

# Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden

RAPPORT 6871 • JANUARI 2019



# **Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden**

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 16 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6871-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2019

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2019

Omslag (foto): Jeppe Gustafsson / TT-bildbyrå

# Förord

Naturvårdsverket fick med regleringsbrevet för 2017 regeringsuppdraget Fördjupad miljöövervakning av högfluorerade miljögifter (s.k. PFAS) och växtskyddsmedel i vatten. Naturvårdsverket har i samarbete med Statens geotekniska institut (SGI) gemensamt tagit fram denna vägledning, som utgör en del av detta uppdrag.

Målgruppen för denna vägledning är i första hand tillsynsmyndigheter som bedriver tillsyn av områden förorenade med PFAS. Syftet med vägledningen är att öka tillsynsmyndigheternas kunskap om risker, källor och egenskaper hos PFAS, samt metoder för att åtgärda PFAS-förorenade områden. Vägledningen ska ge tillsynsmyndigheterna förutsättningar att bedriva en effektiv och enhetlig tillsyn av områden som förorenats av PFAS. För efterbehandlingsterminologi hänvisar vi till Naturvårdsverkets vägledning om att efterbehandla förorenade områden (Naturvårdsverkets rapporter 5976, 5977 och 5978).

För att hålla denna vägledning så kortfattad som möjligt har vi i början av den lagt in ett länkbibliotek där det finns hänvisningar via webblänkar till relevanta källor som innehåller utförligare beskrivningar av bland annat provtagningsstrategier och analysmetoder. Provtagningsstrategier och analysmetoder redovisas således inte i denna vägledning. Vägledningen fokuserar på PFAS-förorenade områden, men inte på verksamhetens hantering av kemiska produkter som innehåller PFAS. Frågor som rör ansvar för att åtgärda förorenade områden ligger utanför denna vägledning, varför vi hänvisar till befintlig vägledning om detta genom länkbiblioteket. För vägledning om de viktigaste aspekterna för att initiera tillsyn av ett område förorenat med PFAS hänvisar vi till länsstyrelsernas Vägledning för att underlätta initiering av tillsynsärenden vid misstänkt förorenade områden med avseende på PFAS (högfluorerade ämnen), publicerad i januari 2018.

Utvecklingen av vägledningmaterialet påbörjades senhösten 2015, med de största insatserna under 2017 till 2018. Arbetet har utförts av Magdalena Gleisner, Jonny Riise, Marie-Louise Nilsson och Jeanette Häggrot på Naturvårdsverket samt Michael Pettersson på SGI. Vägledningen har remitterats till ett antal remissinstanser (se <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Remisser-och-Yttranden/Remisser/Remisser-2018/Vagledning-om-att-riskbedoma-och-atgarda-PFAS-fororeningar/>). Inkomna synpunkter har beaktats vid färdigställandet. Det pågår mycket forskning och teknikutveckling inom ämnesområdet PFAS. Naturvårdsverket och SGI följer kunskapsutvecklingen och kommer att uppdatera vägledningen vid behov.

Stockholm januari 2019

Ingela Hiltula  
Bitr. chef Samhällsavdelningen

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>1 SAMMANFATTNING</b>	<b>6</b>
<b>2 SUMMARY</b>	<b>7</b>
<b>3 BAKGRUND</b>	<b>8</b>
3.1 Länkbibliotek	8
3.2 Samarbeten mellan myndigheter, forskare och branscher	11
3.3 Egenskaper hos PFAS	12
3.4 Risker med PFAS	13
3.5 Användningsområden och källor till spridning av PFAS till miljön	14
3.5.1 Brandsläckningsskum, brandövningsplatser och släckinsatser	15
3.5.2 Deponier, industrier, avloppsreningsverk och konsumentprodukter	17
<b>4 ATT RISKBEDÖMA PFAS-FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	<b>21</b>
4.1 Generell tillämpning av riktvärden för förorenad mark	22
4.2 Preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten	22
4.2.1 Bakgrund till riktvärden	23
4.2.2 Preliminära riktvärden för PFOS i mark	23
4.2.3 Preliminära riktvärden för PFOS i grundvatten	24
4.2.4 Hur de preliminära riktvärdena för PFOS kan tillämpas	26
4.2.5 Vad innebär det om riktvärdena överskrids?	28
4.2.6 Riskbedömning av andra högfluorerade ämnen än PFOS	28
4.2.7 Skillnaden mellan de preliminära riktvärdena för PFOS och Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för dricksvatten	29
4.2.8 Osäkerheter i de preliminära riktvärdena för PFOS	30
<b>5 ATT ÅTGÄRDA PFAS-FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	<b>33</b>
5.1 Generell beskrivning av efterbehandlingsprocessen	34
5.2 Metoder för sanering av förorenade områden	34
5.2.1 Metoder för att åtgärda PFAS-förorenad mark	34
5.2.2 Metoder för att begränsa spridning av PFAS från massor/jord	37
5.2.3 Metoder för att rena vatten/grundvatten	37
5.2.4 Metoder för att minska spridning av PFAS från vatten/grundvatten	39

5.3	Nationella erfarenheter från åtgärder av PFAS-förorenade områden	39
5.3.1	Mark	39
5.3.2	Grundvatten och andra vatten	40
5.4	Internationella åtgärdslösningar	40
5.4.1	Mark	40
5.4.2	Vatten	40
<b>6</b>	<b>KÄLLFÖRTECKNING</b>	<b>42</b>

# 1 Sammanfattning

Naturvårdsverket har i samarbete med Statens geotekniska institut (SGI) tagit fram en gemensam vägledning om hur högfluorerade ämnen (per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) kan riskbedömas och åtgärdas på förorenade områden. Den här vägledningen riktar sig främst till tillsynsmyndigheter som bedriver tillsyn av områden förorenade med PFAS.

Syftet med vägledningen är att öka tillsynsmyndigheternas kunskap om PFAS. I vägledningen beskrivs den kunskap som finns idag om egenskaper hos PFAS, användningsområden och källor till PFAS, samt risker och metoder för att åtgärda PFAS-förorenade områden. Naturvårdsverkets och SGI:s förhoppning är att vägledningen ska bidra till en effektiv och enhetlig tillsyn av områden förorenade med PFAS.

Idag finns endast ett fåtal etablerade metoder som anses vara tillämpliga för att åtgärda föroreningar inom mark- och grundvattenområden förorenade med PFAS. Flertalet av de åtgärdsmetoder som beskrivs i denna vägledning är fortfarande i ett relativt tidigt skede av utveckling, och där fullskaliga fältförsök ännu ej har utförts. Vi vill dock presentera dessa för att visa att forskning och teknikutveckling inom ämnesområdet PFAS pågår.

PFAS har uppmärksammats de senaste åren, då många av dem är toxiska, hälso- och miljöfarliga, och flera av dem bioackumuleras. Dessa föreningar har påträffats i dricksvatten på flera platser i Sverige, både i allmänna vattentäkter och i enskilda brunnar. PFAS är en organisk ämnesgrupp som består av ett stort antal olika kemiska ämnen och det bedöms att mer än 3000 olika varianter finns i omlopp på världsmarknaden. PFAS förekommer inte naturligt, utan är syntetiskt framställda av människan. De första PFAS tillverkades redan på 1920-talet och sedan 1950-talet har tillverkningen varit storskalig. PFAS har speciella fysikaliska och kemiska egenskaper (såsom värmetålighet, ytspänningssänkande, smuts- och vattenavvisande). De har ansetts vara mycket funktionella i kommersiella och industriella sammanhang, till exempel inom textil-, plast- och pappersindustri, som beläggning i stekpannor, i viss elektronik, i brandsläckningsskum, färg och lim.

Naturvårdsverket tog 2009 fram en generell vägledning om efterbehandling av förorenade områden (Naturvårdsverkets rapporter 5976, 5977 och 5978), och 2012 en vägledning om efterbehandlingsansvar (Naturvårdsverkets rapport 6501). SGI redovisade 2015 ett regeringsuppdrag om preliminära riktvärden för PFAS i mark och grundvatten (SGI Publikation 21).

## 2 Summary

The Swedish EPA has, in collaboration with the Swedish Geotechnical Institute (SGI), developed a joint guidance document regarding risk assessment and remediation of sites contaminated by highly fluorinated substances (per- and polyfluorinated alkyl substances, PFAS). This guidance document is primarily intended for authorities that conduct regulatory supervision on contaminated sites.

The purpose of this guidance document is to increase the knowledge about PFAS at the supervisory authorities. This guidance presents current knowledge about the physiochemical properties of PFAS, their area of use and potential sources of such contaminants. In addition, this guidance presents current knowledge on the risks associated with the substances and methods for limiting their dispersion from contaminated sites. It is The Swedish EPA's and the SGI's ambition that this guidance document will contribute to effective and coherent regulatory supervision of sites contaminated with PFAS.

Today, only a limited number of suitable remediation methods are available for remediation of soil and groundwater contaminated by PFAS. Most of the remediation methods described in this guide are still in the early stages of development and full-scale field testing has not yet been carried out. Still, these methods have been included in this guidance in order to provide a sample of the PFAS-remediation research being conducted.

Lately, attention has been drawn to PFAS-constituents as many of them are toxic, health- and environmentally hazardous, and many of them will also bioaccumulate. They have been found in drinking water at several locations around Sweden, both in water reservoirs and in private wells. PFAS is a group of organic substances that is comprised of a large number of compounds. It is estimated that between 3,000-5,000 different compounds are in circulation on the global market. PFAS-constituents are synthetically produced by human activity, and do not occur naturally in the environment. The first PFAS-constituents were produced in the 1920's and since the 1950's they have been manufactured on a large scale. Their unique physiochemical properties (such as resistance to heat, ability to lower surface tension, and being dirt- and water repellent) make them highly functional for both commercial and industrial use, such as textile-, plastic- and paper industry, coating on frying pans, in electronics, firefighting foams, paint and glues.

In 2009, the Swedish EPA published a general guidance document for remediation of contaminated sites (Swedish EPA report 5976, 5977 and 5978). This guidance was followed by a guidance document regarding the regulation of liability for remediation in 2012 (Swedish EPA report 6501). In 2015, SGI presented a report concerning preliminary guideline values for PFOS in soil and ground water, as commissioned by the Swedish government (SGI Publication 21).



## 3 Bakgrund

Högfluorerade ämnen (per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) såsom PFOS (perfluoroktansulfonat) och PFOA (perfluoroktansyra) har uppmärksammats de senaste åren då de påträffats i dricksvatten på flera platser i Sverige, både i allmänna vattentäkter och i enskilda brunnar.

PFAS är en organisk ämnesgrupp som består av ett stort antal olika kemiska ämnen. De är av människan framställda och de första PFAS tillverkades redan på 1920-talet. Sedan 1950-talet har tillverkningen av dessa ämnen varit storskalig och global då de ger produkter fysikaliska och kemiska egenskaper som ansetts vara mycket funktionella i kommersiella och industriella sammanhang. Det bedöms att mer än 3000 olika varianter av PFAS finns i omlopp på världsmarknaden, varav endast ungefär hälften idag är identifierade (Kemikalieinspektionen, 2015).

### 3.1 Länkbibliotek

För att hålla denna vägledning så kortfattad som möjligt har vi här lagt in ett länkbibliotek, med hänvisningar via webblänkar till relevanta källor som innehåller utförligare beskrivningar.

#### **Ansvar och tillsyn**

Naturvårdsverkets vägledning om Efterbehandlingsansvar (rapport 6501), 2012: Här tar vi upp miljöbalkens bestämmelser om förorenade områden och redogör för den praxis som har utvecklats på området

Naturvårdsverkets handbok (2001:4) om operativ tillsyn, 2001: Denna handbok är ett stöd för de operativa tillsynsmyndigheterna och beskriver principerna för planering, genomförande samt uppföljning och utvärdering av tillsynen.

#### **Fördjupad information om PFAS**

Guide om PFAS: Detta är en webbguide där du kan hitta rätt bland flera myndigheters information om PFAS (guiden finns på Kemikalieinspektionens webbplats).

PFAS-nätverket: Detta är ett nätverk för de olika aktörerna i branschen där PFAS-relaterade frågor diskuteras och seminarier hålls. På nätverkets webbsida finns presentationer från tidigare seminarier (webbsidan finns på Kemikalieinspektionens webbplats).

ITRC PFAS Fact Sheets: ITRC (The Interstate Technology and Regulatory Control) är en samarbetskoalition i USA som tar fram vägledning, och som har

publicerat en rad faktablad om PFAS-relaterade frågor. ITRC uppdaterar denna webbsida regelbundet med nya faktablad.

Vägledning för att underlätta initiering av tillsynsändan vid misstänkt förorenade områden med avseende på PFAS, 2018: Detta är länsstyrelsernas gemensamma tillsynsvägledning för att underlätta och förbättra tillsynen av förorenade områden, och målgruppen är främst kommunala miljöinspektörer. Syftet är att ge en snabb hjälp med de viktigaste frågeställningarna, bland annat provtagningsstrategier (vägledningen ligger på EBH-portalen).

Kortlægning af brancher der anvender PFAS, 2016: Danske Miljøstyrelsens kartlægning av branscher där det har hanterats PFAS.

Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om PFAS i vatten (rapport 6709), 2016: Redovisning av Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om att undersöka exponering och spridning samt sammanställa dataunderlag över förekomsten av PFAS och växtskyddsmedel i svenska vatten.

Rekommendationer för att minska användningen av brandsläckningsskum, 2016: Denna folder riktar sig till Sveriges räddningstjänster, och har tagits fram gemensamt av Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen (KemI) och Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) (foldern ligger på Kemikalieinspektionens webbplats).

Studie av brandsläckningsmedel ur ett miljöperspektiv, 2016: Denna broschyr sammanfattar kunskaper om vilka kemiska ämnen som miljön utsätts för vid användning av släckmedel och olika släckmetoder, och har tagits fram av Örebro universitet på uppdrag av KemI och MSB (broshyren ligger på MSB:s webbplats).

SGI:s regeringsuppdrag om preliminära riktvärden för PFAS (SGI Publikation 21), 2015: Här finns mer information om preliminära riktvärden för PFAS och hur de har tagits fram.

Utredningen om spridning av PFAS-föreningar i dricksvatten (M 2015:B), 2015: Göran Enanders regeringsuppdrag gick bland annat ut på att analysera spridningen av PFAS till dricksvattentäkter samt utreda de olika myndigheternas agerande i frågor som rör PFAS (utredningen ligger på Regeringens webbplats).

## **Åtgärdsmetoder**

Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser, 2018: Detta är Danske Regionens handbok om att undersöka och åtgärda PFAS-föreningar i jord och grundvatten.

Innovativa behandlingstekniker för per- och polyfluoroalkyl ämnen i jord och grundvattnet: Detta är ett Vinnovafinansierat forskningsprojekt som genomförs åren 2015–2019 på Sveriges Lantbruksuniversitet. Projektets syfte är att leverera nästa generations teknik för rening och sanering av PFAS i grundvatten och i jord. En rad olika metoder studeras inom projektet.

Remediation Technologies and Methods for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS), mars 2018: Detta är ett ITRC-faktablad om tekniker och metoder för att åtgärda PFAS-föreningar.

A review of emerging technologies for remediation of PFASs, 2018. Detta är en vetenskaplig artikel som beskriver olika åtgärdsmetoder för PFAS.

Tuffo, Teknikutveckling och forskning inom förorenade områden: Detta är ett utvecklingsprogram för förorenade områden i Sverige. Programmet drivs av SGI.

Åtgärdsportalen: Detta är en webbplats som beskriver tillgängliga åtgärdsmetoder för efterbehandling av förorenade områden.

### **Naturvårdsverkets generella vägledning om efterbehandling**

Naturvårdsverkets vägledning om Att välja efterbehandlingsåtgärd (rapport 5978): Här beskrivs utredningsprocessen för ett förorenat område.

Naturvårdsverkets vägledning om Riskbedömning av förorenade områden (rapport 5977): Här beskrivs hur man kan bedöma miljö- och hälsorisker kopplade till förorenade områden. Längst ned på denna webbsida finns en kortfattad beskrivning över skillnaden mellan förenklad och fördjupad riskbedömning.

Naturvårdsverkets vägledning om Riktvärden för förorenad mark (rapport 5976): Här beskrivs Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Notera att denna rapport är från 2009, och att vissa delar har utgått juli 2016.

Naturvårdsverkets Uppdaterade beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark: Här hittar du Naturvårdsverkets nya riktvärden och vårt uppdaterade beräkningsprogram från juli 2016.

### **Övrig generell information relaterad till förorenade områden**

EBH-stödet: Detta är länsstyrelsernas databas över potentiellt och konstaterat förorenade områden i respektive län. Ifall du har en fråga om ett förorenat område, kontakta den länsstyrelse för det län som området tillhör.

Nätverket Renare Mark: Detta nätverk är en oberoende plattform för alla aktörer som arbetar inom branschen förorenade områden. Nätverkets syfte är att vara ett forum för att främja utvecklingen inom efterbehandling av föroreningar i mark och vatten.

SGF:s sektion Förorenade Områden: Svenska Geotekniska Föreningens sektion Förorenade Områden arbetar med kompetensutveckling och utbildningsinsatser inom branschen förorenade områden, och har publicerat ett antal rapporter inom ämnesområdet förorenade områden.

## 3.2 Samarbeten mellan myndigheter, forskare och branscher

Under 2017 har 37 myndigheter och forskningsinstitutioner kommit överens om ett utökat samarbete för att hantera problemen med PFAS. Myndigheterna har undertecknat en gemensam avsiktsförklaring om att samarbeta för att minska riskerna och öka kunskapen om PFAS, <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/uppdelat-efter-omrade/fororenade-omraden/gemensam-avsiktsforklaringsom-pfas.pdf>. Avsiktsförklaringen innebär att myndigheterna inom sina respektive ansvarsområden ska bidra till utökat samarbete för att minska riskerna och öka kunskapen om PFAS. Kommunikationen mellan myndigheterna ska öka för att förbättra riskbedömning, regelutveckling, miljöövervakning, forskning, teknikutveckling och tillsyn när det gäller högfluorerade ämnen. Den offentliga tillsynen ska förbättras och vid behov ska myndigheterna ta fram tillsynsvägledning.

Både Naturvårdsverket och SGI följer upp forskning och metodutveckling, och ingår i ett myndighetsnätverk mellan de centrala myndigheterna och träffas fyra gånger per år och utbyter erfarenheter och information kring PFAS. Inom myndighetsnätverket har en gemensam guide för PFAS tagits fram, <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen-pfas/guide-om-pfas>. Syftet med guiden är att kunna hitta rätt bland flera myndigheters information om PFAS.

Både Naturvårdsverket och SGI ingår också i ett större PFAS-nätverk, <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen-pfas/pfas-natverk/>, som träffas två gånger per år och där myndigheter, forskare, vattenproducenter, konsulter, kommuner, vattenmyndigheter m.fl. presenterar den senaste forskningen och de senaste erfarenheterna för varandra.

Det finns även andra nätverk, som exempelvis Nätverket Renare Mark och internationella NORDROCS (Nordic Meeting on Remediation of Contaminated Sites), som ordnar regelbundna konferenser där bland annat ny forskning inom PFAS och andra ämnesområden presenteras.

### 3.3 Egenskaper hos PFAS

PFAS skiljer sig från de flesta andra kemiska föreningar genom att molekylstrukturen innehåller kol-fluor-bindningar (C-F-bindningar) som är mycket starka. Det gör att vissa av dessa ämnen är extremt svårnedbrytbara i miljön. Bindningen är också anledningen till att det generellt sett är mycket mer komplicerat att efterbehandla PFAS-föreningar jämfört med många andra organiska föreningar som förekommer i vår miljö.

Även om olika PFAS har gemensamma egenskaper i och med C-F-bindningen, så finns det egenskaper som varierar betydligt mellan olika PFAS. Variationerna i molekylstrukturen kan bestå av olika längd på den fluorerade kolkedjan, olika förgreningar, olika funktionella grupper (t.ex. sulfonat, alkohol eller karboxyl) bundna till kedjan, kedjorna kan vara spegelvända mot varandra etc. Den fluorerade kolkedjan är fettlös (lipofil), medan syradelen i änden av kolkedjan är vattenlös (hydrofil). Allt detta ger variationer i exempelvis löslighet och flyktighet men påverkar även möjligheterna att sönderdela föreningen. Det är följaktligen inte alla PFAS som är persistenta<sup>1</sup>. Många föreningar (så kallade prekursorer<sup>2</sup>) kan brytas ned partiellt, och om processen får fortgå leder detta oftast till att en persistent nedbrytningsprodukt bildas i slutänden, exempelvis PFOS eller PFOA. Det finns mer än 600 prekursorer till PFOS och PFOA. Exempelvis är PFOSA prekursor till PFOS, och 8:2 FTOH prekursor till PFOA. (OECD 2007).

De många olika strukturer PFAS kan ha ger denna ämnesgrupp många eftertraktade egenskaper. Exempelvis bildar PFAS ofta släta vatten-, fett- och smutsavvisande ytor och används därför i låga halter i många produkter (Kemikalieinspektionen 2015). Olika PFAS kan även vara värmetåliga.

En längre kolkedja ger lägre vattenlöslighet, medan en kortare ger en högre vattenlöslighet och PFAS lakas då lättare ur. Detta medför exempelvis att filtrerings- och adsorptionsmetoder för att efterbehandla PFAS-föreningar, och som kan vara mycket effektiva för exempelvis PFOS, sannolikt inte är lika effektiva för en annan typ av PFAS.

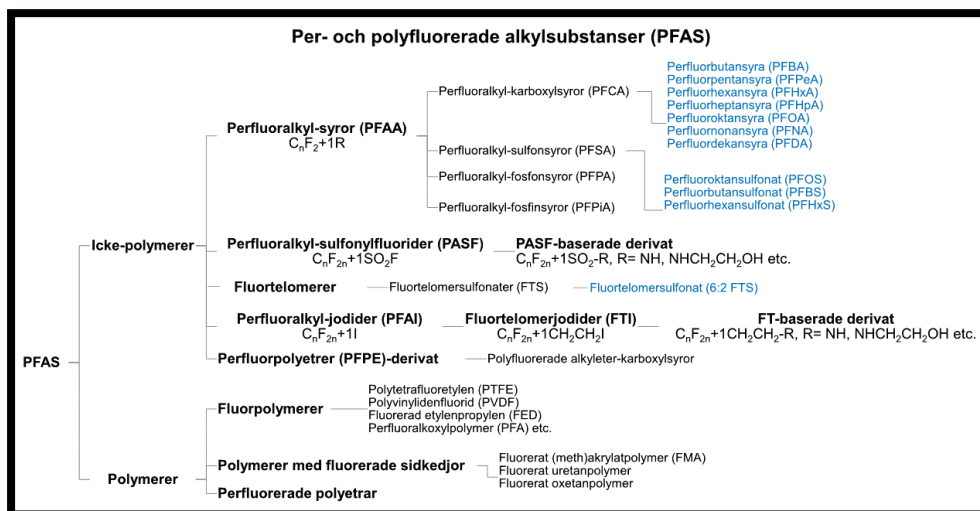
PFOA respektive PFOS tillhör PFCA (perfluoralkyl-karboxylsyror) respektive PFSA (perfluoralkyl-sulfonsyror), som i sin tur båda tillhör PFAA (perfluorerade alkylsyror) (se Figur 3.1). PFAA är alla mer eller mindre svårnedbrytbara. Inom PFAS finns många undergrupper som är lättare att bryta ner, dock bryts en del ner till de persistenta PFAA. När det gäller val av åtgärdsmetod av PFAS, är det därför viktigt att ha i åtanke för att man också kan skapa persistenta PFAA (för mer

---

<sup>1</sup> Persistent innebär att ett ämne är motståndskraftigt mot nedbrytning och därmed långlivat i miljön.

<sup>2</sup> Prekursor: ett kemiskt ämne som genom en kemisk process omvandlas (delvis bryts ned) till ett annat ämne, och efter sista omvandlingssteget nås ett persistent stadium.

information om att åtgärda PFAS-förorenade områden, se avsnitt 5). Det är också viktigt att relevanta PFAS analyseras beroende på provets ursprung. I den utredning som görs inför provtagning åligger det provtagaren att själv ta reda på vilka produkter som har hanterats på platsen. Ett underlag i en sådan utredning kan exempelvis Kemikalieinspektionens rapport 6/15 vara (Kemikalieinspektionen 2015). Det är dock viktigt att beakta att ursprungsföreningarna kan ha omvandlats till andra PFAS.



**Figur 3.1.** Generell klassning av PFAS. De PFAS som ingår i summaformeln  $PFAS_{11}$  är blåfärgade. Notera att denna figur endast visar ett urval av olika PFAS. Efter OECD 2013.

Att ämnena är persistenta innebär att PFAS är mycket långlivade i miljön och förorenade områden kan därför fortsätta att förorena omgivande jordlager, grundvatten, vattendrag, slam, sediment, damm och fauna trots att användningen är avslutad sedan länge. PFAS har även visat sig kunna spridas långa sträckor, via vattenströmmar och i atmosfären. Med ökat pH ökar mobiliteten av PFAS. Många PFAS är också biotillgängliga, och binder lätt till proteiner. PFAS har hittats i otillgängliga miljöer långt från utsläppskällan, till exempel i isbjörnar, sälar och späckhuggare, samt i snö och ytvatten i arktiska områden (Gebbink m.fl. 2016; Greenpeace 2015; Kemikalieinspektionen 2009; se även avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

### 3.4 Risker med PFAS

Många PFAS är hälso- och miljöfarliga då flera av dem bioackumuleras och är toxiska. Toxicitetsstudier på försöksdjur har visat att ett flertal PFAS kan orsaka levertoxicitet, störningar i fettmetabolismen och reproduktionsförmågan, samt ge negativa effekter på immunförsvaret. PFOA har visat sig kunna orsaka olika typer av cancer i råttor, bland annat levercancer (Livsmedelsverket 2013).

Det finns tusentals PFAS på marknaden, men för de allra flesta känner vi inte till vilka hälso- och miljöeffekter som dessa föreningar har. Endast ett fåtal föreningar har studerats, i huvudsak PFOS och PFOA. Utifrån kunskaperna om dessa enskilda föreningar finns det anledning att befara att även andra PFAS kan vara skadliga för hälsa och miljö. Mer information om riskerna med PFAS finns på Kemikalieinspektionens och Livsmedelsverkets respektive webbplatser, vilka man kommer in på via Guide om PFAS (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

Från en punktkälla kan föreningar transporteras nedåt genom jordlagren via nedträngande ytvatten och nederbörd, vilket gör att ämnena även återfinns i grundvattnet. De adsorberande egenskaperna och hur hårt bundna föreningarna är till markpartiklar varierar beroende på längden på föreningens kolkedja och mängden organiskt material i marken (Zareitalabad m.fl. 2013). Längre kolkedja och ökande halt av organiska material gör att fastläggningen i marken ökar. Föreningarna kan även transporteras som luftföreningar och nå mark eller vatten som deposition (Post m.fl. 2012).

Naturvårdsverket (2016, se även avsnitt 3.1 Länkbibliotek) har redovisat resultat av screening och provtagning av yt- och grundvatten med avseende på PFAS, där syftet med redovisningen var att ge en bedömning av vilka risker det innebär med förekomsten av PFAS. Bland annat framgår att PFAS är vitt spridda i vattenmiljön och hittas i samtliga undersökta matriser. Fyndfrekvenserna är högst i fiskätande däggdjur och sjöfågelägg, de allra högsta halterna har hittats i minklever. PFAS återfinns i ytvatten och fisk även från områden med enbart atmosfärisk deposition. Mer detaljer om PFAS i luft finns i Hansson m.fl. (2016). PFAS återfinns även i grundvattnet, främst i anslutning till förorenade områden, men också i råvatten och dricksvatten, och då företrädesvis i områden med identifierade risker för PFAS-förening.

### 3.5 Användningsområden och källor till spridning av PFAS till miljön

Sedan 1950-talet har PFAS använts i en stor mängd olika produkter, processer och branscher, vilket resulterat i många olika spridningskällor (se Tabell 3.1 och 3.2). I Hansson m.fl. (2016) samt Miljöstyrelsen (2016) finns information om källor till PFAS sammanställda.

Från och med den 1 januari 2019 har nya föreskrifter om kemiska produkter och biotekniska organismer (KIFS 2017:7) trätt i kraft vilket innebär att företag i Sverige, med en årlig omsättning över fem miljoner kronor, är skyldiga att lämna uppgifter till Kemikalieinspektionens produktregister om produkterna innehåller avsiktligt tillsatt PFAS. Detta får till följd att uppgifter om PFAS ska rapporteras till produktregistret för första gången i februari 2020.

**Tabell 3.1.** Verksamheter, branscher och produkttyper som är potentiella spridningskällor för PFAS (Naturvårdsverket 2016; OECD 2013).

---

Kända och potentiella källor till PFAS
Brandsläckningsskum
Brandstation, brandövningsplats, flygfält, oljedepå, olycksbränder
Industri (oavsett bransch) som hanterat brandfarliga vätskor och som kan ha haft brandsläckningsskum i sina sprinklersystem
PTFE (teflonplast, kakel- och glasmaterial)
Medicinsk utrustning (t.ex. röntgenfilm, tandlagningsmaterial, tandtråd)
Optiska råvaror
Fotografisk industri (t.ex. ytaktiva ämnen, fotoplåtar, tryck)
Kosmetika (t.ex. fett- och vattenavvisande hudkrämer)
Möbler
Husgeråd
Textilindustri (vattenavvisning och fett- och oljeavvisning)
Metallindustri (metallytbehandling, förkromning)
Pappersframställning (fett- och vattenavvisande papper, t.ex. micro-popcornpåsar)
Produktion av tvätt- och rengöringsmedel
Skidvalla, polish
Färgindustri (lack, färg, lim)
Bekämpningsmedel
Hydraulolja (i t.ex. maskiner, flygplan)
Byggmaterial (material med smutsavvisande egenskaper)
Deponier (insamling, lagring, transport, återvinning, förbränning, deponi och lakvatten)
Avloppsreningsverk, enskilda avlopp
Elektronik (med vattenavvisande egenskaper t.ex. kretskort, solceller, smarta telefoner)
Kablage (hölje som är väderbeständigt, brandresistent)
Atmosfärisk deposition

---

**Tabell 3.2.** De mest relevanta potentiella spridningskällorna för PFAS (Naturvårdsverket 2016).

---

Mest relevanta källorna till PFAS
Platser där det har hanterats brandsläckningsskum
Deponier
Avloppsreningsverk
Industrier med storskalig användning av PFAS (t.ex. textil-, plast- och pappersindustri)

---

### 3.5.1 Brandsläckningsskum, brandövningsplatser och släckinsatser

Brandövningsplatser är en av de mest relevanta källorna till spridningen av PFAS till miljön och används både av de kommunala räddningstjänsterna och Försvarmakten. De finns också i anslutning till flygplatser och inom större industriens verksamhet. Även vid insatser där räddningstjänst använt brandsläckningsskum finns risk att vattentäcker kontaminerats av PFAS.



### 3.5.1.1 BRANDSLÄCKNINGSSKUM

Det finns olika typer av släckskum, vars egenskaper är anpassade för specifika ändamål. A-skum gör att vattnets ytspänning sänks, vilket i sin tur gör att vattnet lättare kan tränga in i mer fibrösa material, som exempelvis trä. A-skum kan innehålla ämnen som inte är giftiga men som ändå kan ha en kortsiktigt negativ miljöpåverkan (MSB 2018b). B-skum används främst för att släcka brand i brandfarliga vätskor (exempelvis olja), och släckskummet verkar där genom att bilda en film över den brinnande vätskan (MSB 2018a). B-skum är den typ av släckskum som tidigare innehållit PFOS och PFOA. PFOS förbjöds vid tillverkning av släckskum 2008, och användning av det släckskum som redan fanns i lager förbjöds 2011. Brandsläckningsutrustning i där man tidigare hanterat äldre typer av skum kan fortfarande innehålla rester av PFOS och PFOA.

De släckskum som finns på den svenska marknaden innehåller en mängd olika föreningar. Eftersom informationen om PFAS-innehåll tidigare ofta har betraktats som konfidentiell finns skäl att misstänka att även modernare släckskum fortfarande kan innehålla PFAS (Kemikalieinspektionen 2015). I och med de nya bestämmelserna som trädde i kraft 1 januari 2019 ska dock produkter med avsiktligt tillsatt PFAS numera rapporteras till KemI:s produktregister.

För mer information om vilka brandsläckningsskum som innehåller PFAS, se exempelvis Kemikalieinspektionen (2016) samt Kärrman och Wennström (2016).

### 3.5.1.2 UTSLÄPP VID BRANDÖVNINGSPLATSER

På de brandövningsplatser där man har hanterat brandsläckningsskum innehållande PFAS kan det använda släckmedlet ha infiltrerat genom marken och förorsakat förorening av mark och grundvatten. Detta gäller vid såväl hantering av brandsläckningsskum inom brandövningsplatser som vid skarpa insatser.

För att begränsa spridningen av PFAS i samband med brandövning är det viktigt att övningsplatsen har ett system som gör att släckvatten och skum kan samlas upp. Det finns brandövningsplatser som saknar sådana system. Därtill kan det också historiskt sett ha skett utsläpp av PFAS innan dagens reningsanordning togs fram. I andra fall finns uppsamlingsanordningar, som dock inte är tillräckliga då skum sprids utanför uppsamlingsytan.

Ett annat potentiellt stort problem är att reningen av det vatten som samlas upp är bristfällig. Den enda rening som sker kan vara genom en oljeavskiljare, vilket inte alls är verkningsfullt för rening av PFAS. PFAS går då antingen rakt ut i grundvattnet eller avleds till en ytvattenrecipient. Problem kan även uppstå om vattnet leds via spillvattensystemet till ett avloppsreningsverk.

Tidigare saknades ofta en hårdgjord yta på brandövningsplatser, och ofta finns ingen statistik över när verksamhetsutövaren har övat där. Mer moderna

brandövningsplatser (1990-talet och framåt) har dock ofta en hårdgjord yta med kontrollerad uppsamling av rester. Övningar är mer planerade och verksamheten är ofta mer reglerad. Brandövningsplatser kan även finnas inom industrier, oljedepåer och sjukhus. Runtom den hårdgjorda ytan finns oftast grus, där kontamineringen kan ha perkolerat ned i underliggande jordlager. Med en hårdgjord yta blir den spatiala spridningen förmodligen mindre.

Vid övning blandas vatten och koncentrat under högt tryck och skummet expanderar snabbt (låg viskositet och densitet). Det leder till att skum studsar och blåser från den hårdgjorda ytan. Därav kan kontamination utanför den hårdgjorda ytan vara betydande.

#### 3.5.1.3 UTSLÄPP I SAMBAND MED BRANDINSATSER

Vid oplanerade bränder kan det vara svårt att hantera miljöriskerna med släckningen. Släckningsarbete är att betrakta som en miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken, och den kunskap, rutiner, och skyddsåtgärder med mera, som är möjliga behöver iaktas. Sveriges geologiska undersökning (SGU) har tillsammans med MSB tagit fram sårbarhetskartor för grundvatten, anpassade för räddningstjänstens behov. Syftet är att de ska kunna användas i samband med brandsläckning och olyckor som kan påverka grundvattnet negativt (SGU 2009). För mer information om olika släckmetoder med mera hänvisar vi till Guide om PFAS (avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

Brandsläckningsskum som innehåller PFAS bör inte användas annat än när det är absolut nödvändigt för att kunna släcka brand. KemI, MSB och Naturvårdsverket tog 2016 tillsammans fram en informationsfolder riktad till Sveriges räddningstjänster, med rekommendationer för hur användningen av brandsläckningsskum kan minska (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek). Särskilda strategier behöver utvecklas för hur släckning ska ske för att samtidigt iaktta den miljöhänsyn som är möjlig. Både MSB och KemI har pågående informationsarbete riktat mot de kommunala räddningstjänsterna angående släckningsstrategier, men också information om tank- och slangrengöring (se Guide om PFAS i avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

### 3.5.2 Deponier, industrier, avloppsreningsverk och konsumentprodukter

Deponier, industrier, avloppsreningsverk, avfallshanteringsanläggningar och konsumentprodukter där PFAS förekommer, används eller har använts, har också identifierats som möjliga direkta eller indirekta PFAS-källor (Naturvårdsverket 2016). Persistenta PFAA, såsom PFOA respektive PFOS tillförs miljön genom omvandling av prekursorer (exempelvis fluorotelomeralkoholer, FTOH respektive N-etylperfluoroktansulfonamidetanol, EtFOSE), som används i industriella processer och i konsumentprodukter (Post m.fl. 2012; Kemikalieinspektionen 2016; Miljöstyrelsen 2016). För mer information om prekursorer, se avsnitt 3.3.

Rening av utgående lakvatten från deponier är viktigt för att begränsa spridningen av PFAS. Normalt är dock reningen av lakvatten inte utformad för att ta hand om dessa ämnen. Även om lakvatten inte släpps ut direkt i recipienten, utan leds till ett avloppsreningsverk, kan rening av lakvatten redan vid deponin ha stor betydelse, särskilt om reningsverket saknar anläggning för att omhänderta PFAS i det inkommande vattnet. Sammanställd nationell information saknas angående hur många verksamhetsutövare med deponiverksamhet som mäter halter av och/eller renar sitt lakvatten från dessa ämnen. Motsvarande information saknas även för de kommunala avloppsreningsverken.

Eftersom lakvatten är en komplex matris, potentiellt förorenat med PFAS från en mängd olika varor och produkter innehåller det troligen en stor bredd av olika PFAS. Vid en första kemisk karaktärisering av lakvatten från en deponi är det därför lämpligt att välja ett analyspaket som är bredare än exempelvis de dricksvattenpaket som de flesta kommersiella analyslaboratorier erbjuder.

Villkor för utsläpp till vatten från miljöfarlig verksamhet fastställs i tillstånd enligt miljöbalken. Preliminära villkor kan gälla under en begränsad provtid, då verksamhetsutövaren utreder förutsättningar för slutliga villkor. Innan ett villkorsbeslut fattas är det viktigt att beakta en rad olika plats specifika aspekter som exempelvis recipientens känslighet, skyddsvärde, utspädningseffekter samt flödes- och andra säsongvariationer. För anmälningspliktig miljöfarlig verksamhet kan den kommunala nämnden förelägga om försiktighetsmått. Att PFAS förekommer i svenska lakvatten framgår t.ex. av sammanställningar gjorda av Avfall Sverige (2017). Att ha kunskap om utgående PFAS-halter i deponins lakvatten, och att vid behov och i tillräcklig omfattning och med bästa möjliga teknik, rena detta lakvatten är en förutsättning för att en deponi ska kunna ta emot PFAS-haltigt avfall. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om genomförande av mätningar och provtagningar i vissa verksamheter (NFS 2000:15) ska verksamhetsutövare utföra mätningar och provtagningar i den utsträckning det behövs i syfte att skaffa kunskaper om hur verksamheten påverkar miljön i andra avseenden än vad som framgår av villkor eller föreskrifter.

BREF-dokumentet<sup>3</sup> för avfallsbehandling är framtaget under industriutsläppsdirektivet, IED. BAT-slutsatserna<sup>4</sup> offentliggjordes den 17 augusti 2018 i Europeiska unionens officiella tidning<sup>5</sup>. Från och med verksamhetsåret 2019 ska verksamhetsutövare, i sin miljörapport, redogöra för hur dessa slutsatser följs eller planeras att följas. Mätning av PFOS och PFOA ska på avfallsbehandlingsanläggningar ske två gånger per år (en gång var sjätte månad). Även om deponier inte omfattas av BREF-dokument för avfallsbehandling,

<sup>3</sup> BAT Reference Document, vilket är en branschvis sammanställning av miljöskyddsteknik

<sup>4</sup> kapitel i BREF med branschvisa slutsatser om vad som är bästa tillgängliga teknik

<sup>5</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Industriutslappsdirektivet--IED/BAT-slutsatser-for-industriutslapp/BAT-slutsatser-for-avfallsbehandling/> (access 2018-11-28)

kommer detta kunna ge ett dataunderlag som kan visa om det finns behov av rening från dessa ämnen från avfallsbehandlingsanläggningar. I Sverige är avfallsbehandlingsanläggningar ofta samlokaliserade med deponier.

Enligt 16 § i förordningen om deponering av avfall (2001:512) (deponeringsförordningen) ska verksamhetsutövaren, innan avfall deponeras, ha skaffat sig så goda kunskaper som möjligt om avfallets sammansättning, lakbarhet och dess övriga egenskaper samt allmänna -och långsiktiga effekter. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10) innehåller mottagningskriterier för avfall som deponeras. Det finns inga gränsvärden för PFAS i dessa mottagningskriterierna. Om avfallet innehåller föreningar som saknar mottagningskriterier måste dessa föreningar undersökas för att det ska gå att bedöma om avfallet uppfyller kravet för aktuell deponiklass. Enligt 4 § i denna föreskrift ska avfall som deponeras ha genomgått en grundläggande karaktärisering. Av 5 § framgår vad den grundläggande karaktäriseringen ska innehålla uppgifter om. Avfallsproducenten ska se till att den grundläggande karaktäriseringen görs och att uppgifterna i dokumentationen är korrekta. Ett syfte med den grundläggande karaktäriseringen är att kunna styra avfallet till rätt typ av deponi. Allt avfall som deponeras och som inte är undantaget från föreskriften eller deponeringsförordningen ska ha genomgått en grundläggande karaktärisering.

En ansökan om tillstånd till deponeringsverksamhet ska enligt 36 § i deponeringsförordningen alltid innehålla en beskrivning av avfallsslag och totala mängder avfall som skall deponeras. Vid tillståndsprövningen görs en platspecifik bedömning av vilket avfall som kan deponeras på aktuell anläggning, beroende på risker för omgivningen. Deponering ska ske och övervakas på ett lämpligt sätt så att potentiellt skadliga effekter på miljön och risker för människors hälsa förebyggs eller minskas. Det kan finnas skäl att vidta särskilda försiktighetsmått vid deponering av avfall som innehåller PFAS såsom stabilisering, täckning av massorna, deponering i separata celler etc. Med hänsyn till försiktighetsprincipen bör dessa frågor föregås av en bedömning och prövning i det enskilda fallet.

Naturvårdsverkets föreskrifter är utformade och ska stämma överens med Deponidirektivet<sup>6</sup> och Rådets beslut<sup>7</sup>. Direktivet är ett minimidirektiv och Naturvårdsverkets bedömning är att de föreskrifter som tagits fram med uppställda gränsvärden inte är uttömmande.

Även industrier som använder PFAS i sin verksamhet kan utgöra en källa till spridning av PFAS. Detta kan vara både industrier som använder PFAS i

---

<sup>6</sup> Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall

<sup>7</sup> Rådets beslut av den 19 december 2002 om förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG

tillverkningsprocessen, såsom textil- och metallindustri, och industrier som hanterar brandfarliga ämnen och därför kan ha haft brandsläckningsskum i sina sprinklersystem.

Många varor som används i hushållen kan innehålla PFAS (t.ex. kläder, skor och kosmetika, se Tabell 3.1). Även användningen av denna typ av varor innebär att PFAS sprids till miljön från hushållen. En del av dessa avgår från hushållen via avloppsvattnet och en del i avfallet. Det är därför viktigt att användningen av PFAS i varor reduceras. Detta kan uppnås genom kemikalielagstiftning, samt genom informationsinsatser till konsumenter för att på så sätt verka för att andra produkter väljs.

Avloppsreningsverken tar följaktligen emot PFAS via lakvatten från deponier, processvatten från industrier, samt via det kommunala avloppsvattnet som avgår från hushållen. Avloppsreningsverken är generellt inte utrustade med någon reningsmetod som avlägsnar PFAS. Det innebär att även avloppsreningsverken är en källa till spridning av PFAS i miljön, via reningsverkens avlopp och med avloppsslam.

## 4 Att riskbedöma PFAS-förorenade områden

Detta kapitel kopplar till riskbedömning av PFAS-föreningar inom förorenade områden specifikt. För bedömning av risker med PFAS i exempelvis dricksvatten och fisk hänvisas till Livsmedelsverket ([www.slv.se](http://www.slv.se)).

Riskbedömning är den process som genomförs för att identifiera de risker som ett förorenat område kan utgöra för människors hälsa, miljö eller naturresurser. Riskbedömningsprocessen genomförs normalt i ett flertal steg med varierande ambitionsnivå och säkerhet i de bedömningar som görs. Termer som förenklad riskbedömning respektive fördjupad riskbedömning används. Om man behöver göra en förenklad eller fördjupad riskbedömning avgörs från fall till fall (se en kortfattad förklaring i webblänken tillhörande Naturvårdsverkets vägledning om riskbedömning, avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

I en förenklad riskbedömning görs en översiktlig bedömning av riskerna och en bedömning av om området behöver utredas vidare eller om man med befintligt underlag kan konstatera att en åtgärd behöver genomföras.

En fördjupad riskbedömning kan krävas när en förenklad riskbedömning inte är tillräcklig. Det kan exempelvis bero på att föroreningssituationen är omfattande och komplicerad, att flera medier är förorenade, att osäkerheterna med riskerna är stora, att riskbaserade haltkriterier saknas eller att förutsättningarna för generella riktvärden inte uppfylls. I en fördjupad riskbedömning görs en fördjupad bedömning av spridning och belastning, till exempel studier av utlaknings- och fastläggningsprocesser, nedbrytning och omvandling, liksom spridning av föreningar via grundvatten, sediment och luft. Fördjupade bedömningar av hälsorisker kan omfatta beräkning av den dos som människor exponeras för. Miljöriskbedömningar kan fördjupas och göras mer plats specifika, exempelvis genom att biologiska undersökningar, ekotoxikologiska tester och tester av biotillgänglighet utförs.

En riskbedömning av PFAS-förorenade områden ska göras på samma sätt som för områden förorenade med andra typer av ämnen. Den metodik för riskbedömning som finns framtagen av Naturvårdsverket gäller därför även för PFAS-förorenade områden. PFAS har dock vissa egenskaper som skiljer denna grupp av föreningar från många andra organiska föreningar och metaller, och detta behöver beaktas i en riskbedömning. En sådan egenskap är att PFOS, liksom bland annat PCB och dioxin, är klassat som PBT-ämne, det vill säga persistent, bioackumulerande och toxiskt.

## 4.1 Generell tillämpning av riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverkets generella riktvärden (Naturvårdsverket 2009a) för förorenad mark är framtagna för förhållanden som anses vara vanliga vid förorenade områden i Sverige. Det gäller i vilken omfattning människor exponeras för föroreningar, hur föroreningar sprids från området och vilket skyddsvärde miljön i området och dess omgivningar har. Om förutsättningarna (exponeringstid, områdets storlek, djup till förorening, etc.) för ett specifikt område inte överensstämmer med de antaganden i riktvärdesmodellen som ligger till grund för de generella riktvärdena, rekommenderas att platsspecifika riktvärden tas fram istället. Platsspecifika riktvärden tas fram med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och beräkningsverktyg uppdaterades 2016, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek.

De generella riktvärdena anger en föroreningsnivå under vilken det inte förväntas uppstå några skadliga effekter på människor och miljö. Ett överskridande av riktvärdena är dock inte liktydigt med att negativa effekter föreligger. Generella riktvärden är inte juridiskt bindande (Naturvårdsverket 2009a).

## 4.2 Preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten

SGI har under 2015 tagit fram preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten inom ramen för ett regeringsuppdrag. Arbetet och riktvärdena är redovisat i SGI:s Publikation 21 Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten (Pettersson m.fl. 2015), se avsnitt 3.1 Länkbibliotek.

Anledningen till att riktvärdena är preliminära beror på att de delar av riktvärdet för PFOS som kopplar till hälsorisker utgår från ett TDI-värde (tolerabelt dagligt intag) som EFSA (European Food Safety Authority) tog fram 2008. Under arbetet med att ta fram riktvärden fick SGI information om att EFSA bedrev ett arbete med att se över om TDI-värdet för PFOS borde ändras. Detta är den huvudsakliga anledningen till att riktvärdet för PFOS betecknas som ”preliminärt”. Det har inte genomförts någon analys av konsekvensen av de preliminära riktvärdena för PFOS.

Informationen som redovisas i avsnitt 4.2.1–4.2.8 nedan är hämtad från SGI:s Publikation 21, och skiljer sig därmed inte nämnvärt från vad SGI skriver i sin publikation.

De preliminära riktvärdena för PFOS i mark och grundvatten som SGI har tagit fram är av typen *generella* riktvärden. I en platsspecifik bedömning kan det vara motiverat att göra avsteg från de antaganden som ligger till grund för de preliminära riktvärdena för PFOS, på samma sätt som gäller vid framtagande av

platsspecifika riktvärden för de föroreningar som omfattas av Naturvårdsverkets vägledning (2009a) och det kompletterande arbete kring uppdaterade och nya riktvärden som har redovisats under 2016 (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

#### 4.2.1 Bakgrund till riktvärden

Som grund för beräkning av riktvärden ligger en konceptuell modell som beskriver:

- föroreningskällan
- hur föroreningar sprids
- vilka skyddsobjekt som ska skyddas
- hur skyddsobjekten exponeras för föroreningar.

Det beräknade riktvärdet anger en föroreningshalt i marken respektive grundvattnet under vilka det inte förväntas uppkomma vare sig oacceptabla hälsoeffekter för människor som vistas i området eller negativa effekter på miljön. Däremot innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av ett riktvärde ger oacceptabla effekter. Man brukar uttrycka det som att riktvärdena ska motsvara en föroreningsnivå som utgör en *acceptabel risk*, och den situation som ligger till grund för riktvärdena ska vara *säker*. Säkerheten är resultatet av en försiktighet i såväl utformningen av den konceptuella modellen (ett scenario som täcker in ett flertal vanliga och möjliga skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar) som i valda data (exponeringsdata, kemisk/fysikaliska data, toxikologiska data). Detta genom att de täcker in ett flertal sätt att exponeras på och att de flesta data, antaganden och modeller som används har olika grad av konservatism inbyggda.

#### 4.2.2 Preliminära riktvärden för PFOS i mark

Preliminära riktvärden för PFOS i mark har beräknats med den metodik som beskrivs i Naturvårdsverket (2009a) och den beräkningsmodell som beskrivs där.<sup>8</sup> Framtagna riktvärden tar hänsyn till de risker som ett förorenat markområde utgör för människor som vistas inom området (hälsorisker), samt de risker som föroreningen innebär för miljön inom området (markmiljön) och nedströms området (grundvatten och ytvatten). Riktvärden har beräknats för två olika markanvändningar: känslig markanvändning (KM, exempelvis bostäder) respektive mindre känslig markanvändning (MKM, exempelvis industrimark).

Det preliminära riktvärdet för PFOS i mark för känslig markanvändning är 0,003 mg/kg TS och för mindre känslig markanvändning 0,020 mg/kg TS, se Tabell 4.1. Av tabellen framgår att det är skyddet av naturresurser (markmiljö vid KM, grundvatten och ytvatten vid MKM) som är styrande för de preliminära riktvärdena för PFOS i mark. De hälsoriskbaserade riktvärdena är högre eller mycket högre. Här är det viktigt att notera att detta gäller för den grad av exponering som antas i de två

<sup>8</sup> Naturvårdsverkets beräkningsmodell för framtagande av riktvärden för mark har uppdaterats till version 2.0.1 år 2016, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek. Det har dock ingen betydelse för de preliminära riktvärden för PFOS som redovisas i Pettersson m.fl. (2015).



generella scenarier som Naturvårdsverket har definierat i sin metodik. Hälsoriskbaserade riktvärden i denna tabell är justerade så att de beaktar att människor exponeras även från andra källor än det förorenade området (t.ex. via föda). Det förorenade området får bidra med maximalt 10 % av den totala belastningen.

**Tabell 4.1.** Preliminära riktvärden för PFOS i mark för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM). Enhet: mg/kg torrsubstans (TS).

<b>Riktvärde</b>	<b>KM</b>	<b>MKM</b>
Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	0,031	11
Intag av jord	1,9	17
Hudkontakt	6,8	34
Inandning av damm	2 100	21 000
Inandning av ångor	3 600	36 000
Intag av grundvatten som dricksvatten	0,033	-
Intag av växter	0,6	-
Skydd av markmiljö	0,003	0,3
Skydd av grundvatten som en resurs *	0,0066	0,021
Skydd av ytvatten	0,027	0,027
<b>Preliminärt riktvärde</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>

\* I detta fall dricksvattenresurs.

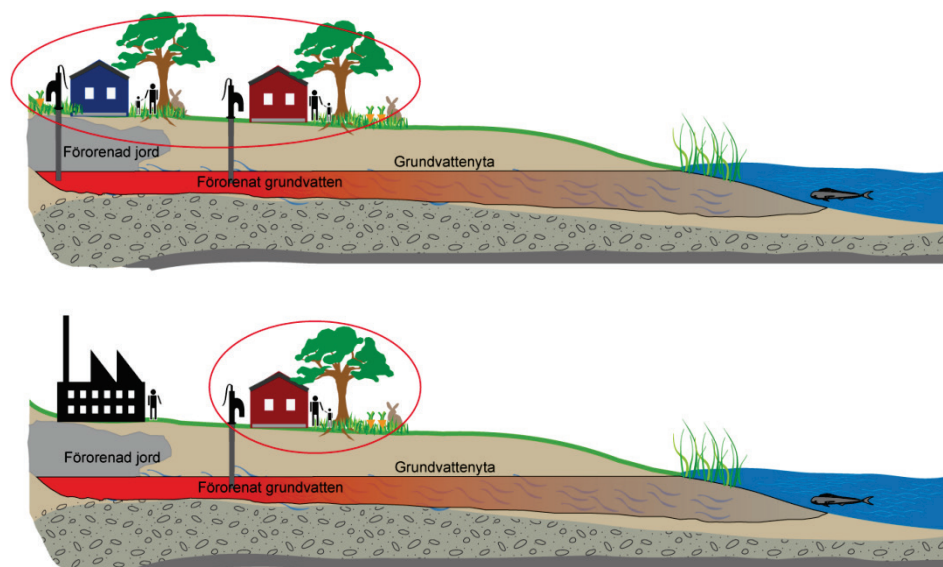
### 4.2.3 Preliminära riktvärden för PFOS i grundvatten

För förorenat grundvatten finns idag inga generella riktvärden liknande dem som finns för förorenad jord. Riktvärdet för PFOS i grundvatten baseras i så hög grad som möjligt på samma modeller och antaganden som i Naturvårdsverkets modell för jord när det gäller exponeringsantaganden för relevanta exponeringsvägar. Detta har kompletterats med modeller för specifika exponerings- och spridningsvägar som inte omfattas av Naturvårdsverkets modell.

#### 4.2.3.1 UTGÅNGSPUNKT FÖR BERÄKNING AV PRELIMINÄRT RIKTVÄRDE FÖR PFOS I GRUNDTVATTEN

I ett avseende skiljer sig utgångspunkten som ligger till grund för det preliminära riktvärdet för PFOS i grundvatten från grunden för de riktvärden som finns framtagna för mark. Vid beräkning av generella riktvärden för mark beaktas att människor som vistas inom det förorenade området exponeras för föroreningarna. Det preliminära riktvärdet för PFOS i grundvatten avser skydda människor som vistas inom det förorenade området men också de som bor på en fastighet som gränsar till det förorenade området, se Figur 4.1. Även om det förorenade området används för så kallad mindre känslig markanvändning (exempelvis industrimark) antas att angränsande fastigheter ska kunna användas för känslig markanvändning (bostäder, skolor etc.), och att grundvattnet inom det förorenade området inte ska ge upphov till risker vid den här typen av verksamheter. För grundvatten redovisas därför ett riktvärde som baseras på antaganden om exponeringssätt och

exponeringstider som motsvarar känslig markanvändning, oberoende av om markanvändningen inom det förorenade området motsvarar känslig markanvändning eller mindre känslig markanvändning.



**Figur 4.1.** Konceptuell bild över området som ligger till grund för beräkning av det preliminära riktvärdet för grundvatten då det förorenade området utgörs av ett KM-område (övre bilden) respektive MKM-område (undre bilden). Den röda ovalen visar de fastigheter för vilket riktvärdet baseras på.

#### 4.2.3.2 BEAKTADE EXPONERINGSVÄGAR OCH SKYDDSOBJEKT

De exponeringsvägar för människor som beaktas är:

- Intag av dricksvatten via uppumpat grundvatten
- Inandning av ångor som avgår från grundvatten och sprids till inomhusmiljö
- Inandning av ångor vid bevattning
- Intag av växter bevattnade med förorenat grundvatten
- Intag av fisk från närliggande vattendrag.

Föreningar som sprids med grundvatten kan påverka miljön. De skyddsobjekt som omfattas av modellen är ekosystemen i:

- Ytvatten (en sjö, å etc.) med dess vattenlevande växter och djur
- Våtmarker som utgör utströmningsområde för grundvatten.

#### 4.2.3.3 PRELIMINÄRT RIKTVÄRDE FÖR PFOS I GRUNDVATTEN

Det preliminära riktvärdet för PFOS i grundvatten är 0,045 µg/l, se Tabell 4.2. Riktvärdet styrs av skyddet av grundvatten som en naturresurs, följt av intaget av grundvatten som dricksvatten samt skyddet av ytvatten respektive våtmark som alla har ett riktvärde strax över 0,2 µg/l. Den låga flyktigheten hos PFOS gör att såväl exponeringsvägen inandning av ånga i inomhusmiljö, som inandning av ånga vid

bevattning, blir försumbar. Riskerna vid intag av fisk från närliggande sjö respektive grönsaker bevattnade med förorenat grundvatten är inte styrande för riktvärdet, men kan vara aktuella risker i en platsspecifik situation med höga halter i grundvattnet samtidigt som grundvattenresursen inte bedöms vara skyddsvärd och inget dricksvattenuttag sker.

**Tabell 4.2.** Preliminära riktvärden för PFOS i grundvatten ( $\mu\text{g/l}$ ). Hälsoriskbaserade riktvärden i denna tabell är justerade så att de beaktar att människor exponeras även från andra källor än det förorenade området (t.ex. via föda). Det förorenade området får bidra med maximalt 10 % av den totala belastningen.

<b>Riktvärde</b>	<b>Värde</b>
Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	0,22
Inandning av ångor i byggnad	ej begränsade
Intag av grundvatten som dricksvatten	0,22
Bevattning	11
Intag av fisk	1,1
Skydd av våtmark	0,23
Skydd av ytvatten	0,23
Skydd av grundvatten som en resurs*	0,045
<b>Preliminärt riktvärde</b>	<b>0,045</b>

\* I detta fall dricksvattenresurs.

#### 4.2.4 Hur de preliminära riktvärdena för PFOS kan tillämpas

De preliminära riktvärdena kan ses som ett stöd för bedömning av de hälso- och miljörisker som ett PFAS-förorenat område utgör. Riktvärdena utgör också en del i underlaget för att ta fram åtgärdsåtgärder för förorenade områden. Riktvärdena utgör däremot inte gränsvärden eller åtgärdsnivåer, de är inte heller juridiskt bindande.

De riktvärden för PFOS som redovisas i SGI:s publikation baseras på två generella scenarier med en viss form av markanvändning (känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning).

Generella riktvärden kan användas i en förenklad riskbedömning av ett förorenat område efter att man kontrollerat att de är relevanta för det specifika fallet.

Platsspecifikt kan situationen vara annorlunda än vad som har antagits vid beräkning av generella riktvärden. Det kan exempelvis vara andra exponeringsvägar än dem som omfattas av beräkningsmodellen som är aktuella. I ett sådant fall kan platsspecifika bedömningar av exponeringssituationen på kort respektive lång sikt vara motiverade och riktvärden specifika för det aktuella området behöva tas fram.

Andra exempel är att markens genomsläpplighet kan vara både avsevärt högre eller avsevärt lägre än i den generella modellen och att utspädningen som sker när

förorenat grundvatten strömmar ut i en recipient därmed kan avvika betydligt från det antagande som görs i de modeller som har använts för att beräkna riktvärden för mark och grundvatten för PFOS. Även här kan platsspecifika riktvärden tas fram utifrån de spridningsförutsättningar som gäller på den aktuella platsen.

En viktig aspekt i en riskbedömning är spridningen av föroreningar från området och den belastning detta ger i en recipient, exempelvis en sjö. Vid utsläpp av förorenat vatten till en recipient är det två specifika faktorer som måste belysas:

1. Vilka föroreningshalter uppkommer i recipienten där vattnet släpps ut?
2. Hur stor föroreningsmängd tillförs recipienten med vattnet och under hur lång tid?

I det preliminära riktvärdet för PFOS i grundvatten finns en del som avser skydd av ytvatten (230 ng/l, Pettersson m.fl. 2015). Beräkningen av detta värde har sin utgångspunkt i den första punkten ovan. Mängden förorening som tillförs recipienten från det förorenade området och under hur lång tid detta sker är dock ingenting som beaktas vid beräkning av riktvärden.

Riktvärdet för skydd av ytvatten anger en acceptabel halt inom eller i direkt anslutning till det PFOS-förorenade området utan att riskera att halten av PFOS överskrider det ytvattenkriterium som används i modellen. Som ytvattenkriterium används miljökvalitetsnormen (MKN) för ytvatten (0,65 ng/l, EU 2013). Halten 230 ng/l baseras på ett antagande att det sker en utspädning på 350 gånger av det förorenade grundvattnet då det rör sig genom marken från det förorenade området till recipienten och slutligen i recipienten.

Det preliminära riktvärdet för PFOS avseende skydd av ytvatten ska alltså *inte* tolkas som att det är acceptabelt att släppa ut vatten med en PFOS-halt på 230 ng/l till dagvatten eller i en recipient. Värdet kan därför inte användas som ett kriterium på acceptabla halter, i lakvatten, länsvatten etc., som kan släppas ut till en recipient.

Det går inte att ge några generella råd för vad som är en acceptabel halt av PFOS i vatten som släpps ut till dagvatten eller recipient. Platsspecifika förhållanden innebär att frågeställningen måste utredas från fall till fall. Det är viktigt att undersöka och beskriva recipientens sårbarhet för utsläpp, till exempel känslighet, skyddsvärde, utspädningseffekter samt flödes- och andra säsongsvariationer. Resultatet av undersökningarna bör utgöra grunden för vilka krav som ska ställas på det vatten som släpps ut. Om vattendraget är mycket känslig kan högre krav behöva ställas. Det finns ingen vägledning att falla tillbaka på för att bedöma hur stor mängd förorening som ska anses vara acceptabel för en specifik recipient. Eftersom flera PFAS är persistenta och bioackumulerbara finns det dock skäl att vara försiktig i sina bedömningar.

Även om det bedöms att de preliminära riktvärdena för PFOS inte är tillämpbara för ett specifikt objekt, kan de ämnesspecifika data som redovisas i SGI:s publikation 21 (Pettersson m.fl. 2015) ligga till grund för beräkning av platsspecifika riktvärden.

#### **4.2.5 Vad innebär det om riktvärdena överskrids?**

Som beskrivs i avsnitt 4.2.1 baseras riktvärdena på en konceptuell modell som bland annat beskriver hur människor exponeras för föroreningarna. För ett specifikt område kan situationen vara sådan att någon av dessa exponeringsvägar inte är relevant. Vidare har, generellt sett, de data, antaganden och modeller som används olika grad av konservatism inbyggt. Sammanfattningsvis innebär det att om representativa halter av en förorening i mark eller grundvatten inom ett förorenat område överskrider de preliminära riktvärdena betyder det inte per automatik att det föreligger en risk, utan att risk *kan* föreligga.

Har man ingen annan information eller utredningar som visar på andra fakta, kan man använda ett överskridande av riktvärdena som en indikation på att en åtgärd behövs. Vanligare är dock att man ser det som en indikation på att riskerna bör utredas ytterligare. Då PFOS påträffas i halter över föreslagna riktvärden i mark eller grundvatten kan man befara att fler PFAS förekommer inom området. I en sådan situation behöver sannolikt även risker förknippade med övriga PFAS utredas, och då behöver man ofta genomföra en fördjupad riskbedömning (Naturvårdsverket 2009b). Man bör vara försiktig i sina antaganden och bedömningar av PFAS för vilka kunskap och data saknas.

De preliminära riktvärdena för PFOS i mark styrs av skyddet av markmiljön (KM) respektive skyddet av grundvatten som en naturresurs och skyddet av ytvattenmiljön (MKM). Det är inte halten i ett enskilt jordprov som är avgörande för om skyddsobjekt påverkas negativt eller inte, utan den representativa halten för aktuellt område (egenskapsområde, delområde m.m.), se Naturvårdsverkets rapport 5977.

#### **4.2.6 Riskbedömning av andra högfluorerade ämnen än PFOS**

Det är endast för PFOS som man har bedömt att det finns data i sådan omfattning att det är möjligt att ta fram ett riktvärde som tar hänsyn till såväl skydd av människors hälsa som miljö och naturresurser. Även för PFOA ser SGI dock möjligheter att ta fram preliminära riktvärden för mark och grundvatten efter vissa kompletterande insatser i ett senare skede. Den huvudsakliga bristen är ekotoxikologiska data för markmiljön där underlaget för PFOA i dagsläget är mycket begränsat. För övriga PFAS är dataunderlaget än mer begränsat över lag.

Samtidigt visar undersökningar inom områden där PFAS har hanterats att det i allmänhet förekommer ett flertal olika PFAS både i mark och i grundvatten. Det finns följaktligen behov av att riskbedöma även andra föreningar än PFOS. SGI genomför för närvarande en utvärdering av vilka PFAS som i huvudsak påvisas i

inom brandövningsplatser. Detta kommer ligga till grund för en reviderad rekommendation om vilka PFAS som ska beaktas i en riskbedömning för PFAS-förorenad jord respektive grundvatten inom områden där brandsläckningsskum har hanterats. För närvarande kvarstår SGI:s rekommendation att som en utgångspunkt beräkna summahalten av sju PFAS (PFBS, PFHxS, PFOS, PFPeA, PFHxA, PFHpA och PFOA) och jämföra denna mot riktvärdet för PFOS för såväl förorenad mark som förorenat grundvatten. Att dessa sju PFAS ska summeras baseras på en tidigare rekommendation från Livsmedelsverket avseende risker med PFAS i dricksvatten<sup>9</sup>.

Genom att, utöver PFOS, även jämföra summahalten av sju PFAS mot de preliminära riktvärdena för PFOS tar man indirekt höjd för att grundvattnet kan innehålla även andra PFAS utöver PFOS, men har också en marginal till Livsmedelsverkets åtgärdsgräns.

Vid bedömning av de humantoxikologiska riskerna med PFOA ska man ta höjd för att PFOA kan komma att bedömas vara mer toxiskt än vad som tidigare har ansetts. I tidigare bedömningar (EFSA 2008) har PFOA ansetts vara mindre toxiskt än PFOS (tolerabelt dagligt intag, TDI, för PFOS = 0,15 µg kg<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup>, TDI för PFOA = 1,5 µg kg<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup>), men idag finns förslag (US EPA 2016a och b) att PFOS och PFOA ska bedömas vara lika toxiska och att TDI-värdena bör sänkas, se avsnitt 4.2.8.

#### **4.2.7 Skillnaden mellan de preliminära riktvärdena för PFOS och Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för dricksvatten**

Vid beräkning av riktvärde för PFOS i grundvatten utgör intag av grundvatten i form av dricksvatten en exponeringsväg. Det riktvärde som avser att skydda människor som använder grundvatten som dricksvatten har SGI satt till 220 ng/l. Denna halt ska inte likställas med en maximalt tillåten halt i råvatten.

Livsmedelsverket har definierat en åtgärdsgräns för summahalten av PFAS i dricksvatten på 90 ng/l. Det som gör att dessa värden skiljer sig åt är att riktvärdet för intag av dricksvatten baseras på ett barn som väger 15 kg, medan Livsmedelsverkets åtgärdsgräns utgår från exponering av ett spädbarn på 3 veckor (4,2 kg). Spädbarnet är givetvis känsligare än ett äldre barn. Anledningen till varför olika kroppsvikter är antagna beskrivs i mer detalj i Pettersson m.fl. (2015).

Det kan uppfattas som inkonsekvent att riktvärdet för intag av PFOS i dricksvatten är högre än åtgärdsgränsen på 90 ng/l för PFAS<sub>11</sub>. Åtgärdsgränsen ska tillämpas av dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter för att avgöra om förekomsten av PFAS i dricksvattnet kan utgöra en hälsofara (Livsmedelsverket 2016). Om åtgärdsgränsen överskrids rekommenderas producenten att snarast vidta åtgärder

---

<sup>9</sup> Livsmedelsverket har sedan SGI kom med sin rekommendation reviderat detta till att omfatta elva PFAS.

för att sänka halten av PFAS. För en enskild brunnsägare finns inte motsvarande krav. Livsmedelsverket anger att man kan fortsätta att dricka vattnet, men att man snarast *bör* se till att halterna sänks. Argumentationen för denna skillnad i kravnivå är att det är rimligt att ställa höga krav på dricksvattenproducenter i och med att dessa försörjer ett stort antal människor med dricksvatten (ansvar på befolkningsnivå) och tillhandahåller en produkt.

För det föreslagna preliminära riktvärdet för PFOS, för såväl mark som grundvatten, har det valda angreppssättet för beräkning av exponering vid intag av dricksvatten ingen praktisk betydelse. Eftersom det hälsoriskbaserade riktvärdet inte är styrande för de preliminära riktvärdena, skulle dessa ha varit de samma även om intaget av dricksvatten hade baserats på exponering av ett spädbarn. Så länge det preliminära riktvärdet för mark respektive grundvatten används kommer alltså även spädbarn att vara skyddade av de beräknade värdena. Om man däremot i en platsspecifik bedömning gör avsteg från de antaganden som ligger till grund för beräkning av de preliminära riktvärdena, bör man se över och motivera antaganden och data i enlighet med Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning. Man bör även komma ihåg att riktvärden för förorenat grundvatten inte är samma sak som åtgärdsnivåer och åtgärdskrav, utan endast ett av flera underlag som används i en bedömning av de risker som ett förorenat område utgör.

#### **4.2.8 Osäkerheter i de preliminära riktvärdena för PFOS**

Kunskaperna om de toxikologiska egenskaperna för PFOS och PFOA fördjupas och pågående forskning indikerar att man kan komma att bedöma ämnena som mer toxiska än man har gjort tidigare.

##### **4.2.8.1 TOLERABELT DAGLIGT INTAG**

En av de viktigaste parametrarna som krävs för att beräkna ett hälsoriskbaserat riktvärde är det tolerabla dagliga intaget (TDI). De preliminära riktvärdena för PFOS baseras på ett TDI-värde på  $0,15 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  som fastställdes av EFSA (2008). Med tiden har kunskaperna om de toxikologiska egenskaperna för PFOS och PFOA fördjupats, och det finns indikationer på att ämnena kan komma att bedömas vara mer toxiska än man har gjort tidigare. EFSA och US EPA (United States Environmental Protection Agency) har initierat arbeten där man utreder om det finns anledning att revidera tidigare bedömningar av hur toxiskt PFOS och PFOA är<sup>10</sup>. US EPA har under 2016 föreslagit att referensdosen (motsvarar TDI) ska sättas till  $0,02 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  för såväl PFOS som PFOA (US EPA 2016a och b) men har, när denna vägledning tagits fram, inte tagit slutgiltig ställning i frågan.

En revidering av TDI-värdet för PFOS kan komma att påverka riktvärdena för PFOS i mark och i grundvatten. Detta diskuteras mer utförligt i SGI:s Publikation 21. SGI kommer att följa utvecklingen och de rekommendationer som

---

<sup>10</sup> Vid tidpunkten för slutförandet av denna vägledning (21 november 2018) hade EFSA ännu inte redovisat resultatet av sin utredning.

relevanta myndigheter gör i frågan, och utifrån det utreda om de preliminära riktvärdena för PFOS behöver revideras.

#### 4.2.8.2 BAKGRUNDSHALTER AV PFAS

Vid beräkning av riktvärden bör hänsyn tas till bakgrundshalter i mark och grundvatten. Det finns två syften med detta: dels är det inte rimligt att riktvärdena är lägre än lokala eller regionala bakgrundshalter, dels ska föroreningar i mark inte ge upphov till ett oacceptabelt tillskott av föroreningar till grundvattnet.

PFAS förekommer inte naturligt i miljön. Trots det kan till exempel atmosfärisk deposition innebära att föreningarna förekommer i mark även i områden där ämnet inte har hanterats. Uppgifter om bakgrundshalter av PFAS i mark är mycket begränsade. Med tiden kommer sannolikt kunskapen om bakgrundshalter av PFAS att öka och då kan detta vägas in i riskbedömningen på samma sätt som normalt görs vid utredning av förorenade områden (se Naturvårdsverket 2009b och Naturvårdsverket 2016).

Vi rekommenderar att man inom utredningar av PFAS-förorenade områden även tar fram underlag för att bedöma bakgrundshalter av PFAS i regionen. Detta är ett arbete som inte riktar sig till en enskild aktör, utan arbetet bör genomföras på olika nivåer. Dels är det ett moment som bör ingå i den miljöövervakning som görs inom ramen för Naturvårdsverkets arbeten. Det är också ett ansvar för de som genomför miljöutredningar av förorenade områden (vare sig dessa finansieras av statliga medel eller av en privat aktör) att ta fram ett underlag för att bedöma nivån på regionala bakgrundshalter av PFAS, och utifrån detta kunna uttala sig om det undersökta området är förorenat.

#### 4.2.8.3 EFFEKTER PÅ MARKMILJÖ

Kunskaper om de effekter som PFAS har på markmiljön är mycket begränsade. PFOS utgör i viss mån ett undantag, men även för denna förening är det vetenskapliga underlaget begränsat. Underlaget bedöms dock vara tillräckligt för att bestämma ett riktvärde för PFOS som avser skydda markmiljön vid känslig markanvändning. Det ansatta riktvärdet för skydd av markmiljön (3 µg/kg TS) är satt för att skydda såväl arter som exponeras direkt i marken som arter högre upp i näringskedjan (toppredatorer).

Riktvärdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning är satt till 100 gånger högre än vid känslig markanvändning. Faktorn 100 har ingen vetenskaplig grund, men bygger på en bedömning utifrån tillgängliga data. Det föreslagna riktvärdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning tar inte höjd för skydd av arter högre upp i näringskedjan.

I platsspecifika bedömningar där skyddet av markmiljön blir betydande för valet av acceptabla halter av PFOS rekommenderar vi, på samma sätt som när detta uppstår för andra typer av föroreningar, att en ekologisk riskbedömning genomförs där



effekter på markmiljön undersöks. En sådan kan exempelvis följa Triad-metoden. Metodiken finns beskriven i en ISO-standard (ISO 19204:2017). En mer praktisk beskrivning av hur metodiken tillämpas ges i Jensen och Mensman (2006). I SGF (2017) beskrivs Triad och andra liknande metoder mer ingående.

## 5 Att åtgärda PFAS-förorenade områden

Flera källor till spridning av PFAS har identifierats (se avsnitt 3.5) och flera studier visar på negativ påverkan på miljö och hälsa (se avsnitt 3.4). Det är därför angeläget att åtgärda och förhindra spridning av PFAS från de områden som förorenats. I nuläget finns inte någon praktisk möjlighet att åtgärda alla PFAS-föreningar. Detta eftersom endast hälften av alla förekommande PFAS på världsmarknaden är identifierade, vilket innebär att det finns många okända PFAS i många olika konsumentprodukter.

Den starka C-F-bindningen innebär att PFAS-molekyler har kemiska egenskaper som gör det svårare att åtgärda PFAS-föreningar än andra organiska föreningar (se avsnitt 3.3 Egenskaper hos PFAS). Det arbete som har bedrivits för att åtgärda PFAS-förorenade områden har utgått från metoder som används för att åtgärda områden förorenade med metaller och andra organiska ämnen än PFAS. Det har hittills visat sig att åtgärdsmetoder utformade för andra ändamål än PFAS inte varit särskilt framgångsrika vid efterbehandling av områden förorenade av PFAS.

Att egenskaperna hos olika PFAS-föreningar varierar gör att en åtgärdsmetod som är effektiv på en PFAS inte nödvändigtvis fungerar för en annan. Reningsgraden beror också på faktorer som koncentrationen av PFAS, förekomst av andra föreningar, organiskt material och pH. För att välja och dimensionera den åtgärd som är mest effektiv krävs oftast inledande tester i mindre skala (lab- eller pilotskala).

Det finns ett antal olika etablerade metoder för att åtgärda förorenade områden (läs mer om dessa på Åtgärdsportalen, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek), men endast ett fåtal av dessa anses vara tillämpliga inom mark- och grundvattenområden som är förorenade med PFAS. De metoder som kan tillämpas inom PFAS-förorenade områden är förenade med ett flertal osäkerheter såsom effekterna av åtgärderna, små erfarenheter av utformning och utförande, höga kostnader och långa behandlingstider.

Ett område där exempelvis brandsläckningsskum har hanterats är påverkat av flera olika PFAS. Eftersom dessa till viss del kan ha varierande egenskaper, kan det vara svårt att identifiera en enskild åtgärdsmetod som är lämplig. Ytterligare en utmaning är att ämnena ofta använts på platser tillsammans med andra föreningar, till exempel petroleumkolväten. Markens egenskaper måste också beaktas vid val av åtgärdsmetod. Problematiken är inte unik för PFAS-förorenade områden, men innebär ändå större svårigheter med att utveckla och utforma en fungerande kombination av olika åtgärdsmetoder.

I följande avsnitt beskrivs några metoder och erfarenheter från sanering och hindrande av spridning av PFAS.

## 5.1 Generell beskrivning av efterbehandlingsprocessen

En generell beskrivning av efterbehandlingsprocessen finns i Naturvårdsverkets vägledning om efterbehandling av förorenade områden, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek.

Provtagningsstrategier och analysmetoder ligger utanför denna vägledning, utan för det hänvisar vi till länsstyrelsernas gemensamma tillsynsvägledningsmaterial för att underlätta och förbättra tillsynen av förorenade områden med avseende på PFAS (Länsstyrelserna 2018) där viss sådan information finns, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek.

Vi hänvisar även till Danska Regionens handbok om att undersöka och åtgärda PFAS-föreningar i jord och grundvatten, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek. Generella åtgärdsmetoder redovisas på Åtgärdsportalen, se avsnitt 3.1 Länkbibliotek.

## 5.2 Metoder för sanering av förorenade områden

I detta avsnitt beskrivs olika metoder för att åtgärda PFAS-förorenade områden. Flertalet av metoderna nedan är i ett relativt tidigt skede av utveckling, och där fullskaliga fältförsök ej har utförts ännu. Dock vill vi presentera dessa här, för att visa att teknikutveckling är på gång. Till dess att fler åtgärdsmetoder är etablerade på den svenska marknaden kan det under tiden vara aktuellt att sätta in tekniska skyddsåtgärder med teknik anpassad för PFAS, såsom kolfilterrening av grundvatten.

### 5.2.1 Metoder för att åtgärda PFAS-förorenad mark

I detta avsnitt beskrivs olika metoder för att åtgärda PFAS-förorenad mark. Beskrivningarna nedan är översiktliga, för utförligare information hänvisar vi till Åtgärdsportalen (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

#### 5.2.1.1 SCHAKTNING

Schaktning är den metod som främst tillämpas för PFAS-förorenad mark. En erfarenhet är att PFAS på grund av att molekylerna är relativt vattenlösliga och rörliga kan tränga ned till relativt stora djup (Törneman 2012). Det kan medföra att det kan bli svårt och dyrt att schaktsanera PFAS-förorenad mark.

#### 5.2.1.2 DEPONERING

Deponering är det vanligaste sättet att omhänderta schaktmassor. Vid deponering ställs krav på rening av det lakvatten som erhålls, se avsnitt 3.5.2 och Avfall

Sverige (2017). Eventuellt har ett antal deponier i Sverige redan mottagit betydande mängder PFAS-kontaminerade massor. Majoriteten av befintliga deponier är idag sannolikt inte tillräckligt anpassade för att omhänderta PFAS-förorenade jordmassor. Eftersom PFAS inte bryts ned naturligt behöver lakvatten från dessa deponier samlas upp och genomgå rening med filterteknik anpassad för PFAS (vattenreningsmetoder beskrivs i avsnitt 5.2.3).

#### 5.2.1.3 FÖRBRÄNNING

Enligt 32 § i förordningen om förbränning av avfall (2013:253) ska farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar uttryckt som klor förbrännas vid minst 1100 grader Celsius under minst två sekunder. För avfall som inte når upp till gränsen 1 procent kan förbränningen genomföras vid minst 850 grader Celsius under två sekunder. Förorenade massor kan innehålla betydande halter PFAS, men ändå inte nå upp till den gräns som gäller för att förbränning vid högtemperatur ska krävas.

För närvarande är det endast PFOS i gruppen PFAS som är reglerat i POPs-förordningen (EG) nr 850/2004 om långlivade organiska föreningar. Förordningen ställer krav på destruktion av alla POPs-ämnen vid halter överstigande 50 mg/kg, dvs. destruktionskrav gäller även för avfall som inte är farligt avfall.

Det är idag inte säkert klarlagt vilka temperaturer som krävs för att fullständigt destruera PFAS, men förmodligen krävs minst en temperatur på 1100 grader Celsius för att PFAS ska brytas ner till koldioxid och vätefluorid (KemI 2015).

Naturvårdsverket har i samband med uppdatering av Stockholmskonventionens genomförandeplan för s.k. POPs-ämnen bett Umeå universitet att bedöma om det behövs hårdare styrning av vilka avfall som förbränns i kommunala 850-graders avfallsförbränningsanläggningar, så kallade ASWI-anläggningar, med avseende på utsläpp av persistenta organiska föreningar s.k. POPs (Lundin och Jansson 2017). Dessa anläggningar omfattas av förordningen om förbränning av avfall (2013:253) där det i 32 § finns bestämmelser om tid och temperatur<sup>11</sup>.

I studien drar Lundin och Jansson slutsatsen, att under förutsättning att förbränningen sker under optimala förhållanden med hänsyn till temperatur, turbulens och uppehållstid, bör de studerade POPs-ämnena brytas ned tillfredsställande. En ytterligare förutsättning är att halten PFOS i askan medger deponering på deponi för farligt avfall och att PFOS i rökgasen fångas upp av anläggningens filterteknik.

---

<sup>11</sup> Enligt förordningen om förbränning av avfall (2013:253) § 32 gäller: 1. minst 850 grader Celsius i två sekunder eller 2. minst 1100 grader Celsius under minst två sekunder, om förbränningen avser farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar uttryckt som klor.

Värt att notera är att endast förbränning av PFOS undersökts i studien, och att det är oklart vilka andra PFAS som kan bildas vid lägre förbränningstemperaturer, samt i vilken utsträckning dessa ofullständigt destruerade PFAS omhändertas i anläggningen.

#### 5.2.1.4 JORDTVÄTT

Jordtvätt är ett sätt att behandla urschaktade PFAS-förorenade massor (Berglind m.fl. 2013). Praktiska erfarenheter från jordtvätt av PFAS-förorenad jord och vilken reningsgrad som i så fall kan uppnås är begränsad.

Som nämnts tidigare varierar lösligheten kraftigt mellan olika PFAS. Det är därför troligt att effektiviteten vid en jordtvätt kommer att variera mellan olika föreningar. Vid jordtvätt överförs föroreningarna från jorden till mindre finpartiklar i tvättvätskan. Denna vätska behöver renas med avseende på PFAS innan processvattnet kan släppas ut i recipient eller motsvarande. Metoder för vattenrening beskrivs i avsnitt 5.2.3.

Det finns mobila jordtvättar som kan kombineras med kolfilterrening. Metoden fungerar bra för vissa jordar, exempelvis fyllnadsjord som sand och grus med lågt kolinnehåll. Finpartiklar är däremot svårare att rena med denna metod. Reningsgrad av PFOS på omättad jord har visats vara 96 %. Mobil jordtvätt innebär att transportkostnader minimeras. Se även avsnitt 5.3.1 om svenska erfarenheter av genomförd jordtvätt av PFAS-förorenade massor.

#### 5.2.1.5 NEDBRYTNING AV FÖRORENINGEN

Att bryta ned PFAS är en tilltalande åtgärd om föroreningen bryts ned till ofarliga komponenter. Problemet med denna åtgärdsmetod är att föreningarna bryts ned till andra föreningar som är mer persistenta och kan vara mer toxiska än de ursprungliga (Martin m.fl. 2010; Liu och Mejia Avendaño 2013). Exempelvis PFOS och PFOA anses dock inte kunna brytas ned, varken på biologisk eller kemisk väg (se även avsnitt 3.3).

En metod skulle kunna vara in situ-oxidation. Försök har visat att metoden renar jord i mättad zon, men skulle även kunna användas i omättad zon. Starka oxidationsmedel som peroxid, permanganat, persulfat, fentonreagens eller ozon injekteras till jorden, vilket innebär att allt organiskt material kommer att oxideras. Vid en första injektion stiger vanligtvis halterna, därför görs en ytterligare injektion. För att allt organiskt material ska oxideras behöver stora mängder kemikalier användas. Dock är det oklart om metoden fungerar på PFOS, då inga fältförsök utförts. Ett problem är att det finns få oxidationsmedel med den höga oxidationspotential som krävs. Eventuellt kan flera oxidationsmedel användas tillsammans, men det är då oklart vilka oxidationsprodukter som bildas. Det är även oklart hur oxidationsmedlen sprids i marken.

#### 5.2.1.6 FÖRÅNGNING

Förångning som åtgärdsmetod innebär att de ångor som bildas samlas upp och omhändertags i filter ovan jord. Termiska metoder som bygger på att föroreningar i mark förångas skulle kunna vara tillämpbara för flyktiga PFAS (hit hör dock inte PFOS och PFOA). Termiska metoder är dyra att genomföra och trots erfarenheter från laboratorieförsök saknas erfarenheter från genomförda fullskaliga saneringar.

### 5.2.2 Metoder för att begränsa spridning av PFAS från massor/jord

En annan form av åtgärd för förorenade massor är metoder som innebär att man förhindrar att de förorenade massorna kommer i kontakt med grundvattnet, alternativt infiltrerande nederbörd.

#### 5.2.2.1 INNESLUTNING/BARRIÄRTEKNIK

Detta innebär att vertikala och/eller horisontella barriärer av lågpermeabla material med hög mekanisk och kemisk beständighet installeras i syfte att förhindra att grundvatten tränger in till de förorenade massorna. En vertikal barriär anläggs, vanligen som en spont, med syftet att grundvattenflödet passerar vid sidan av den förorenade jorden, vilket därefter minskar utlakningen och spridningen av föroreningen till omgivande grundvatten. En horisontell barriär anläggs som ett lock ovanpå den förorenade jorden, med syftet att reducera infiltrationen av nederbörd via föroreningen. För närvarande är denna metod under forskningsstadiet inom det Vinnova-finansierade projektet Innovativa behandlingstekniker för per- och polyfluoroalkyl-ämnen i jord och grundvattnet (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

#### 5.2.2.2 STABILISERING

Stabilisering innebär tillsats av ett ämne som kemiskt reagerar med föroreningen, vilket resulterar i en ny förening med lägre lakbarhet än den ursprungliga föroreningen. Föroreningen kvarstår i marken, men spridningen med grundvatten reduceras. Detta är en metod som kan tillämpas både in situ och på urschaktade massor. För stabilisering av PFAS-förorenade massor finns det idag kommersiellt tillgängliga metoder, dock saknas det i många fall tillämpning i full skala. Metodutveckling pågår fortfarande bland annat inom det Vinnova-finansierade projektet Innovativa behandlingstekniker för per- och polyfluoroalkyl-ämnen i jord och grundvattnet (se avsnitt 3.1 Länkbibliotek).

### 5.2.3 Metoder för att rena vatten/grundvatten

I detta avsnitt, inklusive underavsnitten nedan, beskrivs olika metoder för att åtgärda PFAS-förorenat vatten.

Den dominerande reningsmetoden idag är pumpning följt av behandling med exempelvis aktivt kol eller någon annan form av filtrering. Att rena vattnet är ett sätt att förhindra fortsatt spridning av PFAS. De uttjanta filtren behöver därefter

förbrännas i hög temperatur, minst 1100 grader Celsius (Lundin och Jansson 2017). Kostnaderna för förbränning är höga.

Exempel på filtreringstekniker som har tillämpats med goda resultat är omvänd osmos och nanofiltrering. Pumpning innebär dock att åtgärden måste genomföras under mycket lång tid, upp till hundratals år för exempelvis brandövningsplatser (Törneman 2017). Långa behandlingstider innebär också höga kostnader. När det är marken som är förorenad är det dock inte optimalt att utföra vattenrening, att åtgärda själva jorden är istället att föredra (SVU 2017).

#### 5.2.3.1 KOLFILTERRENING

Kolfilterrening baseras på att förorenat vatten pumpas genom ett filter bestående av granulärt aktivt kol. Denna metod har ingen selektivitet, vilket innebär att allt organiskt material avskiljs. En fördel med metoden är att kolfilterrening är robust och har hög reningsgrad. När kolfiltret är mättat behöver det förbrännas vid hög temperatur, minst 1100 grader Celsius (Lundin och Jansson 2017).

Erfarenheter från rening av förorenat vatten har visat att reningsgraden som erhålls med aktivt kol varierar mellan olika PFAS. Reningen är sämre för mindre föreningar (med kortare kolkedjor). Vid sanering av en av 3M:s anläggningar i USA exempelvis erhöles en reningsgrad på 95 % för PFOS, 79 % för PFOA och 42 % för PFBA (Oliaei m.fl. 2013).

I en anläggning i Amsterdam, Nederländerna renas råvatten för produktion av dricksvatten. Reningseffekten för PFOS och PFNA var mycket hög, men låg/obefintlig för PFBA och PFBS (Eschauzier m.fl. 2012). Försök vid Uppsala Vatten visar även de att reningsgraden är förorenings-specifik (McCleaf 2013).

För mer information om kolfilterrening, se SVU 2017, och även Åtgärdsportalen.

#### 5.2.3.2 JONBYTARE

Metoden baseras på anjonbyte. En negativt laddad anjonmassa (klorid) ersätts med perfluorerade anjoner. Vattnet pumpas genom en kolonn, som över tid behöver laddas om. Tekniken är lämplig för låga till måttliga halter PFAS och fungerar för stora volymer vatten. Metoden är känslig för störningar och förändringar i inkommande vattens sammansättning. Selektivitet för PFAS är låg men reningsgraden är 90–95 %. Mer information om hantering av jonbytare och jonbytarmassa finns i SVU 2017.

#### 5.2.3.3 OMVÄND OSMOS

Denna metod är en form av membranfiltrering, där man använder permeabla membran som släpper igenom små ämnen. Tryck sätts över ett semipermeabelt membran, vatten tillåts vandra genom membranet men övriga molekyler avskiljs. Då ett högt tryck krävs (mer än 100 bar) är metoden dyr. Selektivitet för PFAS är

obefintlig. En restprodukt som har 10–20 gånger högre koncentration än ingående koncentration skapas. Om det inte är mycket vatten som ska renas är metoden relevant, reningsgraden är 99 % (SVU 2017).

#### 5.2.3.4 NANOFILTRERING

Denna metod är också en form av membranfiltrering, och påminner om omvänd osmos (se föregående avsnitt). Vid nanofiltrering används ett membran/filter som renar vattnet, men utan samma höga tryck som vid omvänd osmos. Inte heller här finns selektivitet för PFAS eller andra ämnen. Även här skapas en restprodukt med 7–10 gånger högre koncentrationer än ingångskoncentrationen. Reningsgraden är 99 % (SVU 2017).

### 5.2.4 Metoder för att minska spridning av PFAS från vatten/grundvatten

En annan form av åtgärd för grundvatten är åtgärder som innebär att minska spridningen av PFAS-förorenat grundvatten. Detta kan göras på olika sätt, här nedan presenteras en metod. I kommande revideringar av denna vägledning kan detta avsnitt komma att utökas.

#### 5.2.4.1 INNESLUTNING

Inneslutning innebär att vertikala och/eller horisontella barriärer installeras i syfte att förhindra att vatten tränger in till de förorenade massorna. Inneslutning används normalt för att begränsa/förhindra spridningen från en källzon, men vertikala barriärer kan även anläggas för att behandla en föroreningsplym.

## 5.3 Nationella erfarenheter från åtgärder av PFAS-förorenade områden

Även om antalet områden som bedöms vara förorenade med PFAS är stort, har endast ett fåtal objekt sanerats i dagsläget. Några erfarenheter från genomförda åtgärder inom förorenade områden beskrivs i följande avsnitt.

### 5.3.1 Mark

I ett mindre fullskaleförsök testades jordtvätt av 10 ton PFAS-förorenade massor. Massorna utgjordes huvudsakligen av mellansand, 0,2–0,6 mm, men även av mycket material i fraktionen 0,02–0,2 mm. I försöket tvättades massorna med vatten varvid man uppnådde 96 % separation av jordens innehåll av PFOS, medan separation av andra PFAS var lägre (Eriksson 2016).

På en brandövningsplats vid Länssjukhuset i Kalmar användes under våren 2017 jordtvätt vid en PFAS-sanering. Tvättvattnet behandlades med ozon och återcirkulerades sedan i ett slutet system. Enligt entreprenören erhöles en reningsgrad avseende PFOS i den behandlade jorden om cirka 96 %, men för andra PFAS var reningsgraden lägre (Allansson 2017).



### 5.3.2 Grundvatten och andra vatten

Nationella erfarenheter från rening av PFAS-förorenat vatten är i huvudsak kopplat till Swedavias verksamheter vid de större flygplatserna. Anläggningar har byggts upp vid Stockholm Arlanda, Göteborg Landvetter och Malmö Airport (Sturup) där PFOS-halter i dag- och dräneringsvatten från brandövningsplatser har uppgått till flera tiotusentals nanogram per liter vatten (Ewald 2013; Fridlund 2014; Woldegiorgis och Johansson 2012). Reningen görs med hjälp av kolfilter. En av erfarenheterna från anläggningarna vid Arlanda och Landvetter är att förekomst av humus, järn och mangan i vattnet riskerar att försämra funktionen hos kolfiltren på grund av igensättning och därmed ge sämre kapacitet. Problemen reduceras genom att kombinera kolfilter med ett förfiltreringssteg (påsfiler och sand-/antracitfilter). Genom detta har man uppnått reningsgrader på över 99 %.

Vid den före detta flygflottiljen F18 i Tullinge pågår rening av PFAS-förorenat vatten i en anläggning med aktivt kol (Woldegiorgis 2016). Vattnet har sitt ursprung i ett berghangarsystem som har skumfyllts vid ett par tillfällen. Anläggningen har en nominell kapacitet på 6 300 liter per timme, och sedan den togs i drift 2012 har 80 miljoner liter vatten renats från PFAS. Reningsgraden uppges till 99,98 % för PFOS.

Totalkostnader för vattenrening är svåra att specificera. Investeringskostnaden för en kolfilteranläggning motsvarande den som finns installerad vid F18 i Tullinge är försumbar i jämförelse med driftkostnaden, sett över hela efterbehandlingsåtgärdens drifttid (Woldegiorgis 2016). Driftkostnaderna utgörs huvudsakligen av kostnader för kolbyte, förbränning av förbrukat kol, drift och underhåll, samt kontrollprogram kopplat till efterbehandlingen.

## 5.4 Internationella åtgärdslösningar

Även i ett internationellt perspektiv är uppgifter om sanering av PFAS-förorenade områden begränsade.

### 5.4.1 Mark

I USA har några gamla industrideponier åtgärdats på grund av läckage av PFAS (Oliaei m.fl. 2013). Åtgärderna har omfattat urschaktning, varefter massorna har deponerats på en nykonstruerad deponi med mer anpassad tätning och bättre reningssystem för lakvatten. En avfallsanläggning i Minnesota, USA, deponerar en del PFAS-förorenat avfall på en lokal anläggning, medan avfallsslam innehållande bland annat PFAS förbränns vid 850°C. I de fall slammet innehåller betydande andel vatten sker förbränningen vid lägre temperaturer, vilket i sin tur gör det svårt att nå fullständig destruering av PFAS (Oliaei m.fl. 2013).

### 5.4.2 Vatten

Guernsey Airport, Storbritannien har sedan 2012 ett reningssystem som renar flygplatsens PFOS-förorenade yt- och grundvatten. Reningssystemet består av en

kombination av två trycksatta antracitfilter och två system med aktivt kol i serie (Wallis 2013). Antracitfiltren har designats främst för att avlägsna fast material i inkommande vatten samt för att skydda kolfiltren från att täppas igen. Delvis rening av kolfiltren sker genom periodvis backspolning. I det bildade spolvattnet finns lösgjorda kolpartiklar med adsorberat PFOS. Spolvattnet renas genom att det passerar speciella påfiltersystem i vilka kolpartiklar med adsorberat PFOS samlas upp, varefter dessa påfilter deponeras.

I Oliaei m.fl. (2013) beskrivs olika anläggningar i USA där PFAS-förorenat grundvatten pumpas upp och renas med aktivt kol. Aktivt kol används även för att rena råvatten för produktion av dricksvatten i Nederländerna (Cummings m.fl. 2015) och Tyskland (Wilhelm m.fl. 2008).

## 6 Källförteckning

Allansson, A. (2017). Personlig kommunikation 2017-06-02. Svevia, Kalmar.

Avfall Sverige (2017). *Handbok för bedömning av lakvatten och förorenade dagvatten på avfallsanläggningar*. Rapport 2017:36, Avfall Sverige.

Berglind, R., Helldén, J., Johansson, N., Liljedahl, B. och Sjöström, J. (2013). *Perfluorerade ämnen i jord, grundvatten och ytvatten – Riskbild och åtgärdsstrategier*. Ed. K Lidström. FOI-R-3705-SE. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI).

Cummings, L., Matarazzo, A., Nelson, N., Sickels, F. och Storms, C. (2015). *Recommendation on perfluorinated compound treatment options for drinking water*. New Jersey Drinking Water Quality Institute. Treatment Subcommittee, June 2015: <http://www.state.nj.us/dep/watersupply/pdf/pfna-pfc-treatment.pdf>

EFSA (2008). *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts - Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain*. European Food Safety Authority. EFSA Journal, 653, 131 sidor.

Eriksson, M. (2016). Personlig kommunikation 2016-02-12. Svevia, Solna.

Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P. och De Voogt, P. (2012). *Impact of treatment processes on the removal of perfluoroalkyl acids from the drinking water production chain*. Environ. Sci. Technol., Vol. 46, No. 3, s. 1708–1715.

EU (2013). *Direktiv 2013/39/EU om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område*.

Ewald, J. (2013). *Föroreningar från brandövningsplatsen vid Malmö Airport, Sturups flygplats*. Tillsynsenheten, Länsstyrelsen Skåne. Seminariedag 2013-04-23.

Fridlund, M. (2014). *Erfarenheter av rening och sanering av PFOS inom Swedavia. Nätverksmöte kring högfluorerade ämnen 2014-05-12*. <http://docplayer.se/3525723-Power-point-presentationer-fran-natverkstraff-om-pfos-2014-05-12.html>

Gebbink, W.A., Bossi, R., Riget, F.F., Rosing-Asvid, A., Sonne, C., och Dietz, R. (2016). *Observation of emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Greenland marine mammals*. Chemosphere, 144: 2384-2391.

Greenpeace (2015). *Footprints in the snow – Hazardous PFCs in remote locations around the globe*. Rapport. Greenpeace, September 2015.

<http://www.greenpeace.org/sweden/Global/sweden/miljogifter/dokument/2015/Footprints%20in%20the%20snow%20-%20Detox%20Outdoor.pdf>

Hansson, K., Palm Cousins, A., Norström, K., Graae, L., och Stenmarck, Å. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. IVL rapport C182.

<http://www.ivl.se/webdav/files/Rapporter/C182.pdf>

ISO 19204:2017. *Soil quality - Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)*. International Organization for Standardization.

Jensen, J. och Mensman, M. (2006). *Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations*. EU-project Liberation. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna.

Kemikalieinspektionen (2009). *Högfluorerade ämnen i kläder, skor och kemiska ämnen - ett tillsynsprojekt. Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ*. Rapport från ett regeringsuppdrag. PM 4/09. CM-gruppen AB, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2015). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ*. Rapport 6/15, Kemikalieinspektionen, Stockholm.

Kemikalieinspektionen (2016). *Förslag till nationella regler för högfluorerade ämnen i brandsläckningsskum*. Rapport 1/16, Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.

Kärrman, A. och Wennström, N (2016). *Studie av brandsläckningsmedel ur ett miljöperspektiv*. Broschyr, Örebro universitet och Ramböll Sverige AB.  
[https://www.msb.se/Upload/Insats\\_och\\_beredskap/Brand\\_raddning/SI%c3%a4ckmedel/POP%20broschyr%20final%202.pdf](https://www.msb.se/Upload/Insats_och_beredskap/Brand_raddning/SI%c3%a4ckmedel/POP%20broschyr%20final%202.pdf)

Liu, J. och Meija Avendaño, S. (2013). *Microbial degradation of polyfluoroalkyl chemicals in the environment: A review*, Environ. Intern., 61, 98-114.

Livsmedelsverket (2013). *Riskvärdering av perfluorerande alkylsyror i livsmedel och dricksvatten*. Rapport 11/2013, Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket (2016). Information hämtad från Livsmedelsverkets webbsida om Riskhantering – PFAS i dricksvatten och fisk. 2016-05-04:  
<https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten>

Lundin L. och Jansson S. (2017). *A desktop study on Destruction of Persistent Organic Compounds in Combustion Systems*. Umeå Universitet, 2017.  
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1155115/FULLTEXT01.pdf>

Länsstyrelserna (2018). *Vägledning för att underlätta initiering av tillsynsärenden vid misstänkt förorenade områden med avseende på PFAS (högfluorerade ämnen)*. Tillsynsvägledning, Länsstyrelsen Skåne, 2018-01-31.

Martin, J.W., Asher, B.J., Beesoon, S., Benskin, J.P. och Ross, M.S. (2010). *PFOS or PreFOS - Are perfluorooctane sulfonate precursors (PreFOS) important determinants of human and environmental perfluorooctane sulfonate (PFOS) exposure*, J. Environ. Monitor., 2010, 12(11), 1929–2188

McCleaf, P. (2013). *Reduktion av PFAA i dricksvatten med aktivkolfiltrering och jonbyte*. Presentation vid Nationell Dricksvattenkonferens, Svenskt Vatten.

Miljøstyrelsen (2016). *Kortlægning af brancher der anvender PFAS*. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1905, Danmark.

MSB (2018a). Information hämtad från MSBs webbsida om skumvätskor och tillsatsmedel. Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, 2018-11-13: <https://www.msb.se/sv/Insats--beredskap/Brand--raddning/Slackmedel-for-raddningstjanst/Skumvatskor-och-tillsatsmedel/>

MSB (2018b). Information hämtad från MSBs webbsida Frågor och svar om skumvätskor och tillsatsmedel. Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, 2018-11-13: <https://www.msb.se/sv/Insats--beredskap/Brand--raddning/Slackmedel-for-raddningstjanst/Skumvatskor-och-tillsatsmedel/Fragor-och-svar/>

Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Rapport 6709, Naturvårdsverket, Stockholm.

OECD (2007), 2007. *Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, Related Compounds and Chemicals that may degrade to PFCA*. JM/MONO (2006) 15 Unclassified, (April 2006). Environment Directorate, OECD.

OECD (2013). *OECD/UNEP Global PFC Group. Synthesis paper on Per- and polyfluorinated chemicals (PFCs)*. Environment, health and safety, Environment Directorate, OECD.

Oliaei, F., Kriens, D., Weber, R. och Watson, A. (2013). *PFOS and PFC releases and associated pollution from PFC production plant in Minnesota (USA)*. Environ Sci Pollut Res. Vol. 20, s. 1977–1992.

Pettersson, M., Ländell, M., Ohlsson, Y., Berggren Kleja, D. och Tiberger C. (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten*. SGI Publikation 21, Statens geotekniska institut, Linköping.

Post, G.B., Cohn, P.D. och Cooper, K.R. (2012). *Perfluorooctanoic acid (PFOA), an emerging drinking water contaminant: A critical review of recent literature*. Environmental Research, Vol. 116, s. 93–117.

SGF (2017). *Dynamiska miljöundersöknings-metoder för förorenade områden En översikt och metodbeskrivning*. SGF-Rapport 3:2017, Svenska Geotekniska Föreningen, Stockholm.

SGU (2009). *Erfarenhetsrapport. Sårbarhetskartor för grundvatten anpassade för räddningstjänstens behov*. SGU-rapport 2009:5, Sveriges geologiska undersökning: <https://www.msb.se/sv/Insats--beredskap/Miljopaverkan/Sarbarhetskartor/>

SVU (2017). *Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker*. SVU Rapport Nr 2017-20, Svenskt Vatten Utveckling, Bromma.

Törneman, N. (2012). *Remedial methods and strategies for perfluorinated compounds*. Presentation vid NORDOCS 4<sup>th</sup> Nordic Joint Meeting on Remediation of Contaminated Sites International Conference, 18-21 September 2012, Oslo, Norge.

Törneman, N. (2017). *PFAS in Sweden, a broad overview*. Presentation vid ATV Vintermøde 2017, 7-8 Mars 2017, Bredsten, Vejle, Danmark: [http://www.atv-jord-grundvand.dk/Afholdte\\_moeder/Vintermoede2017/Spor%20%20-%20modul%205og%206%20-%20PFAS%20-%20Fs%203/Niklas%20Torneman%202.pdf](http://www.atv-jord-grundvand.dk/Afholdte_moeder/Vintermoede2017/Spor%20%20-%20modul%205og%206%20-%20PFAS%20-%20Fs%203/Niklas%20Torneman%202.pdf)

US EPA (2016a). *Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctane sulfonate (PFOS)*. EPA 822-R-16-004, May 2016, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos\\_health\\_advisory\\_final-plain.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos_health_advisory_final-plain.pdf)

US EPA (2016b). *Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA)*. EPA 822-R-16-005, May 2016, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa\\_health\\_advisory\\_final-plain.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa_health_advisory_final-plain.pdf)

Wallis, L. (2013). *Guernsey Airport groundwater improvement. UK Water Projects 2013. Wastewater Treatment & Sewerage*, 2013, s. 113–115.  
[http://www.waterprojectsonline.com/case\\_studies/2013/Guernsey\\_GWIS\\_2013.pdf](http://www.waterprojectsonline.com/case_studies/2013/Guernsey_GWIS_2013.pdf)

Wilhelm, M., Kraft, M., Rauchfuss, K. och Hölzer, J. (2008). *Assessment and management of the first German case of a contamination with perfluorinated compounds (PFC) in the Region Sauerland, North Rhine-Westphalia*. J. Toxicol. Environ. Health A., Vol.71, No 11–12, s. 725–733.

Woldegiorgis, A. (2016) personlig kommunikation 2016-01-24, WSP, Stockholm.

Woldegiorgis, A. och Johansson, P. (2012). *Cases of AFFF-use and dispersion – dedicated sampling, risk assessment, remediation and SEIA (socio-economic impact assessment)*. WSP Environmental, Stockholm. Presentation vid NORDOCS 4<sup>th</sup> Nordic Joint Meeting on Remediation of Contaminated Sites International Conference, September 18–21, Oslo, Norge. <http://nordrocs.org/wp-content/uploads/2012/09/Session-VI-3-Johansson.pdf>

Zareitalabad, P., Siemens, J., Hamer, M., och Amelung, W. (2013). *Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater – A review on concentrations and distribution coefficients*. Chemosphere 91, s. 725-732.

# Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden

RAPPORT 6871

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6871-4  
ISSN 0282-7298

Naturvårdsverket har i samarbete med Statens geotekniska institut (SGI) tagit fram en gemensam vägledning om hur högfluorerade ämnen (per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) kan riskbedömas och åtgärdas på förorenade områden.

PFAS har uppmärksammats stort de senaste åren, då dessa föreningar bland annat har påträffats i dricksvatten på flera platser i Sverige, både i allmänna vattentäkter och i enskilda brunnar. Många PFAS är toxiska, hälso- och miljöfarliga, och flera av dem bioackumuleras. PFAS förekommer inte naturligt, utan är syntetiskt framställda av människan. PFAS har speciella fysikaliska och kemiska egenskaper som gör dem mycket funktionella i vissa kommersiella och industriella sammanhang.

Målgruppen för denna vägledning är i första hand tillsynsmyndigheter som bedriver tillsyn av områden förorenade med PFAS.

Syftet med vägledningen är att öka tillsynsmyndigheternas kunskap om risker, källor och egenskaper hos PFAS, samt metoder för att åtgärda PFAS-förorenade områden. Naturvårdsverkets och SGI:s förhoppning är att vägledningen ska ge tillsynsmyndigheterna bättre förutsättningar att bedriva en effektiv och enhetlig tillsyn av områden som förorenats av PFAS.

