men det finns också exempel på provplatser i sedimentär berggrund i Skåne där TFA inte kvantifierats, vilket kan bero på grundvattnets ålder och djup vid dessa platser.

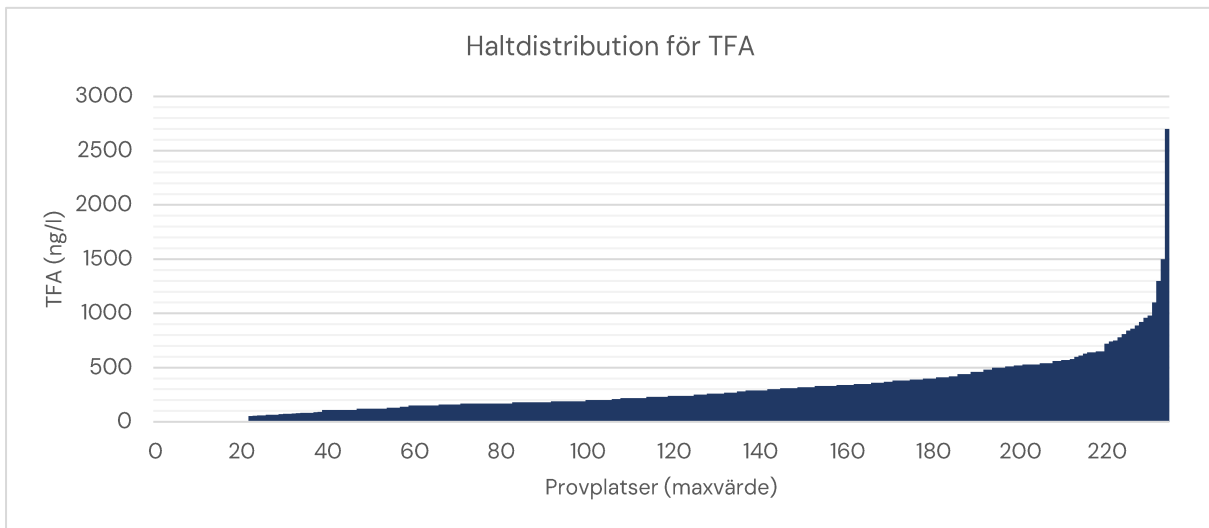
Deskriptiv statistik avseende halter av undersökta PFAS ges av tabell 3. Högst median- och maxhalt har TFA (230 respektive 2 700 ng/l). Sett till maxhalt följs TFA av PFHxS (160 ng/l), sedan av ultrakorta PFAS i form av TFMS (76 ng/l) och PFPrA (56 ng/l), sedan av PFOA (40 ng/l) och PFBS (36 ng/l). TFMS och PFPrA står för högst 90- respektive 95-percentilshalter efter TFA.

Många av provplatserna med höga TFA-halter återfinns i södra Sverige, ligger intill jordbruksområden och har samtidigt höga halter av nitrat, däribland de två provplatser som har allra högst TFA-halter (>1500 ng/l). Distributionen av TFA-halter bland provplatserna visualiseras även i figur 5 – av provplatserna har endast 2 % halter över 1000 ng/l, och 15 % halter över 500 ng/l.

Tabell 3. Deskriptiv statistik över halter av PFAS i grundvatten (ng/l) vid de 237 provplatserna. Percentilhalter och antal överskridanden är beräknade på provplatsnivå. Om ett ämne påträffats flera tillfällen vid en provplats har maxhalten använts. Ämnena är sorterade utifrån fyndfrekvens (högst till lägst). Halter av PFAS-summor (PFAS4, PFAS21, PFAS24) presenteras längst ned i tabellen, där "LOQ" innebär att inga ingående ämnen har kvantifierats. Värden angivna i fetstil avser analyser över LOQ, medan kursiv och grå stil markerar värden under LOQ.

Ämne	Antal provplatser med analys	Antal fynd	Fyndfrekvens (%)	Min (p0)	p5	p10	p25	Median (p50)	p75	p90	p95	Max (p100)	Antal ≥ gräns-/tröskelvärde*
TFA	235	213	90,6	<50	<50	56,2	145	230	390	570	759	2700	-
PFOA	237	60	25,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,4	0,7	40	-
TFMS	235	45	19,1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,2	1,7	76	-
PFHxS	237	44	18,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	1,2	160	-
PFOS	237	37	15,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	0,6	20	-
PFBA	237	25	10,5	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	0,6	1,9	10	-
PFBS	237	25	10,5	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,35	0,6	36	-
PFHxA	237	18	7,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	26	-
PFHpA	237	15	6,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	4,7	-
PFPrA	235	14	6	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3,4	56	-
PFPeA	237	14	5,9	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	6,2	-
PFNA	237	10	4,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	-
PFOSA	237	10	4,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	6,8	-
PFPeS	237	9	3,8	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	31	-
PFHpS	237	8	3,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,9	-
6:2 FTS	237	3	1,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,8	-
PFPrS	235	3	1,3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	9,8	-
4:2 FTS	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
6:2 FTOH	237	0	0,0	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	-
8:2 FTOH	237	0	0,0	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	-
8:2 FTS	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
C6O4	237	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
DONA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
EtFOSA	104	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
EtFOSAA	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
EtFOSE	104	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
FOSAA	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
HFPO-DA (GenX)	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
HPFHpA	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
MeFOSA	104	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
MeFOSAA	104	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
MeFOSE	104	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
P37DMOA	104	0	0,0	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	-
PFDA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFDoA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFDoS	237	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
PFDS	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFEtS	235	0	0,0	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	-
PFHxDA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFNS	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFODA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFTeDA	237	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
PFTTrDA	237	0	0,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
PFTTrDS	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFUdA	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
PFUnDS	237	0	0,0	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-
Summahalter													
PFAS21	237	77	32,5	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,3	3,2	7,9	330	1
PFAS4	237	76	32,1	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,2	0,9	2,8	220	8
PFAS24	237	68	28,7	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,2	1,5	3,2	180	9

*De gränsvärden och generella tröskelvärden som avses är 4 ng/l för PFAS4 och 100 ng/l för PFAS21 (enligt LIVSFS 2022:12) samt 4,4 ng PFOA-ekv/l för PFAS24 (enligt SGU-FS 2023:1)



Figur 5. Haltfördelning för TFA baserat på maxhalter för de 235 provplatser som analyserats för ultrakorta PFAS. Staplar har inte ritats ut för de första 22 provplatserna till vänster (där TFA ej kvantifierats).

Vid 9 provplatser (4 %) har halter överskridit dricksvattengränsvärdet för PFAS4 (4 ng/l) och/eller det generella tröskelvärdet för grundvatten för PFAS24 (4,4 ng/l uttryckt som PFOA-ekv). Dessa provplatser har undersökts närmre avseende eventuell förekomst av lokala påverkanskällor. Vid platserna uppmättes halter av PFAS4 mellan 4 och 220 ng/l, och av PFAS24 mellan 5 och 180 ng/l PFOA-ekv/l i grundvattnet. En förteckning över dessa platser återfinns i tabell 4. Flera av provplatserna misstänks vara påverkade av lokala punktkällor, och bedöms därför inte vara representativa för diffus bakgrundsbelastning.

Tabell 4. Provplatser för grundvatten där uppmätta halter överskrider gränsvärdet för PFAS4 (4 ng/l) och/eller det generella tröskelvärdet för PFAS24 (4,4 ng/l PFOA-ekv). Flera provplatser kan kopplas till en närliggande konstaterad eller misstänkt punktkälla för PFAS. Provplatserna är sorterade efter fallande PFAS-halt.

Provplats	Koordinat	Provtagning, tidpunkt	PFAS4 (ng/l)	PFAS24 (ng/l PFOA-ekv.)	Kommentar
30000_24 (Bjällerud)	N 6238696 E 366806	2024-09-10	220	180	Möjlig påverkan från punktkälla (bl.a. flygplats).
30000_165 (Ultuna källa)	N 6633131 E 649558	2024-08-15 2024-11-13*	61 71	60 70	Möjlig påverkan från en eller flera punktkällor i Uppsala (flygplats, industrier m.fl.).
10026_1 (Harmånger)	N 6868113 E 616651	2024-09-27	34	52	Möjlig påverkan från okänd punktkälla. I Harmångers kommunala vattentäkt har förhöjd halt av PFAS4 konstaterats (MSVA 2025).
47_1 (Tåsjön)	N 7157553 E 532998	2023-09-06 2024-05-08 2024-09-05 2024-10-15 2025-03-14	< < < 17 <	< < < 32 <	Provplats intill landsväg. Avsaknad av känd eller misstänkt punktkälla.
75_1 (Eskilstuna_1)	N 6585958 E 594817	2023-09-14	16	22	Provplats intill landsväg. Avsaknad av känd eller misstänkt punktkälla.
30000_26 (Björka)	N 6167944 E 414503	2024-09-12	13	15	Möjlig påverkan från punktkälla. Provplats i närheten av ett militärt övningsfält.
69_10 (Lysekil_10)	N 6469491 E 296686	2024-11-12	5,9	5,2	Möjlig påverkan från förhöjd halt PFAS i havsskum. Kustnära småhusbebyggelse.
84_3 (Vimmerby_3)	N 6374934 E 550305	2023-09-07	5,7	7,0	Möjlig påverkan från en eller flera punktkällor (bl.a. flygplats). Provplats intill landsväg.
21_9 (Sigtuna_9)	N 6614708 E 649304	2023-09-20	3,7	4,7	Möjlig påverkan från punktkällor, t.ex. närliggande EBH-objekt (industrideponi).

*Den andra mätningen i Ultuna källa är utförd inom specialsatsningen avseende PFAS i urbant grundvatten.

Jämförelse med tidigare studier och underlag

Uppmätta halter av både TFA och längre PFAS är till stor del i linje med vad som tidigare rapporterats för 2023 års undersökningar i Åkesson (2024), nu med ett mer omfattande dataunderlag. En skillnad är att något fler provplatser som ingått i 2024 års analyser visat på halter som överskrider gräns- och tröskelvärden för PFAS4 respektive PFAS24, till följd av förhöjda halter av främst PFOA, PFHxS och PFOS. Andelen överskridanden inom det nationella miljöövervakningsnätet ger en slags indikation på hur pass vanligt det kan vara att en provplats utan känd lokal påverkan ändå visar sig vara påverkad av en punktkälla vid konkret undersökning.

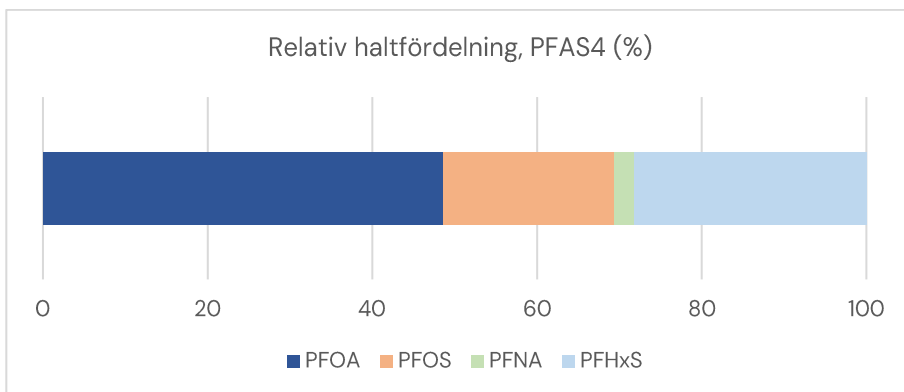
Resultaten avseende exempelvis PFAS4 kan jämföras med sammanställda data i SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten, som visar på ca 38 % fyndfrekvens och 20 % överskridande av gränsvärdet 4 ng/l för PFAS4 (enligt LIVSFS 2022:12) baserat på ca 2700 prover från miljöövervakning och råvattenkontroll (SGU 2024a), samt 55 % fyndfrekvens och 12 % överskridande avseende data från 116 enskilda brunnar. Vattenmyndigheternas screening av råvatten vid grundvattentäkter visade på 79 % fyndfrekvens och 11 % överskridande av gränsvärdet för PFAS4, baserat på 113 prover (Vattenmyndigheterna i samverkan 2025). Motsvarande värden för PFAS4 inom det nationella miljöövervakningsnätet i denna studie är 32 % fyndfrekvens och 3 % överskridande av gränsvärdet, på provplatsnivå. Fyndfrekvensen, och särskilt andelen provplatser med höga halter av PFAS4, är alltså betydligt lägre i denna studie jämfört med nämnda underlag. Detta är i linje med vad som kan förväntas till följd av att provplatserna inom den nationella miljöövervakningen huvudsakligen ska representera relativt opåverkade miljöer, utan känd lokal påverkan.

Gällande TFA visade Vattenmyndigheternas screening av grundvatten på 90 % fyndfrekvens (fynd i 36 av 40 prover), median 220 ng/l och max 690 ng/l, dvs. resultat som i hög grad liknar denna studie. Grundvattenprover från svensk jordbruksmark har även analyserats för TFA inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel i fyra typområden, med 100 % fyndfrekvens (12 av 12 prover), median 850 ng/l och max 5 400 ng/l (Boström m.fl. 2024). Motsvarande siffror i denna undersökning är 91 % fyndfrekvens, median 230 ng/l och max 2 700 ng/l. Jämförelsen indikerar betydligt högre median- och maxhalter för TFA i jordbruksområden, ett samband som diskuteras vidare under bland annat korrelationsanalysen.

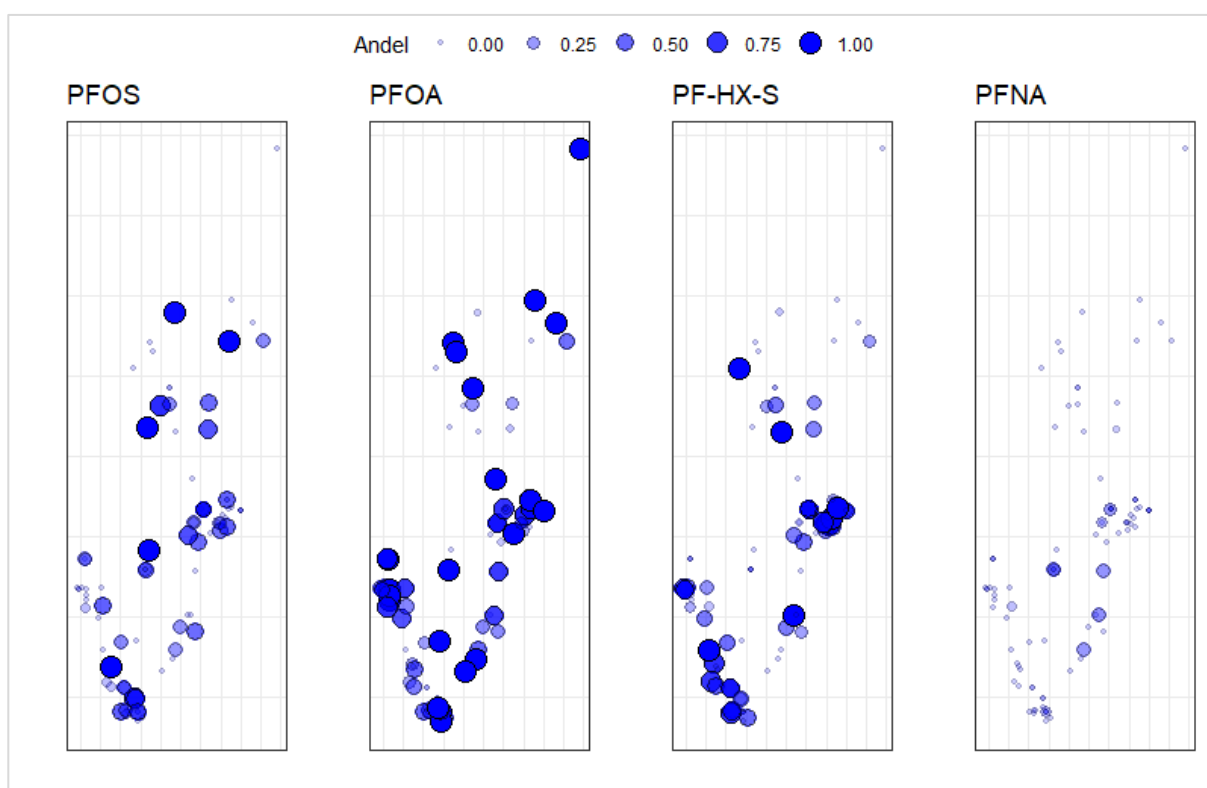
Relativ fördelning av PFAS4 i grundvatten

Den relativa fördelningen av de särskilt uppmärksammade ämnena som ingår i PFAS4 – PFOA, PFOS, PFNA och PFHxS – presenteras i figur 6. Fördelningen baseras på samtliga prover där åtminstone ett av ämnena har kvantifierats. PFOA står i genomsnitt för nära hälften av PFAS4-halten (49 %), följt av PFHxS (28 %) och PFOS (21 %). PFNA står för en mycket liten del (2 %).

Fyndkartor och korrelationsanalyser visar att fyndfrekvens och halter av PFAS4 har en nord-sydlig gradient med lägre halter i norr. Eventuella mönster kopplat till provplatsernas geografiska läge undersöktes också avseende den relativa haltfördelningen för de PFAS som ingår i PFAS4, genom att visualisera andelarna i kartor (figur 7). Inga tydliga mönster kunde utrönas kopplat till latitud.



Figur 6. Relativ haltfördelning för de ingående ämnena i PFAS4, baserat på medelvärden för samtliga prover där åtminstone ett av ämnena kvantifierats (värden under LOQ har satts till 0). PFOA – 49 %, PFOS – 21 %, PFNA – 2 % och PFHxS – 28 %.



Figur 7. Relativ haltfördelning för de ingående ämnena i PFAS4 med visualisering av provplatsernas lokalisering, angivet som andelar (avrundat till andelar motsvarande 0 %, 25 %, 50 %, 75 % och 100 %). Haltfördelningskartorna är framtagna av SLU.

Korrelationsanalyser

Resultaten av korrelationsanalyserna redovisas i sin helhet i bilaga 3. Ett urval av intressanta samband presenteras i kondenserad form i tabell 5 och 6 nedan, inklusive kortfattade beskrivningar av tendenser och möjliga förklaringar

Tabell 5. Sammanställning av ett urval samband mellan förklarande variabler kopplat till provplatsernas egenskaper och responsvariablerna (TFA och PFAS21). Signifikansnivå anges som – (ej signifikant), * ($p \leq 0,05$), ** ($p \leq 0,01$), *** ($p \leq 0,001$), **** ($p \leq 0,0001$). Korrelationskoefficienten avser Spearmans rangkorrelation. En färggradering har använts, där starkare färg indikerar starkare korrelation på skalan –1 till 1 (röd = negativ, grön = positiv, vit = neutral (0)).

Variabel		Korrelation		Tendens	Möjliga förklaringar
		TFA	PFAS21		
Nordkoordinat (latitud)		–0,43 ****	–0,29 ****	Lägre halter TFA och PFAS21 vid nordligare provplatser. Starkare samband för TFA.	Skillnad i påverkanstryck från långväga atmosfärisk spridning och deposition. Befolkningstäthet, markanvändning och lokal mänsklig påverkan. Starkare för TFA pga. mer diffust spridningsmönster (luftburen spridning).
Avstånd till möjliga påverkanskällor (m)	Närmsta tätort	–0,19 ***	–0,23 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid provplatser närmre tätorter, släckskumsobjekt, EBH-objekt och järnvägar (lägre halter vid längre avstånd, därav negativa korrelationer). Starkare samband för PFAS21.	Tätorter: påverkan från dagvatten-, avfalls- och avloppshantering, samt utsläpp, nedbrytning och deposition av f-gaser Släckskumsobjekt: påverkan från skum innehållande PFAS (brandövningsplatser, släckinsatser) EBH-objekt: påverkan från förorenade områden (äldre industriell verksamhet, deponier etc.) Järnväg: spill, släckinsatser, användning av PFAS-haltiga kemikalier, etc. Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster (från t.ex. släckskum).
	Närmsta släckskumsobjekt (platser där släckskum använts)	–0,22 ***	–0,33 ****		
	Närmsta EBH-objekt (förorenade områden)	–0,26 ****	–0,31 ****		
	Närmsta järnväg	–0,11 *	–0,17 **		
Jordbruk, andel (%)	200-m-radie	0,29 ****	0,23 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid provplatser nära jordbruk. Starkare samband för TFA.	Jordbrukspåverkan kopplat till förekomst av PFAS i växtskyddsmedel, avloppsvatten, avloppsslam etc. Latitudberoende (högre andel i söder).
	Tillrinningsområde	0,32 ****	0,24 ****		
Skog, andel (%)	200-m-radie	–0,14 *	–0,26 ****	Lägre halter TFA och PFAS21 vid provplatser nära skog. Starkare samband för PFAS21.	Mindre lokal mänsklig påverkan. Högre fastläggning till mark. Latitudberoende (högre andel i norr). Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster, större beroende av fastläggning.
	Tillrinningsområde	–0,10 –	–0,15 **		
Andel myr/våtmark (%)	200-m-radie	–0,20 ***	–0,26 ****	Lägre halter TFA och PFAS21 vid provplatser nära myr/våtmark. Starkare samband för PFAS21.	Mindre lokal mänsklig påverkan. Högre fastläggning (torv). Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster, större beroende av fastläggning.
	Tillrinningsområde	–0,18 **	–0,16 **		

Andel urban/bebyggelse (%)	200-m-radie	0,11 –	0,31 ****	Högre halter vid provplatser nära urbana områden/bebyggelse. Endast signifikant för PFAS21.	Påverkan från dagvatten-, avfalls- och avloppshantering, nedbrytning och deposition av f-gaser.
	Tillrinningsområde	0,04 –	0,30 ****		

Tabell 6. Sammanställning av ett urval samband mellan förklarande variabler kopplat till grundvattenkemi och responsvariablerna (TFA och PFAS21). Signifikansnivå anges som – (ej signifikant), * ($p \leq 0,05$), ** ($p \leq 0,01$), *** ($p \leq 0,001$), **** ($p \leq 0,0001$). Korrelationskoefficienten avser Spearmans rangkorrelation. En färggradering har använts, där starkare färg indikerar starkare korrelation på skalan –1–1 (röd = negativ, grön = positiv, vit = neutral (0)).

Variabel		Korrelation		Tendens	Möjliga förklaringar
		TFA	PFAS21		
pH		–0,21 ***	–0,02 –	Lägre halter TFA vid högre pH. För PFAS21 saknas samband.	Grundvattnets ålder och djup (ev. koppling till högre pH och mindre påverkan i äldre och djupare grundvatten). Grundvattenmiljö.
Konduktivitet		0,23 ****	0,34 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre konduktivitet. Starkare samband för PFAS21.	Påverkan från t.ex. dagvatten (vägar, urbana områden), avloppsvatten och avfall. Latitudberoende. Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster. Ev. svagare för TFA pga. koppling mellan låga halter TFA och naturligt hög konduktivitet vid vissa provplatser med djupare/äldre grundvatten.
Totalt organiskt kol (TOC) (halt i grundvattnet)		0,50 ****	0,46 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre TOC. Starkare samband för TFA.	Ökad transport av PFAS i grundvattenmiljön pga. bindning till naturligt organiskt material (små partiklar/kolloider) i grundvattnet. Högre halter av både TOC och PFAS i ytligare och yngre grundvatten. Eventuellt viss bias kopplat till provtagningsförfarande.
Huvudkonstituenten (urval)	Kalcium	0,15 **	0,21 ***	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter huvudkonstituenten (anjoner och baskatjoner). Starkare samband för PFAS21.	Påverkan från t.ex. jordbruk, dagvatten (vägar, urbana områden), avloppsvatten och avfall. Latitudberoende. Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster. Ev. svagare för TFA pga. koppling mellan låga halter TFA och naturligt hög konduktivitet vid vissa provplatser med djupare/äldre grundvatten.
	Klorid	0,38 ****	0,44 ****		
	Magnesium	0,14 *	0,32 ****		
	Natrium	0,29 ****	0,41 ****		
	Sulfat	0,25 ****	0,30 ****		

Kväve	Ammonium	0,003 –	0,34 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter kväve (total) och nitrat. Starkare samband för TFA. Högre halter PFAS21 vid högre halter ammonium. För TFA–ammonium saknas samband.	Påverkan från jordbruk, avlopp etc. Ev. starkare för TFA pga. koppling till växtskyddsmedel. Särskilt ang. avsaknad av korrelation för TFA–ammonium: ev. koppling till grundvattnets ålder och djup samt grundvattenmiljö (äldre/djupare grundvatten och slutna magasin är vanligen mindre påverkade av deposition, samtidigt som kväve ofta förekommer i reducerad form).
	Kväve, total	0,55 ****	0,48 ****		
	Nitrat	0,43 ****	0,16 **		
Metaller/halvmetaller (urval)	Arsenik	0,20 ***	0,47 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter metaller/halvmetaller. Starkare samband för PFAS21.	Påverkan från t.ex. urbant dagvatten, avloppsvatten och avfall. Högre urlakning vid lågt pH och högt TOC, ofta i ytligare grundvatten med högre PFAS–påverkan. Starkare för PFAS21 pga. mer lokalt spridningsmönster.
	Kadmium	0,36 ****	0,33 ****		
	Kobolt	0,31 ****	0,48 ****		
	Koppar	0,28 ****	0,36 ****		
	Vanadin	0,29 ****	0,43 ****		
PFAS, enskilda medellånga (urval)	Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	0,30 ****	0,72 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter medellånga PFAS. Starkare samband för PFAS21.	TFA: atmosfärisk deposition och påverkan från t.ex. förorenade områden, urbana områden (dagvatten, avlopp, avfall) och jordbruk. PFAS21: PFHxS, PFOS och PFOA ingår i summaparametern i sig.
	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,17 ***	0,65 ****		
	Perfluoroktansyra (PFOA)	0,36 ****	0,85 ****		
PFAS, enskilda ultrakorta (urval)	Perfluorpropansyra (PFPrA)	0,28 ****	0,36 ****	Högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter ultrakorta PFAS. Starkast samband PFAS21–PFPrA respektive TFA–TFMS.	Atmosfärisk deposition och påverkan från t.ex. förorenade områden, urbana områden (dagvatten, avlopp, avfall) och jordbruk.
	Trifluormetansulfonsyra (TFMS)	0,44 ****	0,32 ****		

Sammantaget visade korrelationsanalyserna på många signifikanta samband mellan PFAS (representerat av de utvalda responsvariablerna TFA och PFAS21) och flera förklarande variabler kopplade till provplatsernas egenskaper respektive grundvattenkemiska parametrar. Signifikansnivån är i flera fall stark (låga p-värden), vilket ger en tydlig indikation på att sambanden verkligen existerar och att de inte beror på slumpen. De flesta korrelationerna har dock relativt svag eller måttlig styrka (korrelationskoefficienter mellan -0,5 och 0,5), vilket innebär att de enskilda variablerna endast kan förklara en del av variationen, och att andra faktorer också spelar stor roll.

Vid tolkning av resultaten är det viktigt att notera att sambanden visar korrelation och inte kausalitet (orsakssamband). Nedan presenteras ett urval av observerade tendenser, samt tolkningar och resonemang om möjliga förklaringar till korrelationerna.

Tolkningar vad gäller sambanden mellan TFA och PFAS21 samt **provplatsernas egenskaper**:

- **Nordkoordinat (latitud)** – tendens till nord-sydlig gradient med lägre halter TFA och PFAS21 vid provplatser längre norrut i landet. Sambandet är starkare för TFA än PFAS21. En trolig förklaring är den relativa skillnaden i påverkanstryck från diffus och långväga atmosfärisk spridning och deposition av PFAS mellan södra och norra Sverige (längre avstånd från tätt bebyggda och befolkade områden i södra Sverige samt kontinentala Europa). En lägre grad av lokal mänsklig påverkan (urbana områden, avlopps- och avfallshantering, jordbruk) till följd av lägre befolkningstäthet och mindre bebyggelse i norra Sverige lär också utgöra en delförklaring. Sambandet har observerats i tidigare studier (van Hees m.fl. 2023; Åkesson 2024).
- **Avstånd till potentiella påverkanskällor (tätorter, släckskumsobjekt, förorenade områden och järnvägar)** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 närmre potentiella påverkanskällor. Trots att provplatserna generellt ligger i områden utan kända lokala påverkanskällor visar analyserna på signifikanta korrelationer vad gäller avstånden till tätorter, släckskumsobjekt, förorenade områden och järnvägar. I vissa enskilda fall kan förklaringen vara att det trots allt finns en lokal påverkanskälla nära provplatsen. Troligen kan det också handla om en högre, mer eller mindre diffus belastning från flera påverkanskällor, som sammanlagt ger upphov till kvantifierbara (och i vissa fall relativt höga) halter av PFAS. Sambanden är genomgående starkare och tydligare för PFAS21 än TFA, särskilt avseende släckskumsobjekt och EBH-objekt. Detta kan förklaras av att ingående ämnen i PFAS21 förekommer i bland annat släckskum och ofta kan kopplas till direktutsläpp till mark och vatten. Nedan följer exempel på hur de olika typerna av påverkanskällor bedöms kunna orsaka spridning av PFAS till grundvatten:
 - o **Tätorter** – påverkan från dagvatten (trafik, byggnader, infrastruktur), avfallshantering (inklusive nedskräpning, läckage från avfallshanteringsanläggningar, förbränning och efterföljande lokal-regional deposition) och avloppshantering (industriella utsläpp, läckande ledningsnät, infiltration av utgående vatten från avloppsreningsverk). Även utsläpp, nedbrytning och deposition av f-gaser, som bland annat har stor användning som köldmedier i kylskåp, luftkonditioneringssystem och värmepumpar, kan utgöra en påverkanskälla. Troligen handlar det ofta om mer eller mindre diffus belastning från flera påverkanskällor.
 - o **Släckskumsobjekt** – påverkan från PFAS-innehållande släckskum (*AFFF, aqueous film forming foam*) från brandövningsplatser, flygplatser och platser där släckinsatser utförts.
 - o **EBH-objekt** – påverkan från förorenade områden, däribland äldre deponier med läckande lakvatten och nedlagda industriella verksamheter.

- o **Järnväg** – kemikaliespill, släckinsatser vid bränder och påverkan från PFAS-haltiga smörj-/rengöringsmedel och liknande.
- **Marktäcken** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 vid högre andel jordbruksmark, samt högre halter PFAS21 vid högre andel urban/bebyggelse. Tendens till lägre halter TFA och PFAS21 vid högre andel skog respektive myr/våtmark. Det är inte entydigt om marktäcket inom de modellerade tillrinningsområdena eller provplatsernas 200-m-radier ger tydligast resultat, vilket både kan bero på osäkerheter i förhållande till avgränsningen av tillrinningsområdena, samt lokala hydrogeologiska förhållanden. Exempel på hur de olika typerna av marktäcken bedöms höra ihop med spridning av PFAS till grundvatten:
 - o **Jordbruk** – en trolig delförklaring är förekomsten av PFAS som aktiva substanser (och möjligen också som s.k. hjälpämnen) i växtskyddsmedel. Detta gäller i synnerhet TFA, eftersom det visat sig att flera fluorerade aktiva substanser i växtskyddsmedel kan brytas ned till TFA. Exempelvis har danska studier har visat att de aktiva substanserna diflufenikan, fluazifop-P-butyl, fluazinam, fluopyram, mefentriflukonazol och tau-fluvalinat, som samtliga förekommer i växtskyddsmedelsprodukter som är godkända i Sverige, kan brytas ned till TFA (Miljöstyrelsen 2024; Kemikalieinspektionen 2025a). Enligt kemikalieinspektionen är 29 verksamma ämnen som faller inom PFAS-definitionen godkända som växtskyddsmedel i EU, varav 18 ämnen är godkända i produkter i Sverige år 2025 (Kemikalieinspektionen 2025a). Grundvattenprover från jordbruksmark inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel i typområden har tidigare visat på förhöjda halter TFA – fyndfrekvens 100 %, median 850 ng/l och maxhalt 5 400 ng/l (baserat på 12 prover; Boström m.fl. 2024), alltså betydligt högre än i denna studie. Därutöver har studier i bland annat Tyskland visat på höga halter av TFA i grundvatten i jordbruksmark, vilket har kopplats till nedbrytning av olika fluorerade växtskyddsmedel (Joerss m.fl. 2024).

En ytterligare förklaring till sambanden kan vara spridning av avloppsvatten och avloppsslam på jordbruksmark. Svenska studier har visat att slam kan utgöra en spridningsväg för PFAS till åkermark (Kärrman m.fl. 2024). Sambanden kan i viss mån också tänkas bero på att det finns en mindre andel jordbruksmark i norra Sverige, samtidigt som både lokal påverkan av olika slag och atmosfärisk deposition är lägre i norr. Korrelationsanalysen som avgränsats till södra Sverige (se avsnitt *Utökad analys avseende latitudberoende*), söder om nordkoordinat <6700000, indikerar att det i någon mån finns en sådan bias eftersom PFAS21-jordbruk saknar signifikant korrelation inom denna geografiska avgränsning. Sambandet mellan TFA-jordbruk kvarstår dock även när sambandet mellan TFA-nordkoordinat är utspelat. Sammanfattningsvis tyder detta på ett tydligt samband mellan TFA i grundvatten och andel jordbruksmark, oavsett latitud.

- o **Urban/bebyggelse** – urbana och bebyggda områden innebär mänsklig påverkan per definition. Exempel på påverkanskällor som kan bidra till spridning av PFAS till mark- och vattenmiljön är dagvatten (trafik, byggnader, infrastruktur), avfallshantering (inklusive nedskräpning, läckage från avfallshanteringsanläggningar, förbränning och efterföljande lokal-regional deposition) och avloppshantering (industriella utsläpp, läckande ledningsnät, infiltration av utgående vatten från avloppsreningsverk). Även utsläpp, nedbrytning och deposition av f-gaser, som bland annat har stor användning som köldmedier i kylskåp, luftkonditioneringssystem och värmepumpar, kan utgöra en påverkanskälla. Troligen handlar det ofta om mer eller mindre diffus belastning från flera påverkanskällor.

- o **Skog och myr/våtmark** – lokal mänsklig påverkan av sådan typ som orsakar spridning av PFAS till mark- och vattenmiljön är vanligen begränsad i skogs- och myrområden. Samtidigt kan fastläggningsprocesser i mark bidra till lägre halter av PFAS i vattenfas och därmed i grundvatten, till följd av hög halt organiskt material i ytlig jord (torv i myrmark), vilket ger ökad adsorptionsförmåga. Sambanden är generellt starkare för PFAS21 än för TFA, dvs. det är tydligare att halterna av PFAS21 i grundvatten ofta är lägre i områden med mycket skog och myrmark. En möjlig delförklaring är att lokala påverkanskällor och förutsättningar för fastläggning till mark i högre grad påverkar PFAS med längre kedjor (PFAS21) än TFA, eftersom spridningen av TFA i högre grad styrs av atmosfärisk deposition och ämnet dessutom är mer mobilt i mark- och grundvattenmiljön när det deponerats. Även latitudberoende kan spela roll, eftersom andelen skogs- och myrmark är högre i norr.

Nedan följer möjliga förklaringar och tolkningar vad gäller sambanden mellan TFA och PFAS21 samt **grundvattenkemiska parametrar**.

- **pH** – tendens till lägre halter TFA vid högre pH. Variation i pH kan härledas till många faktorer, bland annat berg- och jordarter samt deras mineralogi, grundvattnets ålder och djup, grundvattenmiljö och redoxförhållanden, samt markanvändning och mänsklig påverkan.

En möjlig delförklaring är att sambanden relaterar till grundvattnets ålder och djup. Äldre och djupare grundvatten är ofta mer basiska, och har påverkats mindre av de senaste decenniernas spridning och deposition av TFA. Ytligt och ungt grundvatten har ofta lägre pH, och i regel en högre påverkan från atmosfärisk deposition samt lokal mänsklig verksamhet.

I sammanhanget bör nämnas att SGU inte har undersökt grundvattnets ålder på särskilt många provplatser, det finns därför inget facit avseende korrelationen grundvattenålder–TFA för provplatserna. Överlag bedöms provplatserna representera relativt ungt grundvatten. Mycket tydliga samband mellan grundvattnets ålder och TFA har dock observerats vid utvärdering av resultat från grundvattenövervakning i exempelvis Danmark. Danska studier visar att TFA inte kunnat kvantifieras i grundvatten som bildats före 1960 (i.e. 60–70 år gammalt grundvatten), att TFA ofta kan kvantifieras i låga halter i grundvatten som bildats åren 1960–1980, och att TFA-halterna sedan dess tydligt ökar vid minskande grundvattenålder (Albers & Sültenfuss 2024).

- **Konduktivitet/joner** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 vid högre konduktivitet, samt vid högre halter av flera huvudsakliga baskatjoner (kalcium, magnesium och natrium) och anjoner (klorid och sulfat). En delförklaring kan vara att provplatser nära exempelvis jordbruk, urbana områden och vägnät kan utsättas för påverkan som ger tillskott av både joner och PFAS. Korrelationen är särskilt stark för PFAS21–klorid och PFAS21–natrium, vilket bland annat skulle kunna förklaras av påverkan från dagvatten (som kan föra med sig både PFAS och vägsalt), samt avlopp- och avfallshantering. En ytterligare delförklaring kan vara att det finns ett latitudberoende med lägre jonstyrka i grundvattnet norr (SGU 2024c) samtidigt som depositionen av PFAS är lägre norrut. Därutöver beror jonstyrkan bland annat på vittringsbenägenhet hos jordlager och berggrund samt grundvattnets ålder. Exempelvis finns det prover med icke-kvantifierbara halter av TFA och samtidigt hög konduktivitet och alkalinitet från djupare och äldre grundvatten i sedimentär berggrund. Sammantaget är det därför svårt att dra slutsatser kring vilka faktorer som spelar störst roll för dessa samband.
- **TOC (totalt organiskt kol)** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter TOC. Naturligt förekommande organiska ämnen och kolloider i grundvattnet kan binda PFAS-molekyler till sig och medföra ökad transport av PFAS i grundvattnet, vilket kan vara en delförklaring till att högre PFAS-halter ofta uppmäts vid högre TOC-halter. En ytterligare förklaring kan vara att halterna av organiskt kol ofta är högre i ytligare och yngre grundvatten, som generellt kan

förväntas vara mer påverkat av PFAS. Det bör noteras att det kan förekomma viss bias avseende detta samband, eftersom grumligheten och mängden TOC i ett grundvattenprov kan påverkas av provtagningsförfarandet, och PFAS i högre grad kan extraheras från partiklar och kolloider vid laboratorieanalys av prover med hög grumlighet och hög TOC.

- **Kväve** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter totalkväve, nitrat och ammonium, med undantag för TFA–ammonium där signifikant samband saknas. Kopplingen till jordbruk är en gemensam faktor för både TFA/PFAS21 och kväve. Spridning av gödsel, slam och avloppsvatten bidrar med kväve men kan också medföra att PFAS hamnar i mark- och vattenmiljön. Samtidigt sprids ofta PFAS i växtskyddsmedel över samma arealer. Även påverkan från avloppsvatten (enskilda avlopp eller reningsverk), som kan orsaka spridning av både PFAS och kväve, är en möjlig delförklaring.

Ammonium kan liksom nitrat och totalkväve indikera påverkan från avlopp eller gödsling, men korrelation saknas mellan TFA–ammonium. Detta kan möjligen relatera till grundvattenmiljö, redoxförhållanden och grundvattnets ålder. Kväve förekommer som ammonium framför allt i reducerande miljöer, ofta i slutna magasin och/eller äldre och djupare grundvatten, som kan ha en lägre grad av påverkan från atmosfärisk deposition.

- **Metaller/halvmetaller** – tendens till högre halter TFA och PFAS21 vid högre halter av bland annat arsenik, kadmium, koppar, kobolt och nickel. En möjlig delförklaring kan vara att metaller/halvmetaller liksom PFAS kan förekomma i förhöjda halter vid provplatser närmre urban och bebyggd miljö samt förorenade områden. Vad gäller urban miljö kan påverkan exempelvis komma från dagvatten-, avfalls- och avloppshantering. Sambanden kan eventuellt också kopplas till ytliga och sura grundvatten med höga halter TOC, som ofta hör samman med både högre halter av PFAS och högre urlakning av metaller till grundvattnet.
- **Övriga PFAS** – tendens till högre halter TFA vid högre halter av andra kort-, medel- och långkedjiga PFAS. Stark positiv korrelation mellan PFAS21 och specifika PFAS som ingår i PFAS21–summan, i synnerhet PFHxS, PFOS och PFOA eftersom de ofta står för betydande andelar av PFAS21. Det finns även tendens till högre halter av ultrakorta PFAS som PFPrA och TFMS vid högre halter av PFAS21. Många faktorer, däribland atmosfärisk deposition och påverkan från exempelvis urbana områden (dagvatten, avlopps- och avfallshantering), jordbruk, förorenade områden samt nedbrytning av PFAS med längre fluorerade kolkedjor till kortare PFAS, kan förklara varför ultrakorta och mer långkedjiga PFAS har tydliga samband och ofta återfinns på samma platser. TFMS är den enda enskilda PFAS som har starkare korrelation med TFA än med PFAS21, eventuellt beroende på delvis gemensamma påverkanskällor och/eller att TFA och TFMS utgör de minsta PFAS–molekylerna och därför kan dela gemensamma spridningsvägar, på grund av att båda dessa ämnen har mycket hög rörlighet i mark- och vattenmiljön jämfört med andra PFAS.

Utökad analys avseende latitudberoende

Sambanden mellan PFAS i grundvatten (i synnerhet TFA) och jordbruk samt kväve bedömdes särskilt intressanta att undersöka närmre med avseende på latitudberoende. Detta eftersom korrelationerna i viss mån skulle kunna bero på att det både finns mindre jordbruksmark och ett lägre påverkanstryck från långväga atmosfärisk deposition av PFAS längre norrut i landet. För att få en indikation kring hur stor roll latituden spelar i dessa samband, utfördes också korrelationsanalys med ett dataurval begränsat till provplatser söder om nordkoordinat 6700000 enligt SWEREF99. Detta område motsvarar ungefär Götaland och Svealand (se figur 8), och är mer likartat avseende befolkningstäthet och andel jordbruksmark.

Jämförelse av resultaten för hela Sverige och "södra Sverige" ger tydliga skillnader i korrelationerna mellan nordkoordinat och TFA respektive PFAS21, se tabell 7. Inom södra Sverige kvarstår inte någon negativ signifikant korrelation mot latitud, och den nord-sydliga gradienten med tendens till lägre halter längre norrut är utspelad.

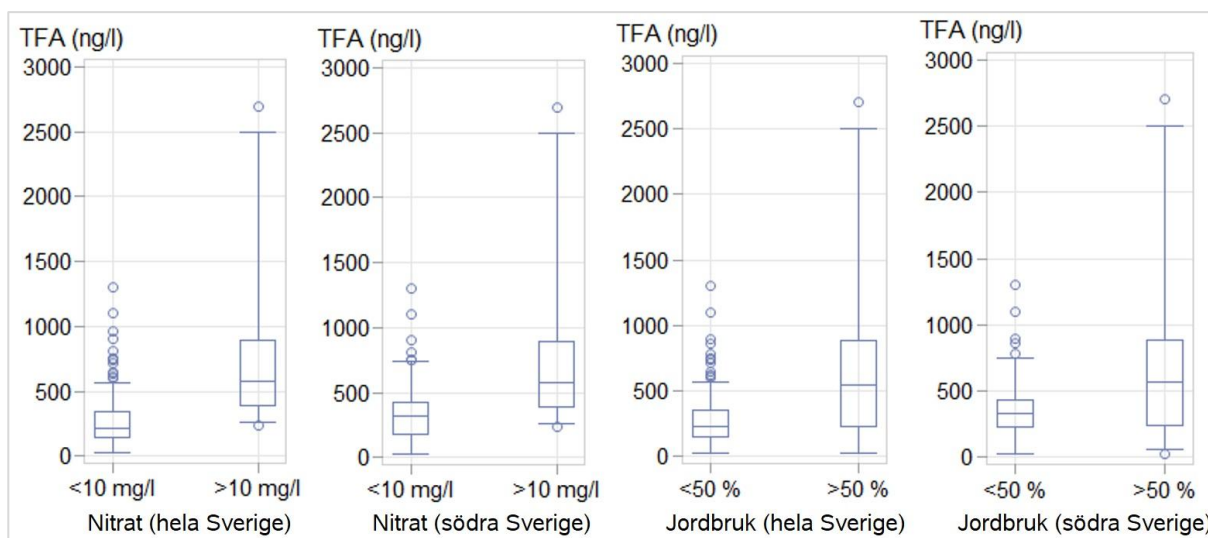
Korrelationerna mellan TFA och nitrat, totalkväve samt jordbruk (tillrinningsområde och 200-m-radie) har något lägre styrka i södra Sverige jämfört med hela landet, men är signifikant positiva. För PFAS21 kvarstår endast signifikant positiv korrelation till totalkväve (med försvagad signifikans och styrka). PFAS21-nitrat och PFAS21-jordbruk saknar signifikant korrelation i södra Sverige. Sammantaget indikerar detta att halter av TFA i grundvatten har positiva och signifikanta samband med jordbruk, nitrat och totalkväve som inte förklaras av latitudberoende (gradient avseende atmosfärisk deposition). Motsvarande kopplingar är däremot inte lika tydliga för PFAS21.



Figur 8. Karta över Sverige söder om nordkoordinat 6700000 enligt SWEREF99.

Tabell 7. Jämförelse av korrelationer för nordkoordinat, nitrat och totalkväve samt jordbruk för två dataset: hela Sverige samt södra Sverige (urval av provplatser med nordkoordinat <6700000). Tabellen motsvarar bilaga 3: för varje förklarande variabel och responsvariabel finns tre rader, där r = korrelationskoefficienten (Spearman's rangkorrelation), p = signifikansnivå, och N = antalet observationer (mätpar) som korrelationen baseras på. Röd-vit-grön färggradering används för koefficienterna, där starkare färg indikerar starkare korrelation på skalan -1 – 1 (röd = negativ, grön = positiv, vit = neutral (0)). Blå-vit färggradering används för signifikansnivå (starkast färg vid $<0,0001$, svagast vid $0,05$, vitt om ej signifikant ($p>0,05$)). Signifikansnivå anges även som – (ej signifikant), * ($p \leq 0,05$), ** ($p \leq 0,01$), *** ($p \leq 0,001$), **** ($p \leq 0,0001$).

Variabel	TFA, hela Sverige			TFA, södra Sverige (<6700000)			PFAS21, hela Sverige			PFAS21, södra Sverige (<6700000)		
	r	p	N	r	p	N	r	p	N	r	p	N
Nordkoordinat (latitud)	-0,43 ****	<0,0001	299	0,05 –	0,4935	164	-0,29 ****	<0,0001	301	0,16 *	0,0408	166
Nitrat (mg/l)	0,43 ****	<0,0001	295	0,41 ****	<0,0001	161	0,16 **	0,0057	297	0,03 –	0,66	163
Kväve, total (µg/l)	0,55 ****	<0,0001	299	0,48 ****	<0,0001	165	0,48 ****	<0,0001	301	0,29 *	0,0002	167
Jordbruk, andel inom 200-m-radie	0,29 ****	<0,0001	301	0,19 *	0,0152	166	0,23 ****	<0,0001	303	0,06 –	0,4053	168
Jordbruk, andel i tillrinningsområde (%)	0,32 ****	<0,0001	300	0,25 **	0,0012	165	0,24 ****	<0,0001	302	0,05 –	0,5311	167

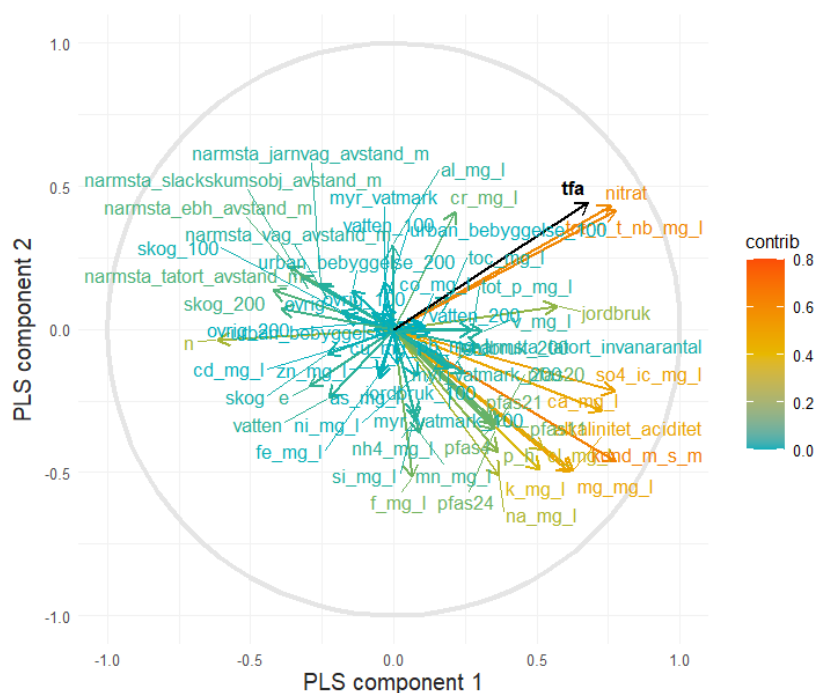


Figur 9. Boxplottar för TFA-nitrat och TFA-jordbruk baserat på hela datasetet ("hela Sverige"), samt provplatser söder om nordkoordinat 6700000 enligt SWEREF99 ("södra Sverige"). Nitrathalt och andel jordbruksmark inom provplatsernas tillrinningsområden har delats in i två klasser baserat på om nitrathalt under- eller överskrider 10 mg/l, samt om andel jordbruksmark i tillrinningsområdet under- eller överskrider 50 %. Boxarna visar 25- och 75-percentilerna, mittstrecket medianen, och staplarna 5- och 95-percentilerna.

Sambandet mellan TFA-nitrat och TFA-jordbruk, samt kopplingen till eventuellt latitudberoende, illustreras även i boxplottar i figur 9 ovan. Figuren visar tydligt att halterna av TFA ofta är högre vid höga nitrathalter samt vid större andel jordbruksmark, både för datasetet i stort samt för provplatser i södra Sverige (med nordkoordinat <6700000).

Partial least squares regression (PLS)

Resultaten för PLS-analysen presenteras endast för TFA, eftersom de enskilda komponenterna i analysen för PFAS21 erhöll låga förklaringsgrader (<10 %). För TFA erhölls höga förklaringsgrader för komponent 1 och 2 (46,2 % respektive 19,7 %). Komponenterna utgör kombinationer av de förklarande variablerna (grundvattenkemiska parametrar, marktäcke osv.) som konstruerats för att maximera samvariationen med responsvariabeln TFA. Resultaten visas i figur 10 – variabler som pekar åt samma håll korrelerar positivt avseende både komponent 1 och 2, och variabler som pekar åt motsatt håll korrelerar negativt. Längre pilar (vektorer) har en större betydelse för komponenterna (högre s.k. "loading" – styrka eller koppling till responsvariabeln).



Figur 10. Plot från PLS-analys som visar olika variabelers bidrag till komponent 1 och 2, med TFA som responsvariabel. Vissa variabelnamn har ottydliga format i figuren, exempelvis avser "tot_n_t_nb_mg_l" totalkväve, och "so4_ic_mg_l" sulfat. Figuren kan delas in i fyra kvadranter utifrån koordinataxlarna: kvadrant 1 (övre höger), kvadrant 2 (övre vänster), kvadrant 3 (nedre vänster) och kvadrant 4 (nedre höger).

PLS-analysen återspeglar flera av de samband som framträder i korrelationsanalyserna för TFA. De positiva sambanden mellan TFA och nitrat samt totalkväve är mycket tydliga i figur 10, där de återfinns i kvadrant 1 (övre höger) och har stark positiv loading för både komponent 1 och 2, samt i princip samma vektorriktning som TFA. Även jordbruk (andel inom tillrinningsområde), krom och TOC återfinns i kvadrant 1, med positiv loading för både komponent 1 och 2 och liknande vektorriktning som TFA. Konduktivitet och flera joner har stark positiv loading för komponent 1, men negativ loading i komponent 2, vilket placerar dem i kvadrant 4 (nedre höger).

Variabler som beskriver avstånd till potentiella påverkanskällor – närmsta släckskumsobjekt, EBH-objekt, tätorter, vägar och järnvägar – återfinns i kvadrant 2 (övre vänster) och bidrar främst med negativ loading för komponent 1. Kortare avstånd till sådana påverkanskällor förknippas därför med högre halter av ämnen som återfinns längre åt höger på x-axeln, där bland annat TFA, nitrat, totalkväve, konduktivitet, flera joner, samt medel- och långkedjiga PFAS (representerade av PFAS-summor) befinner sig. Variabler vars vektorer pekar åt motsatt håll jämfört med TFA är bland annat nord- och östkoordinat (n och e) samt marktäckena skog och vatten (andelar inom tillrinningsområde), som återfinns i kvadrant 3 (nedre vänster).

Sammanfattningsvis kan det sägas att:

- Komponent 1 har hög förklaringsgrad och domineras framför allt av positiv koppling till jordbruk, nitrat/kväve, konduktivitet/joner och medel-/långkedjiga PFAS, samt negativ koppling till bland annat nordkoordinat och skog. Även avstånd till påverkanskällor (släckskums- och EBH-objekt, tätorter, vägar och järnvägar) har negativ koppling, det vill säga att kortare avstånd till sådana påverkanskällor förknippas med högre TFA-halter. En tolkning är att komponent 1 i hög grad fångar upp mänsklig påverkan.
- Komponent 2 domineras bland annat av stark negativ koppling till konduktivitet/joner, alkalinitet och fluorid, samt positiv koppling till aluminium, krom och TOC. En möjlig tolkning är

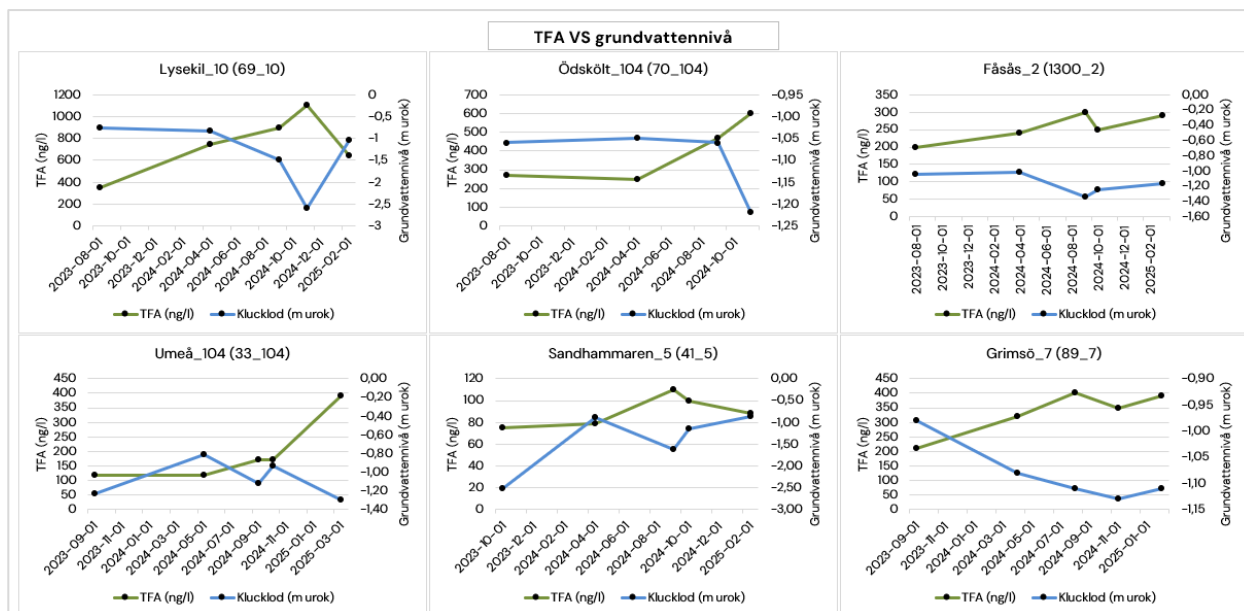
att komponent 2 i någon mån fångar upp variation kopplat till grundvattnets ålder och djup. Detta eftersom yngre och ytligare grundvatten tenderar att ha högre halter av exempelvis TOC och aluminium (tillsammans med högre halter TFA), medan äldre och djupare grundvatten ofta kan uppvisa samtidigt hög alkalinitet, konduktivitet och fluoridhalt.

Resultaten speglar till stor del det som visats i korrelationsanalysen (se bilaga 3 för fullständiga korrelationsresultat för samtliga parametrar). PLS-analysen ger dock ett mervärde i och med att det är en multivariat analys som utvärderar flera variabler samtidigt, och därmed lyfter fram vilka variabler som tillsammans bidrar mest till att förklara variationen i TFA. Eftersom sambanden mellan bland annat TFA och nitrat, totalkväve, jordbruk (andel inom tillrinningsområde) samt TOC även framträder i PLS-analysen, förstärks bilden av att dessa variabler har ett tydligt samband med halterna av TFA.

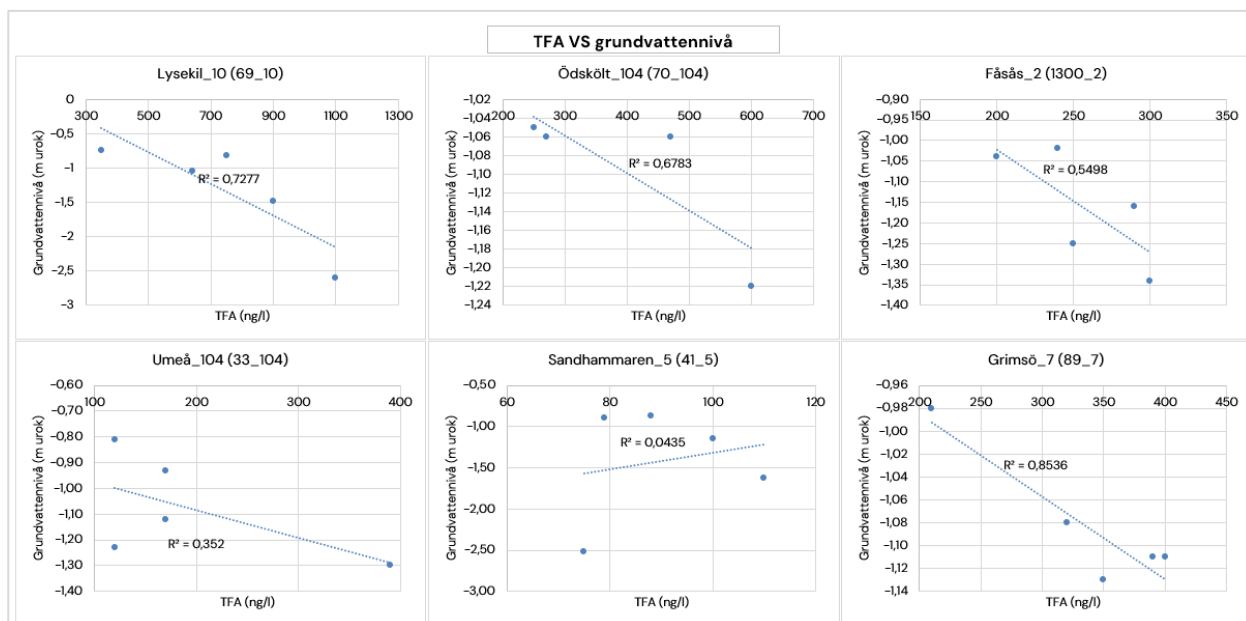
En intressant observation är att konduktivitet och flera viktiga joner har en tydlig positiv loading på komponent 1 (tillsammans med b.l.a. nitrat, totalkväve, jordbruksmark, medel- och långkedjiga PFAS, närhet till potentiella påverkanskällor), men en tydlig negativ loading på komponent 2 (tillsammans med b.l.a. fluorid). Detta illustrerar komplexiteten i kopplingen mellan konduktivitet/jonstyrka och TFA. En tolkning är att komponent 1 fångar att hög konduktivitet och TFA ofta förekommer tillsammans i mänskligt påverkat grundvatten (jordbruk och andra påverkanskällor), medan komponent 2 fångar att hög konduktivitet för vissa andra provplatser kan förknippas med låga eller icke-kvantifierbara halter av TFA i djupare, äldre grundvatten med naturligt höga halter av joner.

Säsongvariation

Resultaten avseende variationer av TFA-halt för enskilda provplatser visas i tidsserie- och spridningsdiagram i figur 11 respektive 12 nedan. Det kan noteras att variationen i TFA-halt är betydande flera provplatser. Vid Lysekil_10 varierar halterna exempelvis mellan 350 och 1100 ng/l (faktor >3), och vid Ödskölt_104 mellan 350 och 600 ng/l (faktor >2). I båda fallen har den högsta halten TFA uppmätts vid den lägsta nivåmätningen, som i båda fallen uppmätts i november 2024.



Figur 11. Tidsserier över TFA och grundvattennivå (meter under röröverkant ("m urok") uppmätt med klucklod i samband med provtagning) för sex utvalda provplatser.



Figur 12. Spridningsdiagram över TFA och grundvattennivå (meter under röröverkant ("m urok") uppmätt med klucklod i samband med provtagning) för sex utvalda provplatser.

Tidsserierna ger inte någon helt entydig bild av hur TFA varierar med årstid eller grundvattennivå, med de visar att högre halter TFA ofta förekommer vid lägre grundvattennivåer vid de flesta platserna (undantaget Sandhammaren_5). De indikerar också att de flesta provplatserna uppvisar sin högsta halt TFA under sensommar eller höst 2024 (undantaget Umeå_104).

Spridningsdiagrammen (figur 12) visar tydligare att det finns ett negativt samband mellan TFA och grundvattennivå för de flesta provplatserna, det vill säga högre halter TFA vid lägre nivåer och vice versa. Sambandet är tydligast för Grimsö_7 ($R^2=0,85$), Lysekil_10 ($R^2=0,73$), Ödskölt_104 ($R^2=0,68$) och Fåsås_2 ($R^2=0,55$), svagare för Umeå_104 ($R^2=0,35$), och saknas för Sandhammaren_5 ($R^2=0,04$ (positiv riktning)).

Resultaten avseende korrelationsanalys mellan TFA-fyllnadsgrad i tabell 8 visar också på övervägande negativ riktning för korrelationskoefficienterna (både Pearsons och Spearman) för de 20 provplatser som har minst fyra analyser av TFA. Av provplatserna har 15/20 respektive 13/20 negativ riktning på korrelationskoefficienterna (Pearson respektive Spearman). Observera att analysen inte visar på relevanta och signifikanta trender för enskilda provplatser, och att resultaten presenteras för att koefficientriktningarna tillsammans ger en indikation kring generella samband.

Tabell 8. Riktning för korrelationskoefficienter mellan TFA-halt och modellerad fyllnadsgrad (vid respektive provplats och provtagningsdatum). Negativ (-), neutral (O), positiv (+). Observera att tidsserierna är korta och korrelationerna ej är relevanta eller signifikanta per enskild provplats. Tabellen ger endast en indikation kring vilken riktning som är vanligast, utan att säga något om de enskilda sambandens styrka eller statistiska signifikans. Provplatserna är sorterade efter provplats-id.

	130_0_2	14_15	16_71	23_26	29_8	2_1	3000_0_1	3000_0_51	3000_0_53	33_1_04	39_116	41_5	42_13	47_1	54_18	5_14	68_9	69_10	70_1_04	89_7
Korrelation (Pearson)	-	+	-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Korrelation (Spearman)	-	O	-	-	-	+	-	+	+	O	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-

En möjlig delförklaring till de övervägande negativa sambanden kan vara koncentrerings- och utspädnings effekter, det vill säga att TFA koncentreras i grundvattnet vid lägre nivåer och späds ut vid högre nivåer. Denna tendens har observerats för flera kemiska parametrar i grundvatten i tidigare undersökningar (Aastrup m.fl. 2012). Det bör noteras att omvända samband framträder för vissa kemiska parametrar (däribland flera metaller) i samma studie, där halter i grundvatten istället tenderar att öka vid höga nivåer på grund av mobilisering av ämnen som upplagrats i yttlig mark. Det är möjligt att TFA på liknande sätt kan mobiliseras och transporteras till grundvattnet vid höga nivåer och vid kraftig/ihållande nederbörd eller snösmältning (snabbare infiltration och grundvattenbildning), vilket skulle kunna medföra högre halter även vid höga grundvattennivåer. Tidigare forskning visar att vattenmättnadsgraden i marken är avgörande för mobiliteten hos många PFAS, eftersom dessa uppvisar hög sorption vid luft-vattengränssnittet under omättade förhållanden (då jordens porer fylls med både luft och vatten) (Earon 2025 och referenser däri). Det innebär att många PFAS skulle kunna bli mer mobila när grundvattennivån stiger och luft-vattengränssnittet inte längre begränsar spridningen. Denna mekanism är dock sannolikt mer betydelsefull för PFAS med längre kolkedjor än för ultrakorta PFAS, som TFA, som uppvisar högre vattenlöslighet och mobilitet. Vilka processer som har störst betydelse för TFA på de platser som omfattas av denna undersökning är osäkert och varierar sannolikt i hög grad beroende på lokala förhållanden, såsom hydrogeologi, nederbördsmönster och andra platsspecifika faktorer.

Sambanden som indikeras i figur 12 och tabell 8 kan också bero på att den atmosfäriska depositionen av TFA visat sig vara betydligt högre under sommaren, eftersom högre solinstrålning driver på de fotokemiska processer som leder till nedbrytning av PFAS i atmosfären (Björnsdotter m.fl. 2022). Det kan finnas en viss fördröjning innan TFA som deponeras letar sig ned i grundvattenmiljön, eftersom grundvattenbildningen ofta är begränsad sommartid. Högre deposition av TFA under sommaren, eventuellt i kombination med koncentrerings effekter i grundvattnet, kan möjligen förklara varför de högsta halterna av TFA i flera fall observerats vid sensommar-höst och lägre grundvattennivåer.

Analyserna kring säsongsvariation baseras endast på 4–5 mätvärden per provplats och bör betraktas som indikativa. Fortsatt övervakning krävs för att eventuellt bekräfta dessa tendenser och förstå lokala variationer.

Slutsatser och reflektioner

SGU:s undersökningar av förekomst och bakgrundshalter av PFAS i grundvatten, genomförda på uppdrag av Naturvårdsverket, har resulterat i ett omfattande referensunderlag avseende förekomst av PFAS i miljön. Resultaten visar sammantaget på omfattande diffus spridning av PFAS i grundvatten på platser utan känd lokal påverkan. Detta gäller i synnerhet TFA som påträffas över hela landet vid nästan alla provplatser (91 %), ofta med högre halter i områden med kväve- och jordbrukspåverkan. Provpplatser som saknar fynd av TFA bedöms främst utgöras av äldre och djupare grundvatten. Betydande diffus spridning verkar också förekomma för övriga (ej ultrakorta) PFAS, som påträffas vid en tredjedel av provplatserna – vanligen i halter under gräns- och tröskelvärden, men i vissa fall över dessa värden trots avsaknad av kända lokala punktkällor. En nord-sydlig gradient med högre halter i södra Sverige observeras för både TFA och övriga PFAS.

Nedan lyfts några reflektioner kring de mest framträdande resultaten, samt områden där mer kunskapsutveckling behövs.

TFA – en potentiell framtida kemikalierisk

SGU:s grundvattenundersökningar visar att TFA förekommer vid 91 % av provplatserna inom den nationella miljöövervakningens stationsnät, med median- och maxhalter på 230 ng/l respektive 2 700 ng/l. Dessa halter är betydligt högre än för längre substanser som PFOA och PFOS, vilket understryker TFA:s dominerande roll bland fluorerade ämnen i grundvatten. Förekomsten av TFA har omfattande geografisk utbredning, även i områden utan kända punktkällor, vilket talar för att atmosfärisk deposition och eventuellt annan diffus spridning är viktig.

De genomsnittliga TFA-halter som i dag uppmäts i grundvattnet inom det nationella miljöövervakningsnätet bedöms, utifrån nuvarande kunskap om ämnets toxicitet, inte innebära någon hälsorisk för människor via dricksvatten (Livsmedelsverket 2025). TFA bryts dock i princip inte ned naturligt i miljön, vilket innebär att TFA kontinuerligt ansamlas i bland annat mark- och grundvattenmiljön (Arp m.fl. 2024). Ämnet är dessutom svårt att avlägsna med konventionella vattenreningsmetoder (EurEua 2025). Detta är oroande i ljuset av att TFA-koncentrationerna i grundvatten verkar öka över tid. Detta har bland annat visats i en studie av grundvatten i Danmark, där grundvattnets ålder har daterats på många provplatser och en kraftig ökning av TFA i grundvatten observeras de senaste 60 åren (Albers & Sültenfuss 2024). Observationen är i linje med uppskattningar som visar på en kraftig ökning av TFA från fluorerade gaser i atmosfären över Europa, och därmed förväntat ökande koncentrationer av TFA i nederbörd (Albers 2024 och referenser däri). Beroende på hur kunskapsläget utvecklas, finns risk för att både ekosystem och dricksvattenförsörjning kan påverkas negativt på sikt om halterna av TFA fortsätter att öka i miljön.

I nuläget råder det betydande osäkerhet kring vilka halter som TFA kan orsaka långsiktigt skadliga effekter, både för människor och ekosystem. Olika typer av rikt- och gränsvärden som hittills föreslagits eller tillämpats för TFA i dricksvatten varierar avsevärt mellan olika länder. Exempelvis har Nederländerna infört ett riktvärde på 2 200 ng/L (RIVM 2023), Danmark har föreslagit 9 000 ng/L (Miljøministeriet 2024) och Tyskland tillämpar ett hälsobaserat riktvärde på 60 000 ng/L (UBA 2020). Samtidigt arbetar den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA) med en riskbedömning av TFA, vilken beräknas vara klar 2026 (EFSA 2024).

De statistiska analyserna i detta PM visar att halterna av TFA i grundvatten överlag är högre i jordbruksområden jämfört med andra typer av markanvändning. Detta resultat ligger i linje med undersökningar utförda av SLU i svenska typområden för jordbruksmark, som vid jämförelse med resultat i denna studie visat på kraftigt förhöjda halter av TFA i grundvatten (median 850 ng/l, max 5 400 ng/l) (Boström m.fl. 2024). Även flera internationella studier har rapporterat högre TFA-halter i grundvatten i jordbruksområden jämfört med annan markanvändning (Joerss m.fl. 2024; Miljøstyrelsen 2024; Balmer m.fl. 2025). Dessa förhöjda halter har kopplats till nedbrytning av växtskyddsmedel som innehåller fluorerade verksamma ämnen. Det återstår att klarlägga om de förhöjda halterna av TFA i grundvatten intill jordbruksområden inom det svenska nationella miljöövervakningsnätet för grundvatten beror på nedbrytning av växtskyddsmedel, och vilka verksamma substanser det i sådana fall främst handlar om.

Enligt kemikalieinspektionen är 29 verksamma ämnen som faller inom PFAS-definitionen godkända som växtskyddsmedel i EU, varav 18 ämnen är godkända i produkter i Sverige år 2025 (Kemikalieinspektionen 2025a). Vid nedbrytning av dessa ämnen kan TFA bildas, som sedan kan ansamlas i grundvattenmiljön. För att hantera denna risk har Kemikalieinspektionen beslutat att ompröva 38 växtskyddsmedelsprodukter som innehåller sex verksamma ämnen – diflufenikan, flonikamid, fluazinam, fluopyram, mefentriflukonazol och tau-fluvalinat – vilka kan generera TFA (Kemikalieinspektionen 2025b). Beslut i omprövningarna ska fattas senast den 30 april 2028, och vid ett eventuellt förbud ges en utfasningsperiod på upp till 18 månader. Liknande åtgärder har redan

vidtagits i Danmark, där 33 produkter har återkallats. Enligt EU:s växtskyddsmedelsförordning (förordning (EG) nr 1107/2009, artikel 44.4) innebär detta att Sverige också måste ompröva sina produktgodkännanden för motsvarande produkter.

Toxikologiska rådet² har i sin årsrapport från 2024 identifierat TFA som en potentiell framtida kemikalierisk på grund av dess persistens, ökande tillförsel, omfattande globala spridning, samt osäkerhet kring långtidseffekter på ekosystem och människors hälsa (Toxikologiska rådet 2024). Detta understryker behovet av fortsatt övervakning och forskning, både om halter i miljön och toxikologiska effekter, samt utveckling av effektiva reningsmetoder.

Påverkan från urbana miljöer och potentiella påverkanskällor

Utöver de förhöjda halterna i jordbruksområden indikerar de statistiska analyserna en tendens till högre PFAS-halter i anslutning till urbana miljöer och påverkanskällor som är karakteristiska för dessa (till exempel förorenade områden, platser där brandsläckningsskum har använts och järnvägar). Sambandet är särskilt tydligt för PFAS21, medan TFA uppvisar något svagare korrelationer, vilket är förväntat med hänsyn till skillnader i källor och spridningsvägar.

PFAS21 omfattar ett brett spektrum av PFAS-föreningar som ofta härrör från industriella processer och punktkällor, exempelvis användning av brandsläckningsskum, ytbehandling och kemikaliehantering (Hansson m.fl. 2016). TFA bildas huvudsakligen genom atmosfärisk oxidation av fluorerade kolväten, vilket medför att spridningen är diffus och i hög grad styrs av atmosfäriska processer snarare än av lokala punktkällor (Hansson m.fl. 2024; Garavagno m.fl. 2024), vid sidan av spridning via nedbrytning av fluorerade växtskyddsmedel (Joeris m.fl. 2024).

Vid 8 respektive 9 provplatser (av 237) i det nationella miljöövervakningsnätet överskrider gräns- och tröskelvärdena för PFAS4 (4 ng/l) respektive PFAS24 (4,4 ng PFOA-ekv/l). Detta kan i flera fall troligen förklaras av att det trots allt finns möjliga lokala punktkällor (t.ex. urban bebyggelse, infrastruktur, närhet till förorenade områden och flygplatser). Andelen överskridanden inom det nationella miljöövervakningsnätet ger en slags indikation kring hur pass vanligt det är att provplatser utan känd lokal påverkan ändå visar sig vara påverkade av lokala punktkällor vid konkret undersökning.

Resultaten från de statistiska analyserna överensstämmer med observationer från SGU:s särskilda undersökningar av referenshalter i urbana områden under perioden 2024–2025, där grundvatten i urbana miljöer generellt uppvisade högre grad av PFAS-påverkan jämfört med det nationella miljöövervakningsnätet. Prover från 45 provplatser i urban miljö i 7 städer (Halmstad, Jönköping, Göteborg, Karlstad, Uppsala, Östersund och Umeå) visade för PFAS4 fynd vid 36 provplatser (80 %), medianhalt 2,0 ng/l och överskridanden av gränsvärdet 4 ng/l vid 15 provplatser (33 %), dvs. betydligt högre än inom miljöövervakningsnätet. TFA påträffades vid 41 provplatser (91 %), med medianhalten 340 ng/l, dvs. samma fyndfrekvens men nästan 50 % högre medianhalt jämfört med det nationella miljöövervakningsnätet. Resultaten från undersökningen av PFAS-förekomst i urbana miljöer har ännu inte publicerats (december 2025), däremot tillgängliggörs underliggande data via SGU:s datavärdskap för grundvatten och kan hämtas från myndighetens webbplats (SGU 2025b).

² Toxikologiska rådet är en expertorganisation som organiseras av Kemikalieinspektionen. Rådet består av representanter från svenska myndigheter och universitet som har ansvar för kemikalie reglering och forskning relaterad till kemikalierisker. Läs mer på Kemikalieinspektionens webbplats: <https://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/organisation/toxikologiska-radet>

Beaktande av säsongsvariation

Vid flera av trendstationerna inom det nationella miljöövervakningsnätet observerades betydande variationer i halterna av TFA i grundvattnet vid de 4–5 provtagningstillfällen som genomfördes under perioden 2023–2025. Tidsserierna visar ingen entydig säsongsvariation för TFA i grundvatten, men antyder att halterna ofta är högre vid låga grundvattennivåer, och lägre vid höga nivåer. De lägsta grundvattennivåerna inträffar normalt under sensommar och höst, i stora delar av landet.

En möjlig delförklaring till det negativa sambandet mellan TFA-halt och grundvattennivå kan vara koncentrerings- och utspädnings effekter, där lägre grundvattennivåer kan medföra högre halter genom koncentrerings, och högre nivåer kan medföra lägre halter genom utspädning. Det kan också finnas andra bidragande faktorer, exempelvis variationer i atmosfärisk deposition av TFA. Studier har visat att depositionen av TFA är högre under sommaren, vilket sannolikt beror på att ökad solinstrålning driver de fotokemiska processer som leder till nedbrytning av PFAS i atmosfären och därmed bildning av TFA (Björnsdotter m.fl. 2022). Osäkerheter kvarstår kring vilka processer som styr haltvariationerna, och hur starkt sambandet mellan TFA-halt och grundvattennivå är vid olika typer av provplatser. Det är dock viktigt att beakta att det finns variationer vid planering och tolkning av övervakningsresultat, särskilt i samband med trendanalyser och jämförelser över tid.

Övervakning i olika grundvattenmiljöer och TFA som åldersmarkör

Åldersdatering av grundvatten med hjälp av exempelvis radioaktiva isotoper är en metod som bland annat har använts i Danmark för att visa att halten TFA i grundvatten har ökat avsevärt under de senaste 60 åren (Albers & Sültenfuss 2024). Studien framhåller också att TFA i sig kan fungera som en åldersmarkör vid grundvattendatering, under förutsättning att tillskottet av TFA enbart härrör från atmosfärisk deposition och inte från lokala källor, såsom nedbrytning av växtskyddsmedel.

Majoriteten av provplatserna inom den nationella miljöövervakningen i Sverige representerar grundvatten från de övre jordlagren (morän, svallsediment och isälvs material). Detta innebär att resultaten i första hand speglar halterna av TFA och andra PFAS i relativt grunt och nybildat grundvatten med förhållandevis kort uppehållstid (tid från infiltration till utflöde). Djupare grundvattenmagasin och –miljöer, såsom slutna jordmagasin under kohesionsjord samt kristallin och sedimentär berggrund, är betydligt mindre representerade inom stationsnätet för den nationella miljöövervakningen (se avsnittet *Metodik* under rubriken *Provplatser*). Grundvatten i dessa miljöer kan antas ha varierande ålder, vilket i sin tur kan påverka både förekomst och halter av TFA. Analysresultaten från provplatser i dessa miljöer visade generellt en större andel prov under kvantifieringsgränsen (<50 ng/l), vilket möjligen kan indikera ett äldre grundvatten vid de provplatser där TFA inte påträffas.

Detta understryker behovet av att även genomföra en systematisk kartläggning och övervakning av förekomsten av TFA och andra PFAS i provplatser på olika djup och inom olika typer av grundvattenmagasin och –miljöer. En viktig del i detta arbete skulle kunna vara att säkerställa statlig insamling och förvaltning av analysresultat från både allmänna grundvattentäkter och enskilda privatpersoners brunnsprovtagning. För enskilda brunnar vore detta av stor betydelse, eftersom djupa borrhäls brunnar utgör en central del av den enskilda vattenförsörjningen i Sverige. Analys av TFA skulle i detta sammanhang kunna tillhandahålla värdefull information om ämnets spridning i miljön och i vissa fall indikera grundvattnets ålder.

Referenser

- Aastrup, M., Thunholm, B., Sundén, G. & Dahné, J., 2012: Klimatets påverkan på koncentrationer av kemiska ämnen i grundvatten. *SGU-rapport 2012:27*. Sveriges geologiska undersökning, 34 s.
- Albers, C. N., 2024: Diffus grundvandsforurening med trifluoreddikesyre (TFA). *Rapport 2024/4*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS), 60 s. <https://data.geus.dk/pure-pdf/GEUS-R_2024-4_web.pdf> Åtkommen den 10 december 2025.
- Albers, C. & Sültenfuss, J., 2024: A 60-Year Increase in the Ultrashort-Chain PFAS Trifluoroacetate and Its Suitability as a Tracer for Groundwater Age. *Environmental Science & Technology Letters* 11, 1090–1095. doi: 10.1021/acs.estlett.4c00525.
- Andersson, S., Nisell, J., 2019: Modellerade tillrinningsområden för grundvattenförekomster i Sverige: Beskrivning för modellerade tillrinningsområden (2019-03-11_version_O.1). <https://ext-dokument.lansstyrelsen.se/Gemensamt/Geodata/Externa%20dokument/VM/Databeskrivning-Modellerade_tillrinningsomr%C3%A5den_f%C3%B6r_grundvattenf%C3%B6rekoster_i_Sverige-2019.pdf>. Åtkommen den 5 december 2025.
- Arp, H.P., 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. doi: 10.1021/acs.est.4c06189.
- Balmer, M. E., Baumgartner, D., Schaller, U., Bormann, P. & Poiger, T., 2025: Trifluoressigsäure und andere PFAS in Grundwasser – was tragen Pflanzenschutzmittel bei? *Agrarforschung Schweiz*, 16, 132–144. doi: 10.34776/afs16-132.
- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2022: Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake. *Environ Science & Technology* 56(1): 251–259. doi: 10.1021/acs.est.1c04472.
- Boström, G., Tröger, R., Jonsson, O. & Gönczi, M., 2024: Identifiering av metaboliter från växtskyddsmedel relevanta att analysera i svenska yt- och grundvatten. *CKB rapport 2024:1*, SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB), Sveriges lantbruksuniversitet, 28s.
- Earon, R., 2025: Spridning av PFAS i grundvatten, Simulerade halter över tid i en teoretisk grundvattentäkt. Statens geotekniska institut, SGI, rapport, 35 s.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2024: Request for a review of the toxicological reference values for trifluoroacetic acid (TFA) (EFSA-Q-2024-00502). <<https://open.efsa.europa.eu/question/EFSA-Q-2024-00502>> Åtkommen den 5 december 2025.
- EurEau, 2025: TFA in Drinking Water Resources. Position Paper, 5s. <<https://www.eureau.org/resources/position-papers/8167-eureau-position-paper-on-tfa/file>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Garavagno, M. de los A., Holland, R., Khan, M. A. H., Orr-Ewing, A. J. & Shallcross, D. E., 2024: Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects. *Sustainability*, 16(6), 2382, 31 s. doi: 10.3390/su16062382.
- Hansson, K., Palm Cousins, A., Norström, K., Graae, L. & Stenmarck, Å., 2016: Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS i svensk miljö. *IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport C 182*, 58 s.
- Hanson, M.L., Madronich, S., Solomon, K., Sulbaek Andersen, M.P. & Wallington, T.J., 2024: Trifluoroacetic acid in the environment: consensus, gaps, and next steps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(10), 2091–2093. doi: 10.1002/etc.5963.
- Joerss, H., Freeling, F., van Leeuwen, S., Hollender, J., Liu, X., Nödler, K., Wang, Z., Yu, B., Zahn, D. & Sigmund, G., 2024: Pesticides can be a substantial source of trifluoroacetate (TFA) to water resources. *Environment International*, 193, 109061, 9 s. doi: 10.1016/j.envint.2024.109061.

- Kemikalieinspektionen, 2021: Kunskapssammanställning om PFAS, PM 1/21, Kemikalieinspektionen (KEMI), 69 s. <<https://www.kemi.se/download/18.3f6f225517c0af779871bc0/1632907246253/PM-1-21-Kunskapssammanst%C3%A4llning-om-PFAS.pdf>> Åtkommen den 15 december 2025.
- Kemikalieinspektionen, 2025a: Verksamma ämnen i växtskyddsmedel som är PFAS. <<https://www.kemi.se/lagar-och-regler/lagstiftningar-inom-kemikalieområdet/bekämpningsmedel/vaxtskyddsmedel/aktuellt-om-vaxtskyddsmedel/verksamma-amnen-i-fokus/verksamma-amnen-i-vaxtskyddsmedel-som-ar-pfas>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Kemikalieinspektionen, 2025b: 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>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Kärrman A., Fredriksson F. och Särnholm E. (2024). Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask. *SVU-rapport 2024–5*. Stockholm: Svenskt Vatten, 44s.
- Lantmäteriet, 2023: Topografi 10 Nedladdning, vektor. <<https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/vara-produkter/produktlista/topografi-10-nedladdning-vektor/>> Åtkommen den 8 november 2023.
- Livsmedelsverket, 2025: PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanter. <<https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/PFAS-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanter/>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Länsstyrelsernas geodatakatalog, 2024: EBH-kartan. <<https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>> Åtkommen den 23 januari 2024.
- Miljøministeriet, 2024. Drikkevandsbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr 810 af 18/06/2024. <<https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2024/810>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Miljøstyrelsen, 2024: TriFluPest, Trifluoreddikesyre (TFA) fra pesticider. *Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 230*. Miljøstyrelsen (Danmark), 61 s. <<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/12/978-87-7038-688-3.pdf>> Åtkommen den 5 december 2025.
- MSVA, 2025: PFAS – riktlinjer och mätningar. <<https://msva.se/vatten-och-avlopp/pfas---riktlinjer-och-matningar>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Naturvårdsverket, 2024: Nationella marktäckesdata: basskikt. <<https://geodatakatalogen.naturvardsverket.se/geonetwork/srv/swe/catalog.search#/metadata/8853721d-a466-4c01-afcc-9eae57b17b39>> Åtkommen den 12 januari 2024.
- RIVM, 2023: Risk assessment of exposure to PFAS through food and drinking water in the Netherlands. *RIVM report 2023–0011*, 80 s. <<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2023-0011.pdf>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Rosenqvist, L., 2020: Utvärdering av påverkan på grundvatten från platser där släckskum hanterats. Sveriges geologiska undersökning, 53 s. <<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1604725/FULLTEXT01.pdf>> Åtkommen den 5 december 2025.
- SGU, 2013: Bedömningsgrunder för Grundvatten. *SGU-rapport 2013:01*. Sveriges geologiska undersökning, 238 s.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning), 2024a: Bedömningsgrunder för grundvatten – Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS). <<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/>> Åtkommen den 15 december 2025.
- SGU (Sveriges Geologiska Undersökning), 2024b: Det menas med fyllnadsgrad och grundvattensituation. <<https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/om-grundvattennivaer/det-menas-med-fyllnadsgrad-och-grundvattensituation/>> Åtkommen den 5 december 2025.

- SGU (Sveriges Geologiska Undersökning), 2024c: Bedömningsgrunder för grundvatten – Konduktivitet. <<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/konduktivitet/>> Åtkommen den 5 december 2025.
- SGU (Sveriges Geologiska Undersökning), 2025a: PFAS i grundvatten. <<https://www.sgu.se/grundvatten/pfas-i-grundvatten/>> Åtkommen den 5 december 2025.
- SGU (Sveriges Geologiska Undersökning), 2025b: Geologiska data – Grundvattenkvalitet. <<https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/geologiska-data/grundvatten--geologiska-data/grundvattenkvalitet/>> Åtkommen den 5 december 2025.
- Toxikologiska rådet, 2024: Toxicological Council, Annual report 2024. *Report 1/24*. Kemikalieinspektionen, 17 s. <https://www.kemi.se/download/18.3374743e194b17b60f7140a8/1738673697349/Toxicological%20council_Annual%20report%202024.pdf> Åtkommen den 5 december 2025.
- Van Hees P., Sundelin T., Karlsson P., 2023: Ultrashort PFAS in Swedish and Norwegian Drinking Water. Eurofins study/report, 7 s. <https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/2867434/eurofins_ultrashort_pfas_drink_water_23.pdf> Åtkommen den 17 december 2025.
- UBA, 2020: Trifluoressigsäure (TFA)–Gewässerschutz im Spannungsfeld von toxikologischem Leitwert, Trinkwasserhygiene und Eintragsminimierung. Erläuterungen zur Einordnung des neuen Trinkwasserleitwerts von 60 µg/L. Stand: 20 Oktober 2020. Umweltbundesamt, 8 s. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/362/dokumente/2020_10_20_uba_einordnung_tfa_leitwert.pdf> Åtkommen den 5 december 2025.
- Vattenmyndigheterna i samverkan, 2025: Screening av råvatten, ett provtagningsprojekt av vattenmyndigheterna och länsstyrelserna inom arbetet med dricksvattendirektivet. *Rapport 2025:1*, dnr 2909–2025. Länsstyrelsen Norrbotten, 34 s.
- Wold, S., Sjöström & M., Eriksson, L., 2001. PLS–regression: a basic tool of chemometrics. *Chemom. Intell. Lab. Syst., PLS Methods* 58, 109–130. doi: 10.1016/S0169-7439(01)00155-1.
- Åkesson, M, 2024: Inledande screening av PFAS i grundvatten i områden utan kända lokala föroreningskällor. Undersökning avseende referenshalter PFAS i mark och grundvatten. SGU-PM, dnr OO1353–2024, Sveriges geologiska undersökning, 33 s. <<https://www.sgu.se/globalassets/grundvatten/pfas/inledande-screening-av-pfas-i-grundvatten-i-omraden-utan-kanda-lokala-foro-reningskallor.pdf>> Åtkommen den 9 december 2025.

Bilaga 1. Analyserade parametrar, inklusive information om PFAS-grupperingar.

Ämne	Kategori*	Del av PFAS4, PFAS21, PFAS24**	LOQ (ng/l)	Mätmetod	Mätosäkerhet
TFMS (Trifluormetansulfonsyra)	Ultrakort PFSA	–	1 (2***)	Intern metod	–
TFA (Trifluorättiksyra)	Ultrakort PFCA	–	50	Intern metod	–
PFEtS (Perfluoretansulfonsyra)	Ultrakort PFSA	–	3	Intern metod	–
PFPrA (Perfluorpropansyra)	Ultrakort PFCA	–	3	Intern metod	–
PFPrS (Perfluorpropansulfonsyra)	Ultrakort PFSA	–	3	Intern metod	–
PFBA (Perfluorbutansyra)	Kort PFCA	PFAS21/24	0,6	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	Kort PFSA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFPeA (Perfluorpentansyra)	Kort PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFPeS (Perfluorpentansulfonsyra)	Kort PFSA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFHxA (Perfluorhexansyra)	Medellång PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	Medellång PFSA	PFAS4/21/24	0,1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFHpA (Perfluorheptansyra)	Medellång PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	Medellång PFSA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFOA (Perfluoroktansyra)	Medellång PFCA	PFAS4/21/24	0,1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	Medellång PFSA	PFAS4/21/24	0,1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFNA (Perfluorononansyra)	Lång PFCA	PFAS4/21/24	0,1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFNS (Perfluoronansulfonsyra)	Lång PFSA	PFAS21	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFDA (Perfluordekansyra)	Lång PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	Lång PFSA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFUdA (Perfluorundekansyra)	Lång PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFUnDS (Perfluorundekansulfonsyra)	Lång PFSA	PFAS21	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFDoA (Perfluordodekansyra)	Lång PFCA	PFAS21/24	0,3	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFDoS (Perfluordodekansulfonsyra)	Lång PFSA	PFAS21	1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFTTrDA (Perfluortridekansyra)	Lång PFCA	PFAS21/24	1	DIN38407–42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%

PFTrDS (Perfluortridekansulfonsyra)	Lång PFSA	PFAS21	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	Lång PFCA	PFAS24	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	Lång PFCA	PFAS24	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFODA (Perfluoroktadekansyra)	Lång PFCA	PFAS24	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
4:2 FTS (4:2 Fluortelomersulfonsyra)	Prekursor (fluortelomer)		0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
6:2 FTOH (6:2 Fluortelomeralkohol)	Prekursor (fluortelomer)	PFAS24	50	Internal Method LidPest.OA.01.27	30%
6:2 FTS (6:2 Fluortelomersulfonsyra)	Prekursor (fluortelomer)	PFAS21	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
8:2 FTOH (8:2 Fluortelomeralkohol)	Prekursor (fluortelomer)	PFAS24	10	Internal Method LidPest.OA.01.27	30%
8:2 FTS (8:2 Fluortelomersulfonsyra)	Prekursor (fluortelomer)	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	Prekursor (sulfonamidrelaterad)	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
C6O4 (Perfluor([5-metoxo-1,3-dioxolan-4-yl]oxy)HAc	PFAS-eter	PFAS24	1	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
DONA (Dodekafluor-3H-4,8-dioxanonanoat)	PFAS-eter	PFAS24	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
HFPO-DA (GenX)	PFAS-eter	PFAS24	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
HPFHpa (7H-Perfluorheptansyra)	Övrig	-	0,3	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	Övrig	-	2	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.	31%

*PFCA = perfluorerade karboxylsyror, PFSA = perfluorerade sulfonsyror

**PFAS4 och PFAS21 enligt LIVSFS 2022:12, PFAS24 enligt SGU-FS 2023:1

***LOQ för TFMS varierar, både 1 ng/l och 2 ng/l förekommer i datasetet

Bilaga 2. Gruppering av marktäcken

Marktäcke, grupp	Marktäcke
Jordbruk	Betesmarker Frukt- och bärödling Åkermark
Myr/våtmark	Barrskog på myr Blandskog på myr Blöt myr Limnogen vätmarker Lövskog på myr Övrig myr
Skog	Barrskog ej på lavmark >15 meter Barrskog ej på lavmark 5–15 meter Barrskog på berg-i-dagen Barrskog på lavmark Barrskog, ej på lavmark Blandskog på berg-i-dagen Blandskog, ej på myr eller berg-i-dagen Hygge Lövskog på berg-i-dagen Lövskog, ej på myr eller berg-i-dagen Ungskog
Urban/bebyggelse	Campingplats och fritidsbebyggelse Flygplats Idrottsanläggning, skjutbana, motorbana samt hästsportanläggning och hundkapplöpningsbana Industri, handelsenheter, offentlig service och militära förläggningar Landortsbebyggelse med tomtmark av öppen karaktär Orter med mer än 200 invånare och med större områden av trädgårdar och grönområden Orter med mer än 200 invånare och mindre områden av trädgårdar och grönområden Orter med mindre än 200 invånare Tät stadsstruktur Urbana grönområden Väg- och järnvägsnät med kringområden
Vatten	Kust, hav och oceaner, öppen yta Sjöar och dammar, vegetationstäckt yta Sjöar och dammar, öppen yta Vattendrag
Övrig	Berg i dagen och blockmark Busksnår Deponier Ej urban park Golfbana Grus- och sandtag Hedmark (utom gräshed) Naturlig gräsmark Områden med sparsam vegetation Skidpist Stränder, sanddynor och sandslätter Örtäng Övriga mineralextraktionsplatser

Bilaga 3. Resultat från korrelationsanalyser.

Tabell som visar samband mellan förklarande variabler och responsvariabler (TFA och PFAS21). För varje förklarande variabel och responsvariabel finns tre rader, där r = korrelationskoefficienten (Spearman's rangkorrelation), p = signifikansnivå, och N = antalet observationer (mätpar) som korrelationen baseras på. Röd-vit-grön färggradering används för koefficienterna, där starkare färg indikerar starkare korrelation på skalan -1-1 (röd = negativ, grön = positiv, vit = neutral (0)). Blå-vit färggradering används för signifikansnivå (starkast färg vid $<0,0001$, svagast vid 0,05, vitt om ej signifikant ($p>0,05$)).

Variabel	TFA			PFAS21		
	r	p	N	r	p	N
Provplatsers egenskaper						
Nordkoordinat (SWEREF99)	-0,42684	<0,0001	299	-0,29403	<0,0001	301
Östkoordinat (SWEREF99)	-0,16748	0,0035	299	-0,10605	0,0648	301
Närmsta tätort, avstånd (m)	-0,19372	0,0007	300	-0,23038	<0,0001	302
Närmsta släckskumsobjekt, avstånd (m)	-0,22011	0,0001	300	-0,33131	<0,0001	302
Närmsta EBH-objekt, avstånd (m)	-0,25582	<0,0001	300	-0,31303	<0,0001	302
Närmsta väg, avstånd (m)	0,03597	0,5328	300	-0,05509	0,3376	302
Närmsta järnväg, avstånd (m)	-0,11331	0,0488	300	-0,1671	0,0034	302
Jordbruk, andel inom 200-m-radie (%)	0,28955	<0,0001	301	0,23116	<0,0001	303
Jordbruk, andel i tillrinningsområde (%)	0,32019	<0,0001	300	0,23983	<0,0001	302
Skog, andel inom 200-m-radie (%)	-0,13934	0,015	301	-0,26202	<0,0001	303
Skog, andel i tillrinningsområde (%)	-0,09575	0,0962	300	-0,15163	0,008	302
Myr/våtmark, andel inom 200-m-radie (%)	-0,19734	0,0005	301	-0,26413	<0,0001	303
Myr/våtmark, andel i tillrinningsområde (%)	-0,18369	0,0013	300	-0,15816	0,0056	302
Urban/bebyggelse, andel inom 200-m-radie (%)	0,10725	0,0618	301	0,30815	<0,0001	303
Urban/bebyggelse, andel i tillrinningsområde (%)	0,03563	0,5367	300	0,30441	<0,0001	302
Vatten, andel inom 200-m-radie (%)	-0,15532	0,0067	301	-0,02176	0,7046	303
Vatten, andel i tillrinningsområde (%)	-0,10139	0,0781	300	-0,03169	0,5814	302
Övrig, andel inom 200-m-radie (%)	0,00155	0,9785	301	0,05722	0,3185	303
Övrig, andel i tillrinningsområde (%)	-0,09631	0,0942	300	0,0063	0,9128	302
Grundvattenkemiska parametrar						
Alkalinitet (mg HCO ₃ /l)	0,04137	0,4739	299	0,15343	0,0074	301
Konduktivitet (mS/m)	0,226	<0,0001	292	0,33938	<0,0001	294
pH	-0,21157	0,0002	295	-0,01836	0,7514	297
Totalt organiskt kol (TOC) (mg/l)	0,50381	<0,0001	299	0,46336	<0,0001	301
Fosfor, total (µg/l)	0,16843	0,0035	295	0,27528	<0,0001	297
Kväve, total (µg/l)	0,55433	<0,0001	299	0,47545	<0,0001	301
Ammonium (µg/l)	0,00319	0,9563	295	0,33678	<0,0001	297
Nitrat (mg/l)	0,42516	<0,0001	295	0,15916	0,0057	297
Aluminium (µg/l)	0,28402	<0,0001	299	0,21876	0,0001	301
Fluorid (mg/l)	-0,04288	0,4579	299	0,1997	0,0005	301

Järn (µg/l)	-0,06021	0,2969	299	0,31895	<0,0001	301
Kalcium (mg/l)	0,15164	0,0083	299	0,20594	0,0003	301
Kisel (mg/l)	-0,07085	0,2196	299	0,11155	0,052	301
Kalium (mg/l)	0,09524	0,0986	299	0,3541	<0,0001	301
Klorid (mg/l)	0,37713	<0,0001	299	0,44388	<0,0001	301
Magnesium (mg/l)	0,13888	0,0157	299	0,31611	<0,0001	301
Mangan (µg/l)	0,04679	0,4178	299	0,32473	<0,0001	301
Natrium (mg/l)	0,29487	<0,0001	299	0,41178	<0,0001	301
Sulfat (mg/l)	0,25474	<0,0001	299	0,29826	<0,0001	301
Arsenik (µg/l)	0,19614	0,0016	253	0,47465	<0,0001	255
Bly (µg/l)	0,07486	0,2326	253	0,39743	<0,0001	255
Kadmium (µg/l)	0,36308	<0,0001	253	0,33357	<0,0001	255
Kobolt (µg/l)	0,30758	<0,0001	253	0,48195	<0,0001	255
Koppar (µg/l)	0,28446	<0,0001	253	0,35582	<0,0001	255
Krom (µg/l)	0,21863	0,0004	253	0,20435	0,001	255
Nickel (µg/l)	0,17058	0,0062	253	0,34165	<0,0001	255
Vanadin (µg/l)	0,29264	<0,0001	253	0,42811	<0,0001	255
Zink (µg/l)	0,06388	0,3086	253	0,24062	<0,0001	255
Trifluormetansulfonsyra (TFMS) (ng/l)	0,44126	<0,0001	302	0,32456	<0,0001	302
Perfluorpropansyra (PFPrA) (ng/l)	0,28185	<0,0001	302	0,36237	<0,0001	302
Perfluorpropansulfonsyra (PFPrS) (ng/l)	-0,01033	0,8575	302	0,02464	0,6682	302
Perfluorbutansyra (PFBA) (ng/l)	0,28972	<0,0001	302	0,62229	<0,0001	304
Perfluorbutansulfonsyra (PFBS) (ng/l)	0,30268	<0,0001	302	0,61993	<0,0001	304
Perfluorpentansyra (PFPeA) (ng/l)	0,22678	<0,0001	302	0,46569	<0,0001	304
Perfluorpentansulfonsyra (PFPeS) (ng/l)	0,16488	0,0039	302	0,3771	<0,0001	304
Perfluorhexansyra (PFHxA) (ng/l)	0,20926	0,0002	302	0,48566	<0,0001	304
Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS) (ng/l)	0,29846	<0,0001	299	0,71688	<0,0001	301
Perfluorheptansyra (PFHpA) (ng/l)	0,16925	0,0031	301	0,42806	<0,0001	303
Perfluorheptansulfonsyra (PFHpS) (ng/l)	0,12459	0,0296	302	0,26692	<0,0001	304
Perfluoroktansyra (PFOA) (ng/l)	0,3592	<0,0001	299	0,85433	<0,0001	301
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) (ng/l)	0,16748	0,0035	299	0,65361	<0,0001	301
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA) (ng/l)	0,1099	0,0552	302	0,17319	0,0023	304
Perfluornonansyra (PFNA) (ng/l)	0,17335	0,0025	299	0,33281	<0,0001	301