Kunskapsunderlag om PFAS i Malmö och Lund

Sammanställning av kunskap, data och åtgärdsförslag för minskad PFAS-exponering

Rapportnummer: U11102
Författare: Lisa Gren, Johan Holmqvist, Linda Önnby, Anneli Julander

På uppdrag av: Sara Marklund, miljöstrateg, miljöförvaltningen i Malmö Stad

Summary

Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) are a very large group of man-made chemicals characterized by the extremely stable chemical bond between carbon and fluorine. These substances also have water- and grease-repellent properties, which is why they are used in many different products. In consumer products, they can be found in items such as cookware, cosmetics, and water-resistant clothing, while other uses include firefighting foam, pesticides, and various industrial processes. Because PFAS are highly resistant to degradation, they remain in the environment for a very long time and accumulate in soil, water, food, animals, and humans. As a result, they have become an increasing environmental and public health concern.

The municipalities of Malmö and Lund therefore need a better understanding of local PFAS sources, pathways, and risks, as well as how to develop measures within municipal responsibility. The purpose of this report is to summarize the current state of knowledge and provide recommendations on how PFAS contamination in the environment and human exposure can be reduced. The findings are based on interviews with relevant stakeholders, previous sampling results, literature reviews, and expert input.

PFAS occur in Malmö and Lund through several types of sources. The most significant known point sources are the historical use of PFAS-based firefighting foam, which has resulted in very high PFAS concentrations in soil and groundwater at certain training sites and fire stations. Landfills may also contribute to elevated levels, but these areas have not yet been sufficiently mapped. Secondary sources such as wastewater treatment plants and stormwater systems spreads PFAS to receiving waters, although local data for Malmö and Lund are largely lacking or insufficient to draw firm conclusions. Smaller amounts of PFAS also come from e.g. everyday products and atmospheric deposition, resulting in a general background level of PFAS in the area.

Current analysis data shows that PFAS concentrations in drinking water in Malmö and Lund are below regulatory limits. However, levels of the very short-chain PFAS compound trifluoroacetic acid (TFA) should be examined further. For the population, food is the main source of PFAS exposure, particularly fish, meat, fruit, and eggs. The European Food Safety Authority (EFSA) has assessed that the average person in Sweden ingests more PFAS than what is considered a safe daily

intake. This does not mean that harm is confirmed at the individual level, but that exposure levels justify precautionary action.

Knowledge about PFAS in Malmö and Lund is still limited in several areas. Key point sources and pathways of PFAS contamination require more detailed mapping. Aquatic environments represent areas where the municipalities can take meaningful action. More comprehensive investigations of stormwater, wastewater, and drinking water systems are essential to identify additional sources and to direct potential remediation measures where they will have the greatest effect. Future sampling needs to include more types of analyses and have sufficient precision to provide reliable results.

A consolidated overview of PFAS investigations at the municipal or regional level should be developed. Such a tool would provide clarity on PFAS pathways, risk areas, and changes over time, and support urban planning, prioritization of remediation measures, and communication between relevant actors.

The municipalities can also reduce PFAS within their own work by prioritizing PFAS-free products in procurement, assessing building materials used in new construction, inventorying chemical use, and identifying PFAS sources in environments where sensitive groups may be exposed, such as preschools, schools, hospitals, and care homes.

Although it is difficult to directly influence individuals' PFAS exposure, information campaigns can make a difference. Farmers can receive guidance on PFAS in pesticides and how these may form short-chain PFAS such as TFA. Residents can be offered advice on PFAS in everyday products, food choices, and the importance of testing private wells in areas at risk of PFAS contamination. Highlighting successful examples of organizations that have phased out PFAS can also inspire others to do the same.

Finally, responsibility and funding for the remediation of PFAS contamination need to be further investigated. This is important for planning long-term and cost-effective measures.

Sammanfattning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en mycket stor grupp syntetiska kemikalier som kännetecknas av den extremt stabila kemiska bindningen mellan kol och fluor. Ämnena har även vatten- och fettavvisande egenskaper, som gör att de används i en mängd produkter. I konsumentprodukter återfinns de bland annat i köksredskap, kosmetika och impregnerade kläder, medan andra användningsområden är brandsläckningsskum, växtskyddsmedel och industriella processer. Eftersom PFAS är svårnedbrytbara stannar de kvar i miljön under mycket lång tid och samlas i mark, vatten, livsmedel, djur och människor. Detta gör dem till ett växande miljö- och hälsoproblem.

Kommunerna Malmö och Lund står inför ett behov av att bättre förstå lokala PFAS-källor, spridningsvägar och risker samt att utveckla åtgärder inom den kommunala rådigheten. Rapportens syfte är därmed att sammanställa det aktuella kunskapsläget och ge rekommendationer hur PFAS-spridningen till miljö och människa kan minskas. Underlaget bygger på intervjuer med berörda aktörer, tidigare provtagningar, litteraturgenomgång och expertstöd.

PFAS förekommer i Malmö och Lund genom flera typer av källor. De mest betydande kända punktkällorna är historisk användning av PFAS-baserat brandsläckningsskum, vilket lett till mycket höga halter i mark och grundvatten vid vissa brandövningsplatser och brandstationer. Även deponier bedöms kunna bidra till höga halter, men här saknas kartläggningar. Sekundära källor såsom avloppsreningsverk och dagvatten bedöms sprida PFAS vidare till recipienter, även om lokala data för Malmö och Lund i stor utsträckning saknas eller är otillräcklig för att dra slutsatser kring. Mindre mängder PFAS kommer också från exempelvis vardagsprodukter och nedfall från luften, vilket gör att det finns en allmän bakgrundsbelastning av PFAS i området.

Dricksvattnet i Malmö och Lund visar i nuläget halter av PFAS som ligger under gränsvärden. Däremot bör halterna av det mycket korta PFAS-ämnet trifluorättiksyra (TFA) i dricksvattnet undersökas vidare. För befolkningen är maten den största källan till PFAS, särskilt fisk, kött, frukt och ägg. Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) bedömer att en genomsnittlig person i Sverige får i sig mer PFAS än vad som anses vara ett säkert dagligt intag. Detta innebär inte att skada är konstaterad på individnivå, men att exponeringen ligger på nivåer där försiktighetsåtgärder är motiverade.

Kunskapen om PFAS i Malmö och Lund är i flera fall begränsad. Punktkällor och spridningsmönster behöver kartläggas mer omfattande. Särskilt i vattenmiljöerna har kommunerna goda möjligheter att påverka utvecklingen. Ett fördjupat arbete med dagvatten-, avloppsvatten- och dricksvattensystemen är centralt för att identifiera ytterligare källor och rikta åtgärder dit de gör störst nytta. Framtida provtagningar behöver använda fler typer av analyser och ha tillräcklig noggrannhet för att ge användbara resultat.

En övergripande sammanställning av PFAS-kartläggningar på kommunal eller regional nivå bör utföras. En sådan överblick över spridningsmönster, riskområden och utveckling över tid underlättar stadsplanering, prioritering av åtgärder och kommunikation mellan berörda aktörer.

Kommunerna kan minska PFAS-användningen i sin egen verksamhet genom att exempelvis prioritera PFAS-fria produkter i upphandlingar, granska byggmaterial vid nyproduktion, inventera kemikalieanvändning och identifiera PFAS-källor i miljöer där känsliga grupper vistas, såsom förskolor, skolor och äldreboenden.

Även om det är svårt att påverka individers PFAS-exponering direkt, kan informationskampanjer göra skillnad. Lantbrukare kan få vägledning om PFAS i växtskyddsmedel och hur dessa medel kan bilda korta PFAS som TFA. Invånare kan få råd om PFAS i vardagsprodukter, val av livsmedel och vikten av att testa privata brunnar i områden med risk för PFAS-förorening. Att lyfta fram goda exempel på verksamheter som fasat ut PFAS kan också inspirera fler att göra liknande val.

Slutligen behöver frågor om ansvar och finansiering av sanering av PFAS-föroreningar utredas vidare. Detta är viktigt för att kunna planera långsiktiga och kostnadseffektiva åtgärder.

Terminologi och förkortningar

AFFF	Aqueous Film Forming Foam, en typ av brandsläckningsskum som används för att släcka bränder som involverar brandfarliga vätskor
ARV	Avloppsreningsverk
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten
EFSA	Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet
EOF	Extraherbart organiskt fluor
FTOH	Fluortelomeralkoholer, en viss grupp av PFAS som är prekursorer
FTSA	Fluortelomersulfonsyror, en viss grupp av PFAS som är prekursorer
Kortkedjiga PFAS	PFAS med kortare kolkedjor än långkedjiga PFAS
LOD	Limit of detection; detektionsgräns
LOQ	Limit of quantification; kvantifieringsgräns
Långkedjiga PFAS	PFCAs ≥ 7 perfluorerade kolatomer i en kedja eller PFSAs ≥ 6 perfluorerade kolatomer i en kedja
PFAA	Perfluoralkylsyror, en viss grupp av PFAS
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFAS 4 / PFAS 11 / PFAS 21 / PFAS 24 / PFAS 25	Summaparametrar för olika uppsättningar PFAS-ämnen enligt EU och svensk lagstiftning
PFBA	Perfluorobutansyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFBS	Perfluorbutansulfonat, ett specifikt PFAS-ämne
PFCA	Perfluorerade karboxylsyror, en viss grupp av PFAS

PFDA	Perfluordekansyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFHxA	Perfluorhexansyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFNA	Perfluornonansyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFOA	Perfluoroktansyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra, ett specifikt PFAS-ämne
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid, ett specifikt PFAS-ämne som är prekursor
PFPeA	Perfluoropentansyra, ett specifikt PFAS-ämne6:2
PFSA	Perfluorerade sulfonsyror, en viss grupp av PFAS
Prekursorer	Föreningar som med tiden kan brytas ned till mer stabila och långlivade PFAS
PTFE	Polytetrafluoreten, en fluorplast. Tex teflon och Gore-Tex
RPF	Relative potency factor; relativ toxikologiska riskkvot
TDI	Tolererbart dagligt intag, en uppskattning av mängden av ett ämne som inte tillsätts avsiktligt och kan intas under en livstid utan att utgöra någon betydande hälsorisk.
TVI	Tolererbart veckointag, en uppskattning av mängden av ett ämne som inte tillsätts avsiktligt och kan intas under en livstid utan att utgöra någon betydande hälsorisk.
TF	Total fluor
TFA	Trifluorättiksyra, ett specifikt ultrakort PFAS-ämne
TOP-analys	Analys av totalt oxiderbara prekursorer
Ultrakorta PFAS	Kännetecknas vanligtvis av att de har en till tre kolatomer

Innehållsförteckning

Summary **3**

Sammanfattning **5**

Terminologi och förkortningar **7**

1 Inledning **11**

1.1 Syfte och problemställning 12

2 Metod **13**

3 Om PFAS **14**

3.1 PFAS kemi 14

3.2 Analys av PFAS 17

3.2.1 Riktad analys och bredspektrum analys 17

3.2.2 Detektions- och kvantifieringsgränser 20

4 Lagstiftning och gränsvärden **21**

4.1 Nuvarande reglering 21

4.2 Internationell utblick och pågående processer 23

4.3 Varför lagstiftning inte alltid speglar risk 24

5 Källor till PFAS **26**

5.1 Punktkällor – exempel 26

5.1.1 Brandövningsplatser 26

5.1.2 Industriella processer 28

5.1.3 Deponier och lakvatten 29

5.1.4 Växtskyddsmedel 30

5.2 Sekundära källor 31

5.2.1 Dagvatten 31

5.2.2 Avloppsreningsverk 32

5.2.3 Dricksvattenproduktion 34

5.3 Diffusa källor 34

5.3.1 Atmosfärisk transport och deposition 34

5.3.2 Konsumentnära källor 35

5.3.3 Biologiska och livsmedelsrelaterade källor 37

5.4 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund 39

5.4.1 Punktkällor 39
5.4.2 Sekundära källor 42
5.4.3 Diffusa källor 47
6 Miljörisker 49
6.1 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund 50
7 Exponering för människor 53
7.1 Hälsorisker och effekter 54
7.2 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund 56
8 PFAS i Malmö och Lund – rekommenderade åtgärder och framtida arbete 58
8.1 Ansvar över PFAS-frågan 60
9 Referensförteckning 62
10 Bilagor 77

.

1 Inledning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) utgör en stor och komplex grupp av syntetiska kemikalier som kännetecknas av extremt starka kol-fluorbindningar. Dessa gör ämnena mycket stabila, svårnedbrytbara och därmed långlivade i miljön. PFAS som kemisk grupp representerar därutöver ämnen av en varierad karaktär, med bland annat vatten- och fettavvisande egenskaper. Detta gör att PFAS återfinns på många platser i miljön och återfinns idag i mark, vatten, luft och biota, liksom i människors blod, och utgör ett växande miljö- och hälsoproblem. Kommuner står därmed inför betydande utmaningar när det gäller att både förstå källor, spridningsvägar och effekter av PFAS, samt att identifiera åtgärder inom sina egna ansvarsområden.

Malmö stad ser PFAS som ett prioriterat miljö- och folkhälsoområde. Tillsammans med Lunds kommun, VA SYD, Räddningstjänsten Syd och Länsstyrelsen Skåne har Malmö initierat ett samarbete för att gemensamt utveckla kunskap, koordinera insatser och formulera strategier för hantering av PFAS. Inom detta nätverk har ett tydligt behov identifierats av ett gemensamt kunskapsunderlag och rekommendationer för hur PFAS-frågan kan hanteras på kommunal nivå.

Det aktuella forskningsläget präglas av snabb kunskapsutveckling. Nya rön visar på tidigare okända källor och svårigheter med att rena bort PFAS från vatten och jord. Samtidigt pågår flera större nationella och europeiska initiativ som på sikt kommer att påverka kommunernas ansvar och möjligheter till åtgärder. I detta sammanhang syftar denna rapport till att ge en samlad bild av situationen i Malmö och Lund, sätta denna i relation till det nationella och internationella kunskapsläget samt peka ut möjliga vägar framåt för lokal hantering av PFAS.

Rapporten inleds med en övergripande introduktion till PFAS som ämnesgrupp och dess miljö- och hälsoeffekter. Därefter följer en redogörelse av lagstiftning och gränsvärden, metodik för analys och kvantifiering, samt en fördjupad genomgång av källor och spridningsvägar. De avslutande kapitlen behandlar kunskapsluckor, möjliga åtgärdsstrategier och rekommendationer för fortsatt arbete.

1.1 Syfte och problemställning

Syftet med detta projekt är att ta fram rekommendationer för hur PFAS-frågan kan hanteras på kommunal nivå, genom en sammanställning av kunskapsläget. Rapporten ska stödja Malmö stad och Lunds kommun i deras arbete för att minska spridning och exponering av PFAS till människa och miljö.

De centrala frågeställningarna är:

- Vilka är de viktigaste källorna och exponeringsvägarna?
- Vilka risker är förknippade med PFAS-exponering för människor och miljö?
- Hur ser PFAS-situationen ut i Malmö och Lund?
- Vilka kunskapsluckor finns i det lokala underlaget?
- Vilka åtgärder är möjliga och mest relevanta på kommunal nivå?

Utgångspunkten är att lagstiftningen är ett viktigt styrmedel, men att konkreta insatserna behöver ske inom ramen för kommunernas egna verksamheter. Därför fokuserar rapporten på praktiskt tillämpbara åtgärder inom kommunernas rådighet, snarare än på nationell eller internationell reglering.

Rapporten utgör därmed ett kunskapsstöd och en grund för framtida prioriteringar, uppföljning och samordnade åtgärder i regionen.

2 Metod

Intervjuer med relevanta aktörer inom Malmö och Lund genomfördes för att samla in erfarenheter, kompletterande information och lokala perspektiv på PFAS-frågan. Aktörerna inkluderade miljöinspektörer, Räddningstjänsten Syd samt VA SYD. Parallellt samlades befintligt material in, inklusive tidigare utredningar, provtagningsresultat, rapporter och kartläggningar med koppling till PFAS-förekomst och spridning. Detta material utgjorde grunden för en översiktlig granskning av mätdata för vatten, mark och sediment med syfte att identifiera haltnivåer, möjliga åtgärdspunkter och tydliga kunskapsluckor.

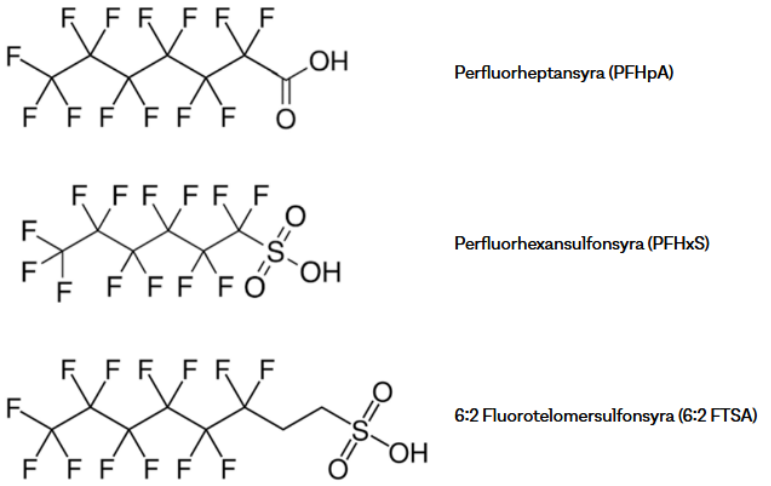
En litteraturstudie genomfördes för att sätta de lokala resultaten i ett större sammanhang. Litteratursökningar gjordes främst i Web of Science, och kompletterande sökningar utfördes i annan relevant media. För att effektivisera sök- och sammanställningsarbetet användes även AI-baserade verktyg för nyckelordssökning och litteraturöversikter.

Under arbetets gång gavs kontinuerligt expertstöd genom dialoger med fackexperter inom PFAS. Denna kombination av datagranskning, intervjuer, litteratur och expertinsikter ligger till grund för de slutsatser och rekommendationer som presenteras i rapporten.

3 Om PFAS

3.1 PFAS kemi

PFAS definieras som fluorerade ämnen som innehåller minst en fullständigt fluorerad metyl- eller metylengrupp (–CF_3 eller –CF_2–), se exempel i Figur 1, där kolatomen saknar bindningar till väte-, klor-, brom- eller jodatomer (OECD, 2021). Denna kol–fluorbindning är den starkaste kemiska bindningen som finns och gör ämnena extremt persistenta i miljön. Den fluorerade kolkedjan ger dessutom mycket låg ytspänning, vilket gör många PFAS både vatten- och fettavvisande och därmed tekniskt användbara i en mängd produkter. Dessa specifika egenskaper uppnås vid mycket låga koncentrationer av PFAS.

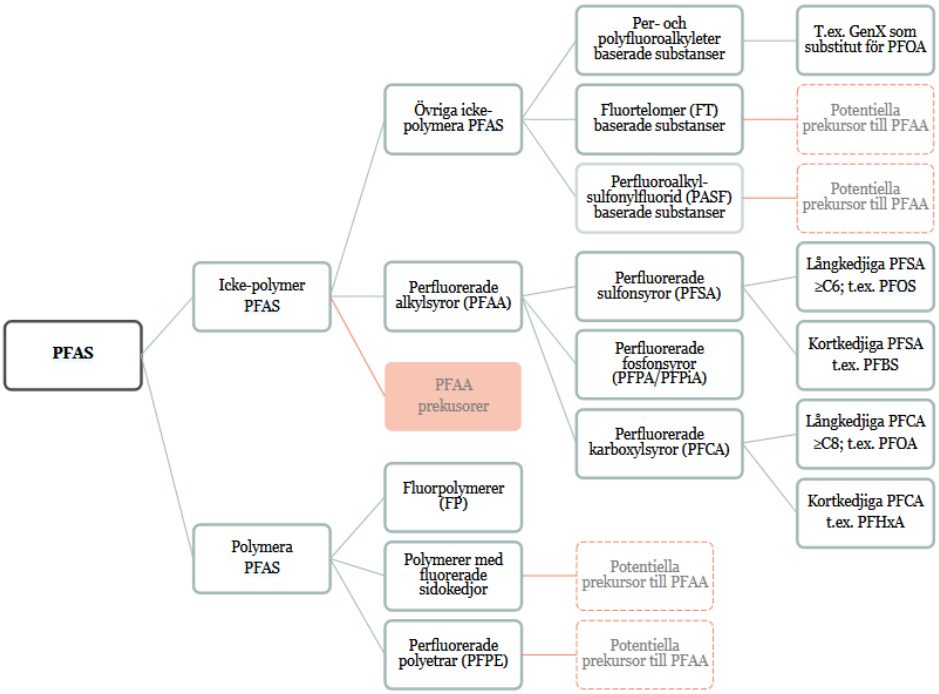


Figur 1. Strukturformler för några PFAS (Baresel m.fl., 2022).

PFAS används i nästan alla sorters industrier, i kemiska blandningar och i många konsumentprodukter (Glüge m.fl., 2020). Användningsområdena sträcker sig från mer välkända exempel så som impregneringsmedel och brandsläckningsskum till mer okända områden så som ammunition och gitarrsträngar. Tillverkningen började redan på 1940-talet, med en stor industriell spridning från 1950-talet där ämnen som perfluoroktansyra (PFOA) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS) användes som huvudkomponenter i till exempel polytetrafluoreten (PTFE), ofta känt under varumärket Teflon, och brandskum (Holmström m.fl., 2021). Sedan dess har ämnena justerats på olika vis, där varje molekyls egenskaper kan varieras genom kedjelängd, funktionell grupp och grad av fluorering.

Med en ny definition av PFAS från 2021 uppgår antalet PFAS till över 7 miljoner ämnen (Schymanski m.fl., 2023). Dess låga koncentrationer i produkter samt dess stora antal gör att det till exempel inte alltid framgår av säkerhetsdatablad att PFAS finns med i innehållet.

Generellt kan PFAS delas in i de två huvudkategorierna polymera och icke-polymera föreningar, med ett flertal undergrupper enligt Figur 2 (Baresel m.fl., 2022). De polymera, som fluorpolymerer (till exempel PTFE), används i material med mycket låg friktion och hög värmetålighet (Holmström m.fl., 2021). De icke-polymera PFAS utgör de mest stabila grupperna och är därmed långlivade i miljön och kan transporteras globalt i världshaven och via atmosfärisk deposition (Hartz m.fl., 2024; Sha m.fl., 2024). De icke-polymera omfattar bland annat perfluoralkylsyror (PFAA). PFAA kan i sin tur delas upp i bland annat perfluorerade sulfonsyror (PFSA) och karboxylsyror (PFCA). PFOS tillhör PFSA, medan PFOA tillhör PFCA.



Figur 2. Schematisk illustration över PFAS uppdelning i olika grupper (Baresel m.fl., 2022).

Ibland kan PFAS också delas in baserat på kedjelängd, där PFOA och PFOS tillhör de så kallade långkedjiga PFAS (PFCAs ≥ 7 perfluorerade kolatomer eller PFSAs ≥ 6 perfluorerade kolatomer) (Buck m.fl., 2011).

Eftersom PFAS-gruppen omfattar tusentals olika ämnen används ofta så kallade summaparametrar för att underlätta analys och bedömning. Summaparametrar är ett sätt att gruppera flera PFAS i en gemensam summahalt, så att man kan uppskatta den totala koncentrationen av en definierad grupp ämnen. Bland de mest använda summaparametrarna finns PFAS 4, som avser summan av fyra prioriterade ämnen PFOS, PFOA, perfluornonansyra (PFNA) och perfluorhexansulfonsyra (PFHxS). Summaparametrarna PFAS 21 och PFAS 25 omfattar ett större antal identifierade föreningar, ofta både lång- och kortkedjiga.

Utöver de välkända ämnena finns också de så kallade prekursorerna, det vill säga föreningar som med tiden kan brytas ned till mer stabila och långlivade PFAS (Holmström m.fl., 2021). Exempel på prekursorer är fluortelomeralkoholer (FTOH), fluortelomersulfonsyror (FTSA) och perfluoroktansulfonamid (PFOSA), som kan omvandlas till olika PFAA, till exempel PFOS eller kortare karboxylsyror som PFHxA. Vilka PFAS som bildas vid nedbrytning beror framför allt på prekursorernas kolkedjelängd och kemiska struktur. Kort sagt ger kortkedjiga prekursorer främst kortkedjiga PFAS, och långkedjiga prekursorer ger långkedjiga PFAS. Prekursorer utgör därför en dold reservoar av PFAS i miljön som successivt kan bilda nya, persistenta ämnen över tid.

Ett särskilt ämne av växande intresse är trifluorättiksyra (TFA), som är ett exempel på en ultrakort PFAS. Ultrakorta PFAS motsvaras av ämnen där kolkedjelängden varierar från en till tre kolatomer (Arp m.fl., 2024). TFA är extremt mobil och bildas både som nedbrytningsprodukt av andra PFAS och via nedbrytning av utsläppta köldmedier, lösningsmedel och bekämpningsmedel. Även om TFA har låg bioackumuleringspotential bedöms dess spridning och beständighet som särskilt oroande eftersom halterna stiger oåterkalleligt till följd av pågående utsläpp och att det saknas naturliga nedbrytningsvägar (Arp m.fl., 2024).

PFAS omfattar således en hierarki av ämnen där både kemisk struktur, kedjelängd och funktionell användning ligger till grund för klassificering och reglering. Ett omfattande arbete pågår på flera håll med att ersätta PFAS med andra ämnen. I vissa fall görs detta med helt PFAS-fria ämnen, så som i skidvalla där ett förbud har införts av Internationella Skidförbundet med bakgrund av de hälso- och miljörisker som PFAS-valla uppvisat (Nilsson m.fl., 2010; Plassmann, 2011). Ett

annat exempel är textilier där det idag finns alternativ med liknande egenskaper, men som inte innehåller fluorerade ämnen (Doyle m.fl., 2024; Svedlund & Skedung, 2022).

I flera industrier ersätts dock en PFAS-förening ofta av en annan. Ett vanligt exempel är hur långkedjiga ämnen som PFOA och PFOS byts ut mot kortkedjiga alternativ till följd av lagstiftning, något som närmare beskrivs i kapitel 4. I takt med att fler kortkedjiga och eterbaserade varianter av PFAS har introducerats, har det blivit tydligt att även dessa har persistenta egenskaper (Arp m.fl., 2024). Därför har forskarsamhället och myndigheter börjat förespråka att PFAS bör betraktas och regleras som en sammanhållen kemikaliegrupp snarare än som enskilda ämnen.

3.2 Analys av PFAS

Syftet med att analysera PFAS är att identifiera, kvantifiera och förstå förekomst och spridning i olika miljömatriser[1]. PFAS kan mätas i olika typer av miljömatriser och, som vid miljöanalys generellt, behöver varje typ av prov sin egen metod för att samlas in och upparbetas och därefter en metod för analys. Det är etablerat att vattenfasen domineras av kortkedjiga PFAS som är mer vattenlösliga och därmed mobila (Rehman m.fl., 2023). Långkedjiga ämnen binder i högre grad till partiklar och organiskt material (Kookana m.fl., 2022). I biotaanalyser, till exempel fisk, fågelägg eller däggdjursvävnad, analyseras ofta muskel eller lever, eftersom många PFAS binder till proteiner snarare än fett (Raudkivi m.fl., 2025). I luft förekommer flyktiga PFAS-former, vars provtagningsmetodik fortfarande är under utveckling (Wallace m.fl., 2024).

3.2.1 Riktad analys och bredspektrum analys

Kemisk analys utgår i huvudsak ifrån två olika typer av analys, dels den riktade analysen, dels bredspektrumanalys. Den **riktade analysen** kräver att metoden inkluderar ämnet som ska analyseras i form av en standard och därefter jämförs signalen i provet med denna. Mot bakgrund av att PFAS omfattar en mycket stor och varierad grupp av ämnen som har olika kemiska egenskaper och stabilitet, finns det ingen riktad analys som fungerar för dem alla. Det finns inte heller standarder som behövs för varje individuellt fall. I praktiken skulle analysen inte

[1] Den typ av omgivande material eller medium som man undersöker miljöföroreningar i, exempelvis vatten, sediment eller biota (Miljösamverkan Sverige, u.å.).

bara bli kostsam, utan också tidskrävande. För att inhämta en god kännedom kring PFAS-förekomst kan därför riktade analyser av specifika, kända PFAS där standarder är tillgängliga, kombineras med bredspektrummetoder (Rehman m.fl., 2023).

Resultaten från en riktad analys kan användas för att beräkna summaparametrar som PFAS 4[2], PFAS 11[3], PFAS 21[4] eller PFAS 25[5], eftersom dessa utgör summerade halter av de individuella analyserade ämnena. Samtidigt är metodens räckvidd begränsad av vår nuvarande kunskap om vilka PFAS som faktiskt förekommer i provet och av vilka standarder som finns tillgängliga. Här skiljer sig PFAS från många andra miljögifter där antalet relevanta ämnen generellt är betydligt färre och mer väldefinierade. För PFAS innebär det att riktad analys är en viktig grund, men inte tillräcklig för att få en fullständig bild av föroreningsnivån.

Bredspektrumanalysen genererar en trubbigare parameter istället för en halt av ett specifikt ämne, vilka sammanfattas i Tabell 1. Dessa metoder mäter inte enskilda ämnen utan olika former av fluor, och kan därför ge en bild av den totala PFAS-belastningen. Läs mer om bredspektrumanalyser i exempelvis Baresel m.fl. (2022).

[2] PFAS 4 innebär summan av PFHxS, PFOA, PFOS och PFNA (Sveriges geologiska undersökning, 2024a).
[3] PFAS 11 innebär summan av substanserna i PFAS 4 plus PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDA och 6:2 FTSA (Sveriges geologiska undersökning, 2024a).
[4] PFAS 21 innebär summan av substanserna i PFAS 11 plus PFPeS, PFHPS, PFDS, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFNS, PFUnDS, PFDoDS och PFTrDS (Sveriges geologiska undersökning, 2024a).
[5] PFAS 25 innebär summan av PFOA, PFOS, PFHxS, PFNA, PFBS, PFHxA, PFBA, PFPeA, PFPeS, PFDA, PFDoDA, PFUnDA, PFHpA, PFTrDA, PFHpS, PFDS, PFTeDA, PFHxDA, PFODA, HFPO-DA, ADONA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, C6O4, TFA (Council of the European Union, 2025).

Tabell 1. Översiktlig beskrivning av de bredspektrumanalyser som kan göras av PFAS, samt dess innebörd.

Metod	Vad mäts	Vad det visar	Kommentar
TF (Total fluor)	Allt fluor (organiskt + oorganisk fluorid)	Total fluormängd, PFAS och andra fluoridföreningar	Grov indikator, låg specificitet
EOF (Extraherbart organiskt fluor)	Extraherbart organiskt fluor	Samlad halt av allt organiskt bundet fluor i provet, däribland fluorföreningar och PFAS	Halten EOF är ofta mycket högre än motsvarande fluorhalt för den riktade analysen
TOP-analys (Totalt oxiderbara prekursorer)	Totalt oxidationsbara prekursorer	Visar omfattningen av prekursorer i provet	Avslöjar förekomst av prekursorer som annars inte fångas upp i den riktade analysen

Totalfluor (TF) är ett mått på den totala fluorhalten i ett prov och omfattar både oorganiskt fluor (till exempel fluoridjoner eller mineralbundet fluor) och organiskt bundet fluor, som kan härstamma från PFAS. I vattenprover kan halterna av oorganiskt fluor vara relativt höga, vilket gör att TF-värdet i praktiken inte går att använda för att dra några säkra slutsatser om PFAS. I andra matriser, till exempel avloppsslam eller biota, kan andelen organiskt bundet fluor vara större, men TF kan ändå inte skilja mellan PFAS, andra organiska fluorföreningar och oorganiskt fluor. För att få en bättre bild av organiskt bundet fluor används därför ofta EOF-analys (extraherbart organiskt fluor analys), men specifika PFAS måste fortfarande bestämmas med riktad kemisk analys.

EOF mäter endast den del av organiskt bundet fluor som kan extraheras ur provet, den hydrofila delen. EOF representerar därmed en bred grupp organiska fluorföreningar, varav vissa är PFAS och andra inte. En hög EOF-halt jämfört med resultaten från riktad analys tyder ofta på att provet innehåller oidentifierade PFAS, men metoden kan inte visa vilka ämnen dessa är eller i vilka koncentrationer.

TOP-analysen (Totalt oxiderbara prekursorer) används för att avslöja omfattningen av prekursorer till PFAS i provet. Prekursorer är ämnen som kan omvandlas till stabila PFAS i miljön eller kroppen. Vid TOP-analys oxideras provet kraftigt i kontrollerad laborativ miljö, vilket bryter ned prekursorerna till några få mätbara PFAS. Genom att jämföra halter före och efter oxidation kan man uppskatta mängden och omfattningen av prekursorer i provet.

Sammantaget visar bredspektrumanalyser generellt på att prov innehåller betydligt mer PFAS än vad riktad analys fångar upp. Riktad analys är dock den vanligaste och mest etablerade metoden för PFAS-analys som används av myndigheter och verksamheter.

3.2.2 Detektions- och kvantifieringsgränser

Vid analyser varierar detektions- och kvantifieringsgränser (*eng*. limit of detection, LOD, och limit of quantification, LOQ) mellan olika laboratorier, analysmetoder och ämnen. I de fall där halter rapporteras som ”<LOD” eller ”<LOQ” betyder det inte att ämnet nödvändigtvis saknas, utan enbart att halten ligger under metodens förmåga att mäta eller kvantifiera den. Dessa censurerade värden innebär en osäkerhet som behöver hanteras statistiskt, eftersom de i annat fall riskerar att leda till en systematisk underskattning av den faktiska PFAS-belastningen.

Problematiken med LOD och LOQ blir särskilt tydlig när summahalter ska beräknas, exempelvis PFAS 11. Att exkludera <LOD/<LOQ-värden ger en underskattad summa. Dessa värden bör inte behandlas som noll, utan hanteras med metoder för censurerade data, såsom substitutionsmetoder (t.ex. LOQ/2) eller mer avancerade statistiska metoder.

Utmaningarna förstärks ytterligare när summahalter uttrycks som PFOA-ekvivalenter. I sådana beräkningar viktas varje ämne utifrån sin relativa toxikologiska riskkvot (*eng.* relative potency factor, RPF) där PFOA sätts som referensvärde (RPF = 1). Övriga PFAS tilldelas faktorer baserade på deras relativa toxikologiska styrka; de kan variera från cirka 10 (mer potent än PFOA) till 0,001 (mindre potent). Detta innebär att även ett ämne som ligger under LOQ i analysen teoretiskt kan bidra väsentligt till den viktade summan om dess RPF är hög. Höga kvantifieringsgränser kan därmed försvåra bedömningen av den verkliga PFAS-exponeringen eller recipientpåverkan, särskilt om flera ämnen samtidigt är censurerade.

4 Lagstiftning och gränsvärden

4.1 Nuvarande reglering

Den regulatoriska utvecklingen i EU och Sverige har gått från att begränsa enskilda, särskilt problematiska ämnen (exempelvis PFOS och PFOA) till att gradvis omfatta summor av PFAS såsom PFAS 4 och PFAS 25 samt, i nästa steg, ett mer gruppbaserat synsätt. Ett fåtal ämnesgrupper av PFAS finns i Stockholmskonventionen, och ska därmed fasas ut globalt (Kemikalieinspektionen, 2025a). Dessutom finns ett tiotal PFAS på Reach[6] lista för särskilt farliga ämnen vilket innebär särskilda krav på den som tillverkar, importerar eller distribuerar varor eller produkter med de ämnena. Inom EU pågår samtidigt en process för att utreda ett förslag om en bred gruppbegränsning av cirka 10 000 PFAS inom ramen för Reach-förordningen, läs mer i avsnitt 4.2.

I dagsläget varierar bedömningsgrunderna för PFAS från myndighet till myndighet och dessa har även sinsemellan olika juridisk status. En sammanställning av nuvarande PFAS-reglering baserat på information från Kemikalieinspektionen (2024) presenteras i Bilagor.

I **livsmedel** finns idag gränsvärden för PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, och även summan av dessa, i utpekade produktkategorier som kött, ägg, fisk och skaldjur (EU) 2023/915, 2023). Livsmedel som överskrider något av dessa gränsvärden får inte förekomma på marknaden. Fler kategorier av livsmedel kommer få gränsvärden i framtiden. Gränsvärdena är baserade på ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA), vilket ligger på 0,63 ng/kg kroppsvikt (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). Detta motsvarar ett genomsnittligt långsiktigt intag som inte förväntas medföra någon oacceptabel hälsorisk. Läs mer om EFSAs bedömning i kapitel 7.

I **dricksvatten** finns två nya gränsvärden för PFAS, som blir juridiskt bindande från och med början av 2026 (LIVSFS 2022:12, 2022). Den ena avser summan av PFAS 4 och är 4 ng/l och den andra avser PFAS 21 och är 100 ng/l. För dricksvattenförekomster finns sedan tidigare en maximal koncentration för PFAS

[6] Reach-förordningen innehåller regler om registrering, utvärdering, tillstånd och begränsningar av kemiska ämnen (Kemikalieinspektionen, 2025b).

11 på 90 ng/l som grund för fastställande av god kemisk status enligt miljökvalitetsnormerna (HVMFS 2019:25, 2019).

För **inlandsytvatten**, som ej är dricksvatten, ligger gränsvärdena för god kemisk status som årsmedelvärde på 0,65 ng PFOS/l eller ett maxvärde på 36 µg PFOS/l (LIVSFS 2022:12, 2022). I andra **ytvatten**, inklusive kustvatten, ligger motsvarande gränsvärden på 0,13 ng PFOS/l som årsmedelvärde och 7,2 µg PFOS/l som maxvärde (HVMFS 2019:25, 2019). Gränsvärden för **biota** som lever i dessa vatten ligger för god kemisk status på 9,1 µg PFOS/kg våtvikt.

I **grundvatten** gäller för närvarande tröskelvärdet PFAS 11 på 90 ng/l som grund för miljökvalitetsnormen god kemisk grundvattenstatus (Sveriges geologiska undersökning, 2024a). Parallellt finns även ett generellt, effektbaserat gränsvärde för PFAS 24 uttryckt i PFOA-ekvivalenter, som är 4,4 ng/l (SGU-FS 2023:1, 2023). Detta gränsvärde tar hänsyn till hur giftiga de olika PFAS är, inte bara hur mycket det finns totalt. Det generella effektbaserade gränsvärdet är vägledande vid kartläggning, riskbedömning och statusklassificering, medan det beslutade tröskelvärdet gäller juridiskt.

Föreslagna riktvärden för bedömning av hälso- och miljörisker från **mark** är framtagna av Statens geotekniska institut (SGI). Dessa består av så kallade känslig markanvändning, där 3 µg PFOS/kg torrsubstans (TS) får finnas, eller mindre känslig markanvändning, där 20 µg PFOS/kg TS får finnas (Pettersson m.fl., 2015). Dessa värden är i dagsläget ej juridiskt bindande, eftersom de är i väntan på konsekvensbedömning från Naturvårdsverket.

För **avfall** krävs särskild hantering av avfallet om; a) PFOS och dess varianter överstiger 50 mg/kg, b) PFOA och PFOA-salter överstiger 1 mg/kg, c) PFOA-relaterade föreningar överstiger 40 mg/kg, d) PFHxS och PFHxS-salter överstiger 1 mg/kg samt e) PFHxS-relaterade föreningar överstiger 40 mg/kg ((EU) 2019/1021, 2019). Om någon av dessa nivåer överskrids aktualiseras särskild hantering av avfallet. PFAS-salter avser här PFAS-ämnen i jonform, vilka i miljön omvandlas till motsvarande PFAS-substans och därför räknas in i den totala halten.

På **produktområdet** gäller dels POPs-förordningens begränsningar för PFOS och PFOA ((EU) 2019/1021, 2019), dels REACH-begränsningar för C9–C14-PFCA och relaterade ämnen ((EU) 2025/1731, 2025). Vidare har särskilt låga haltgränser fastställts för PFHxS, dess salter och PFHxS-besläktade föreningar i varor, med ännu strängare nivåer för koncentrerade brandsläckskum ((EU) 2019/1021, 2019).

4.2 Internationell utblick och pågående processer

Den europeiska och internationella regleringen av PFAS befinner sig i förändring. Samtidigt som EU arbetar mot ett gemensamt regelverk har flera medlemsstater valt att gå före med egna nationella begränsningar. Ett tydligt exempel är Danmark, som under 2025 beslutade att förbjuda 23 pesticidpreparat innehållande PFAS-relaterade ämnen, i syfte att minska bildningen och spridningen av TFA till grundvattnet (Miljø- og ligestillingsministeriet, 2025). Danmark har dessutom infört ett av Europas strängaste dricksvattengränsvärden på 2 ng/l för summan av PFAS 4.

Även Sverige har en drivande roll mot PFAS genom att tillsammans med Danmark, Nederländerna, Tyskland och Norge lämna in det så kallade *PFAS restriction proposal* till Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) (ECHA, 2025b, 2025a). Förslaget omfattar över 10 000 PFAS och syftar till att införa en bred gruppbegränsning under REACH-förordningen. I detta förslag ingår inte förbud av PFAS i växtskyddsmedel, eftersom dessa är reglerade i en egen lagstiftning (Kemikalieinspektionen, 2025c). ECHA behandlar för närvarande de tusentals remissynpunkter som inkommit, och ett uppdaterat förslag väntas under 2026 (ECHA, 2025b, 2025a). Hur förbudet slutligen utformas kommer att påverka både produktlagstiftning, avfallshantering och tillsyn inom EU:s medlemsländer.

Vidare har Europeiska kommissionen kommit fram till en överenskommelse som kommer leda till striktare miljökvalitetsnormer för PFAS i ytvatten. Den föreslagna miljökvalitetsnormen avser summan PFAS 25 som PFOA ekvivalenter och sätts till 4,4 ng/l, där TFA nu ingår som ett nytt ämne i den tidigare gruppen PFAS 24 (European Council, 2025). Vidare hamnar miljökvalitetsnormen för PFAS 25 som PFOA ekvivalenter i biota på 0,077 µg/kg våtvikt.

Det pågår utöver detta ytterligare regleringsprocesser som rör specifika PFAS eller specifika användningsområden. För ämnet PFHxA, inklusive dess salter och besläktade föreningar, planeras haltrestriktioner att införas under 2026 (ECHA, 2025b). När det gäller brandsläckningsskum har EU beslutat om ett förbud mot PFAS i dessa produkter, med en övergångsperiod på mellan ett och tio år. Syftet är

att ge tid för att ersätta PFAS-baserade skum med säkra och effektiva alternativ (European Commission, 2025).

Gällande PFAS i mark genomför Naturvårdsverket i samarbete med SGI en konsekvensanalys, med syfte att utreda vilken samhällsekonomisk påverkan de föreslagna riktvärdena (känslig markanvändning 3 µg PFOS/kg TS samt mindre känslig markanvändning 20 µg PFOS/kg TS) kan medföra (Naturvårdsverket, 2025d). Bakgrunden är att nivåerna för både känslig och mindre känslig markanvändning ligger nära de halter som kan förekomma naturligt i ytlig jord, vilket kan innebära betydande konsekvenser, bland annat för ekonomi och hantering av förorenad mark och schaktmassor. Till följd av konsekvensanalysen väntas nya riktvärden presenteras, vilket tidigast bedöms ske vid årsskiftet 2025/2026.

4.3 Varför lagstiftning inte alltid speglar risk

Även om det idag finns etablerade gräns- och riktvärden för PFAS i olika matriser, återspeglar dessa inte alltid ämnenas faktiska farlighet. Lagstiftningen baseras i huvudsak på tillgängliga toxikologiska och epidemiologiska data, men dessa är ofta begränsade och föremål för kontinuerlig omprövning. För vidare information kring hälsorisker och ekotoxikologiska effekt, se avsnitt 6 och 7.

PFAS omfattar tusentals ämnen med varierande kedjelängder, funktionella grupper, mobilitet och bioackumuleringsförmåga. Att ta fram hälsobaserade rikt- och vägledningsvärden för en sådan heterogen grupp är metodologiskt svårt. Riskbedömningar har traditionellt utgått från enstaka så kallade index-PFAS eller begränsade summor, medan verklig exponering sker som komplexa blandningar över tid och mellan olika miljöer.

Detta har medfört att tidigare vägledningsvärden ofta fått revideras när ny evidens tillkommit. Ett tydligt exempel är EFSAs successiva skärpningar av sina hälsobaserade riktvärden. År 2008 fastställdes TDI för PFOS till 150 ng/kg kroppsvikt och för PFOA till 1,5 µg/kg kroppsvikt per dag (EFSA, 2008). Efter nya studier om immunpåverkan, särskilt hos barn, ändrade EFSA år 2020 sin riskbedömning om PFAS och sänkte TDI till 0,63 ng/kg kroppsvikt för PFAS 4 (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). Detta kan kopplas till de gränsvärden för TFA som börjar ta form på grund av dess stora förekomst, men vars toxikologi är osäker (Arp m.fl., 2024). Därmed kan man förvänta sig att exempelvis TFAs gränsvärden kommer sänkas på sikt.

En central utmaning i riskbedömningen av PFAS är den så kallade *cocktaileffekten*, det vill säga att människor exponeras för många PFAS samtidigt (European Environment Agency, 2022). Gränsvärden har ofta tagits fram för enskilda ämnen, men denna metod är otillräcklig när flera PFAS verkar samtidigt och kan förstärka varandras effekter. Kombinationseffekter kan vara additiva eller till och med synergistiska, vilket innebär att flera faktorer samverkar på ett sätt som förstärker den totala påverkan. Därmed kan även låga halter av PFAS orsaka hälsopåverkan.

Trots ökad forskning kvarstår betydande vetenskapliga kunskapsluckor och utveckling av styrande lagar och förordningar. Endast en mindre del av PFAS-familjen, främst PFOS och PFOA, är någorlunda välstuderad. För majoriteten saknas grundläggande data om nedbrytning, bioackumulering, cancerogenitet och reproduktionstoxicitet, vilket gör att riskbedömningar ofta bygger på extrapolering och stora osäkerhetsmarginaler.

PFAS kännetecknas dessutom av sin extrema stabilitet och långa halveringstid i både miljö och människa, vilket gör att kronisk lågdos-exponering kan leda till ackumulering och långsiktiga effekter som inte upptäcks i korttidsstudier. Låga doser under känsliga livsstadier, såsom fosterutveckling eller tidig barndom, kan ge påverkan på hälsa som uppträder först senare i livet.

5 Källor till PFAS

PFAS sprids till miljön från ett stort antal källor med olika karaktär- och spridningsmönster. För att förstå deras bidrag till den samlade belastningen kan källorna delas in i kategorierna punktkällor, sekundära källor och diffusa källor. Indelningen speglar både utsläppens ursprung och hur spridningen sker i miljön.

Punktkällor omfattar direkta utsläpp vid specifika platser eller verksamheter, där PFAS används, hanteras eller lagras. Dessa källor kan ofta identifieras och åtgärdas lokalt och står för höga halter i mark och grundvatten nära utsläppspunkten.

Sekundära källor utgör spridningsvägar där PFAS som redan släppts ut återcirkuleras i urbana system. I dessa flöden transporteras PFAS från många olika ursprung, vilket gör att halterna kan vara måttliga men spridningen omfattande. Sekundära källor utgör därmed viktiga spridningspunkter i det kretslopp där PFAS cirkulerar mellan hushåll, industri och miljö.

Diffusa källor avser den mer utbredda, lågnivåmässiga spridning som sker över stora ytor eller genom vardaglig användning av PFAS-innehållande produkter. Dessa källor bidrar till en bakgrundsbelastning av PFAS i mark, vatten och luft, och är svåra att begränsa genom punktåtgärder.

Tillsammans ger dessa tre kategorier en struktur för att förstå hur PFAS tillförs, sprids och omfördelas i miljön, och för att identifiera vilka delar av systemet som är mest relevanta för kommunala åtgärder.

5.1 Punktkällor – exempel

5.1.1 Brandövningsplatser

Aqueous Film Forming Foam (AFFF) är en typ av brandsläckningsskum utvecklad på 1960-talet för att effektivt släcka vätskebränder, särskilt sådana orsakade av brännbara vätskor som olja och bränsle (Söderman, 2023). AFFF:s effektivitet beror på att dess innehåll av PFAS fungerar som ytaktiva ämnen och bildar en tunn film över bränsleytan som kväver elden.

Den första tillverkaren av AFFF producerade från 1960-talet fram till tidiga 2000-talet brandskum innehållande PFOS och PFOA (Söderman, 2023). Efter år 2000

ersattes skum med PFOS och PFOA successivt av så kallade fluortelomerbaserade skum vilka innehöll kortkedjiga och delvis polyfluorerade PFAS.

De omfattande användningarna av AFFF vid brandövningsplatser har lett till att dessa utgör betydande punktkällorna för PFAS till miljön. Vid dessa platser har stora mängder PFAS släppts ut under decennier av övningar, ofta utan efterföljande sanering.

Ett av de mest uppmärksammade fallen av PFAS-förorening i Sverige är från Kallinge i Blekinge. Vid provtagning av grundvattnet 2013 upptäcktes mycket höga halter av PFAS, över 10 000 ng/l, i det vatten som användes som dricksvatten (Xu m.fl., 2021). Källan kunde spåras till användningen av AFFF-brandskum vid en militär brandövningsplats cirka två kilometer bort, där PFAS-baserat skum hade använts sedan 1980-talet. I en dricksvattenbrunn nära övningsområdet uppmättes extremt höga halter av PFOS och PFHxS, upp till 20 000 ng/l (Söderman, 2023). Efter upptäckten av de höga PFAS-halterna i dricksvattnet byttes invånarnas källa till dricksvatten snabbt. Den ofrivilliga exponeringen i Kallinge har resulterat i en unik studiepopulation för att undersöka sambanden mellan långvarig PFAS-exponering och möjliga hälsoeffekter, se även avsnitt 7.1.

Vid Arlanda flygplats har användningen av AFFF-skum orsakat långvarig förorening av mark och vatten. Föroreningarna sprids vidare till sjön Halmsjön och vidare till Mälaren, där Arlandaområdet uppskattas bidra med fem kilo PFAS per år till dricksvattentäkten (Ahrens m.fl., 2015). Ett ytterligare exempel är en brandövningsplats, i kombination med ett avloppsreningsverk, i Uppsala som lett till 61 gånger så höga halter av PFAS i ett vattendrag i jämförelse med en referensplats (Nguyen m.fl., 2022). Ett annat exempel är Hamrefallet, där brandskum spridit sig till dricksvattnet vilket ledde till en långdragen rättsprocess (SVT Nyheter, 2019).

PFAS i brandsläckningsskum har under de senaste två decennierna successivt begränsats, och nu finns ett totalförbud som kommer medföra att PFAS i brandskum fasas ut under de kommande 10 åren (European Commission, 2025). De PFAS-fria alternativ som finns idag är dock ännu inte fullt jämförbara med AFFF-skum i alla användningsområden (Jahura m.fl., 2024). Dessutom har vissa av dessa alternativ visat på liknande miljömässiga risker som PFAS-baserade skum. Det är därför viktigt att även potentiella miljöeffekter vägs in vid utveckling och införande av ersättningsprodukter.

5.1.2 Industriella processer

PFAS tillverkas inte i Sverige, men används inom många industriella processer där deras unika egenskaper utnyttjas. En översikt över inom vilka verksamheter, processer och produkter som PFAS används i de nordiska länderna har tidigare publicerats i Posner et al. (2013). I den kartläggningen identifierades användning av PFAS inom ett stort antal områden, bland annat hydraulikvätskor för flygindustrin, brandskum, pesticider, metallbeläggning, oljeutvinning, gruvindustri, elektronikkomponenter och -utrustning, textil, mattor, läder, papper och förpackningar, beläggningar, konstruktionsmaterial samt medicintekniska produkter.

En senare översikt visade att de största användningsområdena enligt karteringen var vätskor med specifika egenskaper vid maskin- och elektroniktillverkning samt vätskor för kylanläggningar (Glüge et al., 2020). Dessa kartläggningar har dock stor osäkerhet, eftersom de i hög grad bygger på uppgifter från nationella kemikalie- och produktregister. Sådana databaser är ofullständiga, vissa produktgrupper behöver inte deklareras, små volymer undantas och stora delar av informationen kan vara sekretessbelagd vilket gör att den rapporterade användningen inte ger en heltäckande bild.

Textilindustrin utgör en av de största användarsektorerna av PFAS. Ämnena används främst för att ge textilier vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper genom behandling med fluorpolymerer. Den totala användningen av sådana polymerer i EU uppskattas till mellan 41 000 och 143 000 ton per år (Doyle m.fl., 2024). På grund av denna användning kan PFAS släppas ut till miljön, i alla delar av produktens livscykel, vilket inkluderar textilproduktion, användning och bortskaffande. En stor del av de möjliga utsläppen till miljön kommer från tillverkningen, vars utsläpp uppskattas till 10 000–35 000 ton per år.

Dessa exempel visar endast ett fåtal av de industrisektorer där PFAS har eller har haft betydelse. Kunskapsläget är fortfarande bristfälligt, särskilt när det gäller vilka specifika PFAS-föreningar som används och i vilka mängder. Naturvårdsverket har gjort en sammanställning över branscher som bedöms kunna ha orsakat PFAS-förorenad mark eller sediment, vilket kan vara ett viktigt stöd i framtida inventeringsarbete (Naturvårdsverket, 2025b).

5.1.3 Deponier och lakvatten

Deponier har under lång tid tagit emot en mängd avfallstyper som innehåller PFAS, exempelvis förorenade jordmassor, textilier, plast och brandskum (Miljösamverkan Sverige, 2022). I takt med att förorenade områden saneras har även deponering av PFAS-haltiga massor ökat. En central spridningsväg från deponier är lakvattnet från dessa, eftersom befintliga reningssystem vid deponier inte är anpassade för att effektivt avlägsna PFAS.

I Sverige finns tusentals registrerade deponier, varav endast en mindre andel har undersökts med avseende på PFAS (Miljösamverkan Sverige, 2022). Kunskapen om vilka PFAS som förekommer, i vilka koncentrationer och i vilka avfallsströmmar de uppträder är därför begränsad. Under senare år har dock frågan fått ökad uppmärksamhet, vilket bidragit till utveckling och utvärdering av nya reningstekniker.

Mätningar från 117 svenska deponier visar att PFAS förekommer i samtliga analyserade lakvattenprov (Miljösamverkan Sverige, 2022). Halterna varierar kraftigt mellan olika platser, men de högsta uppmätta värdena för enskilda PFAS (Perfluorobutansyra (PFBA), perfluorbutansulfonat (PFBS), Perfluoropentansyra (PFPeA), PFHxA och PFOS) låg mellan cirka 23 000 och 75 000 ng/l. Medianhalterna för dessa ämnen låg generellt i intervallet 100–200 ng/l. När PFAS 11-summan beräknades uppgick medianhalten till drygt 5 000 ng/l, medan de högsta uppmätta halterna nådde nära 200 000 ng/l.

PFAS påträffas även i grundvatten och ytvatten i anslutning till deponier, ofta i halter som överskrider gällande miljökvalitetsnormer för vatten (Miljösamverkan Sverige, 2022). De ämnen som återfinns i höga halter i lakvattnet återkommer vanligen också i anslutande recipienter, vilket tyder på att läckage från deponier utgör en betydande källa till spridning. I närliggande grundvatten har summan av PFAS 11 uppmätts till maximalt omkring 18 000 ng/l med ett medianvärde på 26 ng/l, medan motsvarande maximala värde i ytvatten var cirka 3 600 ng/l och medianen 11 ng/l.

Regleringen av PFAS i lakvatten är i dagsläget begränsad (Miljösamverkan Sverige, 2022). Myndigheter ställer allt oftare krav på provtagning och kontroll, men specifika villkor i miljötillstånd saknas ofta. Det beror delvis på avsaknad av nationella riktlinjer och på osäkerhet kring vad som är tekniskt och ekonomiskt rimligt att kräva. Utvecklingen av effektiva reningstekniker har dock gått framåt,

och kombinationer av olika metoder kan i framtiden bidra till en bättre reduktion av PFAS i lakvatten och därmed minska spridningen till omgivande miljö.

5.1.4 Växtskyddsmedel

Ett antal växtskyddsmedel innehåller PFAS, ofta med trifluormetylgrupper (-CF_3), som gör de aktiva substanserna mer stabila och svårnedbrytbara. I Nordamerika har andelen PFAS-baserade verksamma ämnen ökat från 14 till 30 procent av samtliga godkända växtskyddsmedel under det senaste decenniet (Donley m.fl., 2024). Även i Europa är användningen omfattande. I EU är idag 29 PFAS-innehållande aktiva substanser godkända och i Sverige används 18 sådana ämnen i växtskyddsmedel (Kemikalieinspektionen, 2025c). Dessa substanser omfattas i nuläget inte av den PFAS-begränsning som Sverige och flera andra länder föreslagit, se avsnitt 4.2.

Nedbrytningen av PFAS-baserade växtskyddsmedel har visats ge upphov till betydande mängder av ultrakorta TFA, men för många substanser är omvandlingsprocesserna fortfarande ofullständigt kartlagda (Joerss m.fl., 2024). Baserat på nuvarande kunskap uppskattas att användningen av PFAS-innehållande växtskyddsmedel inom EU kan ge upphov till mellan cirka 970 och 3 200 ton TFA per år, ett intervall som speglar osäkerheterna i hur snabbt och i vilken grad de olika substanserna bryts ned.

Utöver den avsiktliga användningen tillkommer även oavsiktlig tillförsel av PFAS. Fluorinerade plastbehållare som används för lagring och transport av växtskyddsmedel kan läcka både kort- och långkedjiga PFAS till produkten, även när dessa inte ingår i själva växtskyddsmedlet (Donley et al., 2024). Detta innebär att PFAS kan tillföras jordbruksmark via bekämpningsmedel som i praktiken framstår som PFAS-fria, vilket ytterligare komplicerar spårbarhet och riskbedömning.

Sammantaget utgör PFAS i växtskyddsmedel en långsiktigt betydelsefull och svårhanterad källa till PFAS i miljön. Nedbrytningen till TFA gör att även att ultrakortkedjiga PFAS ackumuleras i mark- och vattensystem och sprids långt från användningsområdena.

Det finns fortfarande betydande kunskapsluckor kring både förekomst, användning och omvandling av PFAS i växtskyddsmedel, särskilt när det gäller bildningen av TFA och andra transformationsprodukter. Det finns pågående

initiativ för att öka kunskapen, exempelvis genomför Hushållningssällskapet en studie om PFAS i potatisodling, med fokus på halter i mark, vatten och potatis med resultat som publiceras under 2026 (Hushållningssällskapet, u.å.).

Kemikalieinspektionen har även beslutat att ompröva växtskyddsmedel med PFAS som kan brytas ned till TFA (Kemikalieinspektionen, 2025d). Detta innefattar växtskyddsmedel med de verksamma ämnena diflufenikan, flonikamid, fluazinam, fluopyram, mefentriflukonazol samt tau-fluvalinat. Beslut i frågan väntas under 2028. Danmark ligger redan flera steg före och har förbjudit ett flertal växtskyddsmedel på grund av deras PFAS-innehåll, läs mer i avsnitt 4.2.

5.2 Sekundära källor

5.2.1 Dagvatten

Dagvatten uppkommer genom att nederbörd faller på hårdgjorda ytor där ingen naturlig nedträngning i marken kan ske, och leds därefter bort via exempelvis diken eller ledningar för att undvika översvämningar. I dagvattnet kan en mängd föroreningar från urbana områden transporteras långa sträckor och spridas i miljön.

I en kartläggning av dagvatten i Östersund har både kort- och långkedjiga PFAS uppmätts (H. Johansson m.fl., 2024). Medianhalterna av 55 enskilda PFAS varierade mellan 114 ng/l i centrala Östersund med blandad bebyggelse till 10 ng/l i ett bostadsområde. PFOS och PFOA var de mest frekvent detekterade ämnena vid nederbörd, medan dagvattnets basflöde, det konstanta bakgrundsflöde som främst utgörs av exempelvis inläckande grundvatten, visade på färre detekterade PFAS men en ökad förekomst av PFBS och PFBA. Ingen större skillnad märktes mellan regn och smältvatten från snö.

I många kommuner släpps dagvatten ut direkt till sjöar och vattendrag, eller passerar endast genom enklare sedimentations- och fördröjningslösningar som inte är utformade för att avskilja PFAS. Detta innebär att PFAS i praktiken transporteras vidare i stort sett orenat via dagvattnet till recipienter. Vid jämförelse mellan torrväder och nederbörd framträder tydliga koncentrationsökningar i recipienter i centrala delar av svenska städer. Medianhalter av den totala summan av 34 särskilt utvalda PFAS uppmättes till 1,4–15 ng/l under torrväder, medan nederbörd ökade nivåerna till 2,7–68 ng/l (Kali m.fl., 2025). Under regn skedde

också en förändring i PFAS-sammansättningen. Från att kort-kedjiga PFAS var mer framträdande vid torrväder till att långkedjiga PFCAs och FTSA blev mer framträdande vid nederbörd, vilket indikerar mobilisering av mer partikelbundna PFAS i samband med dagvattenavrinning.

PFAS-halterna i dagvattenpåverkade recipienter överskred ofta både gällande och föreslagna miljökvalitetsnormer (Kali m.fl., 2025). PFOS noterades i nivåer som låg 2–30 gånger över miljökvalitetsnormen för ytvatten (0,65 ng/l), och den föreslagna miljökvalitetsnormen för summan av PFAS 25 (4,4 ng/l) överskreds frekvent, upp till 20 gånger vid kraftiga regnhändelser. Dessa återkommande överskridanden visar att dagvatten utgör en betydande belastningskälla för ytvatten och kan utgöra ett hinder för att uppnå god kemisk status i recipienter.

Trots att PFAS i dagvatten numera är välkänt som ett miljöproblem finns fortfarande betydande kunskapsluckor. Dagvattnet utgör ett sammansatt flöde med bidrag från byggmaterial, trafik, atmosfäriskt nedfall och andra utsläpp, vilket gör det svårt att fastställa vilka källor som dominerar i olika typer av urbana miljöer. Samtidigt spelar dagvatten en central roll i det urbana vattenkretsloppet, och en förbättrad förståelse av PFAS-halternas variation i tid och rum är avgörande för att utveckla effektiva åtgärder för att begränsa spridningen.

5.2.2 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverk (ARV) utgör centrala knutpunkter i det urbana kretsloppet av PFAS. Hit leds avloppsvatten från hushåll, industrier och i vissa fall även dagvattensystem, där det behandlas i flera steg. Den typiska reningskedjan består av mekanisk rening, biologisk behandling och kemisk fällning. Dessa processer är dock utformade för att avskilja näringsämnen, partiklar och lättnedbrytbara organiska föreningar, inte persistenta föreningar som PFAS.

En ny studie av fem svenska ARV med olika processutformningar visade att PFAS förekommer i både inkommande och utgående vatten i samtliga anläggningar (Önnby m.fl., 2025). Fördelningen mellan långkedjiga, kortkedjiga och ultrakorta PFAS varierade något mellan verken, men generellt dominerade kortkedjiga PFAS, särskilt TFA, i avloppsvattnet (Önnby m.fl., 2025). I inkommande avloppsvatten kunde endast cirka 7 procent av extraherbart organiskt fluor (EOF), det vill säga allt organiskt bundet fluor i provet med både fluorföreningar och PFAS, förklaras av totalt ca 30 PFAS som ingick för analys. I utgående vatten minskade denna andel till omkring 4 procent. Det innebär att merparten av det organiskt bundna

fluoret består av okända eller ännu ej identifierade PFAS-föreningar. Ingen av processerna på de undersökta verken uppvisade någon konsekvent eller effektiv avskiljning. För vissa föreningar ökade halterna efter reningen, vilket visar på att biologiska processer kan omvandla prekursorer till mer stabila PFAS.

Under avloppsreningsprocessen bildar restprodukterna ett slam som innehåller organiskt material, näringsämnen och andra ämnen. I en långtidsstudie, med prover tagna mellan 2004 och 2017, av fyra kommunala reningsverk erhölls ett brett spektrum av PFAS i avloppsslammet (Fredriksson m.fl., 2022). Totalt identifierades 79 olika PFAS, inklusive både kända ämnen och tidigare oidentifierade prekursorer. Summan av dessa 79 analyserade PFAS varierade mellan 50 och 1124 ng/g torrsubstans (TS). Studien visade även att sammansättningen förändrats över tid, från dominerande långa föreningar till kortare kedjelängder, vilket speglar övergången till nya PFAS-generationer efter förbud mot PFOS och PFOA. Samma studie påvisade också att många av de PFAS som förekommer i slam är så kallade intermediärer (mellanprodukter) och prekursorer.

Slammet från ARV används i stor utsträckning som gödselmedel på jordbruksmark och i dagsläget sprids cirka 60 procent av Sveriges slam (Naturvårdsverket, 2025a). En stor andel av detta slam är certifierat enligt SPCR 167, vilket också kallas Revaq-certifiering. Certifieringen medför att slammet årligen analyseras med avseende på PFAS 4 och PFAS 22 (Revaq, 2025). Om halterna av antingen PFAS 4 eller PFAS 22 överskrider 7,5 µg/kg TS respektive 25 µg/kg TS ska en handlingsplan tas fram med åtgärder för att sänka PFAS-halterna.

Ett långtidsfältförsök i Malmö, där avloppsslam har spridits sedan 1981, visar att PFAS ackumuleras i jord efter slamtillförsel (Kärrman m.fl., 2024). Jorden på referensytor utan slamspridning innehöll <1 ng/g TS, främst PFOS och PFOA, vilket anses motsvara bakgrundsnivåer. I fält där 4 ton TS/ha var fjärde år spridits uppmättes upp till 4 ng/g TS, medan högre tillförsel (12 ton TS/ha var fjärde år) gav upp till 12 ng/g TS. Resultaten visar att både PFAS och prekursorer anrikas i jord i relation till mängden slam som tillförs. De slammängder som använts i försöket är dock högre än de som normalt tillförs åkermark, där spridningen i praktiken uppgår till cirka 4 ton TS/ha vart femte år. Därmed antas även de faktiska PFAS-halterna i åkermark generellt vara lägre än de som uppmätts i försöket.

5.2.3 Dricksvattenproduktion

I Sverige produceras dricksvatten främst genom behandling av råvatten som hämtas från ytvatten, grundvatten eller konstgjort infiltrerat grundvatten. Eventuella föroreningar i råvattnet riskerar därför att föras vidare till det färdiga dricksvattnet.

Livsmedelsverket (2021) fann genom en enkätundersökning att 74 svenska dricksvattenverk hade detekterbara halter av PFAS i dricksvattnet, baserat på vattenverkens egna provtagningar. Majoriteten av dessa, 59 vattenverk, hade sammanlagda halter under 10 ng/l för PFAS 11 och försörjde tillsammans omkring 3,6 miljoner personer. De högsta halterna i dricksvattnet uppmättes vid två vattenverk där summahalten PFAS 11 vid ett provtillfälle låg strax under 40 ng/l, men var lägre vid andra tillfällen. Analysen visade att ämnena i PFAS 4 (PFOS, PFOA, PFHxS och PFNA) utgjorde en betydande del av de totala halterna i både råvatten och dricksvatten. Den högsta uppmätta halten av PFAS 4 var 30 ng/l.

En undersökning av Naturskyddsföreningen (2024) visade att PFAS förekom i 92 % av 63 analyserade kranvattenprov. I studien överskred 11 % av dricksvattnen det nya gränsvärdet för PFAS 4 på 4 ng/l, med de högsta halterna uppmätta i Gävle, Halmstad och Västerås.

Gällande ultrakorta PFAS har TFA hittats i halter av 70 – 720 ng/l i svenska och norska dricksvatten (van Hees m.fl., u.å.). I grundvatten låg medelvärdet på 190 ng/l, ytvatten 240 ng/l och i infiltrerat grundvatten 400 ng/l. Dessa halter varierade stort mellan olika regioner och råvattentyper. Liknande TFA-halter uppvisades vid en undersökning utförd av Naturskyddsföreningen (2024), med 100 – 800 ng/l i kommunalt dricksvatten.

5.3 Diffusa källor

5.3.1 Atmosfärisk transport och deposition

PFAS förekommer inte enbart i mark och vatten utan cirkulerar även globalt genom atmosfären. Deras kemiska stabilitet och höga mobilitet gör att de kan transporteras långa avstånd i luftmassor bundna till partiklar och deponeras över både tätorter och mycket avlägsna områden. Regnvatten har visat sig innehålla halter av PFOA och PFOS, även i isolerade regioner, som överskrider nivåer som skulle anses hälsoskadliga om vattnet konsumerades (Cousins m.fl., 2022). Detta

gäller även summan av PFAS 4 i regnvatten, som i landsbygdsmiljö ofta överstiger 2 ng/l.

I en omfattande datainsamling från USA påträffades PFCAs, såsom PFHxA och PFOA, i relativt homogena halter över stora geografiska ytor, vilket tyder på att långväga atmosfärisk transport skapar ett regionalt bakgrundstryck och därmed bidrar till en betydande del av PFAS-belastningen i omgivande miljö (Pfotenhauer m.fl., 2022).

Det återstår mycket arbete för att fullt ut förstå atmosfärisk transport av PFAS. Exempelvis spelar haven sannolikt en viktig roll i den globala cirkulationen. De högsta PFAS-halterna i havet återfinns i ytlagret, där stigande luftbubblor binder ämnena vid vattenytan (Sha m.fl., 2024). När bubblorna spricker bildas havsspray (eng. *sea spray aerosols*), som kan föra PFAS tillbaka upp i atmosfären. Detta anses bidra avsevärt till PFAS-halterna i luften och kan påverka koncentrationerna i jord, vegetation och ytvatten i kustnära miljöer.

5.3.2 Konsumentnära källor

PFAS förekommer i en lång rad vardagsprodukter, från kläder och sofftyger till kosmetika, köksutrustning, förpackningar och byggmaterial. Det innebär att människor kontinuerligt exponeras via produkter som används nära eller på kroppen, i hemmet och i offentliga miljöer. Dessa konsumentnära användningar av PFAS är också starkt kopplade till diffusa utsläpp, både under bruk, via slitage och tvätt, och när produkterna blir avfall och går vidare till återvinning eller förbränning.

Som beskrivs i avsnitt 5.1.2 används PFAS i stor utsträckning i textilier för att ge vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. Det gäller både konsument- och yrkeskläder som jackor, regnkläder, snöoveraller, skor och handskar, där fluorpolymerer som PTFE och polyvinylidenfluorid är vanligt förekommande (Doyle m.fl., 2024). Gore-Tex är ett välkänt exempel, där en mikroporös PTFE-membran utgör en vattenavstötande men ånggenomsläpplig barriär. PFAS används också i impregneringssprayer för ytterplagg och skor. Motsvarande funktioner efterfrågas i hemtextilier såsom dukar, mattor, möbelklädslar, tält och utemöbler, där PFAS bidrar till ökad tålighet och smutsresistens. Även naturligt och syntetiskt läder behandlas ofta med PFAS för att förbättra vattenavstötning och hållbarhet.

Förekomsten av PFAS i framför allt textilier väcker särskilda frågor i ett cirkulärt perspektiv (Doyle m.fl., 2024). När sådana textilier återanvänds eller materialåtervinns riskerar PFAS att följa med in i nya produkter och därigenom förlänga exponeringen för både människa och miljö. Det är dessutom svårt att spåra PFAS i återvunnet material, vilket ökar risken att PFAS-kontaminerade textilier blandas in i en rad sekundära användningsområden. Utanför EU är insynen i hur använda textilier hanteras ofta begränsad, och export av begagnade plagg kan bidra till ökad PFAS-belastning i mottagarländer (Doyle m.fl., 2024).

En kartläggning av Kemikalieinspektionen (2021) visade att PFAS förekom inom kosmetika, hudvård, hårvård och toalettartiklar. Kemiska analyser av utvalda produkter med deklarerat PFAS-innehåll visade höga halter TF och EOF, upp till tiotals milligram fluor per gram produkt. Ämnesspecifika analyser visade dessutom en hög förekomst av kortkedjiga PFCAs, framför allt PFBA, och i vissa fall halter av PFOA-relaterade ämnen som överskred EU:s gränsvärden.

Eftersom PFAS används i en mängd bygg- och inredningsmaterial, är inomhusmiljön en viktig exponeringsväg. Översikter visar att golvbeläggningar, mattor, soffor, textila möbler, rengöringsmedel och olika ytbehandlingar kan bidra till PFAS i inomhusdamm (Savvaides m.fl., 2021). Mattor och heltäckningsmattor är särskilt uppmärksammade eftersom de ofta behandlas med fluorbaserade smuts- och fläckskydd.

En svensk studie från förskolemiljöer i Stockholm visar att damm kan innehålla mycket varierande PFAS-halter mellan olika byggnader, från tiotal till flera tusen ng/g (Giovanoulis m.fl., 2025). Damm fungerar som en långsiktig reservoar för både stabila PFAS och prekursorer, medan luften dominerades av mer flyktiga PFAS-föreningar. Resultaten visar tydligt att val av material, golvvårdsrutiner, ventilation och andra lokala faktorer har stor betydelse för PFAS-nivåerna, och understryker vikten av åtgärder som minskad användning av PFAS-behandlade material, förbättrad ventilation och effektiv dammhantering, särskilt i miljöer där barn vistas.

Liknande mönster har observerats i andra typer av byggnader. Young m.fl. (2022) visade att ”PFAS-fria” byggmaterial och möbler i universitetsmiljöer ledde till betydligt lägre PFAS-halter i damm jämfört med konventionellt inredda lokaler, även om en stor del av det organiska fluoret fortfarande utgjordes av oidentifierade föreningar. Andra studier har identifierat höga nivåer av specifika PFAS i damm från vårdmiljöer, offentliga lokaler och plaståtervinning, vilket

kopplas till bl.a. behandlade textilier, skyddsutrustning och plastmaterial (Steeves m.fl., 2023).

Coop Danmarks arbete med att fasa ut PFAS

Coop Danmark har sedan 2014 arbetat utifrån försiktighetsprincipen för att fasa ut PFAS ur sina produkter. Matkedjan har bland annat förbjudit PFAS i pappers- och kartongförpackningar, kosmetika och textilimpregnering. De poängterar att PFAS-fria alternativ finns för många produktgrupper, ofta utan högre kostnader. Läs mer hos www.coop.dk.

Material som kommer i kontakt med livsmedel är en annan grupp konsumentnära produkter där PFAS återfinns. PFAS används i vissa förpackningar och köksprodukter för att ge fett- och vattenavvisande egenskaper, exempelvis i snabbmatsförpackningar, bakplåtspapper, engångstallrikar, mikropopcornpåsar och vissa typer av non-stick-belagd köksutrustning (Ramírez Carnero m.fl., 2021). Studier har visat att flera PFAS, däribland PFOS, PFOA och kortkedjiga alternativ, kan migrera från dessa material till livsmedel. Migrationen ökar generellt vid högre temperaturer, vid kontakt med fet mat och vid upprepad användning av samma produkt.

5.3.3 Biologiska och livsmedelsrelaterade källor

PFAS tas främst upp av växter genom rötterna, där förorenad jord eller bevattning fungerar som källa. Kortkedjiga PFAS är mer vattenlösliga och rörliga än långkedjiga ämnen, vilket gör att de lättare passerar rotbarriärer och transporteras upp i växtens ledningssystem (Wang m.fl., 2020). Dessa kortkedjiga föreningar ansamlas därför ofta i högre halter i blad, stjälkar och annan vegetativ biomassa, medan långkedjiga PFAS tenderar att stanna kvar i rötterna. Atmosfärisk deposition kan också bidra till halter i blad och ovanjordiska växtdelar, då PFAS kan fastna på bladytor via partiklar eller aerosoler. Men rotupptag bedöms vara den dominerande vägen i jordbruksgrödor.

Internationellt har jordar där avloppsslam spridits lett till höga PFAS-halter i flera grödor (Wang m.fl., 2020). Selleriblast, ärtskidor och skal från rädisor har visat totalhalter på upp till 814, 236 respektive 279 mg/kg torrvikt. Även livsmedel som frukt och grönsaker som säljs på europeiska marknader uppvisar återkommande

PFAS-förekomst. Studier från en svensk mjölkgård visar dessutom att PFAS kan överföras från foder till djur. Kor som åt PFAS-förorenat ensilage intog cirka 0,027 mg PFAS/kg per dag, och PFAS kunde därefter återfinnas i både vävnad (upp till 0,228 mg/kg) och mjölk (upp till 18 ng/l) (Vestergren m.fl., 2013). Detta illustrerar hur PFAS i grödor kan transporteras vidare genom näringskedjan till människor.

Rapporter från Pesticide Action Network Europe (PAN Europe) har under senare år uppmärksammat den ökande förekomsten av PFAS i europeiska livsmedel. En analys visar att andelen frukt och grönsaker med detekterbara PFAS-rester nästan tredubblades mellan 2011 och 2021 (Pesticide Action Network Europe, 2024). Ökningen var särskilt tydlig för frukt (+220 %) och grönsaker (+247 %), med högst förekomst i icke-ekologiska produkter. Bland europeiskt odlade frukter uppmättes PFAS i 37 % av jordgubbarna, 35 % av persikorna och 31 % av aprikoserna, och många prover innehöll flera olika PFAS samtidigt. Även vissa grönsaker visade höga frekvenser, exempelvis i 30% av gurkorna.

Även vin uppvisar en tydligt ökande kontaminering. I en analys av 49 röda och vita viner från tio EU-länder uppmättes TFA i samtliga prover, med genomsnittshalter på 122 000 ng/l i viner producerade 2021–2024 och toppvärden över 300 000 ng/l (Burtscher-Schaden m.fl., 2025). I äldre viner före 1988 kunde dock TFA inte påvisas. I vissa produkter, bland annat ett av Systembolagets mest sålda rödviner, uppmättes mycket höga halter på 220 000 ng/l (Burtscher-Schaden m.fl., 2025; Naturskyddsföreningen, 2025). Föroreningen bedöms bero på en kombination av PFAS som sprids via bevattningssystem och rester av PFAS-baserade växtskyddsmedel.

I en retrospektiv[7] kartläggning av 50 olika PFAS detekterades elva olika PFAS i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren (Faxneld & Soerensen, 2025). Bland dessa substanser har man sett att halterna av PFOS och flera långkedjiga karboxylsyror har minskat sedan början av 2000-talet, medan kortare karboxylsyror som PFNA och perfluordekansyra (PFDA) inte uppvisar någon tydlig nedgång. Analyserna visar att PFAS-halterna i både Vänern och Vättern kan följas tillbaka till 1970-talet, med ökande nivåer fram till en brytpunkt runt 2000–2005 i Vänern och 2008 i Vättern, varefter halterna minskar signifikant. PFOS är den dominerande PFAS i sjöarna, med de högsta halterna uppmätta i röding från Vättern (13,5 µg/kg

[7] I en retrospektiv kartläggning studerar man i efterhand det som redan skett. I detta fall innebär det att fisk som fångats tidigare har lagrats, för att nu analyseras på PFAS.

våtvikt), vilket är högre än nivåerna i Vänern och Mälaren (2,8 respektive 4,2 µg/kg våtvikt).

En sammanställning av 2 300 biotaprover från Östersjöregionen visar att cirka 90 % av alla prover skulle överskrida det nya föreslagna gränsvärdet på 0,077 µg/kg våtvikt (Raudkivi m.fl., 2025). Detta gäller oavsett om halterna beräknas som summan av PFAS 24 eller summan av samtliga analyserade PFAS, vilket indikerar att ett fåtal ämnen står för merparten av belastningen. I fisk låg halterna ofta 10–250 gånger över gränsvärdet och dominerades av ett fåtal välkända PFAS som tillsammans utgjorde 95 % av den totala PFAS-mängden i biota. Högst halter återfanns i marina arter, följt av sötvattensfisk, medan biota i rinnande vatten generellt hade lägst nivåer.

I en internationell översikt av biotahalter rapporteras medianhalter av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS i fisk i intervallet 0,1–22 µg/kg våtvikt (Langberg m.fl., 2024). De flesta prover underskrider EU:s nuvarande miljökvalitetsnorm för PFOS i biota (9,1 µg/kg), vilket innebär att de enligt dagens regelverk inte klassas som förorenade. Till skillnad från resultaten i Raudkivi m.fl. (2025) visar denna sammanställning att marina arter och odlad fisk generellt har lägre PFAS-belastning än sötvattensfisk, något som speglar skillnader i lokala utsläppskällor och hydrologiska förhållanden.

5.4 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund

5.4.1 Punktkällor

Miljöförvaltningarna i Malmö och Lund arbetar i dagsläget med att identifiera, bedöma och prioritera misstänkta och kända PFAS-förorenade områden inom respektive kommun. Arbetet sker inom ramen för både ordinarie tillsyn och det nationella regeringsuppdraget RUPFO, där kommunerna förväntas inventera både pågående och nedlagda verksamheter som kan ha hanterat PFAS (Naturvårdsverket, 2025b). I båda kommunerna har arbetet hittills främst fokuserat på att kartlägga PFAS i form av förorenad mark och grundvatten på enskilda fastigheter, ofta i samband med exploateringsärenden eller objekt som redan varit aktuella inom tillsynen. Detta gör att flera platser är relativt välstuderade, medan övergripande sammanställningar på kommun- eller avrinningsnivå saknas.

Båda kommunerna utgår från Naturvårdsverkets branschlista (Naturvårdsverket, 2025b) och Naturvårdsverkets inventeringsmetodik för förorenade områden (MIFO) för att identifiera objekt där PFAS misstänks ha förekommit. Malmö har under 2024 genomfört en översiktlig inventering, vilket resulterat i drygt 400 objekt som kan ge upphov till förorenade områden (Malmö Stad, 2025). Totalt bedömdes 25 objekt tillhöra riskklass 1 (mycket stor risk) och 78 objekt riskklass 2 (stor risk) med avseende på PFAS, med särskilt höga halter i Oljehamnen och på vissa brandövningsplatser.

I båda kommunerna framstår brandövningsplatser, brandstationer och områden där släckinsatser utförts som de mest betydande punktkällorna. Läs mer om detta i avsnitt 5.4.1. Båda kommunerna framhåller även tidigare deponier som potentiella punktkällor. Malmö arbetar med att få till kontrollprogram avseende PFAS för nedlagda deponier, i dels sediment, dels ytvatten kring områdena. I Lund anses gamla deponier vara ett stort problem (Cronqvist, 2025), men tillsynen av dessa är väldigt resurskrävande och därmed inte möjlig att fullfölja.

Utöver brandövningsplatser och deponier kan även andra typer av verksamheter ha bidragit till PFAS-förekomst i Malmö och Lund. Exempelvis har färgindustri, textilindustri, verkstadsindustrier och ytbehandlingsverksamheter identifierats som potentiella källor, även om halterna som påvisats hittills generellt är låga och osäkerheterna i riskklassningen stora (Malmö Stad, 2025). I flera fall är det oklart om PFAS använts i sådan omfattning att verksamheten kan betraktas som källa. Dessa objekt utgör därmed en mindre del av den totala riskbilden, men bidrar till behovet av fortsatt provtagning och uppdaterade bedömningar.

Lund betonar att arbetet länge varit händelsestyrt, där tillsynen prioriteras utifrån pågående verksamheter, akuta ärenden och exploateringsprojekt, och där bristande resurser och hög exploateringstakt försvårat en mer systematisk kartläggning. Lund har däremot börjat ställa krav på PFAS-provtagning i grundvatten vid exploatering, eftersom PFAS uppvisats vid flera tidigare områden trots avsaknad av tydlig källa till föroreningen.

5.4.1.1 Brandsläckningsskum

Som beskrivits i avsnitt 5.1.1 kan utsläpp av PFAS-innehållande brandskum leda till omfattande och långvarig förorening av mark och vatten. Mot bakgrund av detta har Räddningstjänsten Syd, som omfattar räddningstjänsterna i Malmö, Lund, Burlöv, Eslöv och Kävlinge, under flera år arbetat systematiskt med att minska risken för spridning av PFAS till miljön.

Tidigare skumtankar med PFAS-haltigt skum har plomberats och slutat användas. Allt kvarvarande skum från dessa tankar har destruerats inom ramen för den nationella kampanjen som drevs av MSB och Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2025c). Räddningstjänsten Syd har idag två B-skumtankbilar i drift [8]. Den ena innehåller ett PFAS-fritt skum framtaget med Släckmedelscentralen, men bedöms ha något sämre släckeffekt och innehåller tensider som har en miljöpåverkan. Den andra tankbilen är tidigare använd med PFAS-haltigt skum och trots rengöring finns PFAS-rester kvar, vilket gör att även nytt skum i den betraktas som förorenat.

Hamrefallet

Vid en brand i Hamre 2015 användes PFAS-haltigt skum, vilket ledde till att privata brunnar förorenades (SVT Nyheter, 2019). Insatsledaren åtalades senare för miljöbrott men friades, först i tingsrätten och därefter i hovrätten. Domstolarna bedömde att räddningstjänsten saknade information om skummets innehåll och att ansvaret därför inte kunde läggas på insatsledaren.

Fallet har fått stor betydelse nationellt eftersom det tydliggjorde brister i kommunikationen om farliga släckmedel och belyste behovet av rutiner, utbildning och PFAS-fria alternativ inom räddningstjänsten.

Tydliga rutiner finns för användning av B-skum, där beslut tas i flera steg och endast medges när andra metoder inte räcker och riskerna är stora, exempelvis vid livshotande situationer eller vid bränder som hotar betydande ekonomiska eller miljömässiga värden. En särskild handlingsplan används för att minimera miljöpåverkan och säkerställa korrekt hantering av restprodukter.

Övningar sker numera på anläggningar där skummet kan samlas upp och destrueras utan påverkan på mark eller vatten. Vid utryckningar används B-skum mycket sällan, och dagens utsläpp av PFAS-haltigt skum bedöms som försumbara, även om skummet fortfarande kan användas vid enstaka nödlägen där liv och hälsa måste prioriteras.

Dock finns tidigare, historiska, utsläpp av PFAS i miljön från brandsläckningsskum som fortfarande medför höga PFAS-halter. På Räddningstjänsten Syds

[8] Två klasser av brandskum finns (Kemikalieinspektionen, 2016). A-skum är avsedda för brand i fibrösa material, så som trä. B-skum är avsedda för vätskebränder i till exempel olja, diesel, plast och alkohol.

övningsplats Barbara i Malmö har PFAS 11-halter i spillvatten uppmätts till 78 000 ng/l (Sweco, 2023). Förhöjda halter har även påvisats i två dagvattenbrunnar, med uppmätta nivåer av PFAS 11 på 770 ng/l respektive 1 900 ng/l. Spillvattnet från området leds till Sjölunda reningsverk, medan dagvattnet avleds till Sege å, vilket innebär att PFAS kan spridas via avloppssystemet och recipienten.

Även Oljehamnen i Malmö är starkt påverkad av tidigare släckinsatser. Vid en fastighet i området har PFAS-halter på 160 000 ng/l uppmätts i grundvattnet (Malmö Stad, 2025).

I Lund har två större punktkällor kopplade till användningen av PFAS-baserat brandskum identifierats. Dessa är MSB:s skola i Revinge och Räddningstjänsten Syds brandstation på Gastelyckan. Grundvattenundersökningar visar på höga halter även här, med en uppmätt maxhalt av PFAS 11 på cirka 23 000 ng/l vid Gastelyckan samt för PFOA och PFOS 20 000 ng/l vid Revinge. En representativ halt av PFAS 7 för hela Revinge övningsområdet anses vara 9 000 ng/l.

5.4.2 Sekundära källor

5.4.2.1 Dagvatten och naturliga vatten

Till författarnas kännedom finns det i dagsläget ingen genomförd kartläggning av PFAS-halter i dagvatten i Malmö eller Lund. Detta innebär att kunskapen om hur dagvatten bidrar till spridningen av PFAS i regionen är begränsad.

Sege å och Risebergabäcken, som båda rinner genom tätbebyggda områden i Malmö, har provtagits vid olika tillfällen. Länsstyrelsen genomförde provtagning av fisk i Sege å 2020, där halter av PFOS uppmättes till 0,94 respektive 1,4 µg/kg våtvikt. Dessa halter är lägre än uppmätta PFOS-halter i Vättern (13,5 µg/kg våtvikt), Vänern (2,8 µg/kg våtvikt) och Mälaren (2,8 µg/kg våtvikt) (Faxneld & Soerensen, 2025). År 2024 provtogs fisk i Risebergabäcken, där halterna för PFAS 4 uppmättes till 11 µg/kg våtvikt och PFAS 11 till 12 µg/kg våtvikt. Dessa summor dominerades av PFOS, som ensamt uppmättes till 11 µg/kg våtvikt och därmed överstiger nuvarande miljökvalitetsnorm på 9,1 µg/kg våtvikt.

I Höje å kontrollerades PFAS-halter inom ramen för recipientkontroll utförd av Höjeå vattenråd (Petersson, 2025). Under 2024 uppmättes nedströms Källby avloppsreningsverk medelhalter på 2,2 ng/l för PFAS 4 och 10 ng/l för PFAS 11. I

den tillrinnande Dynnbäcken, som utgör Staffanstorps utflöde till Höje å, uppmättes halter på 3,9 ng/l för PFAS 4 och 21 ng/l för PFAS 11.

5.4.2.2 Avloppsreningsverk

VA SYD renar avloppsvatten i flera kommuner och driver sju tillståndspliktiga avloppsreningsverk (ARV). I Malmö ligger Sjölunda ARV och Klagshamns ARV, medan Källby ARV och Södra Sandby ARV ligger i Lunds kommun. Sjölunda är det största reningsverket och tar emot avloppsvatten från stora delar av Malmö och Burlöv samt delar av Lomma, Staffanstorp och Svedala. Det renade avloppsvattnet från Sjölunda leds ut i Öresund.

Källby ARV behandlar avloppsvatten från Lunds tätort och närliggande orter. Recipienten är Höje å, vilket beskrivs i föregående avsnitt. För Södra Sandby ARV leds det renade avloppsvattnet i stället till Sularpsbäcken, som vidare mynnar i Kävlingeån. Vid en kartläggning av de två avloppsreningsverken, utförd av VA SYD och IVL Svenska Miljöinstitutet under 2022–2023, uppmättes halter av PFAS i reningsverken samt i respektive recipient enligt Tabell 2. Dessa resultat presenteras även i Karlsson m.fl. (2023). I det renade avloppsvattnet uppmättes PFAS 11 till 15 ng/l vid Källby ARV och 13 ng/l vid Södra Sandby ARV. Vid Källby noterades dessutom att halterna av PFOS överskred gällande miljökvalitetsnorm för ytvatten (0,65 ng/l) både uppströms och nedströms reningsverket, med något högre nivåer nedströms.

Tabell 2. Uppmätta medelhalter[ng/l] av PFAS vid Källby och Södra Sandby avloppsreningsverk från kartläggning gjord 2022 och 2023, med totalt fyra provtagningar. Symbolen ≈ visar i detta fall att medelvärdet är baserade på två eller färre uppmätta halter (halter över LOQ).

Ämnen	Källby ARV - Ink	Källby ARV - Utg	Källby recipient - Upp	Källby recipient - Ned	S Sandby ARV - Ink	S Sandby ARV - Utg	S Sandby recipient - Upp	S Sandby recipient - Ned
PFBA	≈3.4	1.8	1.0	1.2	4.1	0.79	≈0.53	1.4
PFPeA	15	2.3	0.8	1.5	4.9	1.3	≈0.33	0.78
PFHxA	1.9	2.5	0.94	1.5	1.1	2.1	≈0.61	1.0
PFHpA	1.1	1.2	0.41	0.48	0.91	1.1	≈0.32	0.43
PFOA	1.4	2.2	0.92	1.2	1.9	3.1	≈0.94	1.1
PFNA	0.34	0.53	0.18	0.21	≈0.17	0.52	≈0.13	0.15
PFDA	≈0.15	0.23	≈0.18	0.15	≈0.080	0.26	≈0.080	0.14
PFBS	0.59	1.1	0.41	0.45	1.7	2.1	≈0.35	0.57
PFHxS	0.40	0.62	0.47	1.1	0.32	0.29	≈0.17	0.28
PFOS	1.6	1.7	0.90	1.2	1.2	0.96	≈0.77	0.48
6:2 FTS	2.1	1.3	0.32	0.78	0.32	0.13	≈0.06	≈0.060
PFAS 11	28	15	6.6	9.8	17	13	4.3	6.4

Inkommande vatten till reningsverket = Ink. Utgående renat avloppsvatten = Utg. Uppströms reningsverket = Upp. Nedströms reningsverket = Ned.

Vid Sjölunda och Klagshamns ARV genomför VA SYD årlig provtagning av PFAS i inkommande och utgående, renat, avloppsvatten. Resultaten från 2020 och framåt redovisas i Tabell 3 och Tabell 4, vilka är baserade på data tillhandahållna från VA SYD. De flesta analysresultaten av PFAS vid Sjölunda är under laboratoriets rapporteringsgräns. Detta ska inte tolkas som att ämnet nödvändigtvis saknas, utan endast att halten ligger under metodens mätförmåga.

Tabell 3. Uppmätta halter [ng/l] av avloppsvatten vid Sjölunda ARV mellan 2020–2024. Värden markerade med "<" ligger under laboratoriets rapporteringsgräns, där siffran efter tecknet anger den aktuella rapporteringsgränsen (LOQ). PFAS 11 beräknade genom att <LOQ sattes till LOQ/2 och halterna summerades sedan.

Ämnen	2020 Ink	2020 Utg	2021 Ink	2021 Utg	2022 Ink	2022 Utg	2023 Ink	2023 Utg	2024 Ink	2024 Utg
PFBA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<10	7.5	< 5	<7
PFPeA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<50	4.7	< 5	3.5
PFHxA	<3	<3	<3	3.0	<3	<3	3.2	4.7	3.7	4.0
PFHpA	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	2.2	< 3	1.6
PFOA	<3	4.3	3.4	3.4	<3	3.0	3.4	5.3	4.6	3.6
PFNA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<0,6	< 5	<0,3
PFDA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0.7	< 5	<0,3
PFBS	7.5	4.7	<3	<3	<3	<3	<3	0.9	< 3	<2
PFHxS	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	2.4	4.0	1.5
PFOS	13	6.4	4.4	3.0	26	40	6.6	11	12.0	11.0
6:2 FTS	5.6	8.0	<3	7.2	<3	<3	<3	3.3	< 3	1.8
PFAS 11	42	38	25	31	45	61	29	43	36	32

Inkommande vatten till reningsverket = Ink. Utgående renat avloppsvatten = Utg. Uppströms reningsverket = Upp. Nedströms reningsverket = Ned.

Vid beräkning av PFAS 11 vid Sjölunda sattes halter under rapporteringsgränsen (LOQ) till LOQ/2, och halterna summerades sedan. Det resulterade i att PFAS 11 varierade mellan 31–61 ng/l i utgående avloppsvatten. Detta kan dock endast ses som en grov uppskattning på PFAS-belastningen vid reningsverket, på grund av det stora antalet ämnen under rapporteringsgränsen. De verkliga halterna ligger någonstans i intervallet mellan 0 och LOQ.

Det som går att tyda från mätningarna vid Sjölunda är att PFOA och PFOS är de mest frekvent förekommande av de analyserade substanserna. Halterna av PFOS varierar stort, med inkommande halter mellan 4,4–26 ng/l och utgående halter mellan 3,0–40 ng/l. Vidare syns en ökning av PFAS 11 mellan inkommande avloppsvatten och renat, utgående, avloppsvatten vid vissa av mätningarna. Detta kan bero på omvandlingen av ej analyserade PFAS, exempelvis prekursorser, till PFOA eller PFOS under reningsprocessen.

Årligen analyseras dessutom PFAS i avloppsslammet från Sjölunda, i enlighet med Revaq-certifieringens regler. 2023 uppmättes halter av PFAS 22 till 7,65 µg/kg TS, vilket underskrider certifieringens riktvärde på 25 µg/kg TS.

Analysresultaten från Klagshamn ARV visar på liknande sätt som Sjölunda att de flesta ämnen är under rapporteringsgränsen. Halterna av PFOS är generellt lägre för Klagshamn än för Sjölunda, med ett flertal provtagningstillfällen under rapporteringsgränserna.

Tabell 4. Uppmätta halter [ng/l] av avloppsvatten vid Klagshamn ARV mellan 2020–2024. Värden markerade med "<" ligger under laboratoriets rapporteringsgräns, där siffran efter tecknet anger den aktuella rapporteringsgränsen. PFAS 11 beräknade genom att <LOQ sattes till LOQ/2 och halterna summerades sedan.

Ämnen	2020 Ink	2020 Utg	2021 Ink	2021 Utg	2022 Ink	2022 Utg	2023 Ink	2023 Utg	2024 Ink	2024 Utg
PFBA	<5	<5	<5	<5	<10	<10	<5	5.4	<5	<0.6
PFPeA	<5	<5	<5	<5	31	<5	<30	3.9	<5	<0.9
PFHxA	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3.6	<3	2.8
PFHpA	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	1.7	<3	1.0
PFOA	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3.5	<3	3.0
PFNA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0.52	<5	<0.9
PFDA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0.45	<5	<0.3
PFBS	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<0.6	<3	<0.9
PFHxS	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3.2	<3	2.9
PFOS	6.1	<3	4.9	<3	<3	<3	3.3	20	13.0	10.0
6:2 FTS	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<0.3	<3	<0.9
PFAS 11	25.1	20.5	23.9	20.5	51.5	23.0	34.8	42.7	32.0	21.9

5.4.2.3 Dricksvattenproduktion

Malmö och Lund får en stor del av sitt dricksvatten via Bolmentunneln som leder råvatten från sjön Bolmen i Småland (VA SYD, 2025b). Båda kommunerna får också vatten från Vombsjön i Skåne. Utöver detta används till viss del grundvatten från lokala brunnar i Lund, medan Malmö får en del av sitt vatten från Grevietäkten i Staffanstorp. Ringsjön fungerar som reservvattentäkt vid behov.

Innan vattnet når hushållen renas och behandlas det vid flera vattenverk. Sydvatten driver Ringsjöverket och Vombverket, medan VA SYD driver Bulltofta vattenverk (VA SYD, 2025b). Det finns även mindre vattenverk som hanterar grundvatten. Eftersom vattnet från olika källor blandas i ledningsnätet ser dricksvattnet olika ut beroende på var i Malmö eller Lund man bor. Det är VA SYD som distribuerar det färdiga dricksvattnet ut till hushåll och verksamheter i kommunerna.

I kontroller av dricksvattenkvalitén som Sydvatten utfört visas att halterna av PFAS 4 varierat mellan 0,64 – 2,3 och PFAS 21 mellan 0,64 – 3,3 ng/l i råvatten och renat dricksvatten vid Vombverket och Ringsjöverket (Sydvatten, 2024). Liknande halter visas i VA SYDs kvalitetskontroller, med PFAS-halter upp till 3 ng/l (VA SYD, 2025a).

Vid analyser av TFA i vatten som kommer från Bulltofta vattenverk, det vill säga från Grevietäktens grundvatten, visades halter på 150 ng/l (van Hees m.fl., u.å.). I dricksvatten i Landskrona och Helsingborg låg TFA-halterna på 330 respektive 380 ng/l, och dessa får sitt vatten från Bolmen. Det kan därmed antas att liknande halter av TFA föreligger i Bolmenvatten i Malmö och Lund. I en kartläggning av Naturskyddsföreningen (2024) rapporterade ännu högre TFA-halter på 780 ng/l i kommunalt dricksvatten i Malmö. I detta fall framgick dock inte vilken vattentäkt eller vilket vattenverk som provet härrörde från, vilket gör resultaten svårare att tolka.

5.4.3 Diffusa källor

Diffusa källor till PFAS är svåra att kartlägga eftersom utsläppen inte kan kopplas till en specifik punkt utan utgörs av många små bidrag. Detta gäller även för Malmö och Lund, där det i dagsläget saknas en samlad bedömning av hur stora de diffusa utsläppen är och vilka källor som dominerar.

Atmosfärisk transport och efterföljande deposition via nederbörd kan bidra till regionala bakgrundshalter av PFAS i båda kommunerna. När PFAS sprids via atmosfären blandas utsläpp från många länder, vilket gör att lokala halter i Malmö och Lund sannolikt i hög grad speglar långväga transporter. Havets transport av PFAS kan även spela en roll i bakgrundshalterna.

SGU genomför just nu en nationell kartläggning av bakgrundshalter av PFAS i jord och grundvatten (Sveriges geologiska undersökning, 2024b). Provtagning i Malmö genomfördes under slutet av 2025, men i skrivande stund finns resultat ännu inte tillgängliga. Dessa data kommer att vara viktiga för att visa på vilken PFAS-belastning diffusa källor ger upphov till i regionen.

Eftersom PFAS används i ett mycket stort antal produkter, från kläder och skor till möbler, elektronik, kosmetika och köksutrustning, kan man utgå från att konsumentnära källor förekommer i alla delar av Malmö och Lund. En stor del av

dessa källor ligger utanför kommunens rådighet, eftersom de beror på privata inköp och individers användningsmönster.

Det finns ingen heltäckande kartläggning av nuvarande användning av PFAS i industrier och verksamheter i Malmö eller Lund. Men baserat på kartläggningen av Glüge m.fl. (2020) används PFAS i stort sett inom alla industrisektorer, exempelvis ytbehandling, färg- och lackproduktion, elektronik, plastindustri, tryckerier och livsmedelsförpackningar. Det är därför sannolikt att PFAS förekommer i råvaror eller processkemikalier i vissa lokala verksamheter.

I Malmö stad finns det i dagsläget inte någon riktad PFAS-tillsyn. PFAS-innehåll i råvaror inom bland annat golvlacksproduktion och aluminiumförpackningstillverkning har diskuterats, liksom förekomst av PFAS i brandskum. Inom tillsyn av avfalls- och masshanteringsverksamheter har PFAS lyfts som en parameter i egenkontroll för mottagna schaktmassor, och i vissa fall har verksamheter ålagts att analysera PFAS i utgående vatten under en utredningsperiod.

6 Miljörisker

PFAS förekommer i en mängd miljöer och sprids effektivt via både punktkällor och diffusa källor. För en mer detaljerad översikt över hur PFAS transporteras till miljön, se kapitel 5.

Spridningen varierar mellan olika typer av PFAS. Till exempel har kortkedjiga varianter generellt högre mobilitet i vatten och lägre bindning till jord och sediment, medan långkedjiga PFAS tenderar att adsorberas i större utsträckning till partikulärt material och sediment och därmed sprids långsammare men ackumuleras på plats längst tid (Brunn m.fl., 2023). Vissa specifika PFAS-grupper har dessutom egenskaper som gör att de sprids på helt andra sätt. Exempelvis är fluorotelomeralkoholer (FTOHs) mycket volatila och kan transporteras långväga via atmosfären, för att sedan omvandlas till mer persistenta PFCAs såsom PFOA och PFNA (Ellis m.fl., 2004). Den stora variationen i egenskaper innebär att PFAS inte kan behandlas som en homogen ämnesgrupp. Hur ett PFAS sprids styrs i hög grad av dess struktur, kedjelängd och funktionella grupp.

En betydande egenskap hos PFAS är deras förmåga att bioackumuleras i levande organismer. Till skillnad från klassiska organiska miljögifter, som främst lagras i fettvävnad, binder PFAS huvudsakligen till proteiner i blod, lever och njurar (Brunn m.fl., 2023). Denna proteinbindning gäller främst de långkedjiga föreningarna, såsom PFOS och PFNA, som kan lagras under lång tid. Detta leder till så kallad biokoncentration, vilket innebär att koncentrationen i organismer kan vara en hundratals faktor högre än halter i den omkringliggande miljön.

Samtidigt uppvisar växter ett annorlunda mönster. Kortkedjiga PFAS är mer vattenlösliga och rörliga än långkedjiga ämnen, vilket gör att de lättare passerar rötterna och tas upp av växten (Wang m.fl., 2020). Korta PFA-föreningar ansamlas därför ofta i högre halter i växters gröna delar så som blad och stjälkar.

Utöver bioackumulering i enskilda organismer kan PFAS även biomagnifieras**,** det vill säga att halterna ökar för varje steg upp i näringskedjan (Brunn m.fl., 2023). Långkedjiga PFAS uppvisar särskilt stark biomagnifikation, vilket bekräftas i flera europeiska studier. Androulakakis m.fl. (2022) visade att predatorer såsom utter, säl och tumlare hade PFAS-halter i levern som var upp till fyra storleksordningar (det vill säga 10 000 gånger) högre än i fisk från samma områden, med dominans av PFOS samt höga nivåer av andra långkedjiga PFCAs. En studie utförd i svensk PFAS-förorenad miljö visade att PFAS även biomagnifieras i terrestriska

näringskedjor, från jord, svamp och bär till smågnagare och vidare till rovfåglar (Ecke m.fl., 2025). I denna studie uppvisade sorkar biomagnifikationsfaktorer >100 för flera PFAS i 10% av fallen, och i ett rådjur uppmättes biomagnifikation >100 för PFOS i lever. Ugglor visade på biomagnifikation för majoriteten av de PFAS som överfördes från dess bytesdjur.

Sammantaget finns evidens för att PFAS ansamlas i ekosystem genom bioackumulering i enskilda organismer och biomagnifikation i näringskedjorna. Konsekvenserna av detta är dock fortfarande ofullständigt kartlagda. De studier som finns om giftighet i vattenmiljöer har främst fokuserat på enstaka ämnen, som PFOS, och visar att olika arter och olika nivåer i näringskedjan kan vara mycket olika känsliga för PFAS (Brunn m.fl., 2023).

6.1 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund

Dagens kunskapsläge om PFAS i Malmö och Lund är fortfarande begränsat. Endast ett mindre antal PFAS har analyserats genom riktad analys i de utförda kartläggningarna. Dessa inkluderar exempelvis inte halterna av kortkedjiga PFAS. Därtill varierar analysernas kvalitet, vilket innebär att halter som kan vara miljömässigt relevanta inte alltid syns i resultaten på grund av för höga rapporteringsgränser i analysen. Vid kommande kartläggningar bör därför analyser med så hög känslighet som möjligt användas. Det saknas också analyser över längre tidsserier, vilket gör det svårt att se förändringar och trender över tid eller att identifiera ytterligare källor till PFAS i samhällena.

Riktade analyser fångar endast en liten del av det organiskt bundna fluoret. I en studie av renat avloppsvatten kunde endast cirka 4 procent av EOF förklaras av totalt ca 30 PFAS som ingick för analys (Önnby m.fl., 2025), således är fortfarande en stor del av PFAS-belastningen i Malmö och Lund fortfarande okänd.

Mot denna bakgrund framstår områden där brandsläckningsskum använts som de mest tydliga punktkällorna. I både Malmö och Lund har mycket höga PFAS-halter (>10 000 ng/l) uppmätts i grundvatten eller spillvatten kopplat till historisk användning av PFAS-haltigt brandskum. De uppmätta halterna indikerar att gränsvärden i omgivande mark (t.ex. riktvärde för mindre känslig markanvändning på 20 µg PFOS/kg TS) och vatten (exempelvis miljökvalitetsnormen för ytvatten på maximalt 36 µg PFOS/l) sannolikt skulle överskridas. Detta har dock inte utretts inom ramen för denna rapport. Nya utsläpp är inte särskilt sannolika eftersom användningen numera är strikt reglerad

vad avser brandskum, men de äldre föroreningarna fortsätter att spridas i omgivande miljö. Exakt hur dessa föroreningar rör sig i mark, grundvatten och ytvatten är ännu inte klarlagt, vilket gör fortsatt kartläggning önskvärd.

Andra potentiella punktkällor, såsom industrier, verkstäder, ytbehandlingsverksamheter, deponier och avfallsanläggningar, är betydligt mindre kartlagda i Malmö och Lund. Deponier kan fungera som betydande punktkällor, då nationella mätningar visar medianhalter kring 5 000 ng/l PFAS 11 i lakvatten (Miljösamverkan Sverige, 2022). Den rening som idag sker av lakvatten är inte anpassad för att rena PFAS, vilket innebär att vattnet kan transportera PFAS vidare till omgivningarna och recipienter när lakvatten sprids via yt- och grundvatten.

Utöver punktkällor sker spridning via städernas vattenflöden. Avloppsreningsverken fungerar som spridningsväg för samhällets PFAS via både hushållsspillvatten samt industriellt processvatten. De analyser av VA SYDs reningsverk som hittills utförts har rapporterats med relativt höga rapporteringsgränser, vilket gör det svårt att dra tydliga slutsatser om faktiska halter. Eftersom VA SYD driver flera reningsverk med olika känsliga recipienter och olika PFAS-belastningar, bör en mer detaljerad kartläggning och provtagning genomföras.

Dagvatten är sannolikt en betydande diffus källa och lokala data är få eller saknas helt. Dagvatten kan både bidra till PFAS-inflödet till avloppsreningsverk och spridas direkt till recipienter, beroende på hur städernas dagvattensystem är utformade. I andra kommuner har man sett att halterna varierar kraftigt mellan olika typer av urbana områden och att halterna stiger vid nederbörd (H. Johansson m.fl., 2024; Kali m.fl., 2025), vilket sannolikt även gäller här.

När PFAS transporteras genom stadens vattenflöden ansamlas ämnena i ytvatten, sediment och mark. I Malmö gäller detta exempelvis kanalerna som omger stadskärnan, där dagvatten, bräddat avloppsvatten och lokala industriella utsläpp tillsammans kan bidra till den totala PFAS-belastningen. Sediment i sådana vattenmiljöer kan fungera som långsiktiga lagringsplatser, där PFAS kan stanna kvar i många år. Även biota i dessa vattenmiljöer kan påverkas långsiktigt. Dessutom mynnar vattendrag i Malmö och Lund i Öresund, vilket kan innebära en påverkan på havsmiljön, både i det lokala och regionala perspektivet.

Mark i anslutning till punktkällor såsom brandövningsplatser, deponier och industrier kan också innehålla förhöjda halter av PFAS. Malmös omfattande

lerlager gör att transporten ned till grundvatten sker långsamt och sannolikt begränsar höga halter i de djupa grundvattenakvifärerna, men samtidigt kan ämnena bli kvar länge i marken och fortsätta påverka omgivningen.

Begränsade provtagningar av fisk i lokala vattendrag visar att organismerna är påverkade av PFAS och att halterna varierar mellan olika vattenmiljöer. Analyser i Risebergabäcken visar PFOS-nivåer på 11 µg/kg våtvikt, vilket överskrider dagens miljökvalitetsnorm (9,1 µg PFOS/kg våtvikt). Med tanke på föreslagna kommande gränsvärden, 0,077 µg/kg våtvikt i biota och 4,4 ng/l i ytvatten för PFAS 25 som PFOA-ekvivalenter, är det sannolikt att många vattenmiljöer och fiskar i området kommer att överskrida nivåer som bedöms uppnå god status. Eftersom många PFAS har förmåga att bioackumuleras och biomagnifieras kan även andra djur samt växter exponeras, men vilka konsekvenser detta leder till är ej bedömt i denna rapport.

Ett särskilt PFAS av aktuell betydelse är TFA. Ämnet kännetecknas av sin höga rörlighet och stabilitet, och kombinationen av utbredd förekomst och mycket lång livslängd gör TFA svår att hantera (Arp m.fl., 2024). I både Malmö och Lund är det troligt att TFA förekommer i såväl vatten som mark, bland annat som nedbrytningsprodukt av vissa växtskyddsmedel och genom spridning via avloppsvatten och slam. Eftersom TFA föreslås inkluderas i framtida miljökvalitetsnormer finns ett tydligt behov av att studera dess förekomst och spridning närmare.

7 Exponering för människor

Människor exponeras för PFAS genom flera olika vägar. Oral exponering, framför allt via livsmedel och dricksvatten, framträder dock som den största och mest studerade exponeringsvägen. Andra möjliga exponeringsvägar är inhalation av exempelvis inomhusluft och damm samt genom hudkontakt, men hur stort bidrag dessa ger till den totala exponeringen är ännu ej helt klarlagt. PFAS kan också överföras till foster som exponeras via moderkakan och spädbarn via bröstmjölk.

Efter upptag transporteras PFAS i blodet och kan mätas i plasma eller serum[9]. Vid en bedömning av mänsklig exponering av PFAS granskade EFSA 17 olika PFAS, där data framför allt fanns tillgängligt för PFOS, PFOA, PFDA, PFNA, PFHxA och PFHxS. Av de granskade substanserna bedömdes 46% av totala PFAS-exponeringen bero på summan av PFAS 4 (det vill säga PFOA, PFNA, PFOS och PFHxS). Ytterligare exponering anses främst komma från kortkedjiga PFBA och PFHxA. Dessa har halveringstid på dagar till någon månad, i jämförelse med PFAS 4 som kan ha halveringstider på flera år.

De medianhalter som rapporterats i vuxnas serum eller plasma var 7,7 ng/ml för PFOS, 2,2 ng/ml för PFOA, samt 0,68 ng/ml för PFHxS och 0,61 ng/ml för PFNA. För barn rapporteras medianhalter på 3,2 ng/ml för PFOS, 3,3 ng/ml för PFOA, samt 0,60 ng/ml för PFHxS och 0,79 ng/ml för PFNA. Generellt har barn och spädbarn de högsta exponeringsnivåerna i relation till kroppsvikten.

PFAS i Ronneby

I Ronneby uppmättes PFAS-halter på mer än 10 000 ng/l i invånarnas dricksvatten. Till följd har serumkoncentrationer i Ronnebys befolkning uppmätts till 114 ng PFHxS/ml, 135 ng PFOS/ml samt 6,8 ng PFOA/ml (Xu et al., 2021).

När det gäller kostens bidrag framstår fisk och skaldjur, frukt samt ägg som de viktigaste livsmedelskategorierna för exponering av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS, oavsett vilken befolkningsgrupp som studeras.

[9] Plasma är det som återstår av blodet när alla celler har avlägsnats utan att blodet har fått koagulera (ALS Scandinavia, 2012). Plasma består till 90 % av vatten. Serum är en gulaktig transparent vätska som blir resultatet efter att man låtit blod koagulera och sedan avlägsnat blodkroppar och koagulationsproteiner. Serum innehåller proteiner, bland annat antikroppar.

Det finns också stora skillnader mellan individer. I befolkningar som till exempel bor i områden med kraftigt PFAS-förorenat dricksvatten har man funnit serumhalter som är många gånger högre än de som ses i allmänbefolkningen (Xu m.fl., 2021).

7.1 Hälsorisker och effekter

Det finns idag ett robust vetenskapligt underlag som visar på hälsoeffekter av PFAS-exponering. En effekt av PFOS och PFOA-exponering som beskrivs av EFSA är påverkan på immunförsvaret vilket resulterar i nedsatt antikroppssvar efter vaccinationer, en effekt som har observerats i både barn och vuxna (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020).

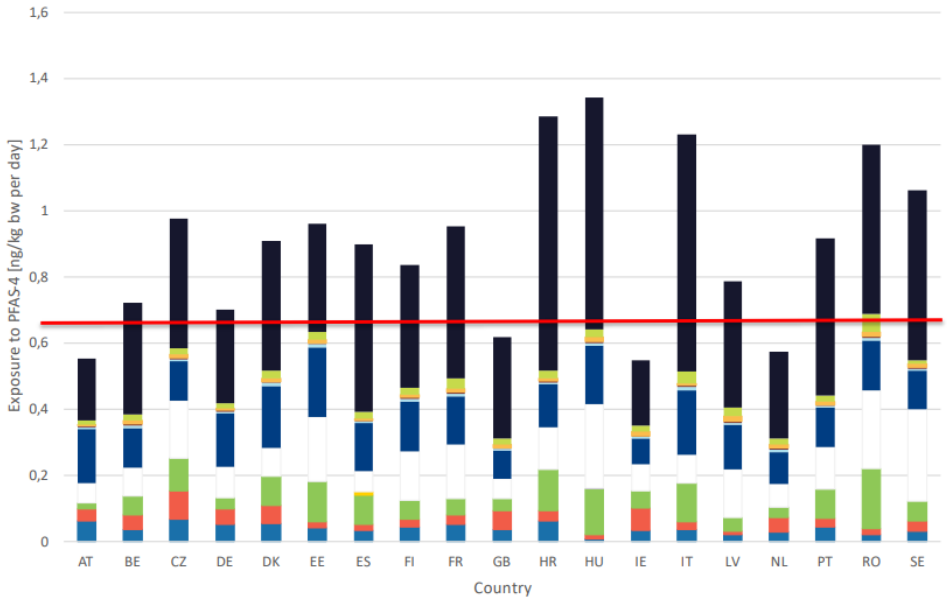
Det finns även stöd för förhöjda kolesterolnivåer i serum vid exponering för PFOS, PFOA och PFNA (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020), vilket kan påverka hjärt- och kärlsystemet. Ytterligare samband har setts mellan flera PFAS och ökade nivåer av leverenzymer, framför allt enzymet alaninaminotransferas, vilket kan tyda på påverkan på leverfunktionen. Studier på PFOS och PFOA visar dessutom ett samband med lägre födelsevikt.

Baserat på den sammanlagda evidensen bedömde EFSA att effekter på immunsystemet uppstår vid de lägsta uppmätta serumhalterna och därmed utgör den kritiska effekten i riskbedömningen (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). Som utgångspunkt för beräkning av ett tolerabelt intag användes därför en nivå där man observerat ett minskat antikroppssvar hos spädbarn som exponerats via moderkaka och bröstmjölk. Dessa grupper betraktas som särskilt känsliga, både för PFAS och för immunpåverkan i allmänhet.

Den uppskattade tolererbara veckodosen (TVI) anses därmed vara en exponering på 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka för PFAS 4 (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). Detta motsvarar ett TDI på 0,63 ng/kg kroppsvikt. Syftet med att begränsa intag av PFAS är att undvika att mödrar ackumulerar PFAS till nivåer som leder till att ammande spädbarn får serumhalter som kan kopplas till nedsatt vaccinationsrespons.

I sin kartläggning jämförde även EFSA den genomsnittliga exponeringen av PFAS 4 som befolkningen i olika länder har, baserat på uppmätta halter i livsmedel. En genomsnittlig vuxen i Sverige uppnår en exponering av PFAS 4 på cirka 1,1 ng/kg kroppsvikt och dag enligt Figur 3, vilket är högre än TDI som är 0,63 ng/kg

kroppsvikt (S. Johansson & Hermann, 2023). Av denna exponering utgör fisk och skaldjur den allra största exponeringen, följt av kött, frukt och ägg. Dricksvatten och alkoholhaltiga drycker medför i genomsnitt något lägre exponering. För barn gäller att exponeringen är två gånger så hög som för vuxna, och för spädbarn ännu högre då barn och spädbarn har ett högre intag av både mat och vätska i relation till sin kroppsvikt än vuxna.



Figur 3. Genomsnittlig exponering för vuxna (ng/kg kroppsvikt) av PFAS 4 i olika mat- och dryckeskategorier, uppdelat i EU-länder (Sverige = SE). Figur hämtad från S.Johansson & Hermann (2023). Rött streck motsvarar EFSAs TDI på 0,63 ng/kg kroppsvikt och dag. Svart stapel = fisk och skaldjur. Ljusgrön stapel = grönsaker. Orange stapel = rotfrukter. Mörkröd stapel = annan mat. Ljusblå stapel = mjölk och mejeriprodukter. Mörkblå stapel = frukt. Vit stapel = kött. Grön stapel = ägg. Röd stapel = alkoholhaltig dryck. Blå stapel = dricksvatten.

Det återstår mycket arbete för att förstå helheten av PFAS-exponering (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). För att säkerställa kvalitén på tillgängliga data krävs bättre analytiska metoder för att kunna mäta fler PFAS med högre känslighet, samt utveckling av metoder för att bestämma total PFAS-mängd, inte enbart enskilda ämnen.

Det finns också ett stort behov av att kvantifiera andra exponeringskällors betydelse, exempelvis från inomhusluft, damm och material som kommer i kontakt med livsmedel, eftersom dessa idag är ofullständigt kartlagda (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020). Mycket arbete återstår även med att förstå effekter som andra PFAS än PFOS och PFOA kan ha på människors hälsa. För att kunna jämföra toxiciteten mellan olika PFAS behövs fler studier som möjliggör

framtagning av relativa riskfaktorer. Slutligen efterfrågas fler och större studier för att utvärdera effekter av den totala halten av PFAS, vilket i nuläget är bristfälligt undersökt.

För närvarande pågår ett gemensamt arbete mellan EFSA och ECHA för att fastställa referensvärden för när exponering för ultrakorta TFA kan innebära en hälsorisk (EFSA, 2024). Resultatet av denna bedömning väntas publiceras under 2026.

Sammantaget visar dagens kunskapsläge att endast ett begränsat antal PFAS är relativt väl studerade, och även dessa är långt ifrån fullständigt kartlagda. Den kunskap som finns tyder dock på att exponering för flera PFAS kan medföra allvarliga hälsoeffekter. Nya möjliga hälsoeffekter identifieras fortlöpande, vilket innebär att den samlade bilden ännu är ofullständig. Därtill saknas i stor utsträckning kunskap om hur olika PFAS samverkar med varandra eller med andra föroreningar, genom den så kallade *cocktaileffekten*, vilket utgör en betydande osäkerhet i riskbedömningen.

7.2 Det lokala perspektivet – Malmö och Lund

Befolkningen i Malmö och Lund kan antas exponeras för PFAS via flera olika vägar. En del av dessa är fortfarande svåra att kvantifiera, exempelvis exponering via inomhusmiljö, damm och hudkontakt. Även om dessa vägar ännu inte är fullt kartlagda innebär det inte att de saknar betydelse. De två viktigaste vägarna som idag kan bedömas mer säkert är dricksvatten och livsmedel.

De dricksvattenanalyser som utförts i Malmö och Lund visar på PFAS 4 halter under 2,5 ng/l samt PFAS 21 under 3,5 ng/l. Dessa halter är under de gränsvärden som börjar gälla från 2026 (PFAS 4 på 4 ng/l samt PFAS 21 på 100 ng/l), vilket innebär att det kommunala dricksvattnet anses hålla en god kvalitet enligt det rådande kunskapsläget. Samtidigt har studier visat att halterna av TFA i dricksvattnet kan vara över 300 ng/l (Naturskyddsföreningen, 2024; van Hees m.fl., u.å.), vilket kräver utökade utredningar för att fastställa. För privata brunnar finns i dagsläget begränsad kunskap, och dessa bör därför kartläggas särskilt om PFAS-halterna bedöms kunna vara högre.

Av livsmedel är fisk en relativt välstuderad källa för PFAS-exponering. Internationellt fångad fisk uppvisar generellt halter inom spannet 0,1–22 µg/kg för PFAS 4 (Langberg m.fl., 2024). I andra livsmedel har rester från PFAS i

växtskyddsmedel uppmärksammats, bland annat i icke-ekologiska europeiska jordgubbar, persikor och aprikoser där en tydlig ökning har uppmätts under det senaste årtiondet (Pesticide Action Network Europe, 2024). I icke-ekologiska viner från 2021–2024 har dessutom mycket höga halter av TFA påträffats, i genomsnitt 122 000 ng/l (Burtscher-Schaden m.fl., 2025).

Enligt EFSA uppskattas den genomsnittliga totala exponeringen av PFAS 4 för vuxna i Sverige till cirka 1,1 ng/kg kroppsvikt och dag (S. Johansson & Hermann, 2023). Detta är ungefär 1,7 gånger högre än EFSAs TDI på 0,63 ng/kg kroppsvikt. Kostmönstret i Malmö och Lund kan antas motsvara övriga landet, med stor andel importerade och industriellt producerade livsmedel. Det är därför rimligt att anta att invånarnas exponering via livsmedel ligger på samma nivå som Sveriges genomsnitt, det vill säga ungefär 1 ng/kg kroppsvikt och dag.

Vid halter runt 2,5 ng/L i dricksvattnet motsvarar exponeringen för en vuxen ungefär 0,07 ng/kg kroppsvikt och dag, eller cirka 10 % av TDI. För barn kan andelen bli högre, upp mot 20 %. Detta innebär att livsmedel står för den största delen av den totala exponeringen, medan dricksvattnet bidrar med en mindre men inte obetydlig del.

Denna jämförelse omfattar dock endast en liten del av alla PFAS. Exponeringen från övriga PFAS, inklusive TFA, är ännu inte inkluderad i riskbedömningar, vilket gör att den totala PFAS-exponeringen är underskattad. Eftersom den genomsnittliga PFAS 4-exponeringen i Sverige redan ligger över EFSAs TDI innebär detta att det finns en möjlighet till hälsorisk. Överskridandet innebär inte att skada är konstaterad på individnivå, men det visar att befolkningens exponering ligger i ett intervall där negativa effekter inte kan uteslutas.

Utanför kost och dricksvatten kan även inomhusmiljön bidra till PFAS-exponeringen, eftersom PFAS förekommer i exempelvis textilier, möbler och ytbehandlingar. Detta blir särskilt viktigt i miljöer där känsliga grupper vistas, exempelvis på förskolor.

Eftersom Malmö och Lund saknar kända stora punktkällor som direkt påverkar befolkningens exponering bedöms halterna i blod hos befolkningen motsvara de nivåer som ses i övriga befolkningen. Detta innebär ungefärliga medianhalter i vuxna på 7,7 ng/ml för PFOS, 2,2 ng/ml för PFOA, 0,68 ng/ml för PFHxS och 0,61 ng/ml för PFNA (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2020).

8 PFAS i Malmö och Lund – rekommenderade åtgärder och framtida arbete

Det samlade underlaget visar att Malmö och Lund står inför en PFAS-problematik som i stort liknar situationen i många andra städer, både i Sverige och internationellt. Det finns ett begränsat antal kända lokaliteter med mycket höga PFAS-halter, där miljörisker och risker för exponering i dagsläget inte är fullt klarlagda. Samtidigt förekommer PFAS brett i miljön, vilket innebär att befolkningen exponeras via flera samverkande källor. Sammantaget motiverar detta ett mer samlat och långsiktigt arbete för att minska både miljörisker och den totala exponeringen. För invånarna bedöms den sammanlagda exponeringen, i likhet med övriga Sverige, ligga över EFSAs tolerabla dagliga intag för PFAS 4, främst på grund av bidraget från livsmedel, medan dricksvattnet utgör ett mindre tillskott. Samtidigt har kartläggningen visat på flera källor som bidrar till spridning av PFAS i omgivningen.

Sammantaget innebär detta att kommunerna bör arbeta både med att begränsa miljöbelastningen och med att minska den mänskliga exponeringen. Malmö och Lund har redan ett välutvecklat miljö- och kemikaliearbete, men här finns behov av att ytterligare stärka fokus på PFAS.

De största identifierade punktkällorna av PFAS till miljön är kopplade till tidigare användning av PFAS-brandskum. Dessa platser skulle behöva tekniska barriärer eller rening för att minska läckage till omgivningen. Samtidigt saknas ofta mätdata i omgivningen vid punktkällorna, vilket gör att spridningens omfattning inte kan bedömas i nuläget. Ansvarsfrågan för dessa platser behöver lösas, eftersom utsläppen ibland skedde under tidigare organisationsformer och med andra aktörer involverade (se avsnitt 8.1).

Vattenmiljöer framstår som ett område där de kommunala verksamheterna kan göra stor skillnad för att minska PFAS-halter och därmed minska spridningen till miljö och människor. Här saknas dock mer omfattande kartläggningar av dagvattensystem, avloppsvattensystem och dricksvattensystemen. Den ordinarie PFAS-provtagningen av dricksvatten vid överlämningspunkten följer gällande lagstiftning och är central för att säkerställa dricksvattenkvalitet. Utökade analyspaket kan dock ses som ett komplement i ett mer proaktivt arbete, där syftet är att öka kunskapen om förekomst, källor och spridningsvägar.

Genom att följa halter uppströms, till exempel innan avloppsvatten når reningsverken, kan ytterligare källor identifieras och riktade åtgärder sättas in där de gör mest effekt. Kommande kartläggningar bör inkludera större analyspaket där både lagstadgade PFAS-grupper (såsom PFAS 21 eller PFAS 25), ultrakorta PFAS och bredspektrumanalyser ingår. Analysmetoder med tillräckligt låga detektionsgränser är särskilt viktiga för att resultaten ska kunna ge den information som efterfrågas och som krävs för vidare utredning och bedömning.

Även vattendrag och kustmiljöer behöver följas upp mer systematiskt. Områdena används för rekreation, exempelvis bad, sportfiske och annan vistelse längs strand- och vattenmiljöerna, vilket ställer krav på god vattenkvalitet och säkra halter av föroreningar. För detta krävs bättre kunskap om PFAS i sediment, vattenmassor och biota, där tidigare analyser visar på att viss fisk kan ha förhöjda PFAS-halter.

Efter en utökad kartläggning av PFAS i miljön bör resultaten sammanställas i ett övergripande verktyg på kommunal eller regional nivå, som möjliggör lagring, visualisering och analys av data, exempelvis i GIS. Genom att samla provdata och identifierade källor på ett ställe skapas en tydlig helhetsbild av spridning och riskområden. Det underlättar uppföljning, prioritering av åtgärder och ger ett lättillgängligt underlag för vidare beslut och kommunikation mellan berörda aktörer.

Kommunerna kan också minska PFAS-belastningen genom styrning och krav i sin egna verksamhet samt genom att integrera PFAS-frågan i befintliga arbetsprocesser för upphandling och kemikaliehantering. Inom livsmedelsområdet kan detta omfatta både valet av livsmedel och material som kommer i kontakt med livsmedel, såsom förpackningar och köksutrustning. En prioritering av ekologisk mat i kommunala kök kan minska risken för exponering av PFAS-rester från bekämpningsmedel, samtidigt som upphandling av exempelvis fett- och vattenavvisande engångsprodukter kan ses över.

Inom fastighets- och byggsektorn kan kommunerna arbeta med att ställa krav på byggmaterial och inredningsprodukter i nyproduktion och renovering. Särskild uppmärksamhet kan riktas mot material med ytbehandlingar som ger vatten-, smuts- eller brandskyddande egenskaper, exempelvis golv, väggmaterial, isolering, takprodukter och textiler.

Vidare kan kemikalieanvändningen i kommunala verksamheter, såsom städning, underhåll och fordonsvård, inventeras och anpassas. Städ- och

rengöringsprodukter, impregneringsmedel och andra kemikalier kan utgöra potentiella källor till PFAS och bör därför inkluderas i kommunernas kemikaliearbete.

Arbetsmiljöer där barn, äldre och andra känsliga grupper vistas, såsom förskolor, skolor och äldreboenden, kan kartläggas särskilt. I dessa miljöer kan PFAS förekomma i exempelvis textilier, möbler, golvbeläggningar, brandskyddsmaterial och konsumentnära produkter. Ett långsiktigt arbete kan därför inriktas på att successivt byta ut identifierade riskprodukter samt stärka kunskapen hos berörda verksamheter.

Kommunernas möjlighet att direkt påverka enskilda individers PFAS-exponering är begränsad, men riktade informationsinsatser kan ge stor effekt. Lantbrukare bör få tydlig vägledning om förekomst av PFAS i växtskyddsmedel och om hur dessa kan brytas ned till ultrakorta PFAS, såsom TFA. För allmänheten kan information om PFAS i konsumentprodukter, val av livsmedel och vikten av att analysera privata brunnar i riskområden bidra till minskad exponering. Med nuvarande kunskapsläge går det inte att med säkerhet avgöra vilka privata brunnar som löper störst risk för PFAS-förekomst i Malmö och Lund. Brunnar i närheten av exempelvis jordbruksmark eller kända punktkällor kan dock innebära en potentiellt högre risk. Kommunerna kan även lyfta fram goda exempel på organisationer som fasat ut PFAS, för att inspirera och stödja en bredare beteendeförändring.

8.1 Ansvar över PFAS-frågan

Ansvarsbilden för PFAS-föroreningar är idag splittrad, eftersom många utsläpp skedde långt innan PFAS blev en prioriterad miljöfråga. En betydande del av de stora punktkällorna i Malmö och Lund har historiska kopplingar till tidigare räddningstjänster och verksamhetsutövare, vilket gör att det i efterhand är oklart vem som bär huvudansvaret för att hantera eller sanera föroreningarna. Därtill kommer att sanering av PFAS-förorenad mark och grundvatten är kostsamt och tekniskt svårt på grund av PFAS persistenta egenskaper.

I dagsläget pågår framför allt arbete med att dokumentera och avgränsa föroreningarna. Frågor om framtida sanering, finansiering och ansvarsfördelning behöver lösas genom samverkan mellan kommunerna, regionala myndigheter och andra berörda aktörer. Ett fortsatt strukturerat arbete med PFAS kräver därför både samordning och långsiktiga beslut, där kommunen har en central roll i att initiera, koordinera och driva arbetet framåt.

9 Referensförteckning

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

ALS Scandinavia. (2012). *Analysera blod eller serum?* https://www.alsglobal.se/humanbiologi/aktuellt/Analysera-blod-eller-serum%253F_121

Androulakakis, A., Alygizakis, N., Gkotsis, G., Nika, M.-C., Nikolopoulou, V., Bizani, E., Chadwick, E., Cincinelli, A., Claßen, D., Danielsson, S., Dekker, R. W. R. J., Duke, G., Glowacka, N., Jansman, H. A. H., Krone, O., Martellini, T., Movalli, P., Persson, S., Roos, A., … Thomaidis, N. S. (2022). Determination of 56 per- and polyfluoroalkyl substances in top predators and their prey from Northern Europe by LC-MS/MS. *Chemosphere*, *287*, 131775. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131775

Arp, H. P. H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M., & Cousins, I. T. (2024). The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). *Environmental Science & Technology*, *58*(45), 19925–19935. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189

Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Feldtmann, M. G., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L., & Pütz, K. W. (2022). *PFAS – hur kan svenska avlopps reningsverk möta utmaningen?* (Svenskt Vatten Utveckling No. Nr 2022-7; Svenskt Vatten Utveckling). Svenskt Vatten.

Brunn, H., Arnold, G., Körner, W., Rippen, G., Steinhäuser, K. G., & Valentin, I. (2023). PFAS: Forever chemicals—persistent, bioaccumulative and mobile.

Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Environmental Sciences Europe*, *35*(1), 20. https://doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8

Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *7*(4), 513–541. https://doi.org/10.1002/ieam.258

Burtscher-Schaden, H., Langemann, S., Lyssimachou, A., & Roynel, S. (2025). *Message From the Bottle—The Rapid Rise of TFA Contamination Across the EU*. GLOBAL 2000. https://cdn.naturskyddsforeningen.se/uploads/2025/04/Message-from-the-bottle_TFA-in-wine_final.pdf

Council of the European Union. (2025, oktober 8). *Provisional agreement on amending water framework directive, groundwater directive and directive on environmental quality standards*. https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-13706-2025-INIT/en/pdf

Cousins, I. T., Johansson, J. H., Salter, M. E., Sha, B., & Scheringer, M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science & Technology*, *56*(16), 11172–11179. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765

Cronqvist, M. S. S. (2025, april 26). *Lund har 42 dolda soptippar – sex av dem riskerar att läcka*. Sydsvenskan. https://www.sydsvenskan.se/lund/lund-har-42-dolda-soptippar-sex-av-dem-riskerar-att-lacka/

Donley, N., Cox, C., Bennett, K., Temkin, A. M., Andrews, D. Q., & Naidenko, O. V. (2024). Forever Pesticides: A Growing Source of PFAS Contamination in the

Environment. *Environmental Health Perspectives*, *132*(7), 075003. https://doi.org/10.1289/EHP13954

Doyle, H., Flexman, K., Keyte, I., Reynolds, K., Tyers, J., Serrano Valverde, B., & Whitling, R. (2024). *An assessment on PFAS in textiles in Europe's circular economy*. WSP. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-in-textiles-in-europes-circular-economy/an-assessment-on-pfas-in-textiles-in-europes-circular-economy/@@download/file

ECHA. (2025a). *ECHA update on the per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) restriction process*. https://echa.europa.eu/documents/10162/111425157/echa_update_pfas_en.pdf/6775e241-204e-af0a-a2d0-4c16ba2c138d?t=1756287349062&utm_source=chatgpt.com

ECHA. (2025b). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. https://echa.europa.eu/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas

Ecke, F., Ytrehus, B., Evander, M., Hörnfeldt, B., Leijon, A., Malmsten, J., Skrobonja, A., & Ahrens, L. (2025). Biomagnification and potential health effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a terrestrial food web. *Scientific Reports*, *15*(1), 31003. https://doi.org/10.1038/s41598-025-16395-6

EFSA. (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts—Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA Journal*, *6*(7), 653. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2008.653

EFSA. (2024, augusti 30). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) | EFSA*. https://www.efsa.europa.eu/en/topics/per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal*, *18*(9), e06223. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223

Ellis, D. A., Martin, J. W., De Silva, A. O., Mabury, S. A., Hurley, M. D., Sulbaek Andersen, M. P., & Wallington, T. J. (2004). Degradation of Fluorotelomer Alcohols: A Likely Atmospheric Source of Perfluorinated Carboxylic Acids. *Environmental Science & Technology*, *38*(12), 3316–3321. https://doi.org/10.1021/es049860w

(EU) 2019/1021, 169 OJ L (2019). http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1021/oj

(EU) 2023/915, 119 OJ L (2023). http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj

(EU) 2025/1731 (2025). http://data.europa.eu/eli/reg/2025/1731/oj

European Commission. (2025, oktober 3). *Commission restricts the use of 'forever chemicals' in firefighting foams* [Text]. European Commission. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_25_2286

European Council. (2025). *Water pollution: Council and Parliament reach provisional deal to update priority substances in surface and ground waters*. Consilium. https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/

European Environment Agency. (2022, december 8). *Chemicals signals*. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/zero-pollution/health/signals/chemicals-signals

Faxneld, S., & Soerensen, A. (2025). *Retrospektiva studier av PFAS i fisk i de tre stora sjöarna—Vänern, Vättern och Mälaren* (No. Vänerns vattenvårdsförbund rapport 148, Vätternvårdsförbundets rapport 165, Mälarens

vattenvårdsförbund rapport 2025:3). Naturhistoriska Riksmuseet. https://www.malaren.se/wp-content/uploads/Retrospektiva-Studier-PFAS-Fisk_StoraSjoarna_2025-3.pdf

Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A., & Yeung, L. W. Y. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge from wastewater treatment plants in Sweden—First findings of novel fluorinated copolymers in Europe including temporal analysis. *Science of The Total Environment*, *846*, 157406. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157406

Giovanoulis, G., Ibrahim, R., Liagkouridis, I., Egelrud, L., Awad, R., Shaheen, N., Eskhult, J., Fäldt, J., Lagerqvist, A., & Jamtrot, A. (2025). *Provtagning och kemisk analys inom hälsorelaterad miljögiftsövervakning 2024: Kemikaliebelastning i 21 förskolors innemiljö* (No. C894). IVL Svenska Miljöinstitutet. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-4528

Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, *22*(12), 2345–2373. https://doi.org/10.1039/D0EM00291G

Hartz, W. F., Björnsdotter, M. K., Yeung, L. W. Y., Humby, J. D., Eckhardt, S., Evangeliou, N., Ericson Jogsten, I., Kärrman, A., & Kallenborn, R. (2024). Sources and Seasonal Variations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Surface Snow in the Arctic. *Environmental Science & Technology*, *58*(49), 21817–21828. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c08854

Holmström, K., Iverfelt, U., Ringshagen, E., & Ländell, M. (2021). *Kunskapssammanställning om PFAS* (No. PM 1/21). Kemikalieinspektionen.

Hushållningssällskapet. (u.å.). PFAS i potatisodlingen – vad behöver vi veta? *Hushållningssällskapet*. Hämtad 18 november 2025, från

https://hushallningssallskapet.se/vara-projekt-och-uppdrag/pfas-i-potatisodlingen/

HVMFS 2019:25 (2019).

Jahura, F. T., Mazumder, N.-U.-S., Hossain, M. T., Kasebi, A., Girase, A., & Ormond, R. B. (2024). Exploring the Prospects and Challenges of Fluorine-Free Firefighting Foams (F3) as Alternatives to Aqueous Film-Forming Foams (AFFF): A Review. *ACS Omega*, *9*(36), 37430–37444. https://doi.org/10.1021/acsomega.4c03673

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. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109061

Johansson, H., Flanagan, K., Viklander, M., & Österlund, H. (2024). *Förekomst av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i dagvatten från urbana områden i Östersund*. Luleå tekniska universitet. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ltu:diva-111260

Johansson, S., & Hermann, C. (2023). *POLICY BRIEFING: Toxic tide rising: Time to tackle PFAS National approaches to address PFAS in drinking water across Europe*. European Environmental Bureau. https://eeb.org/wp-content/uploads/2023/10/PFAS-in-drinking-water-briefing-final-1.pdf

Kali, S. E., Österlund, H., Viklander, M., & Blecken, G.-T. (2025). Stormwater discharges affect PFAS occurrence, concentrations, and spatial distribution in water and bottom sediment of urban streams. *Water Research*, *271*, 122973. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122973

Karlsson, L., Önnby, L., Björklund, E., Thorsén, G., & Miljöinstitutet, I. S. (2023). *Rening från organiska mikroföroreningar* (No. U6783). IVL Svenska Miljöinstitutet.

Kemikalieinspektionen. (2016). *Rekommendationer för minskad användning av brandsläckningsskum*. https://www.msb.se/siteassets/dokument/amnesomraden/skydd-mot-olyckor-och-farliga-amnen/raddningstjanst/brandskum.pdf

Kemikalieinspektionen. (2021). *PFASs in Cosmetics* (No. PM 9/21). https://www.kemi.se/download/18.59a654e17be6ec4276756/1638973419683/PM-9-21-PFASs%20in%20cosmetics.pdf

Kemikalieinspektionen. (2024). *Gränsvärden och riktvärden för PFAS - 8 februari 2024*. https://www.kemi.se/download/18.db1a89d18b37a78175b303/1707489966084/Gransvarden-och-riktvarden-for-PFAS.pdf

Kemikalieinspektionen. (2025a). *PFAS* [Text]. https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas

Kemikalieinspektionen. (2025b). *Reach-förordningen* [Text]. https://www.kemi.se/lagar-och-regler/lagstiftningar-inom-kemikalieomradet/eu-gemensam-lagstiftning/reach-forordningen

Kemikalieinspektionen. (2025c). *Verksamma ämnen i växtskyddsmedel som är PFAS* [Text]. https://www.kemi.se/lagar-och-regler/lagstiftningar-inom-kemikalieomradet/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/aktuellt-om-vaxtskyddsmedel/verksamma-amnen-i-fokus/verksamma-amnen-i-vaxtskyddsmedel-som-ar-pfas

Kemikalieinspektionen. (2025d). *Växtskyddsmedel som kan bilda TFA omprövas för att skydda grundvattnet* [Text]. https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2025-11-20-

vaxtskyddsmedel-som-kan-bilda-tfa-omprovas-for-att-skydda-grundvattnet

Kookana, R. S., Navarro, D. A., Kabiri, S., & McLaughlin, M. J. (2022). Key properties governing sorption–desorption behaviour of poly- and perfluoroalkyl substances in saturated and unsaturated soils: A review. *Soil Research*, *61*(2), 107–125. https://doi.org/10.1071/SR22183

Kärrman, A., Fredriksson, F., & Särnholm, E. (2024). *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask* (Svenskt Vatten Utveckling Nos. 2024–5). Svenskt Vatten.

Langberg, H. A., Breedveld, G. D., Kallenborn, R., Ali, A. M., Choyke, S., McDonough, C. A., Higgins, C. P., Jenssen, B. M., Jartun, M., Allan, I., Hamers, T., & Hale, S. E. (2024). Human exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) via the consumption of fish leads to exceedance of safety thresholds. *Environment International*, *190*, 108844. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108844

LIVSFS 2022:12 (2022). https://www.livsmedelsverket.se/4af3b1/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2022-12_web_t.pdf

Livsmedelsverket. (2021). *Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten*.

Malmö Stad. (2025). *PFAS - en översiktlig inventering*.

Miljø- og ligestillingsministeriet. (2025, juli 7). *Sprøjtemidler med PFAS-aktivstoffer bliver forbudt*. https://mim.dk/nyheder/pressemeddelelser/2025/juli/sproejtemidler-med-pfas-aktivstoffer-bliver-forbudt

Miljösamverkan Sverige. (u.å.). *Vilken matris är lämplig?* Miljösamverkan Sverige. Hämtad 27 november 2025, från https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/provtagningsguide/miljogifter/vilken-matris-ar-lamplig/

Miljösamverkan Sverige. (2022). *PFAS vid deponier—Handläggarstöd med fokus på PFAS i lakvatten*.

Naturskyddsföreningen. (2024). *PFAS i dricksvatten och ytvatten* [Analysrapport]. https://cdn.naturskyddsforeningen.se/uploads/2024/10/Analysrapport-pfas-2024.pdf

Naturskyddsföreningen. (2025). *Extremt höga PFAS-halter i vin*. Naturskyddsföreningen. https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/extremt-hoga-pfas-halter-i-vin/

Naturvårdsverket. (2025a). *Avloppsslam på jordbruksmark, användning, innehåll och spridningsplatser*. https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avlopp/avloppsslam-pa-jordbruksmark-anvandning-innehall-och-spridningsplatser/

Naturvårdsverket. (2025b). *Branschlista förorenade områden år 2025*. https://www.naturvardsverket.se/490731/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/inventering/branschlistan-fororenade-omraden-ar-2025.pdf

Naturvårdsverket. (2025c). *Insamling av brandsläckningsskum förebygger att PFAS hamnar i miljön*. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/hogfluorerade-amnen-i-miljon-pfas/insamling-av-brandslackningsskum-forebygger-att-pfas-hamnar-i-miljon/

Naturvårdsverket. (2025d). *Tillsyn av PFAS-förorenade områden*. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/tillsyn-av-pfas-fororenade-omraden/

Nguyen, M. A., Norström, K., Wiberg, K., Gustavsson, J., Josefsson, S., & Ahrens, L. (2022). Seasonal trends of per- and polyfluoroalkyl substances in river water affected by fire training sites and wastewater treatment plants. *Chemosphere*, *308*, 136467. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136467

Nilsson, H., Kärrman, A., Westberg, H., Rotander, A., van Bavel, B., & Lindström, G. (2010). A Time Trend Study of Significantly Elevated Perfluorocarboxylate Levels in Humans after Using Fluorinated Ski Wax. *Environmental Science & Technology*, *44*(6), 2150–2155. https://doi.org/10.1021/es9034733

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

Pesticide Action Network Europe. (2024). *Toxic Harvest—The rise of forever PFAS pesticides in fruit and vegetables in Europe*. https://www.pan-europe.info/sites/pan-europe.info/files/public/resources/reports/Report_Toxic%20Harvest%20The%20rise%20of%20forever%20PFAS%20pesticides%20in%20fruit%20and%20vegetables%20in%20Europe%2027022024%20%281%29.pdf

Petersson, M. (2025). *Höje å Recipientkontroll 2024*. Höje å Vattenråd. https://media.hojea.se/wp-content/uploads/2025/08/Ho%CC%88je_a%CC%8A_recipientkontroll_2024.pdf

Pettersson, M., Ländell, M., Ohlsson, Y., Berggren Kleja, D., & Tiberg, C. (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten*. Statens geotekniska institut. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:swedgeo:diva-305

Pfotenhauer, D., Sellers, E., Olson, M., Praedel, K., & Shafer, M. (2022). PFAS concentrations and deposition in precipitation: An intensive 5-month study at National Atmospheric Deposition Program – National trends sites (NADP-NTN) across Wisconsin, USA. *Atmospheric Environment*, *291*, 119368. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119368

Plassmann, M. M. (2011). *Environmental occurrence and fate of semifluorinated n-alkanes and perfluorinated alkyl acids present in ski waxes*. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-56405

Ramírez Carnero, A., Lestido-Cardama, A., Vazquez Loureiro, P., Barbosa-Pereira, L., Rodríguez Bernaldo de Quirós, A., & Sendón, R. (2021). Presence of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Food Contact Materials (FCM) and Its Migration to Food. *Foods*, *10*(7), 1443. https://doi.org/10.3390/foods10071443

Raudkivi, M., Kaasinen, S., Rowe, O., Ruokanen, L., & Haapaniemei, J. (2025). *Methodological recommendations for the monitoring and assessment of PFAS in the aquatic environment.* (No. Output 2.1 of the EMPEREST project, co-funded by Interreg Baltic Sea Region.). HELCOM.

Rehman, A. U., Crimi, M., & Andreescu, S. (2023). Current and emerging analytical techniques for the determination of PFAS in environmental samples. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, *37*, e00198. https://doi.org/10.1016/j.teac.2023.e00198

Revaq. (2025). *Regler för certifieringssystemet*. https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/revaq/revaq-regler-2026-utgava-11.1-vit.pdf

Savvaides, T., Koelmel, J. P., Zhou, Y., Lin, E. Z., Stelben, P., Aristizabal-Henao, J. J., Bowden, J. A., & Pollitt, K. J. G. (2021). Prevalence and Implications of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Settled Dust. *Current Environmental Health Reports*, *8*(4). https://doi.org/10.1007/s40572-021-00326-4

Schymanski, E. L., Zhang, J., Thiessen, P. A., Chirsir, P., Kondic, T., & Bolton, E. E. (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in PubChem: 7 Million and Growing. *Environmental Science & Technology*, *57*(44), 16918–16928. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04855

SGU-FS 2023:1 (2023). https://resource.sgu.se/dokument/publikation/foreskrift/foreskrift202301dokument/sgu-fs-2023-1.pdf

Sha, B., Johansson, J. H., Salter, M. E., Blichner, S. M., & Cousins, I. T. (2024). Constraining global transport of perfluoroalkyl acids on sea spray aerosol using field measurements. *Science Advances*, *10*(14), eadl1026. https://doi.org/10.1126/sciadv.adl1026

Steeves, K. L., Bissram, M. J., Kleywegt, S., Stevens, D., Dorman, F. L., Simpson, A. J., Simpson, M. J., Cahill, L. S., & Jobst, K. J. (2023). Nontargeted screening reveals fluorotelomer ethoxylates in indoor dust and industrial wastewater. *Environment International*, *171*, 107634. https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107634

Svedlund, J., & Skedung, L. (2022). *PFAS Substitution Guide—For textile supply chains* (RISE rapport No. 2022:98). RISE Research Insitute of Sweden.

https://www.ri.se/sites/default/files/2022-09/PFAS_Substitution_Guide_for_Textile_Supply_Chains.pdf

Sveriges geologiska undersökning. (2024a). *PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser*. https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarden-och-tillstandsklasser/

Sveriges geologiska undersökning. (2024b). *PFAS i grundvatten*. https://www.sgu.se/grundvatten/pfas-i-grundvatten/

SVT Nyheter. (2019, december 13). *Insatsledaren frias för det giftiga brandskummet i Hamre*. SVT Nyheter. https://www.svt.se/nyheter/lokalt/gavleborg/raddningsledaren-frias-for-det-giftiga-brandskummet-i-hamre

Sweco. (2023). *Släckvattenutredning—Räddningstjänsten SYDs brandövningsplats vid Spillepeng*.

Sydvatten. (2024, januari 10). Låga PFAS-halter i vårt vatten. *Sydvatten*. https://sydvatten.se/laga-pfas-halter-i-vart-vatten/

Söderman, A. (2023). PFAS Contamination in Groundwater; Evaluating Factors Influencing the Impact of PFAS Contamination on the Drinking Water Source in a Holistic Approach. *TVVR 5000*. http://lup.lub.lu.se/student-papers/record/9113700

VA SYD. (2025a). *Kvalitetskontroll av kommunalt dricksvatten*. https://www.vasyd.se/artiklar/dricksvattenkvalitet/kvalitetskontroll-av-kommunalt-dricksvatten

VA SYD. (2025b). *Var kommer dricksvatten i VA SYDs kommuner från*. https://www.vasyd.se/artiklar/dricksvatten/var-kommer-dricksvatten-fran

van Hees, P., Sundelin, T., & Karlsson, P. (u.å.). *Ultrashort PFAS in Swedish and Norwegian Drinking Water*.

Vestergren, R., Orata, F., Berger, U., & Cousins, I. T. (2013). Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids in dairy cows in a naturally contaminated environment. *Environmental Science and Pollution Research*, *20*(11), 7959–7969. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1722-x

Wallace, M. A. G., Smeltz, M. G., Mattila, J. M., Liberatore, H. K., Jackson, S. R., Shields, E. P., Xhani, X., Li, E. Y., & Johansson, J. H. (2024). A review of sample collection and analytical methods for detecting per- and polyfluoroalkyl substances in indoor and outdoor air. *Chemosphere*, *358*, 142129. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142129

Wang, W., Rhodes, G., Ge, J., Yu, X., & Li, H. (2020). Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, *261*, 127584. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127584

Xu, Y., Nielsen, C., Li, Y., Hammarstrand, S., Andersson, E. M., Li, H., Olsson, D. S., Engström, K., Pineda, D., Lindh, C. H., Fletcher, T., & Jakobsson, K. (2021). Serum perfluoroalkyl substances in residents following long-term drinking water contamination from firefighting foam in Ronneby, Sweden. *Environment International*, *147*, 106333. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106333

Young, A. S., Pickard, H. M., Sunderland, E. M., & Allen, J. G. (2022). Organic Fluorine as an Indicator of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Dust from Buildings with Healthier versus Conventional Materials. *Environmental Science & Technology*, *56*(23), 17090–17099. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05198

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

10 Bilagor

Tabell 5. Sammanställning av svensk PFAS-reglering, baserad på Kemikalieinspektionen (2024).

Matris	Halt	PFAS-ämne eller PFAS-grupp	Myndighet eler lagstiftning
Livsmedel	Ämnesspecifika gränsvärden (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS och summan av dessa)	PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, PFAS-summa	Livsmedelsverket / EU-förordning (EU) 2022/2388
Dricksvatten	4 ng/l	PFAS 4	Livsmedelsverket / LIVSFS 2022:12
Dricksvatten	100 ng/l	PFAS 21	Livsmedelsverket / LIVSFS 2022:12
Dricksvattenförekomst	90 ng/l	PFAS 11	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Grundvattenförekomst	90 ng/l	PFAS 11	Vattenmyndigheterna
Grundvatten (generellt tröskelvärde)	4,4 ng/l PFOA-ekvivalenter	PFOA-ekvivalenter	SGU / SGU-FS 2023:1 / EU-kommissionens förslag till revidering av grundvattendirektivet (2006/118/EG)
Grundvatten	45 ng/l	PFOS	Statens geotekniska institut (SGI) / Preliminärt riktvärde
Inlandsytvatten	0,65 ng/l (årsmedel)	PFOS	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Inlandsytvatten	36 µg/l (maxvärde)	PFOS	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Andra ytvatten (kust/övergångszon)	0,13 ng/l (årsmedel)	PFOS	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Andra ytvatten (kust/övergångszon)	7,2 µg/l (maxvärde)	PFOS	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Biota (fisk)	9,1 µg/kg	PFOS	Havs- och vattenmyndigheten / HVMFS 2019:25
Mark (känslig markanvändning)	3 µg/kg TS	PFOS	Statens geotekniska institut (SGI) / Preliminärt riktvärde
Mark (mindre känslig markanvändning)	20 µg/kg TS	PFOS	Statens geotekniska institut (SGI) / Preliminärt riktvärde
Avfall	50 mg/kg	PFOS och derivat	Naturvårdsverket / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Avfall	1 mg/kg	PFOA och salter	Naturvårdsverket / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Avfall	40 mg/kg	PFOA-relaterade föreningar	Naturvårdsverket / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Avfall	1 mg/kg	PFHxS och PFHxS-salter	Naturvårdsverket / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Avfall	40 mg/kg	PFHxS-relaterade föreningar	Naturvårdsverket / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Produkter	25 µg/kg (PFOA och salter); 1000 µg/kg (PFOA-besläktade föreningar)	PFOA-relaterade ämnen	Kemikalieinspektionen / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Produkter	10 mg/kg (0,001 vikt%) PFOS; 0,1 vikt% i halvfabrikat	PFOS och derivat	Kemikalieinspektionen / POPs-förordningen (EU) 2019/1021
Produkter	25 µg/kg (C9–C14-PFCAs); 260 µg/kg (C9–C14-PFCA-besläktade ämnen)	C9–C14-PFCA	Kemikalieinspektionen / REACH-förordningen (EG 1907/2006)
Produkter	0,025 mg/kg PFHxS/salter; 1 mg/kg PFHxS-besläktade föreningar; 0,1 mg/kg i koncentrat (brandsläckskum)	PFHxS och relaterade ämnen	Kemikalieinspektionen / POPs-förordningen (EU) 2019/1021

STOCKHOLM
Box 21060, 100 31 Stockholm

GÖTEBORG
Box 53021, 400 14 Göteborg

MALMÖ
Nordenskiöldsgatan 24
211 19 Malmö

KRISTINEBERG
(Center för marin forskning och innovation)
Kristineberg 566
451 78 Fiskebäckskil

SKELLEFTEÅ
Kanalgatan 59
931 32 Skellefteå

BEJING, CHINA
Room 612A
InterChina Commercial Building No.33
Dengshikou Dajie
Dongcheng District
Beijing 100006
China

© IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB | Tel: 010-788 65 00 | www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem