

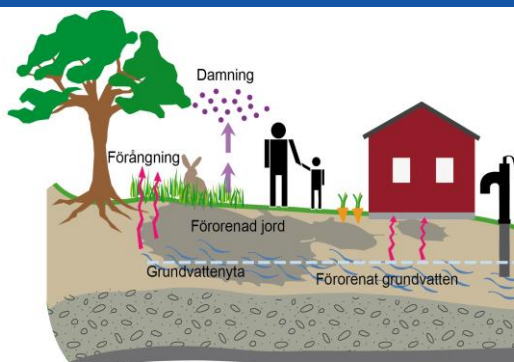


Statens geotekniska institut

Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten

Michael Pettersson, Märta Ländell, Yvonne Ohlsson,
Dan Berggren Kleja, Charlotta Tiberg

Rapport från ett regeringsuppdrag



SGI Publikation 21

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:
Pettersson, M, Ländell, M, Ohlsson, Y, Berggren
Kleja, D, Tiberg, C (2015) Preliminära riktvärden för
högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten.
Statens geotekniska institut, SGI Publikation 21,
Linköping

Diarienummer: 1.1-1502-0078

Uppdragsnummer: 15459

Beställning:

Statens geotekniska institut
Informationstjänsten
581 93 Linköping
Tel: 013-20 18 04
E-post: info@swedgeo.se

Ladda ner publikationen som PDF
www.swedgeo.se

Foto på omslaget: Lars Owesson/Scandinav
Bildbyrå, pixabay.com.



Statens geotekniska institut

Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten

Michael Pettersson
Märta Ländell
Yvonne Ohlsson
Dan Berggren Kleja
Charlotta Tiberg

Rapport från ett regeringsuppdrag

SGI Publikation 21

Linköping 2015

Förord

Statens geotekniska institut har fått i uppdrag av regeringen att ta fram preliminära riktvärden för höglou-
rerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. Uppdraget är ett led i arbetet med att minska de risker som
dessa ämnen utgör för människor och miljön.

Förekomsten av PFAS har identifierats som ett miljö- och hälsoproblem som lyfts fram i allt högre grad
de senaste åren. Bland annat har dricksvattentäkter i Kallinge, Tullinge och Uppsala kommun konstaterats
vara förorenade med PFAS. Brandövningsplaster där släckskum har hanterats har identifierats som en
betydande källa för spridning av PFAS i miljön. Hittills har riktvärden saknats för att bedöma risker med
PFAS-föreningar i mark och grundvatten.

Det övergripande målet med denna publikation är att tillsynsmyndigheter (kommuner, länsstyrelser och
Generalläkaren), konsulter och problemägare ska få ett stöd i sin bedömning av miljö- och hälsorisker av
områden som är förorenade med PFAS. Riktvärden behövs även för prioriteringar och bedömning av
åtgärdsbehovet av PFAS-förorenade områden. Metodiken kan även användas för framtagning av gene-
rells och platspecifika riktvärden för olika PFAS-föreningar.

I denna publikation ges förslag på preliminära riktvärden för perfluoroktansulfonat (PFOS) i mark och
grundvatten. För mark har två riktvärden beräknats, ett för känslig markanvändning och ett för mindre
känslig markanvändning. Känslig markanvändning innebär att marken kan användas för bostäder, skolor
och liknande. Mindre känslig markanvändning innebär att skyddet av människor och miljö är mindre
omfattande än för känslig markanvändning. Denna mark kan användas för kontor, handel, industri, trafi-
kanläggningar och dylikt.

Det finns ett stort behov av att ta fram preliminära riktvärden för ytterligare ett antal PFAS-föreningar.
Anledningen till att inte flera riktvärden tagits fram inom föreliggande uppdrag är främst att det dataun-
derlag som krävs för att beräkna riktvärden saknas för huvuddelen av övriga PFAS-ämnen. Undantaget är
PFOA där SGI anser att det efter kompletterande arbetsinsatser är möjligt att ta fram riktvärden för mark
och grundvatten. Ur flera synvinklar är emellertid PFOS den viktigaste PFAS-föreningen med anledning
av att det är den föreningen som idag bedöms vara den farligaste ur hälsosynpunkt. Dessutom har PFOS
påvisats i fisk, biota och i höga halter i dricksvattentäkter. I denna publikation ges även förslag på hur
man kan hantera att det förekommer andra PFAS-föreningar i mark och grundvatten.

SGI:s målsättning är att fortlöpande, allt eftersom ny kunskap tillkommer om olika PFAS-ämnen, ta fram
förslag till preliminära riktvärden för enskilda PFAS-föreningar och grupper av PFAS-ämnen. Med rik-
tade insatser, nationellt och internationellt, för att fylla kunskapsluckorna bör riktvärden för ytterligare
PFAS-föreningar kunna utarbetas under de kommande åren.

Uppdraget har i sin helhet genomförts av SGI. Arbetet har bedrivits under ledning av SGI:s ledningsgrupp
och avdelningschef Mikael Stark har ansvarat för uppdraget. Projektgruppen har bestått av Michael Pet-
tersson (uppdragsledare), Märta Ländell, Yvonne Ohlsson, Dan Berggren Kleja och Charlotta Tiberg
(granskare). Under genomförandet har synpunkter tagits in från Naturvårdsverket, Sveriges Geologiska
Undersökning, Livsmedelsverket, Kemikalieinspektionen, Havs- och vattenmyndigheten och SLU i spe-
cifika frågeställningar. Publikationen har även remitterats till ett antal myndigheter, kommuner, konsulter,
problemägare och forskare. Inkomna synpunkter har beaktats vid färdigställandet av denna publikation.

Undertecknad har beslutat att ge ut publikationen.

Linköping i november 2015.

Åsa-Britt Karlsson, generaldirektör

Innehållsförteckning

Sammanfattning	9
Summary	10
1. Beskrivning av uppdraget	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Mål	12
1.3 Avgränsning.....	12
1.4 Organisation	13
2. Projektets upplägg.....	14
2.1 Beräkning av preliminära riktvärden för PFAS-föreningar i mark och grundvatten.....	14
3. Konceptuell modell för ett PFAS-förorenat område.....	16
3.1 Föroreningskällor	16
3.2 Spridningsvägar.....	16
3.3 Exponeringsvägar för förorenad mark och förorenat grundvatten	17
3.4 Skyddsobjekt	19
4. Föreningar som har beaktats inom uppdraget.....	20
4.1 Bruttolista över PFAS-föreningar.....	20
4.2 Ämnen som beaktas i det fortsatta arbetet.....	21
4.3 Slutsats	22
5. Riktvärde för PFOS	23
5.1 Riktvärde för PFOS i mark.....	23
5.2 Riktvärde för PFOS i grundvatten.....	26
6. Riktvärden för enskilda PFAS-föreningar och hantering av grupper av PFAS-föreningar.....	29
6.1 Varför publicera riktvärden för enstaka ämnen och inte för alla?	29
6.2 Hur kan man använda riktvärdena för PFOS?	29
6.3 Vad innebär det om riktvärdena överskrids?	29
6.4 Vad innebär det att PFOS-halter i grundvatten och mark är lägre än riktvärdena?	30
7. Diskussion.....	33
7.1 Tillämpbarheten av beräknade preliminära riktvärden för PFOS	33
7.2 Betydelsen av TDI för föreslagna riktvärden	33
7.3 Hålkriterium för intag av dricksvatten kontra Livsmedelsverkets åtgärdsgräns	34
7.4 Bakgrundshalter av PFOS	34
7.5 Riktvärde för skydd av markmiljö.....	35
7.6 Beaktande av exponering via konsumtion av fisk	35
7.7 Rapporteringsgränser för kemiska analyser av PFOS	36
7.8 Riktvärden för andra PFAS-föreningar än PFOS	36
7.9 Osäkerheter	37
8. Referenser	39

Bilagor

1. Ämnesdatablad för beräkning av riktvärden för förorenad mark. PFOS
2. Sorption av PFOS till jord och sediment
3. Henrys konstant för PFOS
4. Tolerabelt dagligt intag, TDI, för PFOS
5. Biokoncentrationsfaktor (BCF) växter-mark
6. Andel av intag som får komma från det förorenade området
7. Skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för mark
8. Ytvattenkriterium för PFOS
9. Riktvärde för skydd av markmiljö
10. Utdrag ur riktvärdesmodellen för mark
11. Skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för grundvatten
12. Modell för beräkning av riktvärden för PFOS i grundvatten
13. Remissinstanser
14. Förkortningar och begrepp

Sammanfattning

Högfluorerade ämnen (PFAS) har identifierats som ett miljö- och hälsoproblem som har lyfts fram i allt högre grad de senaste åren. Hittills har riktvärden saknats för att bedöma vilka risker ett område förorenat med PFAS-föreningar utgör för människa och miljö. Detta har lett till att SGI har fått i uppdrag av regeringen att ta fram *preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen i mark och grundvatten som ett underlag för utarbetande av generella riktvärden (Miljö- och energidepartementet dnr S 2014/8774/SAM)*. Målet med uppdraget är att tillsynsmyndigheter, konsulter och problemägare ska få ett stöd i sin bedömning av miljö- och hälsorisker av områden som är förorenade med PFAS-föreningar.

En inledande inventering har visat att dataunderlaget som krävs för att beräkna riktvärden är bristfälligt för de flesta PFAS-föreningar. Det är endast för PFOS som det finns data i sådan omfattning att det är relevant att ta fram ett riktvärde. SGI har i sitt arbete därför valt att fokusera på att i första hand ta fram ett väl underbyggt underlag för PFOS. Även för PFOA ser vi möjligheter att få fram ett tillräckligt underlag för att ta fram generella riktvärden med kompletterande insatser i ett senare skede.

Riktvärden för PFOS i mark har beräknats med den metodik som Naturvårdsverket tidigare har tagit fram för att beräkna riktvärden för föroreningar i mark. Metodiken bygger på att framtagna riktvärden tar hänsyn till de risker som ett förorenat markområde utgör dels för människor som vistas inom området, dels för miljön inom och nedströms området. Metodiken omfattar två olika markanvändningar, känslig markanvändning (exempelvis bostäder) respektive mindre känslig markanvändning (exempelvis industri-mark). För *känslig markanvändning* är riktvärdet 0,003 mg PFOS/kg TS och styrs av skyddet av markmiljö. För *mindre känslig markanvändning* är riktvärdet 0,020 mg PFOS/kg TS och styrs av skyddet av grundvatten som en naturresurs.

För grundvatten finns idag inga generella riktvärden liknande de som finns för förorenad jord och därmed heller ingen metodik utarbetad för att beräkna riktvärden. Riktvärde för grundvatten har tagits fram baserat på känslig markanvändning enbart. Detta motiveras med att även om det förorenade området används för mindre känslig markanvändning ska anslutande fastigheter kunna vara av karaktären känslig markanvändning, och att grundvattnet inom det förorenade markområdet inte ska ge upphov till risker vid denna markanvändning. Riktvärdet för grundvatten är 0,045 µg PFOS/l och styrs av skyddet av grundvatten som en naturresurs.

För närvarande har inga riktvärden för grupper av PFAS tagits fram. I de flesta fall ser SGI att någon form av fördjupad utredning av risker kommer att krävas vid utredning av förorenad mark och förorenat grundvatten. För närvarande rekommenderar SGI som en utgångspunkt att summahalten av de sju PFAS-föreningar som Livsmedelsverkets åtgärdsgräns baseras på bestäms och jämförs mot riktvärdet för PFOS för såväl förorenad mark som förorenat grundvatten.

Summary

Highly fluorinated substances (PFAS) have been identified as an environmental and health problem of growing concern. Until now, guideline values have been missing in order to assess what risks a site contaminated with PFAS compounds pose to human and environment. This has led to that SGI has been commissioned by the government to develop preliminary guideline values for highly fluorinated substances in soil and groundwater as a basis for developing generic guideline values. The goal of the project is that regulatory authorities, consultants and operators will get assistance in their assessment of environmental and health risks of sites contaminated with PFAS compounds.

An initial survey has shown that data required to calculate generic guideline values is insufficient for most PFAS compounds. Only for PFOS there is data to such an extent that it is relevant to calculate a guideline value. SGI has therefore chosen to focus on produce a substantiated basis for PFOS. For PFOA, we see opportunities to obtain a sufficient basis to develop generic guidance values at a later stage.

Generic guideline values have been calculated using the same methodology that the Swedish EPA has developed to calculate guideline values for soil pollutants. The method is based on guideline values taking into account the risks that a contaminated land pose to people as well as the environment within and downstream of the area. The methodology includes two different land uses, sensitive land use (eg, housing) and less sensitive land use (eg industrial). For sensitive land use, the guideline value is 0.003 mg PFOS/kg dw. For less sensitive land use the guideline value is 0.020 mg PFOS/kg dw.

For groundwater, there are currently no Swedish generic guideline values similar to those for contaminated soil and thus no methodology developed to calculate such values. Guideline value for groundwater has been developed based on sensitive land only. This is justified by that, even though the contaminated area may be used for less sensitive land use, adjoining properties may be of sensitive land use, and the groundwater in the contaminated area should not give rise to risks of this type of land use. The generic guideline value for groundwater is 0,045 micrograms PFOS per litre, and is governed by the protection of groundwater as a natural resource.

Currently there are no guideline values for groups of PFAS compounds developed. SGI considers that, in most cases, some kind of detailed risk assessment will be required in investigations of contaminated sites. Currently SGI recommends as a starting point that the total content of the seven PFAS compounds that the National Food Agency's action threshold value is based on is determined and compared to the generic guideline value for PFOS for both the contaminated soil and contaminated groundwater.

1. Beskrivning av uppdraget

1.1 Bakgrund

Förekomsten av högfluorerade ämnen (s.k. perfluorerade alkylsubstanser, PFAS) har identifierats som ett miljö- och hälsoproblem och har lyfts fram i allt högre grad de senaste åren. Bland annat har dricksvattentäkter i Kallinge, Tullinge och Uppsala konstaterats vara förorenade med PFAS. I en kartläggning av perfluorerade ämnen och flamskyddsmedel i svenska vattendrag påvisades perfluoroktansulfonat (PFOS) i halter som överskrider miljö kvalitetsnormen på 12 av 44 provtagna platser (Ahrens et al, 2014). Brandövningsplatser där släckskum har hanterats har identifierats som en betydande källa för spridning av PFAS i miljön. Andra användningsområden för PFAS är exempelvis i impregneringsmedel, i hydrauloljor och för ytbeläggning av metall (Teflon). Utsläpp från avloppsreningsverk har också konstaterats vara en källa till spridning av PFAS i miljön.

PFAS är en grupp som omfattar vissa ämnen som är mycket persistenta. PFOS, som är det ämne inom gruppen för vilket mest data finns tillgängligt, har bedömts som såväl PBT/vPvB (Persistent bioaccumulative, toxic chemical/very persistent very bioaccumulative chemical) i enlighet med EU:s kemikalielagstiftning Reach, och som POP (Persistent Organic Pollutant) i Stockholmskonventionen. Sådana ämnen ska vartefter det är möjligt fasas ut och ersättas med lämpliga alternativa ämnen eller tekniker, vilket också sker med PFOS.

När det gäller PFAS-förorenad mark och grundvatten finns föroreningen redan i marken och vi talar inte om utfasning av användande utan om åtgärder av en historisk skada. Principen är att föroreningen efter åtgärd inte ska medföra oacceptabel skada på människor eller miljö vid den avsedda markanvändningen och att bland annat tekniska möjligheter och ekonomiska konsekvenser ska vägas in i beslutet om åtgärdslösning och åtgärdsnivåer. För många ämnen är kunskapen om ämnens hälso- och miljöfarliga egenskaper små och det är svårt att göra precisa riskbedömningar, vilket är fallet för PFAS-föreningar men även för andra ämnen. Samtidigt behövs även för sådana ämnen riktvärden och gränsvärden att förhålla sig till. Riktvärden för PFAS-föreningar i förorenad mark och förorenat grundvatten för tillämpning vid efterbehandling av förorenade områden saknas dock för närvarande, medan det för dricksvatten finns så kallade åtgärdsgränser (SLV, 2015) och för ytvatten finns så kallade EQS (environmental quality standards). Detta har lett till att SGI har fått i uppdrag av regeringen att ta fram *preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen i mark och grundvatten som ett underlag för utarbetande av generella riktvärden (Miljö- och energidepartementet dnr S 2014/8774/SAM)*.

1.1.1 Riktvärden och riskbedömning av förorenade områden

Det uppskattas att det finns ungefär 80 000 områden i Sverige som är misstänkt eller påvisat förorenade. För att bedöma om det finns ett behov av att sanera ett förorenat område görs en riskbedömning¹. Tillvägagångssättet är väl etablerat i Sverige inom det så kallade efterbehandlingsområdet och beskrivs i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för efterbehandling av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009b). Metodiken utförs på liknande sätt även internationellt (se exempelvis en jämförelse av olika länders system i Ministry for the Environment, 2011).

En riskbedömning av förorenade områden kan göras i olika detaljeringsgrad beroende på problemets karaktär, komplexitet och hur mycket platsspecifikt underlag som finns. Principen är att den enklaste formen kräver större försiktighet medan säkerhetsmarginalerna kan minskas om man har ett bättre underlag för bedömningen. Den enklaste formen benämns ”förenklad riskbedömning” i vilken uppmätta förore-

¹ Inte att förväxla med riskbedömning av kemikalier eller produkter

ningshalter inom ett område kan jämföras med riktvärden. Riktvärden anger en haltnivå av föroreningar i det förorenade området (marken, grundvattnet, sedimenten eller byggnaderna) under vilken risken för negativa effekter på människors hälsa och på miljön normalt förväntas kunna accepteras. Riktvärdena används följaktligen för bedömning av miljö- och hälsorisker. Riktvärdena är sedan ofta ett stöd i bedömningen av om, och vilken, åtgärd som behövs. De kan också ligga till grund för bedömning av om kompletterande undersökningar eller utredningar behövs.

I riktvärdena finns ett antal exponerings- och spridningsvägar sammanvägda och skyddsobjekt utgörs av såväl människor som miljö. Riktvärden kan vara generella eller platsspecifika och de baseras på en konceptuell spridnings- och exponeringsmodell. För förorenad jord finns en modell utvecklad av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2009a) vilken de svenska generella riktvärdena (för närvarande 52 ämnen) är baserad på. *Generella riktvärden kan användas i en förenklad riskbedömning av ett förorenat område efter att man kontrollerat att de är relevanta för det specifika fallet.* Man kan också ta fram platsspecifika riktvärden när förutsättningarna (exempelvis med avseende på skyddsobjekt, spridningsförutsättningar, markförhållanden och markanvändning) för den plats som bedöms avviker från den generella modellens förutsättningar. För detta krävs god kunskap om riskbedömning av förorenade områden. Ytterligare ett steg är att göra en så kallad fördjupad riskbedömning. Det görs ofta för särskilt svåra föroreningssituationer, och expertis från olika kompetensområden kan då behöva involveras (hälso- eller miljötoxikologer, miljömedicinsk kompetens, miljökemister, hydrogeologer mm). För förorenat grundvatten finns inga generella riktvärden framtagna av Naturvårdsverket. Däremot finns branschrekommendationer framtagna av Svenska Petroleuminstitutet för föroreningar förekommande på bensinstationer (SPI, 2010) där riktvärden för ett flertal petroleumföroreningar i grundvatten ingår.

1.2 Mål

Det övergripande målet med uppdraget är att tillsynsmyndigheter (kommuner, länsstyrelser och Generalläkaren), konsulter och problemägare ska få ett övergripande stöd i sin bedömning av områden som är förorenade med PFAS. Resultatet från uppdraget ska även utgöra underlag för framtagande av generella och platsspecifika riktvärden för PFAS.

1.3 Avgränsning

Denna publikation är inriktad på att beskriva hur föreslagna preliminära riktvärden utarbetats och vilka underlag som använts, samt redovisa beräknade riktvärden. Publikationen är inte avsedd att ge en heltäckande bild av PFAS-problematiken med avseende på till exempel problemets omfattning, kunskapsläget, möjliga åtgärdstekniker med mera. För beskrivningar av detta hänvisas till andra underlag, till exempel Ahrens och Bundschuh (2014), Buck et al (2011), Rayne och Forest (2009) samt Senthil Kumar (2005).

Arbetet har baserats på etablerade angreppssätt och etablerad metodik vid arbete med förorenade områden i Sverige och bör inte ses som en fristående vägledning för riskbedömning. För detta hänvisas till Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning (NV, 2009b).

Riktvärden tas fram för förorenad jord respektive förorenat grundvatten baserat på ett flertal så kallade exponeringsvägar för människor och miljö. Från en ”acceptabel” halt i skyddsobjektet eller dos som bedömts som ”tolerabel” beräknas en halt (betecknad ”envägskoncentration”) i jord eller grundvatten inom det förorenade området som inte ska leda till att den acceptabla halten alternativt tolerabla gränsen över-

skrids. Ett riktvärde för förorenad jord (mg/kg TS²) eller förorenat grundvatten (µg/l) är en sammanvägning av ett flertal envägskoncentrationer, exempelvis för oralt intag av jord och för hudkontakt med förorenad jord, men även för skydd av miljön såsom markens eller ytvattens ekosystem. En vanlig missuppfattning är att de enskilda envägskoncentrationerna kan användas, eller betraktas som, riktvärden i sig. Ytterligare en vanlig missuppfattning är att de indata som använts för att beräkna en envägskoncentration är att betrakta som ett riktvärde. Detta är inte heller fallet.

De riktvärden som redovisas i denna publikation gäller för mark respektive grundvatten *inom det förorenade området* och är avsedda att användas för att i en förenklad riskbedömning utvärdera de hälso- och miljörisker som det förorenade området utgör. För beslutet om åtgärd krävs dock ytterligare underlag, se avsnitt 6 för diskussion kring detta.

1.4 Organisation

Arbetet har i sin helhet genomförts av SGI. De personer vid SGI som har deltagit i projektet är Michael Pettersson (uppdragsledare), Märta Ländell (biträdande uppdragsledare), Yvonne Ohlsson (handläggare), Dan Berggren Kleja (handläggare). Interngranskning har utförts av Charlotta Tiberg och Mikael Stark (avdelningschef Markmiljöavdelningen). Under genomförandet har synpunkter tagits in från Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning, Livsmedelsverket, Kemikalieinspektionen, Havs- och vattenmyndigheten och Sveriges lantbruksuniversitet i specifika frågeställningar. Publikationen har även remitterats till ett antal myndigheter, kommuner, konsulter, problemägare och forskare, se Bilaga 13. Inkomna synpunkter har beaktats vid färdigställandet av denna publikation.

² TS = torrsubstans

2. Projektets upplägg

2.1 Beräkning av preliminära riktvärden för PFAS-föreningar i mark och grundvatten

Upplägget på arbetet med att ta fram preliminära riktvärden för PFAS-föreningar i mark följer i tillämpliga delar den metodik som SGI har utarbetat tidigare för framtagning av hälsoriskbaserade riktvärden för mark (Tiberg et al, 2014). Detta innebär i grova drag följande upplägg.

I ett tidigt skede av projektet har en **konceptuell modell** tagits fram som beskriver spridnings- och exponeringsvägar för PFAS i mark och grundvatten inom förorenade områden.

PFAS består av ett stort antal fluorerade föreningar. I projektets inledning har kontakt tagits med myndigheter och forskare med koppling till PFAS-problematiken för att få deras synpunkter på vilka PFAS-föreningar de anser vara betydelsefulla ur deras synvinkel. Även kommersiella laboratoriers utbud av analyser av PFAS har undersökts. Med detta som grund har en **bruttolista med föreningar** som ska ingå i uppdraget upprättats, se Kapitel 4.

Nästa steg i arbetet har varit att genomföra en **översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper** för de föreningar som omfattas av bruttolistan. Arbetet har primärt bestått i sökning i ett urval av relevanta databaser avseende samtliga ämnesspecifika parametrar som krävs för att beräkna riktvärden, se Bilaga 1 för en specificering av vilka parametrar dessa är. I bilagan anges också vilka databaser och sökverktyg som har använts.

Med detta som grund har en bedömning gjorts av om det för respektive ämne finns tillräckligt mycket data för att det ska gå att beräkna ett riktvärde. I detta skede har även en prioritering gjorts av vilka ämnen som ska beaktas inom projektet. Prioriteringen har gjorts utifrån de synpunkter som inkommit från myndigheter och forskare. Till viss del har även uppdragets ramar avseende tidplan och budget inverkat. Prioriterade ämnen för vilka det finns tillräckligt mycket underlagsdata utgör de **ämnen som beaktas i det fortsatta arbetet** inom projektet.

I nästa steg har en **fördjupad datainventering** utförts. Detta arbete har omfattat en sökning i fler databaser, se Bilaga 1. För specifika parametrar som har bedömts vara viktiga för framtagande av ett riktvärde, har även vetenskaplig litteratur utgjort en källa för information. Insamlade data har sammanställts och utvärderats vilket har lett till en **kvalitetsklassning av ämnesspecifika data**. För respektive parameter har **ett representativt värde ansatts** som matats in i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg och **preliminära riktvärden har beräknats** för de generella scenarierna ”Känslig markanvändning” respektive ”Mindre känslig markanvändning”. Kvalitetsklassning och ansatta värden har granskats internt. För vissa parametrar har även synpunkter tagits in från olika myndigheter. En enkel **känslighetsanalys** av beräknade riktvärden har utförts i syfte att identifiera de parametrar som i störst utsträckning påverkar riktvärdet och som därmed bör hålla hög datakvalitet. Slutligen har en sammanvägd bedömning av **kvaliteten på beräknade preliminära riktvärden** gjorts. Kvalitetsklassning, ansatta värden samt resultat av känslighetsanalys redovisas i Bilaga 1.

Det föreslagna riktvärdet för grundvatten har kvalitetssäkrats enligt samma princip som riktvärdet för mark även om den metodik som använts för kvalitetssäkringen av data och riktvärde för mark inte egentligen är utarbetad för grundvattenriktvärden. Huvudsakligen är de viktigaste data för riktvärdet för grundvatten desamma som för riktvärde för förorenad mark, och data har därmed kvalitetsgranskats enligt ovan.

Rapporteringen av arbetet utgörs av detta dokument med tillhörande bilagor. Publikationen har skickats ut på **remiss** till ett antal olika organisationer som representerar myndigheter, konsulter, problemägare och forskare, se Bilaga 13.

3. Konceptuell modell för ett PFAS-förorenat område

En konceptuell modell är en förenklad beskrivning av ett förorenat område. I modellen beskrivs vilka föroreningskällorna är, hur föroreningar sprids inom och till kringliggande områden, vilka skyddsobjekten är samt hur människor och biota kan exponeras för föroreningar. En konceptuell modell kan även användas för att bedöma om generella riktvärden är tillämpbara inom ett specifikt objekt eller om platsspecifika riktvärden bör tas fram.

I detta avsnitt beskrivs en generell konceptuell modell för ett område där mark och grundvatten är förorenat med PFAS. Modellen utgår från den modell som ligger till grund för de generella riktvärden för mark som Naturvårdsverket har tagit fram (Naturvårdsverket, 2009a). Utifrån vissa aspekter har modellen justerats, exempelvis med SPIMFAB:s modell för beräkning av riktvärden för grundvatten vid förorenade bensinstationer och dieselanläggningar som grund (SPI, 2010).

3.1 Föroreningskällor

Inom området har produkter innehållande PFAS använts vilket har lett till att marken och grundvattnet är förorenat med PFAS.

3.2 Spridningsvägar

Föroreningar i den omättade zonen, marken ovanför grundvattenytan, mobiliseras av infiltrerande nederbörd och transporteras ned till grundvattnet. Grundvatten som strömmar genom förorenade massor innebär att förorening i den mättade zonen frigörs. Mobiliserade föroreningar (i löst form och partikelbundna) transporteras med grundvattnet. Vid transporten genom marken kan lösta föroreningar fastläggas (sorberas) till såväl organiskt kol som oxidtytor i marken. Även transporten av partikelbundna föroreningar kan bromsas upp beroende på markens porstruktur. Detta gör att transporten av föroreningar går långsammare än grundvattnets flödes hastighet. Hur mycket transporten fördröjs är beroende av typen av PFAS-förening och jordens egenskaper. Fastläggning av föroreningar i marken och utspädning av förorenat grundvatten med oförorenat grundvatten gör att halten i grundvattnet avtar med ökande avstånd från källan. Föroreningar i grundvattnet transporteras vidare till nedströms liggande vattendrag eller våtmark där de späds ut ytterligare.

I den omättade zonen sker en förångning av flyktiga föroreningar, från föroreningar lösta i porvatten samt från grundvattenytan, varvid förorening övergår till gasfas. Gasfasen stiger genom den omättade zonen upp till markytan. Flyktigheten varierar mellan olika PFAS-föreningar.

Damning från området kan leda till att föroreningar sprids från yttlig mark eller från djupare skikt i samband med markarbeten.

Vilda eller odlade växter kan ta upp föroreningar i mark och grundvatten samt från det vatten som används för bevattning.

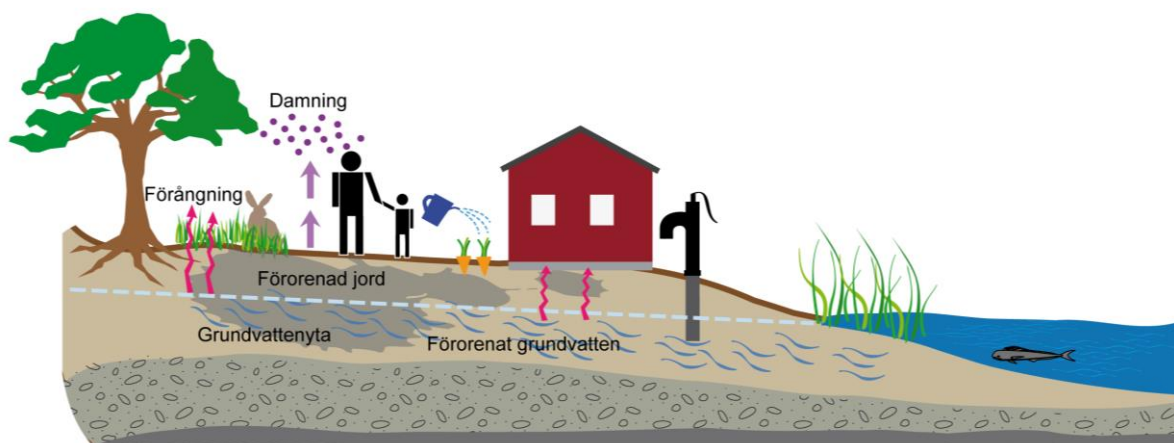
3.3 Exponeringsvägar för förorenad mark och förorenat grundvatten

Människor som vistas inom det förorenade området kan exponeras genom direkt oralt intag av jord, hudkontakt med jord och damm, inandning av damm och av ångor, samt intag av växter (såsom grönsaker, frukt, bär och svamp).

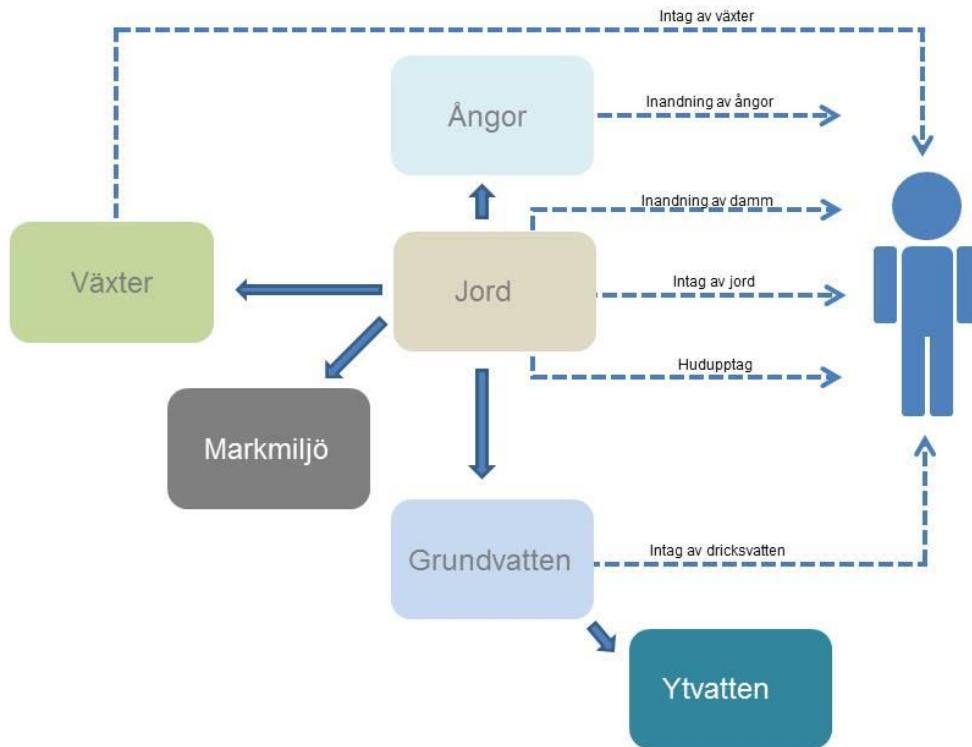
Grundvatten kan tas ut såväl inom som nedströms det förorenade området. Uppumpat grundvatten kan exempelvis användas som dricksvatten och för bevattning. Vid bevattning avgår flyktiga föroreningar varvid människor kan exponeras för ångorna. Människor kan även exponeras via grönsaker som har bevattats med förorenat grundvatten.

Föroreningar som har spridits till ytvattendrag kan tas upp av organismer som lever i ytvattnet. Därmed kan konsumtion av exempelvis fisk också utgöra en exponeringsväg för människor.

I Figur 1 visas den konceptuella modellen för området. Föroreningskällor, spridnings- och exponeringsvägar enligt ovan åskådliggörs. Figur 2 och Figur 3 visar de exponeringsvägar och skyddsobjekt som beaktas vid beräkning av riktvärden för mark respektive grundvatten.



Figur 1 Konceptuell modell med exponeringsvägar och skyddsobjekt för förorenad mark och grundvatten.



Figur 2 Konceptuell modell med exponeringsvägar och skyddsobjekt för beräkning av riktvärden för förorenad mark.



Figur 3 Konceptuell modell med exponeringsvägar och skyddsobjekt för beräkning av riktvärden för förorenad grundvatten.

3.4 Skyddsobjekt

De skyddsobjekt som beaktas i modellen för beräkning av preliminära riktvärden för mark är:

- Människor som bor eller temporärt vistas inom det förorenade området
- Markmiljön inom området (exempelvis marklevande organismer, växter inom området samt djur som uppehåller sig inom området)
- Angränsande och nedströms liggande ytvatten
- Grundvatten som en naturresurs, t.ex. som potentiell dricksvattenresurs inom och nedströms området

De skyddsobjekt som beaktas i modellen för beräkning av preliminärt riktvärde för grundvatten är:

- Människor som bor inom eller i direkt anslutning till det förorenade området
- Angränsande och nedströms liggande ytvattendrag
- En våtmark nedströms området
- Grundvatten som en naturresurs t.ex. som potentiell dricksvattenresurs inom och nedströms området

4. Föreningar som har beaktats inom uppdraget

4.1 Bruttolista över PFAS-föreningar

I inledningen av arbetet har ett beslut tagits om vilka PFAS-föreningar som ska inkluderas i arbetets första skede. Underlaget för detta beslut har innefattat följande informationskällor:

- Synpunkter från myndigheter inom det myndighetsnätverk kring PFAS som bildades 2014. Dessa är: Havs- och vattenmyndigheten (HaV), Kemikalieinspektionen (KemI), Livsmedelsverket (SLV), Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Naturvårdsverket (NV) samt Sveriges geologiska undersökning (SGU)
- Innehåll av PFAS-föreningar i brandskum
- Analyspaket för PFAS i jord/sediment och vatten som de tre kommersiella laboratorierna ALcontrol Laboratories, ALS Scandinavia och Eurofins Environment har i sitt standardutbud
- Samråd med forskare vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

4.1.1 Laboratoriernas utbud av analyserade parametrar

Analyspaketet som de tre laboratorierna erbjuder för jord/sediment respektive vatten omfattar totalt 16 olika föreningar:

- PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS
- PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA
- 6:2 FTS (THPFOS), PFOSA (=FOSA)

I ALS analyspaket för biota ingår även 8:2 FTS, och i deras paket för analys av passiva provtagare för vatten ingår N-MeFOSA.

4.1.2 Innehåll i brandskum

Information om innehåll av PFAS-föreningar i brandskum är hämtat från KemI (2013) och Kärroman (2014). Sammanställningen i Kemikalieinspektionens rapport omfattar tre föreningar utöver de som ingår i laboratoriernas paket; 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH. Dessa rapporteras även av Kärroman, som dessutom nämner förekomst av N-MeFOSA och EtFOSA. Huruvida de två sista föreningarna verkligen förekommer i det analyserade brandskummet är enligt författaren osäkert eftersom det finns misstanke om att provet kan vara korskontaminerat av en annan produkt.

4.1.3 Synpunkter från externa experter och intressenter

Livsmedelsverket framhåller i första hand att de sju föreningar som man har angett bör undersökas i råvatten och dricksvatten (PFBS, PFHxS, PFOS, PFPeA, PFHxA, PFHpA och PFOA) bör ingå i bruttolistan. Perfluorerade karboxylsyror med nio kolatomer eller mer är mindre vattenlösliga och verkar än så länge inte vara ett grundvattenproblem. Däremot kan dessa föreningar fortfarande vara intressanta när det gäller förorenad mark, samt i ytvatten eftersom de bioackumulerar i fisk.

Kemikalieinspektionen anser att de sju föreningar som Livsmedelsverket har rekommenderat att undersöka i råvatten och dricksvatten bör ingå i bruttolistan. Utöver dessa anser KemI att 6:2 FTS och 8:2 FTOH kan vara kandidater för bruttolistan. 6:2 FTS är och har varit en mycket stor komponent i brandskum och har hittats i höga halter i marken vid brandövningsplatsen på Arlanda. Ämnet bryts ned till

PFHxA och hittas därför inte i ytvatten eller fisk. PFHxA har påvisats i ytvatten vid Arlanda. 8:2 FTOH har använts och kan fortfarande förekomma i brandskum och bryts ned till PFOA.

Ur *Havs- och vattenmyndighetens* synvinkel är PFOS den viktigaste PFAS-föreningen. Motiveringen till detta är att PFOS-halten i fisk är en av de parametrar som används av vattenmyndigheterna för att bestämma ett ytvattens kemiska status. För klassning av tillståndet i havsmiljön är HaV intresserade av halter av PFHxS, PFOS, FOSA³, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFTrDA, för vilka man följer trenden över tid i fisk. Även här är det för tillfället PFOS som är den mest betydelsefulla föroreningen med högst halt i biota.

PFAS-föreningar med kortare kolkedjor än de föreningar som primärt används idag får en allt större användning i samhället som ersättare för till exempel PFOS. Dessa PFAS-föreningar bioackumuleras inte i samma omfattning som PFOS. Därför gör HaV i dagsläget bedömningen att kortare PFAS-föreningar inte kommer att ha lika stor inverkan på klassningen av ekologisk status av ytvatten som PFOS har idag.

SGU och Naturvårdsverket instämmer med Livsmedelsverket att de sju föreningar som ingår i rekommendationen för undersökning av råvatten och dricksvatten bör ingå i bruttolistan. SGU påpekar att man även inom Räddningsskolans fd övningsplats i Rosersberg har påvisat 6:2 FTS. SGU instämmer därför med KemI att även 6:2 FTS bör ingå i bruttolistan.

Sammanfattning av myndigheternas synpunkter. Av de föreningar som har framförts av myndigheterna är det endast PFTrDA som inte täcks in av de kommersiella laboratoriernas analyspaket eller innehållet i brandskum.

Lutz Ahrens, SLU, har varit involverad i ett arbete där en arbetsgrupp har sammanställt PFAS-föreningar som man anser är relevanta för vatten, sediment respektive biota (Ahrens et al, 2010), och hans förslag är att man bör ha arbetsgruppens resultat i åtanke när man utformar bruttolistan. De 20 föreningar som framförs täcks i huvudsak in av de uppgifter som redovisas tidigare i Avsnitt 4.1. För sediment och biota tillkommer två föreningar, PFTrDA och PFTeDA. För sediment framförs även N-EtFOSAA i rapporten.

4.1.4 SGI:s bruttolista över PFAS-föreningar

Med utgångspunkt från den inledande förstudien och som redovisats ovan under Avsnitt 4.1.1-4.1.3 beslutades att följande 19 föreningar skulle inkluderas i det inledande arbetet med översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper:

- **PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS**
- **PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA**
- **6:2 FTS, PFOSA**
- **6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH**

4.2 Ämnen som beaktas i det fortsatta arbetet

Den översiktliga datainventeringen visade tidigt att tillgången på data för de viktigaste parametrarna⁴ som krävs för att beräkna ett hälsoriskbaserat riktvärde saknades för en stor del av föreningarna i bruttolistan. Avsaknaden av dessa data gör att det inte är relevant att beräkna ett hälsoriskbaserat riktvärde, och där-

³ FOSA = PFOSA

⁴ TDI/RfD, RfC, RISK_{or} samt RISK_{inh}.

med går det heller inte att ta fram ett preliminärt riktvärde för ämnet ifråga. Bruttolistan kortades av den anledningen ned från nitton till tio föreningar, och den översiktliga datainventeringen fokuserade fortsättningsvis på tio föreningar, markerade i fet stil i punktlistan ovan.

Den översiktliga datainsamlingen visade att data finns i sådan omfattning att ett hälsoriskbaserat riktvärde skulle kunna beräknas för PFOS och PFOA. För PFBS finns information i viss utsträckning. Ett hälsoriskbaserat riktvärde skulle eventuellt kunna tas fram för detta ämne men SGI gör bedömningen att dataunderlaget har sådana brister att kvaliteten på ett sådant riktvärde för närvarande skulle klassificeras som lågt.

För övriga PFAS-föreningar bedöms i dagsläget det vetenskapliga underlaget avseende ämnesspecifika data vara så begränsat att det bedöms att det inte finns några förutsättningar att ta fram några ytterligare tillförlitliga och vetenskapligt underbyggda preliminära riktvärden för mark eller grundvatten.

Ekotoxikologiska data finns för PFOS. Även för PFOA finns uppgifter men i begränsad omfattning, och i huvudsak är det data för ytvatten som finns redovisat.

4.3 Slutsats

Dataunderlaget för framtagning av riktvärden är för de flesta PFAS-föreningar bristfälligt. Det är endast för PFOS som det finns vetenskapliga data i sådan omfattning att det är relevant att ta fram ett preliminärt riktvärde. SGI har i sitt arbete valt att fokusera på att i första hand ta fram ett väl underbyggt underlag för PFOS, för att därefter komplettera med andra PFAS-föreningar när det finns tillgängliga data i den omfattning som krävs. Även för PFOA ser SGI möjligheter att få fram ett tillräckligt underlag för att ta fram preliminära riktvärden för mark och grundvatten efter vissa kompletterande insatser i ett senare skede.

5. Riktvärde för PFOS

5.1 Riktvärde för PFOS i mark

5.1.1 Modell för beräkning av riktvärde för PFOS i mark

Naturvårdsverket har tagit fram en metodik för att beräkna riktvärden för föroreningar i mark (Naturvårdsverket, 2009a). Samma metodik har använts inom föreliggande uppdrag med att ta fram preliminära riktvärden för PFOS i mark. Denna metodik bygger på att framtagna riktvärden tar hänsyn till de risker som ett förorenat markområde utgör för människor som vistas inom området (hälsorisker) och de risker som markområdet innebär för miljön inom och nedströms området (miljörisker). I modellen för beräkning av riktvärden beräknas fyra olika riktvärden; a) ett hälsoriskbaserat riktvärde, b) ett riktvärde för skydd av markens funktion, markmiljön (exempelvis mikroorganismer eller växter som etableras på markområdet) samt djur som tillfälligt vistas inom området, c) ett riktvärde för skydd av miljön i en nedströms liggande ytvattenrecipient samt d) ett riktvärde för skydd av grundvatten som naturresurs (i detta fall som potentiell dricksvattenresurs). Dessa fyra värden vägs samman till ett integrerat riktvärde som utgör det preliminära riktvärdet. Enkelt uttryckt kan sägas att det lägsta av dessa fyra framräknade riktvärden ger det preliminära riktvärdet.

Det beräknade riktvärdet anger en föroreningshalt i marken under vilken det inte förväntas uppkomma oacceptabla hälsoeffekter för människor som vistas på området eller negativa effekter på markmiljön, grundvattnet eller ytvattenrecipienten. Däremot innebär inte nödvändigtvis ett överskridande av ett riktvärde oacceptabla effekter.

Hur området nyttjas styr i vilken omfattning människor som vistas inom området exponeras för föroreningar och vilka krav som ställs på skyddet av miljön. Vilken föroreningshalt som anses vara acceptabel beror därför av hur det förorenade markområdet används idag och planeras att användas i framtiden. Naturvårdsverkets metodik omfattar två olika former av markanvändning; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). *Känslig markanvändning (KM)* motsvarar ett fall där markkvaliteten inte begränsar hur marken kan nyttjas. Människor ska kunna vistas permanent inom området under en livstid och de flesta markekosystem skyddas. Vidare skyddas grundvatten och närliggande ytvatten. *Mindre känslig markanvändning (MKM)* innebär ett något lägre skydd för människor och miljö. Vuxna personer vistas inom området under sin yrkesverksamma tid, medan barn och äldre vistas tillfälligt inom området. Ett något lägre skydd ges för markmiljön och grundvatten i jämförelse med känslig markanvändning. Skyddet av ytvattenrecipient är det samma som för känslig markanvändning. En sammanställning av skyddsnivåer vid känslig respektive mindre känslig markanvändning ges i Tabell 1.

Tabell 1 Skyddsnivå för olika skyddsobjekt vid känslig respektive mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 2009a).

Skyddsobjekt	KM	MKM
Människor som vistas inom området	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Markmiljö på området	Skydd av markens ekologiska funktion	Begränsat skydd av markens ekologiska funktion
Grundvatten	Grundvatten inom och intill området skyddas	Grundvatten 200 meter nedströms området skyddas
Ytvatten	Skydd av ytvattenmiljön	Skydd av ytvattenmiljön
Exempel på markanvändning	Bostäder	Kontor, industrier

5.1.2 Beaktade exponeringsvägar

De exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av det hälsoriskbaserade riktvärdet enligt Naturvårdsverkets metodik för känslig respektive mindre känslig markanvändning är sammanställda i Tabell 2.

Tabell 2 Beaktade exponeringsvägar vid beräkning av hälsoriskbaserat riktvärde.

Exponeringsväg	KM	MKM
Intag av jord	Beaktas	Beaktas
Hudkontakt	Beaktas	Beaktas
Inandning av damm	Beaktas	Beaktas
Inandning av ångor	Beaktas	Beaktas
Intag av grundvatten som dricksvatten	Beaktas	Beaktas ej
Intag av växter odlat på området	Beaktas	Beaktas ej

5.1.3 Indata

Underlaget för beräkning av riktvärden utgörs av ämnesspecifika data såsom fysikalisk-kemiska parametrar samt toxikologiska och ekotoxikologiska data. Valda data för PFOS redovisas i Bilaga 1 och även i utdraget från riktvärdesmodellen i Bilaga 10. Utöver dessa ämnesspecifika data behövs även generella modelldata och scenariospecifika (KM respektive MKM) data. Dessa är de samma som har använts av Naturvårdsverket för beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009a).

5.1.4 Preliminärt riktvärde för PFOS i mark

De preliminära riktvärdena för PFOS i mark för känslig respektive mindre känslig markanvändning redovisas i Tabell 3. Riktvärden för enskilda exponeringsvägar avseende hälsorisker i denna tabell är de som erhålls när hänsyn tagits till att det förorenade området endast får bidra med en exponering på 10 % av TDI, se Bilaga 6. Det justerade hälsoriskbaserade riktvärdet är det riktvärde som erhålls efter sammanvägning av de olika exponeringsvägarna. Notera att envägskoncentrationer som redovisas för enskilda exponeringsvägar i Bilaga 10 är riktvärden innan korrigeringen för 10 % av TDI görs.

För känslig markanvändning är det preliminära riktvärdet 0,003 mg/kg TS. Riktvärdet styrs av skyddet av markmiljö. Skyddet av grundvatten som en resurs och ytvatten ligger ungefär två respektive tio gånger högre (0,0066 respektive 0,027 mg/kg TS). Skydd av människors hälsa ger värden i nivå med värdet för skydd av ytvatten, 0,031 mg/kg TS. Det hälsoriskbaserade riktvärdet styrs av exponering som erhålls då förorenat grundvatten används som dricksvatten.

För *mindre känslig markanvändning* är det preliminära riktvärdet 0,020 mg/kg TS. I detta fall är skyddsnivån för markmiljö något lägre än vid känslig markanvändning, och riktvärdet för skydd av markmiljö är därför högre (0,3 mg/kg TS). Att grundvattnet som en naturresurs skyddas 200 meter nedströms det förorenade området och inte inom området som är fallet vid känslig markanvändning, gör att riktvärdet för grundvattenresursen blir högre (0,021 mg/kg TS). Däremot är skyddsnivå för ytvatten den samma för båda typerna av markanvändning. Sammantaget innebär detta att det preliminära riktvärdet för mindre känslig markanvändning styrs av skyddet av grundvatten. Riktvärdet för skydd av ytvatten är i samma nivå (0,027 mg/kg TS). Vid mindre känslig markanvändning antas att det inte sker något uttag av grundvatten för dricksvattenändamål inom det förorenade området vid beräkning av hälsoriskbaserat riktvärde, se Tabell 2. Vid den markanvändning som motsvarar mindre känslig markanvändning antas också att människor inte får i sig föroreningar via intag av växter. Sammantaget innebär detta att den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet i första hand styrs av exponering genom ett direktintag av jord samt genom att föroreningar tas upp via huden. Detta ger ett hälsoriskbaserat riktvärde (11 mg/kg TS) som ligger betydligt högre än de riktvärden som gäller för skydd av ytvatten, grundvatten och markmiljö.

De riktvärden som redovisas för känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning visar att det är skyddet av naturresurser (markmiljö, grundvatten och ytvatten) 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 generella scenarier som Naturvårdsverket har definierat i sin metodik.

Ett utdrag ur verktyget för beräkning av riktvärden för mark redovisas i Bilaga 10.

Tabell 3 Riktvärden för PFOS i mark för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt (mg/kg TS).

Riktvärde	KM	MKM
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	0,0066	0,021
Skydd av ytvatten	0,027	0,027
Preliminärt riktvärde	0,003	0,020

5.1.5 Känslighetsanalys

De preliminära riktvärdena styrs av skydd av markmiljö (KM) respektive skydd av grundvatten som en naturresurs (MKM), enligt ovan. Indata till beräkningarna kan ändras, till exempel om forskning ger säkrare underlag för någon eller några parametrar eller om parametrar justeras i en platspecifik riskbedömning. En känslighetsanalys har utförts, se Bilaga 1, där ämnesspecifika indata har varierats inom det intervall där påträffade data från olika källor ligger.

De beräknade preliminära riktvärdena styrs huvudsakligen av miljörisker i mark respektive i grundvatten och i mindre utsträckning av hälsorisker. För det beräknade värdet för KM gäller att justeringar av indata för skydd av markmiljö direkt påverkar riktvärdet. Om flera indata ändras samtidigt kan styrande skyddsobjekt ändras. Om riktvärdet för skydd av markmiljö höjs eller om riktvärdena för skyddet av grundvatten eller ytvatten sänks kan skyddet av de senare komma att bli styrande för riktvärdet.

För MKM gäller att om riktvärdet för skydd av ytvatten sänks, kan skydd av ytvatten bli styrande i stället för skydd av grundvatten. Det samma kan ske om riktvärdet för skydd av grundvatten höjs i beräkningarna. Om flera indata ändras samtidigt kan större förändringar ske. Om riktvärdena för skydd av både ytvatten och grundvatten höjs blir skydd av markmiljö styrande för riktvärdet.

Under arbetets gång har uppgifter framkommit om att rekommenderat tolerabelt dagligt intag (TDI) av PFOS kan komma att sänkas i framtiden. Indikationer finns (US EPA, 2014b) på att värdet kan sänkas från 0,15 µg/kg, dag till 0,03 µg/kg, dag. Detta skulle innebära att den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet sänks. Vid beräkning för KM sänks den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet från 0,031 till 0,0061 mg/kg TS. Den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet blir då styrande i andra hand för det beräknade preliminära riktvärdet. Vid beräkning för MKM sänks den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet från 11 till 2,3 mg/kg TS. En justering av TDI-värdet skulle även kunna innebära att riktvärde för skydd av grundvatten som en resurs ändras. Detta diskuteras även i avsnitt 5.2.5.

Avsikten med känslighetsanalysen har framförallt varit att synliggöra att osäkerheter i data kan leda till att andra aspekter kan bli styrande om data byts ut mot nya data när ny kunskap tillkommer. Osäkerhetsana-

lysen har inte lett till förändringar i vilka de beräknade preliminära riktvärdena är, men har påverkat de rekommendationer SGI ger tillsammans med riktvärdena (se Kapitel 6 och 7).

5.1.6 Föreslagen kvalitetsklass

Säkerheten i ett riktvärde anges genom en kvalitetsklass: grön/gul/orange/röd där grön klass anger hög kvalitet, gul klass god kvalitet, orange klass låg kvalitet och röd mycket låg kvalitet (Tiberg et al, 2014).

För det beräknade riktvärdet för känslig markanvändning (KM) är skydd av markmiljö styrande. Parametern E_{KM} har datakvalitetsklass 2 och data finns för alla relevanta ämnesparametrar. Riktvärdet tilldelas därför kvalitetsklass gul.

För det beräknade riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) är främst skydd av grundvatten som en resurs som är styrande, tätt följt av skydd av ytvatten. Parametern $C_{crit-gw}$ (kriterium för skyddet av grundvatten som en resurs) har datakvalitetsklass 3 och parametern $C_{crit-sw}$ (ytvattenkriteriet) har datakvalitetsklass 2. Även parametern E_{MKM} har datakvalitetsklass 3. Data finns för alla relevanta ämnesparametrar. Parametern $C_{crit-gw}$ styrs av åtgärdsgränsen för dricksvatten som Livsmedelsverket har satt. Åtgärdsgränsen beror i sin tur på TDI. Osäkerheter i TDI-värdet (se Bilaga 4) gör att åtgärdsgränsen skulle kunna ändras. En justering av åtgärdsgränsen från Livsmedelsverkets sida innebär rimligen att haltkriteriet för skydd av grundvatten som en resurs behöver ses över, och därmed även det redovisade riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Riktvärdet för MKM tilldelas därför kvalitetsklass orange.

Kvalitetsklassningen diskuteras även i Bilaga 1.

5.2 Riktvärde för PFOS i grundvatten

5.2.1 Modell för beräkning av riktvärde

För förorenat grundvatten finns idag inga generella riktvärden liknande de som finns för förorenad jord. För ämnen förekommande på bensinstationer har Svenska Petroleuminstitutet (SPI, 2010) tagit fram förslag på riktvärden, och i viss mån använt samma beräkningsmodeller för dessa som för förorenad jord. För PFOS har vi valt att i så hög grad som möjligt använda 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. En beskrivning av hur riktvärden för grundvatten har beräknats inom föreliggande uppdrag redovisas i Bilaga 12.

Viktiga utgångspunkter är:

- Ett högt skyddsvärde hos grundvatten, på eller invid det förorenade området, som potentiell dricksvattenresurs idag och i framtiden.
- Ett långsiktigt skydd för närliggande ytvatten och våtmarker för att inte på kort eller lång sikt bidra till ökande bakgrundshalter eller risker för vatten- och sedimentmiljön.
- En hög skyddsnivå för människor som bor på eller i anslutning till det förorenade området.

Även om det förorenade området nyttjas för så kallad mindre känslig markanvändning (industriområde, kontor med mera) antas således att anslutande fastigheter ska kunna vara av karaktären ”känslig markanvändning” (bostäder, skola/förskola med mera) och att grundvattnet inom det förorenade markområdet inte ska ge upphov till risker vid denna markanvändning. Antaganden om exponeringssätt och exponeringstider gäller därför för känslig markanvändning (KM).

5.2.2 Beaktade exponeringsvägar

Ett flertal av PFAS-föreningarna har en hög löslighet i vatten, endast en måttlig fastläggning i mark och en låg flyktighet. Grundvatten kan därför vara en betydande spridningsväg och leda till exponering av PFAS-föreningar löst i vatten, medan förångning och inandning av ånga inom- eller utomhus är mindre sannolik. En mycket förenklad modell för spridning och exponering av PFAS-föreningar har använts. De exponeringsvägar för människor som beaktas är:

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

Föroreningar 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

5.2.3 Indata

I Bilaga 12 redogörs för de modeller och indata som använts i beräkningarna. Utgångspunkten har varit att, när det är relevant, använda samma modeller, antaganden och data som i modellerna för generella riktvärden för jord (Naturvårdsverket, 2009a) respektive i SPI:s rekommendation för efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar (riktvärden för grundvatten) (SPI, 2010). Där andra modeller, data och antaganden använts refereras i Bilaga 12 till källorna.

5.2.4 Preliminärt riktvärde för PFOS i grundvatten

I Tabell 4 redovisas de beräknade riktvärdena dels för de enskilda exponeringsvägarna, dels det resulterande föreslagna riktvärdet för förorenat grundvatten, 0,045 µg/l. Riktvärden för enskilda exponeringsvägar avseende hälsorisker i denna tabell är de som erhålls efter korrigering görs för att det förorenade området endast får bidra med en exponering som maximalt uppgår till 10 % av TDI, se Bilaga 6.

Riktvärdet för ”bevattning” ges av det minsta värdet för exponering genom a) inandning av ångor i samband med bevattning och b) intag av växter som har bevattnats med förorenat grundvatten, se Bilaga 12. I detta fall är exponering genom intag av växter styrande för riktvärdet för ”bevattning” på 11 µg/l.

Tabell 4 Riktvärde för PFOS i grundvatten för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt (µg/l).

Riktvärde	Värde
Hälsoriskbaserat riktvärde	0,22
Inandning av ångor i byggnad	e.b.
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	0,045
Preliminärt riktvärde	0,045

e.b. = ej begränsande

För det preliminära riktvärdet är det skydd av grundvatten som en naturresurs som är styrande följt av intaget av grundvatten som dricksvatten samt skydd av ytvatten respektive våtmark. 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.

5.2.5 Känslighetsanalys

Spridningen inom ett område är i högsta grad platsspecifik, och när det gäller förorening i grundvatten finns det ofta anledning att göra en utvärdering av såväl vilken spridningsmodell som är lämplig att använda för det specifika fallet, som vilka platsspecifika parametrar och indata som behövs. Komplexiteten hos föroreningssituationen samt vad som kan bli styrande för risken och en åtgärd bör styra vilka resurser som läggs på att utreda spridningen på kort respektive lång sikt. De spridningsmodeller som använts för PFOS-riktvärdena är enkla och generella, och bör inte användas för att förutsäga vilka halter som *kommer att* uppstå i exponeringsmediet.

Det skyddsobjekt som huvudsakligen påverkar det preliminära riktvärdet för grundvatten är skyddet av grundvatten som potentiell dricksvattenresurs, men även intaget av grundvatten som dricksvatten samt skyddet av ytvatten respektive våtmarken. Nivån för skydd av grundvatten som en naturresurs är satt till en halt som motsvarar halva värdet av Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS. Åtgärdsgränsen är direkt proportionell mot det tolerabla dagliga intaget (TDI). Det finns i litteraturen indikationer på att det tolerabla dagliga intaget för PFOS kan vara för högt satt (US EPA, 2014b), vilket innebär att det inte är osannolikt att en sänkning kan komma att ske. Vilka konsekvenser en eventuell framtida sänkning av det tolerabla dagliga intaget får för åtgärdsgränsen kan SGI inte uttala sig om. En justering av åtgärdsgränsen från Livsmedelsverkets sida innebär rimligen att även det preliminära riktvärdet för grundvatten behöver ses över.

Även riktvärdena för grundvatten avseende intag av grundvatten som dricksvatten, bevattnade grönsaker och fisk skulle sänkas på motsvarande sätt med ett sänkt TDI, vilket skulle kunna innebära att risken vid en platsspecifik situation med höga halter i grundvatten skulle kunna bedömas som större än vad de nu beräknade riktvärdena indikerar. Exponeringsvägarna bedöms dock inte kunna bli styrande för det föreslagna preliminära riktvärdet för förorenat grundvatten.

5.2.6 Föreslagen kvalitetsklass

Säkerheten i ett riktvärde anges genom en kvalitetsklass: grön/gul/orange/röd där grön klass anger hög kvalitet, gul klass god kvalitet, orange klass låg kvalitet och röd mycket låg kvalitet (Tiberg et al, 2014). Den styrande parametern, kriterium för skyddet av grundvatten som en resurs $C_{\text{skydd av GV-resurs}}$, har tilldelats kvalitetsklass 3. Detta motiveras med osäkerheter kring TDI-värdet för PFOS. Det föreslagna preliminära riktvärdet tilldelas därför kvalitetsklass orange.

6. Riktvärden för enskilda PFAS-föreningar och hantering av grupper av PFAS-föreningar

Underlaget för att ta fram generella riktvärden för samtliga förekommande PFAS-föreningar är idag otillräckligt. PFOS är det ämne som undersökts mest och där underlaget gör det relevant att ett preliminärt riktvärde beräknas. I verkligheten påträffar man sällan enbart PFOS, och analyspaketen som laboratorierna erbjuder omfattar sammantaget 16 olika PFAS-föreningar. För dricksvatten rekommenderar Livsmedelsverket (SLV, 2015) analys av sju PFAS-föreningar (PFBS, PFHxS, PFOS, PFBeA, PFHxA, PFHpA och PFOA). Den så kallade åtgärdsgräns som Livsmedelsverket ger gäller för närvarande för summan av dessa sju. Då data saknas för flertalet av dessa föreningar har man utgått från toxiciteten hos PFOS, som i dagsläget bedöms vara den mest toxiska (jämför TDI för PFOA som är 10 ggr högre än TDI för PFOS; EFSA, 2008) och riskerna har antagits vara additiva (SLV, 2014).

6.1 Varför publicera riktvärden för enstaka ämnen och inte för alla?

Att ta fram underlag för riktvärden är ett omfattande arbete, och för PFAS-föreningar saknas för de flesta ämnen de vetenskapliga data som behövs. Dock finns i praktiken ett stort behov redan nu att riskbedöma PFAS-förorenade markområden och förorenat grundvatten, och därmed ett värde i att publicera preliminära riktvärden varefter de färdigställs och för att i förlängningen ge ett underlag för generella riktvärden. Vidare ger de data som sammanställts, värderats och publicerats av en oberoende part ett underlag för såväl utredare av förorenade områden som för tillsynsmyndigheter.

6.2 Hur kan man använda riktvärdena för PFOS?

De preliminära riktvärdena kan ses som ett stöd för bedömning av risker och en del i underlaget för att ta fram åtgärdsåtgärder för förorenade områden. *De utgör således inte gränsvärden eller åtgärdsnivåer.* I varje specifikt fall behövs dels en bedömning av om riktvärdena är relevanta för området, den nutida och framtida markanvändningen samt om en platsspecifik eller fördjupad riskbedömning är nödvändig. I bedömning av åtgärdsbehov och åtgärdslösningar behöver också andra aspekter omfattas, såsom till exempel tekniska möjligheter och ekonomiska konsekvenser av åtgärden, men också till exempel samhällsekonomiska aspekter av att inte vidta en åtgärd. Vidare behövs bedömningar av mängden föroreningar inom området. Likaså behöver spridningen av föroreningar (mängd/tid) från området och den belastning detta utgör på till exempel en sjö skattas eftersom lägre halter av föroreningar men stora mängder kan vara nog så allvarligt som högre halter men mindre mängder. Belastning till eller på olika ytvattenrecipienter omfattas inte av riktvärdena. Man behöver också ta hänsyn till hur osäkerheter, som till exempel de som redogörs för i denna publikation (se avsnitt 7.9), kan inverka på kort respektive lång sikt, i såväl exponeringssituationen som i vad förändringar i kunskapsläget om ämnet skulle kunna leda till.

6.3 Vad innebär det om riktvärdena överskrids?

Om representativa halter av en förorening i mark eller grundvatten inom ett förorenat område överskrider riktvärdena *kan* risk föreligga, idag eller i framtiden. I riktvärdena ingår dock flera exponeringsvägar och riktvärdena är satta för att *skydda* skyddsobjekt på platsen (människor, markmiljö) eller utanför det förorenade området (ytvattenmiljö, våtmarksmiljö, grundvatten). Även om de representativa halterna inom det förorenade området överskrider riktvärdena behöver det således inte innebära att exponering i praktiken

sker och att risker i praktiken föreligger för alla eller ens några exponeringsvägar och skyddsobjekt. Det finns dock givna fall då exponering sker, varav det mest uppenbara kanske är när förorenat grundvatten används som dricksvatten.

Man kan dock, på samma sätt som när man använder generella riktvärden för andra ämnen, använda ett överskridande som en indikation på att en åtgärd behövs om man inte har ytterligare information eller utredningar som visar på andra fakta. Man kan också se det som en indikation på att riskerna bör utredas ytterligare. I detta fall, det vill säga då PFOS påträffats i halter i mark eller grundvatten över föreslagna riktvärden, behövs troligen ofta en fördjupad riskbedömning, och i en sådan behöver sannolikt i de flesta fall även risker förknippade med övriga PFAS-föreningar utredas.

6.4 Vad innebär det att PFOS-halter i grundvatten och mark är lägre än riktvärdena?

Avsikten är att riktvärdena ska ange en nivå som utgör en ”acceptabel risk” och som alltså för situationen som riktvärdena speglar (det vill säga den konceptuella grund de baseras på inklusive data och antaganden) ska vara ”säker”. Säkerheten ska vara resultatet av en försiktighet i såväl den konceptuella modellen (ett scenario som täcker in ett flertal vanliga och möjliga skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar) som i data (kemisk/fysikalisk data, toxikologisk data, exponeringsdata) genom att de täcker in ett flertal sätt att exponeras och att de flesta data, antaganden och modeller har olika grad av konservatism inbyggt. För de vanligaste markanvändningarna och ämnena blir då resultatet ett riktvärde som anger en ”acceptabel” nivå eller en ”inte oacceptabel risk”. För de ämnen eller ämnesgrupper som vi har sämre kunskap om är det dock svårare att säga att nivån är säker, även om vi använder samma metodik. Nedan följer en diskussion om det beräknade riktvärdet för mark respektive grundvatten för PFOS och kvarvarande osäkerheter.

6.4.1 Riktvärden för förorenad mark

Riktvärdet för känslig markanvändning (KM) styrs av riskerna för ”skydd av markmiljö”. Det vill säga det resulterande preliminära riktvärdet är något lägre än det skulle ha varit om riktvärdet skulle ha styrts av riskerna för grundvatten som potentiell dricksvattenresurs. Detta ger en liten ”extra” säkerhetsmarginal i skyddet av människors hälsa för det fall att grundvattnet på kort eller lång sikt skulle användas för dricksvattenändamål. Dock är marginalen till skydd av grundvatten som naturresurs (som potentiell dricksvattenkälla) inte stor och skyddet av grundvatten skulle kunna bli styrande för det fall att det tolerabla dagliga intaget (TDI) sänks (se Tabell 3).

För skyddsobjekt i form av naturresurser använder Naturvårdsverket strategin att det generella riktvärdet bara tar 50 % i anspråk av haltgränsen som gäller för skyddsobjektet (till exempel halva dricksvattenkriteriet för grundvatten, halva ytvattenkriteriet) (NV, 2009a). SGI har använt samma strategi för skyddet av grundvatten som en resurs i beräkningen av riktvärdet för mark. Det vill säga den maximalt tillåtna halten i grundvattenresursen är satt till *halva* Livsmedelsverkets åtgärdsgräns. Riktvärdet för skydd av grundvatten som en resurs för känslig markanvändning (0,0066 mg/kg TS, se Tabell 3), motsvarar följaktligen en PFOS-halt i grundvattenresursen på 45 ng/l.

Det preliminära riktvärdet för känslig markanvändning (0,003 mg/kg TS) är drygt en faktor två lägre än det som gäller för skydd av grundvatten som en resurs, och motsvarar därmed en halt i grundvattenresursen på cirka 20 ng/l. Detta gör sammantaget att man erhåller en marginal till skyddet av grundvatten som naturresurs (potentiell dricksvattenkälla) på cirka fyra gånger om man använder riktvärdet 0,003 mg/kg TS i jämförelse om man enbart använt Livsmedelsverkets åtgärdsgräns om 90 ng/l som underlag för riktvärdet.

För mindre känslig markanvändning (MKM) styrs riktvärdet av skydd av grundvatten som naturresurs och skydd i ytvatten. Även här kan man relatera till Livsmedelsverkets åtgärdsgräns i diskussionen kring skyddet av grundvatten som en naturresurs, och inneboende finns en marginal om 2 gånger gentemot det värdet.

Utifrån ovanstående borde man kunna säga att man når en rimlig säkerhet i skyddet av grundvatten för de båda markanvändningarna (Känslig markanvändning och Mindre känslig markanvändning) för PFOS om halterna ligger under respektive riktvärde.

Dock anger Livsmedelsverket i sina råd om PFAS-ämnen i dricksvatten och åtgärdsgränser att dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter bör sträva mot att minimera halten i dricksvattnet även om halten underskrider 90 ng/l. Detta motiverar Livsmedelsverket med att det finns indikationer på att PFOS kan vara mer toxiskt än man nu känner till och att TDI-värdet kan komma att sänkas (SLV, 2015). Det är inte osannolikt att åtgärdsgränsen kan komma att förändras, vilket skulle kunna påverka riktvärdet för mark i och med att skydd av grundvatten som potentiell dricksvattenresurs är styrande för riktvärdet för mindre känslig markanvändning och skulle kunna bli styrande även för känslig markanvändning.

Vidare förekommer sällan enbart PFOS utan även andra PFAS-föreningar. För närvarande har inga riktvärden för grupper av PFAS-föreningar tagits fram. I de flesta fall ser vi att någon nivå av *fördjupad* utredning av risker kommer att krävas vid utredning av förorenade markområden och förorenat grundvatten, och att det krävs goda ämnesspecifika kunskaper och erfarenheter av riskbedömning för detta arbete. För närvarande rekommenderar vi som en utgångspunkt att även summan av de sju PFAS-föreningar som Livsmedelsverket rekommenderat analyseras och jämförs med det preliminära riktvärdet för PFOS för såväl förorenade mark som förorenat grundvatten. Detta motiveras med att PFOS antas vara den mest toxiska av dessa sju. SGI rekommenderar också att, om man använder det föreslagna riktvärdet för PFOS eller PFAS, dessutom håller sig uppdaterad om Livsmedelsverkets råd och väger in det i bedömningen, i formuleringen av åtgärds mål och i valet av åtgärd.

6.4.2 Riktvärde för förorenat grundvatten

Samma princip används för förorenat grundvatten som för förorenad jord, det vill säga att försiktiga antaganden, exponeringsscenario och data används. Dock är den inneboende konservatismen i riktvärdet för grundvatten för skyddet av människors hälsa något lägre än för förorenad jord. Riktvärdet styrs av skydd av grundvatten som potentiell dricksvattenresurs, och kopplingen mellan grundvattnet och skyddsobjektet är direkt och utan de utspädningsfaktorer som används när riktvärden för jord tas fram (i vilka man skulle kunna iaktta försiktighet i fler led).

Som beskrivs i föregående avsnitt, använder Naturvårdsverket normalt strategin att det generella riktvärdet bara tar 50 % i anspråk av haltgränsen som gäller för skyddsobjektet. För PFOS i förorenat grundvatten, där grundvatten som naturresurs (och potentiell dricksvattenkälla) styr riktvärdet innebär det att riktvärdet är satt till halva Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, 45 ng/l.

Utifrån ovanstående borde man kunna säga att man når en rimlig säkerhet om halterna ligger under 45 ng/l. Dock anger Livsmedelsverket i sina råd om PFAS-föreningar i dricksvatten och åtgärdsgränser att dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter bör sträva mot att minimera halten PFAS-föreningar i dricksvattnet även om halten underskrider 90 ng/l bland annat på grund av att det finns indikationer på att PFOS kan vara mer toxiskt än man nu känner till och att TDI-värdet kan komma att sänkas (SLV 2015). Det är inte osannolikt att åtgärdsgränsen kan komma att förändras, vilket skulle kunna påverka riktvärdet för grundvatten i och med att skydd av grundvatten som potentiell dricksvattenresurs är styrande för riktvärdet.

SGI rekommenderar därför att, om man använder det föreslagna riktvärdet, dessutom håller sig uppdaterad om Livsmedelsverkets råd och väger in det i bedömningen, i formuleringen av åtgärds mål och i valet av åtgärd. Observera också att det preliminära riktvärdet för förorenat grundvatten inte är detsamma som ett riktvärde för dricksvatten utan ett underlag i utredning av förorenade områden. Dessutom rekommenderas, se diskussionen i avsnitt 6.4.1, att det preliminära riktvärdet för närvarande används även för summan av de sju PFAS-föreningar som Livsmedelsverket rekommenderat analyseras.

7. Diskussion

7.1 Tillämpbarheten av beräknade preliminära riktvärden för PFOS

De riktvärden för PFOS som redovisas i denna publikation baseras på två generella scenarion med en viss form av markanvändning (betecknad känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning). Innan man tillämpar riktvärden, exempelvis de som redovisas i denna publikation, måste man göra en bedömning av om riktvärdena är tillämpbara i det aktuella fallet. Platsspecifikt kan situationen vara annorlunda än vad som har antagits vid beräkning av generella riktvärden. Det kan exempelvis vara att exponeringstider avviker eller att andra exponeringsvägar än de som omfattas av beräkningsmodellen som används i föreliggande publikation 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 lägre än i den generella modellen och att utspädningen som sker när förorenat grundvatten strömmar ut i en recipient kan avvika betydligt från det antagande som görs i de modeller som har använts för att beräkna riktvärden för mark och grundvatten i föreliggande arbete. Även här måste platsspecifika riktvärden tas fram utifrån de spridningsförutsättningar som gäller på den aktuella platsen.

Även om de preliminära riktvärden som redovisas i denna publikation bedöms att inte vara tillämpbara för ett specifikt objekt, kan de ämnesspecifika data som redovisas i föreliggande arbete ligga till grund för beräkning av platsspecifika riktvärden.

7.2 Betydelsen av TDI för föreslagna riktvärden

TDI⁵-värdet för PFOS togs fram av EFSA 2008. Sedan dess har data presenterats som tyder på att PFOS (och även PFOA) är mer toxiskt än vad som bedömdes vid den tidpunkten. Någon ”officiell” justering av TDI-värdet har dock inte presenterats. US EPA arbetar för att ta fram gränsvärden för PFOS och PFOA i dricksvatten. I samband med det har myndigheten tagit fram dokument för offentlig granskning (US EPA, 2014 a, b) som redovisar dagens kunskaper avseende kopplingen mellan PFOS/PFOA och hälsoeffekter. Förslaget från US EPA är att TDI värdet för PFOS sänks till 30 ng/kg, dag.

En sänkning av TDI-värdet för PFOS från 150 till 30 ng/kg, dag skulle innebära att det hälsoriskbaserade riktvärdet för KM och MKM skulle reduceras med en faktor fem i jämförelse med de värden som redovisas i denna publikation. En sänkning av TDI skulle även kunna innebära att Livsmedelsverket väljer att sänka åtgärdsgränsen. Eftersom SGI har valt att koppla nivån på skyddet av grundvattenresursen till Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, skulle en ändring av åtgärdsgränsen även kunna innebära att riktvärdet för skydd av grundvatten som en resurs justeras i motsvarande grad. Det föreslagna preliminära riktvärdet för PFOS i mark för mindre känslig markanvändning, som styrs av skyddet av grundvatten som en resurs, skulle sänkas. Beroende på hur stor en eventuell framtida sänkning av åtgärdsgränsen skulle bli, är det möjligt att även det föreslagna preliminära riktvärdet för känslig markanvändning skulle komma att sänkas.

I en riskbedömning där riktvärdet styrs av skyddet av grundvatten som en resurs eller av hälsorisker, vilket skulle kunna bli fallet i en platsspecifik bedömning, är det viktigt att man i sin bedömning av risker och åtgärdsbehov tar höjd för att PFOS och PFOA i framtiden kan komma att bedömas vara mer toxiskt än vad som är fallet idag (dvs att TDI kan komma att sänkas).

⁵ Tolerabelt dagligt intag

7.3 Haltkriterium för intag av dricksvatten kontra Livsmedelsverkets åtgärdsgräns

För beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för grundvatten har SGI satt riktvärdet för intag av dricksvatten till 0,22 µg PFOS/l. Detta är ett värde som avser att skydda människor som använder grundvatten som dricksvatten. Beräkning av hälsoriktvärdet vid intag av dricksvatten följer samma princip som används i Naturvårdsverket (2009a). För människors hälsa relateras exponering till det tolerabla dagliga intaget, TDI. Riktvärdet för intag av dricksvatten baseras på ett barn som väger 15 kg och som dagligen dricker 1 liter vatten. För att ta höjd för att exponering kan komma även från andra källor än det förorenade området korrigeras den beräknade halten med en faktor 0,1, dvs endast 10 % av TDI får täckas in av dricksvattenintaget.

Livsmedelsverket har definierat en *åtgärdsgräns* för summahalten av sju PFAS-föreningar i dricksvatten på 90 ng/l. Livsmedelsverkets åtgärdsgräns utgår istället från exponering av ett spädbarn på 3 veckor (4,2 kg) som konsumerar 0,7 liter vatten per dag. Livsmedelsverket sätter också att det bidrag som dricksvattenintaget får ge är 10 % av TDI.

Riktvärdet för intag av dricksvatten kan uppfattas som inkonsekvent då detta värde är betydligt högre än Livsmedelsverkets åtgärdsgräns. Åtgärdsgränsen (SLV 2015) ska tillämpas av dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter för att avgöra om förekomsten av PFAS i drickvattnet kan utgöra en hälsofara. Om åtgärdsgränsen överskrids i dricksvatten ska producenten snarast vidta åtgärder för att sänka halten av PFAS. Riktvärden är inte samma sak som åtgärdsnivåer, utan ett av flera underlag som används i en bedömning av de risker som ett förorenat område utgör.

För det föreslagna 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. Att man i en platsspecifik bedömning skulle ansätta att exponeringsvägen intag av dricksvatten beaktas samtidigt som skyddet av grundvatten som en naturresurs försummas är inte rimligt. Om grundvatten tas ut för användning som dricksvatten inom ett område, bör det rimligen samtidigt innebära att grundvattnet är skyddsvärt som en naturresurs.

7.4 Bakgrundshalter av PFOS

Vid beräkning av riktvärden bör hänsyn tas till bakgrundshalter⁶ i mark och grundvatten. Syftet med detta är tvåfalt. 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.

PFOS förekommer inte naturligt i miljön. Trots det kan till exempel atmosfärisk deposition innebära att ämnet förekommer i mark även i områden där ämnet inte har hanterats. Uppgifter om bakgrundshalter av PFOS i mark är mycket begränsade. En genomgång av ett urval utredningar av områden förorenade med PFOS har inte gett någon information av detta slag. Med tiden kommer sannolikt kunskapen om bakgrundshalter av PFAS-ämnen att öka och då kan detta vägas in i riskbedömningen på samma sätt som normalt görs vid utredning av förorenade områden (se Naturvårdsverket 2009b).

⁶ Med bakgrundshalter avses halter som har sin förklaring i naturlig förekomst och/eller diffus antropogen spridning (Naturvårdsverket, 2009).

7.5 Riktvärde för skydd av markmiljö

För *känslig markanvändning* är riktvärdet för skydd av markmiljö satt till 0,003 mg/kg TS. Detta riktvärde bedöms inte bara skydda de organismer som exponeras för PFOS i marken, utan även arter högre upp i näringskedjan. Eftersom PFOS bioackumuleras anser SGI detta vara av stor betydelse. Värdet 0,003 mg/kg TS är i stort sett identiskt med den halt som används i Nederländerna som nivå för skydd av markmiljön. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) anger att halten är satt för att skydda 95 % av ekosystemet. Denna skyddsnivå är högre än vad som gäller för generella riktvärden för förorenad mark för känslig markanvändning enligt Naturvårdsverkets terminologi där skyddsnivån är satt till 75 % av marklevande arter. Med tanke på att PFOS är ett ämne som bedöms vara mer toxiskt än tidigare kunskaper har visat, ser SGI ett värde i att vara försiktig i sin bedömning.

I Naturvårdsverkets modell utgår man från att 50 % av de marklevande arterna ska skyddas vid *mindre känslig markanvändning*. Utöver det riktvärde som RIVM definierar för att skydda 95 % av ekosystemet, definierar man även ett riktvärde för markmiljö som motsvarar en halt där 50 % av arterna och/eller 50 % av de mikrobiella processerna troligtvis är påverkade negativt av föroreningen. Även om skyddsnivåerna som används av RIVM och Naturvårdsverket inte är de samma, så är skyddsnivåerna snarlika. Riktvärdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning läggs dock inte på samma nivå som RIVM ansätter (16 mg/kg TS), utan en lägre halt väljs (0,3 mg/kg TS). Det lägre värdet ska ta höjd för att hälften av arterna eller mikrobiella processer påverkas inte är liktydigt med att hälften av arterna/processerna är skyddade.

7.6 Beaktande av exponering via konsumtion av fisk

Kopplingen mellan föroreningar inom ett förorenat område och halter i fisk i nedströms liggande ytvatten omfattar ett flertal processer; frigörelse av föroreningar från jord till grundvatten, spridning av föroreningar genom mark med strömmande grundvatten, fördelning av föroreningar i vattensystemet, upptag av föroreningar i fisk etc. Detta innebär att sambandet mellan halter av föroreningar inom ett förorenat område och halter i fisk ofta är svag. Istället styrs halter i fisk i högre grad av andra faktorer såsom föroreningshalter i ytvatten och sediment. Fisken kan även vara påverkad av bidrag från andra föroreningskällor utöver det specifika område som utreds. SGI har därför valt att inte beakta exponeringsvägen intag av fisk vid beräkning av riktvärden för PFAS i mark. Detta är också i linje med Naturvårdsverkets metodik för beräkning av riktvärden för mark (Naturvårdsverket, 2009a), och även med hur många andra länder i Europa ser på exponering via intag av fisk vid framtagande av riktvärden för mark (Carlson, 2007).

Vid beräkning av riktvärden för grundvatten har SGI valt att beakta att människor får i sig föroreningar genom att konsumera förorenad fisk. Detta kan uppfattas som inkonsekvent eftersom huvuddelen av det som beskrivs i föregående stycke även gäller för grundvattnet inom ett förorenat område. Dock är källan i grundvatten och halten i fisk närmare varandra och osäkerheterna i modelleringen något mindre än i fallet då föroreningen finns i jorden och beräkningen ska omfatta även fasfördelningen i jorden och utlakningen till, och utspädningen i, grundvatten. Trots de osäkerheter som fortfarande råder då beroendet mellan föroreningshalter i fisk och ett förorenat område ska modelleras samt på grund av de förenklade angreppssätt som används, anser SGI att redovisat riktvärde för intag av fisk fyller en funktion. Riktvärdet indikerar att exponering via fisk kommer att vara av underordnad betydelse för en inledande riskbedömning av mer övergripande karaktär i jämförelse med andra exponeringsvägar, men exponeringen skulle kunna vara påtaglig även om riktvärdet inte styrs av just denna exponering.

För specifika objekt kan föroreningssituationen vara av sådan storlek att halter i fisk kan kopplas till förekomsten av föroreningar i mark och/eller grundvatten inom det enskilda objektet. I ett sådant fall bör en platsspecifik riskbedömning genomföras och denna bör bland annat omfatta en mer komplex modellering av föroreningstransporten än vad som är fallet med den generiska modell som används för att beräkna generella riktvärden.

7.7 Rapporteringsgränser för kemiska analyser av PFOS

Det är av stor betydelse att rapporteringsgränsen för analysen är så låg att den inte överskrider riktvärdena, i annat fall kan korrekt jämförelse inte göras. Frågan har tagits upp med tre kommersiella laboratorier. Ett av laboratorierna säger att man redan idag har en rapporteringsgräns som normalt ligger något under det preliminära riktvärdet för känslig markanvändning (3 µg/kg TS). De andra två laboratorierna uppger att den rapporteringsgräns som gäller idag ligger något över riktvärdet. Ett av dess två laboratorier säger att man ser det som troligt att man kommer att kunna uppnå en rapporteringsgräns som gör att man underskrider riktvärdet på 3 µg/kg TS, medan det andra laboratoriet bedömer att det kan bli problem att sänka gränsen.

Utöver de kommersiella laboratorierna finns det även laboratorier inom forskningsinstitut och universitet som erbjuder analys av PFOS. Dessa aktörer erbjuder analyser där rapporteringsgränsen för PFOS i jord underskrider riktvärdet för känslig markanvändning med god marginal.

För grundvatten ligger de kommersiella laboratoriernas rapporteringsgränser betydligt lägre än det föreslagna riktvärdet för grundvatten på 45 ng/l. Detta gäller även forskningsinstitut och universitet.

Kvalitetssäkring av laboratoriernas analysmetoder görs genom ackreditering av SWEDAC (eller motsvarande om analysen utförs i annat land). När det gäller analys av PFOS i jord och grundvatten är några av de kontaktade laboratorierna ackrediterade, men inte alla.

Sammanfattningsvis konstaterar SGI att ett kommersiellt laboratorium samt forskningsinstitut och universitet erbjuder analyser av jord med tillräckligt låg rapporteringsgräns för att kunna detektera halter i nivå med det preliminära riktvärdet för känslig markanvändning. SGI anser därför att riktvärdet för känslig markanvändning inte är satt till en orimligt låg nivå avseende möjligheterna att påvisa halter i nivå med det föreslagna riktvärdet. Sannolikt sker också kontinuerligt en metodutveckling på laboratorierna, vilket kan leda till att lägre halter kan rapporteras. Det föreslagna riktvärdet för grundvatten bedöms att inte utgöra något problem att uppnå genom befintliga analysmetoder.

7.8 Riktvärden för andra PFAS-föreningar än PFOS

SGI har i sitt arbete med PFAS-föreningar valt att fokusera på att i första hand ta fram ett väl underbyggt underlag för PFOS, för att i ett senare skede och när det finns tillgängliga och vetenskapligt underbyggda data komplettera med andra PFAS-föreningar. Även för PFOA ser vi möjligheter att få fram ett tillräckligt underlag för att ta fram förslag på preliminära riktvärden för mark och grundvatten efter vissa kompletterande insatser. Viktigt är att såväl humantoxikologiska värden (TDI och riskbaserade hälsovärden) som underlag för miljöriktvärden finns. För de flesta PFAS-föreningar saknas större delen av viktiga indata och för endast ett fåtal PFAS-föreningar har det publicerats humantoxikologiska värden. Även miljöriktvärden (markmiljö och vattenmiljö) saknas i hög grad. Dock ser vi att vi successivt kan bygga på databasen för riktvärden för förorenad mark och förorenad grundvatten. SGI:s målsättning är att fortlöpande allt eftersom ny kunskap tillkommer om PFAS-föreningar ta fram förslag till preliminära riktvärden för enskilda PFAS-föreningar och för grupper av PFAS-föreningar. Med riktade insatser, nationellt och internationellt, för att fylla kunskapsluckorna bör riktvärden för ytterligare PFAS-föreningar kunna utarbetas under de kommande åren.

7.9 Osäkerheter

I detta avsnitt diskuteras osäkerheter kopplade till specifika parametrar etc som SGI anser är av stor vikt.

7.9.1 Riktvärde för skydd av markmiljö

Riktvärde för skydd av markmiljö kan bestämmas enligt två olika huvudmetoder (Naturvårdsverket, 2009a). Då dataunderlaget är av sådan omfattning att det är möjligt att beskriva påverkan på arter och ekologiska processer med en statistisk fördelning bör detta ligga till grund för markmiljöriktvärdet. För PFOS möjliggör dataunderlaget inte ett sådant angreppssätt. Då tillämpas istället säkerhetsfaktormetoden som innebär att effektnivåer skattas utifrån resultat från toxikologiska studier på enstaka arter, med större osäkerheter som följd. Toxicitetsdata divideras med säkerhetsfaktorer som tar hänsyn till de osäkerheter som råder. Säkerhetsfaktorernas värde styrs av det kunskapsläge som råder kring ämnets giftighet.

Riktvärdet för skydd av markmiljö vid känslig markanvändning baseras på RIVM:s underlag och de säkerhetsfaktorer som de tillämpar, se Bilaga 9. För skyddet inom ett mindre känsligt markområde är riktvärdet satt till 100 gånger högre än vid känslig markanvändning. Faktorn 100 har ingen vetenskaplig grund, men innebär att riktvärdet (0,3 mg/kg TS) hamnar på en nivå som är drygt en storleksordning lägre än den koncentration som RIVM anser motsvara att 50 % av arterna och/eller 50 % av de mikrobiella processerna troligtvis är påverkade negativt av föroreningen, se Avsnitt 7.5.

Om riktvärdet för skydd av markmiljö inom ett mindre känsligt markområde hade satts till 10 gånger högre än vid känslig markanvändning skulle riktvärdet för skydd av markmiljö vara i stort sett identiskt med riktvärdet för skydd av ytvatten respektive skydd av grundvatten som resurs vilket är styrande för det preliminära riktvärdet. Det preliminära riktvärdet skulle dock vara oförändrat (0,020 mg/kg TS). Osäkerheten i riktvärdet för markmiljö är därmed inte kritiskt för det preliminära riktvärdet. Vid en platsspecifik riskbedömning däremot kan fall uppstå där riktvärdet för skydd av ytvattenmiljön och skydd av grundvattenresursen, som styr det preliminära riktvärdet för PFOS vid mindre känslig markanvändning, blir betydligt högre än vad som gäller för det preliminära riktvärdet. Detta kan exempelvis gälla om recipienten har ett stort flöde eller vattenomsättning samt då grundvattnet bedöms att inte vara skyddsvärt. Osäkerheten i det ansatta riktvärdet för skydd av markmiljön får då en betydelse för det beräknade riktvärdet. I en sådan situation bör en platsspecifik bedömning av föroreningens effekt på markmiljön genomföras. Likaså bör en analys göras av vad som är ett rimligt vattenflöde i recipienten att basera riskbedömningen på.

7.9.2 Hantering av osäkerheter i en platsspecifik utredning

Riktvärdena som tagits fram kan, som nämnts, användas som underlag för att sätta mätbara åtgärds mål vid en saneringsåtgärd. Generella riktvärden ska användas med försiktighet, även om avsikten varit att de ska spegla en acceptabel föroreningsnivå. Liksom för andra föroreningar bör man först överväga om de antaganden som görs i Naturvårdsverkets generella modell överensstämmer med förhållanden på platsen, exempelvis avseende markens genomsläpplighet och effekter av utspädning i recipienter. Om inte, behöver en platsspecifik riskbedömning göras. I en sådan bedömning kan man antingen ta fram underlag för platsspecifika riktvärden eller, om det är aktuellt och relevant för riskbedömningen, mäta effekter på skyddsobjekt. Det senare kan särskilt gälla skyddsobjektet ”markmiljö” när det gäller riktvärdet för jord, eftersom skyddet av markmiljön är styrande för riktvärdet för känslig markanvändning. En platsspecifik bedömning rekommenderas som komplement till de föreslagna preliminära riktvärdena, till exempel med hjälp av TRIAD-metoden⁷, för att ta hänsyn till att flera föroreningar normalt sett förekommer i marken inom ett förorenat område.

⁷ För beskrivning av metodiken, se till exempel. 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

För skyddsobjekt utanför det förorenade området kan risker påvisas med mätningar (koncentrationer eller effekter). Icke påvisbara effekter är dock ingen garanti för att effekter inte kan komma att uppstå i framtiden. Det bör också påpekas att det är svårt att ta representativa prover i en recipient och att koppla resultaten till det aktuella området. Vid en fördjupad platsspecifik bedömning kan modellering vara nödvändig, och plats- respektive ämnesspecifika transportparametrar kan behöva tas fram.

8. Referenser

- Ahrens L, Ribéli E, Josefsson S, Gustavsson J, Anh Nguyen M & Wiberg K (2014) "Screening of perfluoroalkyl substances and organic flame retardants in Swedish rivers", 2014-08-11, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet
- Ahrens L & Bundschuh M (2014) "Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the Aquatic environment: A review", *Environ. Toxicol. Chem.*, 33(9), 1921-1929
- Ahrens L, Vorkamp K, Lepom P, Bersuder P, Theobald N, Ebinghaus R, Bossi R, Barber J L & McGovern E (2010) "Determination of perfluoroalkyl compounds in water, sediment, and biota", Ed. P D Keizer, *ICES Techniques in Marine Environment Sciences*, 48, Aug, International Council for the Exploration of the Sea (ICES)
- Buck R C, Franklin J, Berger U, Conder J M, Cousins I T, de Voogt P, Astrup Jensen A, Kannan K, Mabury S A & van Leeuwen S P J (2011) "Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins", *Integr. Environ. Assess. Manage.*, 7(4), 513-541
- Carlou C, Ed. (2007) "Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation, EUR 22805-EN, European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- EFSA (2008) "Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts - Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain", *EFSA Journal*, 653, 1-131
- Glynn A, Cantillana T & Bjermo H (2013) "Riskvärdering av perfluorerade alkylsyror i livsmedel och dricksvatten", Rapport 11, Livsmedelsverket
- KemI (2013) "Brandskum som möjlig förorenare av dricksvattentäkter", KemI PM 5/13, Livsmedelsverket/Kemikalieinspektionen
- Kärman A (2014) "Analysis of firefighting foams", Intermediate report, 2014-12-29, Örebro University
- Ministry for the Environment. 2011. Methodology for Deriving Standards for Contaminants in Soil to Protect Human Health. Wellington: Ministry for the Environment.
- 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
- Rayne S & Forest K (2009) "Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: A critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods", *J Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(12), 1145-1199,
- Senthil Kumar K (2005) "Fluorinated Organic Chemicals: A Review", *Res. J. Chem. Environ.*, 9(3), 50-79

SLV (2015) Information hämtad från Livsmedelsverkets webbplats 2015-06-10

(http://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten/?_t_id=1B2M2Y8AsgTpgAmY7PhCfg==&_t_q=pfos&_t_tags=language:sv,siteid:67f9c486-281d-4765-ba72-ba3914739e3b&_t_ip=195.66.47.242&_t_hit.id=Livs_Common_Model_PageTypes_ArticlePage/_ee4f9186-1e8a-452c-a83d-fc93d9de77b3_sv&_t_hit.pos=8)

SLV (2014) ”Risker vid förorening av dricksvatten med PFAA”, Riskhanteringsrapport, 2014-03-12, Livsmedelsverket

SPI (2010) ”Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar”, SPI Rekommendation, Svenska Petroleum Institutet

Tiberg C, Back P-E, Ohlsson Y, Carling M & Berggren Kleja D (2014) ”Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark”, SGI Publikation 15, Statens geotekniska institut, Linköping

US EPA (2014a) ”Health Effects Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA)”, EPA Document Number 822R14001, Draftversion daterad februari 2014, United States Environmental Protection Agency

US EPA (2014b) ”Health Effects Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)”, EPA Document Number 822R14002, Draftversion daterad februari 2014, United States Environmental Protection Agency

Vestergren R, Berger U, Glynn A & Cousins I T (2012) “Dietary exposure to perfluoralkyl acids for the Swedish population in 1999, 2005 and 2010”, Environ. Int., 49, 120-127

Bilagor 1-10

- Bilaga 1. Ämnesdatablad för beräkning av riktvärden för förorenad mark. PFOS, perfluoroktansulfonat, perfluoroktansulfonsyra
- Bilaga 2. Sorption av PFOS till jord och sediment
- Bilaga 3. Henrys konstant för PFOS
- Bilaga 4. Tolerabelt dagligt intag, TDI, för PFOS
- Bilaga 5. Biokoncentrationsfaktor (BCF) växtermark
- Bilaga 6. Andel av intag som får komma från det förorenade området
- Bilaga 7. Skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för mark
- Bilaga 8. Ytvattenkriterium för PFOS
- Bilaga 9. Riktvärde för skydd av markmiljö
- Bilaga 10. Utdrag ur riktvärdesmodellen för mark
- Bilaga 11. Skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för grundvattnen
- Bilaga 12. Modell för beräkning av riktvärden för PFOS i grundvatten
- Bilaga 13. Remissinstanser
- Bilaga 14. Förkortningar och begrepp

Bilaga 1.

Ämnesdatablad för beräkning av riktvärden för förorenad mark

PFOS, perfluoroktansulfonat, perfluoroktansulfonsyra

Innehållsförteckning

1. Inledning	5
2. Egenskaper	6
3. Datainventering och kvalitets-klassning av ämnesdata	7
3.1 Fysikalisk-kemiska parametrar	7
3.2 Parametrar för att beräkna hälsoriskbaserade riktvärden	8
3.3 Parametrar för att beräkna miljöriskbaserade riktvärden	9
3.4 Parametrar för justering av riktvärden	9
3.5 Sökta datakällor	10
4. Beräkning och kvalitetssäkring av riktvärden	10
4.1 Känslighetsanalys	10
4.2 Riktvärden och kvalitetsklassning	14
4.3 Sammanhang	15

1. Inledning

Detta ämnesdatablad är en sammanställning av data för de parametrar som behövs för vid beräkning av riktvärden för PFOS i mark med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009b). Endast ämnesdata tas upp och kvalitetsbedöms här. Övriga parametrar i Naturvårdsverkets beräkningsmodell, modell- och scenarioparametrar, omfattas inte. För vissa parametrar har SGI tagit fram ett underlag inför beslut om val av data och kvalitetsklass. Dessa underlag utgör Bilaga 2-9 till huvudrapporten.

Granskare av ämnesdata är Charlotta Tiberg, SGI. I specifika frågeställningar har synpunkter tagits in från Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning, Livsmedelsverket, Kemikalieinspektionen och Havs- och vattenmyndigheten.

2. Egenskaper

Egenskaper som inte direkt täcks in av ett riktvärde som tagits fram enligt Naturvårdsverkets modell (speciering, nedbrytningsprodukter med mera, se Avsnitt 3.2 i Publikation 15¹) sammanfattas i Tabell 1.

Tabell 1 Ämnesidentifikation och ämnesegenskaper.

Egenskap (eller liknande)	Resultat, motivering	Källa (referenser)
CAS-nummer	1763-23-1 – PFOS syra (PFOSH) 2795-39-3 – PFOS kaliumsalt	RIVM, 2010
Huvudsakliga förekomstformer och deras toxicitet	Syraform och olika former av salt.	
Omvandlings- och nedbrytningsprodukter samt deras toxicitet	Nej	
Persistens mot nedbrytning	Ja	
Bioackumulering och biomagnifikation	Ja	
Akuttoxicitet	Nej	
Cancerklassning, genotoxitet	Misstänkt cancerframkallande och förmodat reproduktionstoxiskt för människor.	Kommissionens förordning (EG) nr 790/2009
Hormonpåverkan	Hormonstörande	Du et al., 2012
Grupp av ämnen ¹	Grupp av ämnen: PFAS. Dessa har inte bedömts gemensamt.	
Kända och misstänkta synergiefekter	Okänt	
Exponering från andra källor och exponeringsvägar	Ja, exempelvis dricksvatten och fisk. Allmän bakgrundsexponering till följd av antropogen påverkan.	
Luktproblem	Nej	
Explosiva gaser	Nej	
Analysmetodens betydelse ²	Endast vissa laboratorier är ackrediterade för analys av PFOS.	

¹ Tillhör ämnet en grupp ämnen med liknande egenskaper? Om en grupp ämnen bedöms gemensamt, hur har man resonerat kring detta?

² Analysmetoden kan ha stor påverkan på analysresultatet. Ett exempel är volfram (W) där uppslutningsmetoden har stor betydelse (Bednar et al., 2010). Var särskilt uppmärksam på hur analysen utförs om ej standardiserade metoder används.

¹ Tiberg C, Back P-E, Ohlsson Y, Carling M & Berggren Kleja D (2014) ”Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark”, SGI Publikation 15, Statens geotekniska institut, Linköping

3. Datainventering och kvalitetsklassning av ämnesdata

Här redovisas klassning av parametervärden som föreslås användas vid riktvärdesberäkningar. Ämnesparametrarna har indelats i tre grupper nedan: (a) Fysikalisk-kemiska parametrar, (b) parametrar för att beräkna hälsoriskbaserade riktvärden samt (c) parametrar för justering av riktvärde. Data klassas i kvalitetsklass 1-3, där klass 1 innebär minst osäkerhet, se Avsnitt 3.4 i Publikation 15. Jämfört med den framtagna metodiken i SGI:s Publikation 15 har, för framtagande av riktvärde för PFOS, parametrar som behövs för att beräkna miljöriskbaserade riktvärden lagts till.

3.1 Fysikalisk-kemiska parametrar

Redovisning och klassning av parametervärden för fysikalisk-kemiska parametrar finns i Tabell 2. För vissa parametrar som har bedömts vara av stor vikt vid beräkning av riktvärde, har specifika PM tagits fram, se bilaga 2 och 3. I dessa motiveras val av parametervärden och underlaget beskrivs.

Tabell 2 Fysikalisk-kemiska parametrar.

Förkortn. i NV:s modell	Enhet	Föreslaget värde	Källa (ev. databas samt primär referens)	Datakvalitetsklass	Kommentarer
K_d	l/kg				Beräknas i NV:s riktvärdesmodell från K_{oc}
K_{oc}	l/kg	500	Se Bilaga 2	2	
K_{ow}		Ej mätbar	Environment Agency, 2004 och EFSA, 2008		K-salt
K_{Doc}	l/kg				Beräknas i NV:s riktvärdesmodell från K_{oc}
H	-	10^{-7}	Se Bilaga 3	3	K-salt

3.2 Parametrar för att beräkna hälsoriskbaserade riktvärden

Redovisning och klassning av parametervärden för att beräkna hälsorisker redovisas i Tabell 3. För vissa parametrar som har bedömts vara av stor vikt vid beräkning av riktvärde, har specifika PM tagits fram, se bilaga 4, 5 och 6. I dessa motiveras val av parametervärden och underlaget beskrivs.

Tabell 3 Parametervärden för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden. Om RfC och/eller RISK_{inh} markeras med * indikerar det ett specialfall, se Publikation 15, Avsnitt 3.4.1 och 3.5.2.

Förkortn. i NV:s modell	Enhet	Föreslaget värde	Källa (ev databas samt primär referens)	Data-kvalitets-klass	Kommentarer
TDI	µg/kg, dag	0,15	Se Bilaga 4	3	
RISK _{or}	mg/(kg,dag)				"Lågrisknivådos", används för genotoxiska ämnen
f _{bio-or} ¹	-	1			Motiv för att frånga normalt förfarande i Naturvårdsverkets modell saknas.
RfC*	mg/m ³			3	RfC saknas. I Naturvårdsverkets modell görs då en beräkning med hjälp av TDI.
RISK _{inh}	mg/m ³				Används för cancerogena ämnen
f _{bio-inh} ¹	-	1			Motiv för att frånga normalt förfarande i Naturvårdsverkets modell saknas.
f _{du}	-	0,1	US EPA, 2004	2	Standardvärde för semivolatila ämnen
f _{bio-du} ¹	-	1			Motiv för att frånga normalt förfarande i Naturvårdsverkets modell saknas.
BCF _{stem-d}	(mg/kg TS)/(mg/kg TS)	0,1	Se Bilaga 5	2	
BCF _{root-d}	(mg/kg TS)/(mg/kg TS)	0,1	Se Bilaga 5	2	
f _{bio-veg} ¹	-	1			Motiv för att frånga normalt förfarande i Naturvårdsverkets modell saknas.
TDAE	mg/kg kropps-vikt				Endast för ämnen där akuttoxiska effekter kan fås vid relativt små, enstaka intag av jord.
f _{os}	-	0,9	Se Bilaga 6	3	
BCF _{fish}	(mg/kg)/(mg/l)	3 000	Keml, 2004		

¹Dessa har alla värdet 1 vid beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009a).

3.3 Parametrar för att beräkna miljöriskbaserade riktvärden

Redovisning och klassning av parametervärden för att beräkna miljörisker redovisas i Tabell 4. För samtliga parametrar har specifika PM tagits fram, se Bilaga 7, 8 och 9. I dessa motiveras val av parametervärden och underlaget beskrivs.

Tabell 4 Parametervärden för beräkning av miljöriskbaserade riktvärden.

Förkortn. i NV:s modell	Enhet	Föreslaget värde	Källa (ev. databas samt primär referens)	Data-kvalitets-klass	Kommentarer
C _{crit-gw}	mg/l	0,045×10 ⁻³	Se Bilaga 7	3	
C _{crit-sw}	ng/l	0,65	Se Bilaga 8	2	
E _{KM}	mg/kg	3×10 ⁻³	Se Bilaga 9	2	
E _{MKM}	mg/kg	0,3	Se Bilaga 9	3	

3.4 Parametrar för justering av riktvärden

Redovisning och klassning av parametervärden för justering av riktvärden redovisas i Tabell 5.

Tabell 5 Parametervärden för justering av riktvärden.

Förkortn. i NV:s modell	Enhet	Föreslaget värde	Källa (ev. databas samt primär referens)	Data-kvalitets-klass	Kommentarer
C _{bc-nat}	mg/kg				Bakgrundshalter inte tillräckligt kartlagda.
C _{freephase}	mg/kg				Ingen begränsning inlagd i modellen

3.5 Sökta datakällor

I Tabell 6 redovisas vilka datakällor som sökning har gjorts i.

Tabell 6 Källor där värden för olika parametrar söktes.

Källa (databas, sökmotor etc) namn och länk	Datum för sökning	Kommentarer (sökord, resultat m m)
RAIS, Risk Assessment Information System, http://rais.ornl.gov/	Februari, 2015	Hittade data för K_{oc} , K_{ow} , H, TDI, BCF (växter) och BCF_{fish} . Några av dessa har sedan reviderats.
IPCS INCHEM, http://www.inchem.org/	Februari, 2015	Hittade ingen info om PFOS
CCRIS, Chemical Carcinogenesis Research Information System, http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CCRIS	Februari, 2015	Hittade ingen info om PFOS
Google Scholar, http://scholar.google.se/	April, 2015	Sökord: "PFOS", "PFOS, toxicity, RIVM" Hittat beskrivning av upptagsvägar, toxiska effekter m.m.
EFSA, European Food Safety Authority, http://www.efsa.europa.eu/	April, 2015	Sökord: "TDI PFOS" Hittat TDI-värde

Utöver dessa databaser har även vetenskaplig litteratur, rapporter från myndigheter och konsulter etc. gått igenom. Huvuddelen av dessa redovisas i Bilaga 2-9.

4. Beräkning och kvalitetssäkring av riktvärden

4.1 Känslighetsanalys

Känslighetsanalys utförs enligt Avsnitt 3.5.2 i Publikation 15 för de två generella scenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2009a).

Indata för känslighetsanalysen redovisas i Tabell 7. I tabellen anges hur max- och minvärden valts och referenser anges. Resultat av känslighetsanalysen redovisas i Tabell 8.

Tabell 7 Indata till känslighetsanalys. Fs är föreslaget värde. Om RfC och/eller RISK_{inh} markerats med * indikerar det ett specialfall, se Publikation 15, Avsnitt 3.4.1 och 3.5.2.

Varierad parameter	Enhet	Använt parameterintervall			Kommentarer och referenser till valda parametrar
		Fs	Min	Max	
K _d	l/kg				
K _{oc}	l/kg	500	180	6200	Min: min-värde i bilaga A till huvudrapportens bilaga 2, Max: 90 percentil i samma dokument
K _{ow}	l/kg				
K _{DOC}	l/kg				
H	-	10 ⁻⁷	10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁵	Min: vi har valt det lägsta påträffade värdet. Max: Högsta experimentella data.
C _{sol}	mg/l				
TDI	mg/(kg,dag)	0,00015	0,00003	0,0003	Min: lägsta påträffade värdet, ev. detta som föreslås som nytt TDI av USEPA, Max: Högsta påträffade värdet.
RISK _{or}	mg/(kg,dag)				
f _{bio-or} ¹	-				
RfC*	mg/m ³				
RISK _{inh}	mg/m ³				
f _{bio-inh} ¹	-				
f _{du}	-	0,1	0,01	0,5	Min: vanligt värde för metaller, Max: tyngre alifater
f _{bio-du} ¹	-				
BCF _{stem-d}	(mg/kg TS)/ (mg/kg TS)	0,1	2×10 ⁻⁴	4	Min: lägsta påträffade värdet, Max: 95 percentil av påträffade värden.
BCF _{root-d}	(mg/kg TS)/ (mg/kg TS)	0,1	2×10 ⁻⁴	4	Min: lägsta påträffade värdet, Max: 95 percentil av påträffade värden.
f _{bio-veg} ¹	-				
TDAE	mg/kg kroppsvikt				
f _{os}	-	0,9	0,1 0,5	0,9	Min: antar liten del från andra källor, Max: vi antar stor del från andra källor
C _{crit-gw}	mg/l	0,045×10 ⁻³	0,009×10 ⁻³	0,9×10 ⁻³	Min: Sätts till 1/5 av valt värde, med tanke på eventuell framtida sänkning av TDI. Max: Beräknat dricksvattenkriterie (enligt NV, 2009a), antagande för vuxen (se tabell 1 i bilaga 7).
C _{crit-sw}	µg/l	0,00065	0,00013	0,0026 0,023	Min: EU (2013) andra ytvatten Max: sekundär exponering, direkt exponering
E _{KM}	mg/kg	0,003	0,003	0,01	Min: vi har valt det lägsta påträffade värdet. Max: direkt exponering
E _{MKM}	mg/kg	0,3	0,03	3	Osäkert värde. Väljer att höja/sänka värdet med en tiopotens.

¹ Dessa har alla värdet 1 vid beräkning av generella riktvärden och behöver inte varieras om detta värde används (Naturvårdsverket, 2009a).

Tabell 8 Resultat av känslighetsanalys. Beräknade preliminära riktvärden för de tre värdena Fs, min och max, för respektive parameter och två olika scenarier, KM och MKM. Fs är föreslaget värde.

Varierad parameter	Enhet	Riktvärde KM (mg/kg TS)			Riktvärde MKM (mg/kg TS)			Kommentarer till förändringar av riktvärden och styrande exponeringsvägar
		Fs	Min	Max	Fs	Min	Max	
K _d	l/kg							
K _{oc}	l/kg	0,003	0,0025	0,003	0,020	0,008	0,25	KM: påverkar inandning av ånga, intag av grundvatten, exponering från andra källor och det totala hälsoriskbaserade riktvärdet. Även skydd av grundvatten respektive ytvatten påverkas. Skydd av grundvatten blir styrande om det lägsta värdet väljs. MKM: Påverkar inandning av ånga, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten.
K _{ow}	l/kg							
K _{DOC}	l/kg							
H	-							
C _{sol}	mg/l							
TDI	mg/(kg,dag)	0,003	0,003	0,003	0,020	0,020	0,020	KM: påverkar alla hälsoriskbaserade exponeringsvägar, inkl. exponering från andra källor samt det totala hälsoriskbaserade riktvärdet. MKM: påverkar alla aktuella hälsoriskbaserade exponeringsvägar, inkl. exponering från andra källor samt det totala hälsoriskbaserade riktvärdet.
RISK _{or}	mg/(kg,dag)							
f _{bio-or} ¹	-							
RfC	mg/m ³							
RISK _{inh}	mg/m ³							
f _{bio-inh} ¹	-							
f _{du}	-	0,003	0,003	0,003	0,020	0,020	0,020	KM: påverkar hudkontakt jord/damm, exponering från andra källor och därmed det totala hälsoriskbaserade riktvärdet. MKM: påverkar hudkontakt jord/damm, exponering från andra källor och därmed det totala hälsoriskbaserade riktvärdet.
f _{bio-du} ¹	-							

Varierad parameter	Enhet	Riktvärde KM (mg/kg TS)			Riktvärde MKM (mg/kg TS)			Kommentarer till förändringar av riktvärden och styrande exponeringsvägar
		Fs	Min	Max	Fs	Min	Max	
BCF _{stem-d} , BCF _{root-d}	(mg/kg)/ (mg/kg)	0,003	0,003	0,003				BCF _{stem-d} och BCF _{root-d} ändras samtidigt KM: påverkar intag av växter och exponering från andra källor samt det totala hälsoriskbaserade riktvärdet. MKM: Ej aktuellt då intag av växter inte ingår i scenariot.
f _{bio-veg} ¹	-							
TDAE	mg/kg kropps- vikt							
f _{os}	-	0,003	0,003	0,003	0,020	0,020	0,020	KM: Påverkar värdet för exponering från andra källor och därmed det hälsoriskbaserade riktvärdet som höjs kraftigt MKM: Påverkar värdet för exponering från andra källor och därmed det hälsoriskbaserade riktvärdet som höjs kraftigt
C _{crit-gw}	mg/l	0,003	0,0012	0,003	0,020	0,0040	0,025	KM: påverkar skydd av grundvatten, och det totala miljöriskbaserade riktvärdet sänks om min-värdet väljs. MKM: det preliminära riktvärdet (och skydd av grundvatten) påverkas direkt av denna ändring. Då max-värdet används ($0,9 \times 10^{-3}$ mg/l) blir skydd av ytvatten styrande för det preliminära riktvärdet.
C _{crit-sw}	µg/l	0,003	0,003	0,003	0,020	0,0050	0,020	KM: Påverkar skydd av ytvatten, men inte det preliminära riktvärdet. MKM: Det preliminära riktvärdet och skydd av ytvatten påverkas av denna ändring. Då min-värdet används blir skydd av ytvatten styrande. Då det näst högsta eller högsta värdet för ytvattenskydd används (0,0026 resp. 0,023 µg/l) förblir skydd av grundvatten styrande för det preliminära riktvärdet.
E _{KM}	mg/kg	0,003	0,003	0,007				KM: Det preliminära riktvärdet (och skydd av markmiljö) påverkas direkt av denna ändring. Skydd av grundvatten blir styrande om max-värdet väljs.
E _{MKM}	mg/kg				0,020	0,020	0,020	MKM: Påverkar direkt skydd av markmiljö, men inte det totala miljöriskbaserade riktvärdet.

¹Dessa har alla värdet 1 vid beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009a).

Då en indataparameter i taget ändras fås resultat enligt ovan. I känslighetsanalysen har också de parametrar som styr i störst utsträckning ändrats samtidigt. Det kan då noteras att:

- Vid beräkning för KM: Om skydd av markmiljö sätts till det högsta värdet i intervallet (0,01 mg/kg) och skydd av ytvatten sätts till det lägsta värdet (0,00013 µg/l) påverkas preliminärt riktvärde och styrande skyddsobjekt. Beräknat preliminärt riktvärde blir då 0,005 mg/kg TS och skydd av ytvatten blir styrande, medan skydd av grundvatten kommer i andra hand.
- Vid beräkning för KM: Om skydd av markmiljö sätts till det högsta värdet i intervallet (0,01 mg/kg) och skydd av grundvatten sätts till det lägsta värdet ($0,009 \times 10^{-3}$ mg/l) påverkas preliminärt riktvärde och styrande skyddsobjekt. Beräknat preliminärt riktvärde blir då 0,0012 mg/kg TS och skydd av grundvatten blir styrande, medan skydd av markmiljö kommer i andra hand.
- Vid beräkning för KM: Om skydd av markmiljö sätts till det högsta värdet i intervallet (0,01 mg/kg), skydd av ytvatten sätts till det lägsta värdet (0,00013 µg/l) och skydd av grundvatten sätts till det lägsta värdet ($0,009 \times 10^{-3}$ mg/l) påverkas preliminärt riktvärde och styrande skyddsobjekt. Beräknat preliminärt riktvärde blir då 0,0012 mg/kg TS och skydd av grundvatten blir styrande, medan skydd av ytvatten kommer i andra hand.
- Vid beräkning för KM: Om skydd av grundvatten sätts till det högsta värdet i intervallet ($0,9 \times 10^{-3}$ mg/l) och skydd av markmiljö sätts till det högsta värdet i intervallet (0,01 mg/kg), påverkas preliminärt riktvärde och styrande skyddsobjekt. Beräknat preliminärt riktvärde blir då 0,01 mg/kg TS och skydd av markmiljö blir styrande. Om skydd av ytvatten samtidigt sätts till det lägsta värdet (0,00013 µg/l) styrs riktvärdet av skydd av ytvatten. Med denna förändring blir det preliminära riktvärdet 0,005 mg/kg TS.
- Vid beräkning för MKM: Om skydd av ytvatten sätts till det högsta värdet (0,023 µg/l) och skydd av grundvatten till max-värde ($0,9 \times 10^{-3}$ mg/l) påverkas preliminärt riktvärde och styrande skyddsobjekt. Beräknat preliminärt riktvärde blir 0,3 mg/kg TS och skydd av markmiljö blir styrande medan skydd av grundvatten kommer i andra hand.

Under arbetets gång har uppgifter framkommit om att rekommenderat tolerabelt intag (TDI) av PFOS kan komma att sänkas i framtiden. Indikationer finns (US EPA, 2014) på att värdet kan sänkas från 0,15 µg/(kg, dag) till 0,03 µg/(kg, dag). Denna sänkning skulle inte påverka det beräknade preliminära riktvärdet enligt ovan. Däremot skulle den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet sänkas. Vid beräkning för KM sänks den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet från 0,031 till 0,0061 mg/kg TS. Den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet blir då styrande i andra hand för det beräknade preliminära riktvärdet. Vid beräkning för MKM sänks den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet från 11 till 2,3 mg/kg TS.

4.2 Riktvärden och kvalitetsklassning

Preliminära riktvärden beräknade med valda ämnesspecifika parametrar enligt Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket, 2009a) och med scenarioparametrar för scenarierna KM och MKM sammanfattas i Tabell 9. Säkerheten i respektive riktvärde anges genom en kvalitetsklass: grön/gul/orange/röd där grön klass anger hög kvalitet, gul klass god kvalitet, orange klass låg kvalitet och röd mycket låg kvalitet (Avsnitt 3.5.3, Publikation 15).

Tabell 9 Sammanfattning av preliminära riktvärden och kvalitetsklassning för beräknade riktvärden för scenarierna KM och MKM.

Preliminära riktvärden	Kvalitetsklass riktvärde	Sammanfattande motivering av vald kvalitetsklass
KM: 0,003 mg/kg TS	GUL	Det preliminära riktvärdet styrs av skydd av markmiljö och parametern E_{KM} har datakvalitetsklass 2. Data finns för alla ämnesparametrar.
MKM: 0,020 mg/kg TS	ORANGE	Det preliminära riktvärdet styrs främst av skydd av grundvatten. Skydd av ytvatten ger ett riktvärde som är i nivå med värdet för skydd av grundvatten medan skydd av markmiljö ger ett riktvärde som är cirka tio gånger högre. Parametern $C_{crit-gw}$ (skydd av grundvatten) har datakvalitetsklass 3, $C_{crit-sw}$ (skydd av ytvatten) har datakvalitetsklass 2, och parametern E_{MKM} (skydd av markmiljö) har datakvalitetsklass 3. Data finns för alla ämnesparametrar.

Styrande för beräknat preliminärt riktvärde för känslig markanvändning är i första hand skydd av markmiljö, i andra hand skydd av grundvatten och i tredje hand skydd av ytvatten. För beräknat preliminärt riktvärde för mindre känslig markanvändning är i första hand skydd av grundvatten, i andra hand skydd av ytvatten, och i tredje hand skydd av markmiljö styrande.

4.3 Sammanhang

Ämnesdata och preliminära riktvärden har tagits fram inom SGI:s regeringsuppdrag ”Preliminära riktvärden för högluorerade ämnen i mark och grundvatten som ett underlag för utarbetande av generella riktvärden”.

Uppdraget ska leda till att tillsynsmyndigheter (kommuner, länsstyrelser och Generalläkaren), konsulter och problemägare får ett stöd i sin bedömning av områden som är förorenade med PFAS. Resultatet från uppdraget ska även utgöra underlag för framtagande av generella och platsspecifika riktvärden för PFAS. Riktvärdena behövs bland annat för bedömning av miljö- och hälsorisker, prioriteringar och bedömning av åtgärdsbehovet av PFAS-förorenade områden.

Referenser

Bednar, AJ, Jones, WT, Chapell, MA, Johnson, DR & Ringelberg, DB (2010) "A modified acid digestion procedure for extraction of tungsten from soil", *Talanta* 80, 1257-1263

Du, G, Hu, J, Huang, H., Qin, Y, Han, X, Wu, D, Song, L, Xia, Y & Wang X (2012) "Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo", *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. (32)2 353-360

EFSA (2008) "Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain", *EFSA Journal* 653, 1-131, European Food Safety Authority

Environment Agency (2004) "Environmental risk evaluation report: Perfluorooctane sulfonate (PFOS)", Environment Agency, Wallingford, UK

Kemi (2004) "Perfluorooctane sulfonate (PFOS)", Dossier prepared in support for a nomination of PFOS to the UN-ECE LRTAP Protocol and the Stockholm Convention, August 2004

Kommissionens förordning (EG) nr 790/2009 av den 10 augusti 2009 om ändring, för anpassning till den tekniska och vetenskapliga utvecklingen, av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1272/2008 om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar

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

Naturvårdsverket (2009b) "Beräkningsprogram – riktvärden för förorenad mark", version 1.0. Naturvårdsverket, Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se> (september 2012)

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the water framework directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

US EPA (2004) "Risk assessment guidance for Superfund", Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) EPA/540/R/99/005. US Environmental Protection Agency, Washington, DC

US EPA (2014) "Health Effects Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)", EPA Document Number 822R14002, Draftversion daterad februari 2014, US Environmental Protection Agency, Washington, DC

Bilaga 2.

Sorption av PFOS till jord och sediment

1. Inledning

Följande sammanställning grundar sig på sökningar i den vetenskapliga databasen Web of Science (2015-05-20). Fokus har varit resultat publicerade i vetenskaplig litteratur med *peer review*-system, där samtidigt relevant information om provmaterial, jämviktstid, etc. fanns tillgänglig vilket möjliggjorde en kvalitetsgranskning. De symboler som använts i denna rapport följer så långt som möjligt Naturvårdsverket (2009a).

2. Definitioner

Föroreningars löslighet är central vid bedömning av risken för spridning från en källterm till en recipient (grund- eller ytvatten). I riktvärdesmodellen beskrivs lösligheten som en *sorptionsprocess*, det vill säga föroreningen fördelar sig mellan porvattnet och den fasta fasens ytor. Beroende på ämnets och ytornas kemiska och fysikaliska egenskaper kan inbindningen ske på olika sätt. För många organiska föroreningar har man visat att markens organiska material spelar en avgörande roll som *sorbent*. Vidare antas i riktvärdesmodellen att föroreningen befinner sig i *jämvikt* mellan vattenfasen och den fasta fasen, samt att koncentrationen av förorening i porvattnet är proportionell mot halten av förorening som sorberats på jordmaterialet. Relationen mellan halten sorberad och löst förorening definieras av fördelningsfaktorn, det så kallade K_d -värdet:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w}$$

där C_s är halten sorberad förorening (mg/kg_{jord}) och C_w är halten i porvattnet (mg/L). Om halterna sorberad och löst förorening anges i samma mängdenhet, till exempel mg, blir enheten på K_d *liter per kg jord*. Notera att detta är en *linjär sorptionsmodell* där jordmaterialets förmåga att sorbera föroreningar antas vara "oändlig". I de flesta "normala" riskbedömningssituationer antas C_s vara lika med totalkoncentrationen i jorden, vilket kan vara ett rimligt antagande då $K_d > 10$.

För organiska föroreningar som binder starkt till markens organiska material definieras i riktvärdesmodellen ett K_d -värde baserat på fördelningen mellan vattenfasen och det organiska materialet i jorden (K_{oc}):

$$K_{oc} = \frac{C_{oc}}{C_w}$$

där C_{oc} är totalkoncentrationen av föroreningen i jorden *per kg organiskt kol* (mg/kg) och C_w är porvattenkoncentrationen (mg/L). Enheten på K_{oc} är således *liter per kg organiskt kol*. Sambandet mellan K_d och K_{oc} blir då:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

där f_{oc} är koncentrationen av organiskt kol i jorden (kg organiskt C per kg jord).

I de fall då ett jordmaterials sorptionskapacitet är begränsad kan sorptionen istället beskrivas med Langmuirs modell (t ex Wang och Shih, 2011):

$$q_s = \frac{K_L \cdot q_m \cdot C_w}{1 + K_L \cdot C_w}$$

där q_s är halten sorberad förorening per ytenhet ($\mu\text{g}/\text{m}^2$), K_L är Langmuirs sorptionskoefficient ($\text{L}/\mu\text{g}$), q_m är den maximala halten sorberad förorening per ytenhet ($\mu\text{g}/\text{m}^2$), och C_w är halten i porvattnet ($\mu\text{g}/\text{L}$).

3. Sorption av PFOS till jord och sediment

Litteraturgenomgången har primärt varit inriktad mot skakförsök där jämvikt mellan lösning och jord/sediment antingen har verifierats eller varit högst sannolik. Tonvikt har lagts på studier där de kemiska förhållandena under experimentet redovisats, till exempel lösningens pH och jonsammansättning, samt tillsatta koncentrationer PFOS per kg jord/sediment. Resultatet av litteraturgenomgången sammanfattas i Tabell 1 och resultat för enskilda jordar och sediment redovisas i Bilaga A. Totalt redovisas resultat för 13 jordar och 7 sedimentprover från fem väl dokumenterade studier. Skillnaderna i K_d -värden mellan jord och sedimentprover är relativt små, en faktor två. De flesta värdena ligger inom intervallet 10-100 L/kg, med ett medianvärde på 18 L/kg.

Tabell 1 Sammanställning av publicerade K_d -värden för jordar och sediment, där n är antal jordar/sediment och SE är standardfelet. Resultat för enskilda jordar finns redovisade i Bilaga A.

Substrat	n	K_d (L/kg)				
		medel	median	SE	10-percentil	90-percentil
Jord + sediment	20	48	18	15	7	111
Jord	13	61	32	22	14	114
Sediment	7	23	17	8	4	52

4. Sorption av PFOS till organiskt material

I studierna av Higgins & Luthy (2006), Ahrens et al. (2011), Chen et al. (2013) och Milinovic et al. (2015) fann man i samtliga fall ett starkt positivt samband mellan K_d och andelen organiskt kol (f_{oc}), vilket indikerar att naturligt organiskt material är en viktig sorbent för PFOS i såväl jordar som sediment. Andelen organiskt kol i hela datamaterialet varierade mellan 0,028 och 39 % (Bilaga A). En sammanställning av beräknade K_{oc} -värden visar att skillnaden mellan jordar och sediment minskar i denna analys (Tabell 2). Medianvärdet för jordar är 987 och för sediment 693. I PFOS dossiern (EU, 2011) anges ett K_{oc} -värde på 66 L/kg, vilket förefaller vara orimligt lågt. I texten anges också att värdet är av ”low reliability”, dessutom saknas referens till originalkälla.

Tabell 2 Sammanställning av publicerade K_{oc} -värden för jordar och sediment, där n är antal jordar/sediment och SE är standardfelet. Resultat för enskilda jordar finns redovisade i Tabell 1, Bilaga A.

Substrat	n	K_{oc} (L/kg organiskt kol)				
		medel	median	SE	10-percentil	90-percentil
Jord + sediment	20	2791	981	1136	460	6155
Jord	13	1935	987	680	685	3638
Sediment	7	4381	692	3053	268	12327

5. Sorption av PFOS till mineraltytor

Det finns endast ett fåtal publicerade studier där sorption av PFOS till rena mineraltytor har undersökts. Wang & Shih (2011) studerade sorption av PFOS till aluminiumoxid (Al_2O_3), medan Tang et al. (2010) undersökte sorption av PFOS till götitt ($FeOOH$) och kolloidal kiseldioxid (SiO_2). Även Johnson et al. (2007) redovisar data för PFOS-sorption till mineraltytor, men endast för mycket höga lösningskoncentrationer (mg/L-nivåer).

Tabell 3 Sorption av PFOS till aluminiumoxid (Al_2O_3) beräknad med Langmuir-parametrar från Wang & Shih (2011); $K_L=0,0587$ (L/ μ g), $q_m=0,252$ (μ g/ m^2), specifik yta=88,6 (m^2/g). pH var 4,3 och jämviktstiden 72 timmar (jämvikt verifierad).

Langmuir			Linjär modell
C_w (μ g/L)	q_s (μ g/ m^2)	C_s (μ g/kg)	K_d (L/kg)
2	0,03	2346	1173
20	0,14	12057	603
100	0,22	19077	191
200	0,23	20575	103
500	0,24	21592	43
1000	0,25	21953	22

Såväl resultat erhållna för aluminiumoxid och götit visar på en stark sorption av PFOS. Sorptionen är dessutom icke-linjär och beskrivs bäst med en Langmuir-modell. För aluminiumoxid minskade K_d -värdet från 1173 L/kg för en jämviktskoncentration på 2 $\mu\text{g/L}$ till 191 för en jämviktskoncentration på 100 $\mu\text{g/L}$ (Tabell 3). För götit var motsvarande siffror 2660 respektive 1096 L/kg, vid antagande om en linjär modell (Tabell 4).

Tabell 4 Sorption av PFOS till götit (FeOOH) beräknad med Langmuir-parametrar från Tang et al. (2010); $K_L=0,015$ (L/ μg), $q_m=2,4$ ($\mu\text{g/m}^2$), specifik yta=76,1 (m^2/g). pH var 7,0 och jämviktstiden 96 timmar (jämvikt verifierad).

Langmuir			Linjär modell
C_w ($\mu\text{g/L}$)	q_s ($\mu\text{g/m}^2$)	C_s ($\mu\text{g/kg}$)	K_d (L/kg)
2	0,1	5320	2660
20	0,6	42148	2107
100	1,4	109584	1096
200	1,8	136980	685
500	2,1	161153	322
1000	2,3	171225	171

Sorptionen till såväl aluminiumoxid som götit är pH-beroende och minskar med stigande pH, upp till pH ca. 7 (Wang & Shih, 2011; Tang et al., 2010). Vid extremt höga salthalter (0,1 M NaCl) ökade sorptionen till götit väsentligt vid höga pH-värden (Tang et al., 2010). Dessa observationer indikerar att sorptionen är en kombination av en elektrostatisk (oxiderna var positivt laddade vid $\text{pH} < 8$) och hydrofob attraktion (Tang et al., 2010).

Som framgår av Tabell 3 och 4 är K_d -värdena för oxiderna vid ”låga” porvattenkoncentrationer (<100 $\mu\text{g/L}$) i nivå med K_{oc} -värdena i Tabell 2, det vill säga halten järn- och aluminium(hydr)oxider i marken kan vara av betydelse för K_d -värdet vid sidan av halten organiskt material.

6. Micellbildning

PFOS består av en hydrofil, negativt laddad sulfonsyragrupp och en hydrofob kolkedja med substituerade fluoratomer. Vid mycket höga koncentrationer av PFOS kan runda så kallade miceller bildas. Miceller byggs upp så att de hydrofoba delarna pekar in mot mitten och de hydrofila utåt. Den koncentration vid vilken miceller börjar bildas kallas kritisk micellkoncentration. För PFOS ligger den kritiska micellkoncentrationen på ca. 500 mg/L i rent vatten och ca. 20 mg/L i 3,5 % NaCl-lösning (OECD, 2002), det vill säga betydligt högre än vad som kan förväntas förekomma ens på starkt förorenade lokaler.

7. Förslag till K_{oc} -värde för PFOS

Som framgår av Tabell 3 och 4 är K_d -värdena för oxiderna vid ”låga” porvattenkoncentrationer (<100 µg/L) i nivå med K_{oc} -värdena i Tabell 2, vilket skulle tala emot en ren K_{oc} -modell. Dock fann man i samtliga studier där ett flertal ($n > 2$) jordar/sediment undersöktes en stark korrelation mellan K_d och f_{oc} (Higgins & Luthy, 2006; Ahrens et al., 2011; Chen et al., 2013; Milinovic et al., 2015). I undersökningen av Higgins & Luthy (2006) ingick även sediment med höga järn(hydr)oxidhalter (järn extraherbart med citrat-ditionit), motsvarande 3-9 % götit. Dessa resultat motiverar att i en första ansats använda K_{oc} -konceptet för att beräkna ett generellt riktvärde för PFOS. Även försiktighetsprincipen motiverar en sådan ansats, d v s K_{oc} -konceptet tenderar att underskatta K_d -värdet i de fall då även järn- och aluminium(hydr)oxider bidrar till sorptionen.

Förslag:

Enligt försiktighetsprincipen föreslås 10-percentilen för hela datasetet gälla, $K_{oc} = 460$ L/kg organiskt kol, vilket avrundas till 500 L/kg organiskt kol. För en svensk ”standardjord” med 2 % organiskt kol (Naturvårdsverket, 2009b) blir då $K_d = 500 \cdot 0,02 = 10$ L/kg jord.

Värdet tilldelas kvalitetsklass 2. Vetenskapligt granskade värden har använts, och de överensstämmer relativt väl med varandra men det finns en naturlig variation i jordegenskaper och förståelsen för vad som påverkar K_d/K_{oc} , t.ex. vad gäller mineralytors bidrag till sorptionen, är inte komplett.

Notera att kunskapsläget är mycket bristfälligt när det gäller sorption av PFOS och andra perfluorerade alkylsyror till jordar och sediment. Det gäller exempelvis hur och i vilken omfattning olika typer av mineralogena ytor binder PFOS i naturliga jordar, men även hur inbindningen av PFOS sker till naturligt organiskt material och hur denna påverkas av olika miljöfaktorer (pH, jonstyrka etc.). Även antagandet om jämvikt bör undersökas under fältförhållanden.

Referenser

- Ahrens, L, Yeung, Yeung, L W Y, Taniyasu, S, Lam, P K S & Yamashita, N (2011) "Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment", *Chemosphere* 85, 731–737
- Chen, Y C, Lo, S L, Li, N H, Lee, Y C & Kuo, J (2013) "Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) onto wetland soils", *Desalin. Water Treat.* 51, 7469–7475
- Enevoldsen, R & Juhler, R K (2010) "Perfluorinated compounds (PFCs) in groundwater and aqueous soil extracts: using inline SPE-LC–MS/MS for screening and sorption characterization of perfluorooctane sulphonate and related compounds", *Anal. Bioanal. Chem.* 398, 1161–1172
- EU (2011) "Perfluorooctane sulphonate (PFOS)", PFOS EQS dossier 2011
- Higgins, C & Luthy, R G (2006) "Sorption of perfluorinated surfactants on sediments", *Environmental Science and Technology* 40, 7251–7256.
- Johnson, R L, Anschutz, A J, Smolen, J M, Simcik, F & Penn, R L (2007) "The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces", *J. Chem. Eng. Data* 52, 1165–1170
- Milinic, J, Lacorte, S, Vidal, M & Rigol, A (2015) "Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils", *Science of the Total Environment* 511, 63–71
- 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
- OECD (2002) "Co-operation on existing chemicals – hazard assessment of perfluorooctane sulfonate and its salts", 21 Nov, In: Environment Directorate Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris
- Tang, C Y, Fu, Q S, Gao, D, Criddle, C S & Leckie, J O (2010) "Effect of solution chemistry on the adsorption of perfluorooctane sulfonate onto mineral surfaces", *Water Research* 44, 2654–2662.
- Wang, F & Shih, K (2011) "Adsorption of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on alumina: Influence of solution pH and cations", *Water Research* 45, 2925–2930

Bilaga A

Sammanställning av publicerade sorptionsdata för PFOS. (-) betyder data saknas.

Substrat	f _{oc} (%)	ler (%)	K _d (L/kgjord)	K _{oc} (L/kgorgC)	PFOS till-satt (µg/kg)	pH	jonmedium	Jämvikts-tid (h)	Referens
Jord K	0,52	-	7,28	1400	1000	-	2 mM NaCl	50	1
Jord L	2,1	-	14,2	676	1000	-	2 mM NaCl	50	1
Jord B	2,5	-	16,1	644	1000	-	2 mM NaCl	50	1
jord D	5,2	-	40,3	775	1000	-	2 mM NaCl	50	1
Jord S	16	-	115	718,75	1000	-	2 mM NaCl	50	1
Jord ASCO	0,2	17,2	19	9500	10000	8	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord ALM	1,6	10,9	32	2000	10000	5,9	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord GOLOSO	3,9	10,4	38	974	10000	6,3	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord DELTA2	7,7	43,6	76	987	10000	7,9	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord OVI01	9,4	23,6	110	1170	10000	4,6	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord Dublin	39	-	295	756	10000	5,3	10 mM CaCl ₂	24	2
Jord Jynnevad	1	5	15	1500	5	6,1	100 mM CaCl ₂	96	3
Jord Sj, Odde	0,42	37	17	4048	5	7,6	100 mM CaCl ₂	96	3
Sediment 1	2,48	53	17,16	692	1000	7	3,5 mM CaCl ₂	240	4
Sediment 2	1,02	26	1,82	178	1000	7,5	11,8 mM CaCl ₂	240	4
Sediment 3	4,34	31	14,24	328	1000	7,6	2,2 mM CaCl ₂	240	4
Sediment 5	9,66	5	45,83	474	1000	5,7	0,5 mM CaCl ₂	240	4
Sediment 1	0,028	-	6,2	22143	0,2-1,0	-	vatten	48	5
Sediment 2	1,59	-	17	1069	0,2-1,0	-	vatten	48	5
Sediment 3	1,06	-	61,3	5783	0,2-1,0	-	vatten	48	5

1) Chen et al., 2013

2) Milinovic et al., 2015

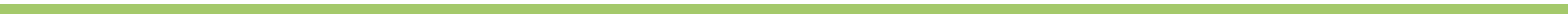
3) Enevoldsen & Juhler, 2010

4) Higgins & Luthy, 2006

5) Ahrens et al., 2011

Bilaga 3.

Henrys konstant för PFOS



1. Inledning

Henrys konstant beskriver förhållandet mellan ett ämnes koncentration i en gasfas och halten i vatten då jämvikt råder mellan de två faserna. Detta kan också beskrivas som fördelningen mellan markens porluft och porvatten/grundvatten. Ett högt värde på Henrys konstant innebär att ämnet har en benägenhet att förångas.

I denna bilaga redovisas resultatet av den litteraturgenomgång som har genomförts avseende Henrys konstant för PFOS.

2. Sammanställning av värden på Henrys konstant för PFOS

I tabellen nedanför är data över Henrys konstant för PFOS som har redovisats i litteraturen sammanställd. I Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket, 2009) används Henrys konstant i dimensionslös form definierad som koncentration i luft genom koncentration i vatten.

De teoretiska beräkningarna ger avsevärt högre värden på Henrys konstant än då konstanten beräknas från löslighet och ångtryck. Om detta beror på att de teoretiska beräkningarna utgår från syraformen och att experimentella data över fysikaliska egenskaper baseras på kaliumsaltet av PFOS är oklart. De högsta värden som rapporteras från de teoretiska beräkningarna ligger i nivå med Henrys konstant för ämnen som har hög flyktighet såsom kvicksilver och bensen. Den allmänna uppfattningen om PFOS är att ämnet har en låg flyktighet. I OECD (2002) konstateras att PFOS är ett ämne med väldigt låg och troligtvis försumbar flyktighet. Sander (2015) har graderat kvaliteten för de data som han redovisar. Teoretiskt beräknade värden har då bedömts ha relativt låg tillförlitlighet. Redovisade data från teoretiska beräkningar bedöms därför inte vara relevanta vid beräkning av generella riktvärden.

De data som har bestämts från löslighet och ångtryck ligger i intervallet $1,3 \times 10^{-7} - 5,8 \times 10^{-6}$ beroende på vilket medium som har använts vid bestämning av kaliumsaltets löslighet. Lösligheten ökar i saltvatten. Salta vatten är generellt inte representativa för de förhållanden som råder inom de förorenade markområden som riskbedöms inom Sverige.

Bestämning av Henrys konstant från ångtryck och löslighet leder till stora osäkerheter i beräknade värden för Henrys konstant (Bamford et al., 1999). En anledning till detta är att föroreningar i miljön normalt förekommer i halter som är långt ifrån ämnets löslighet. Separata bestämningar av ångtryck och löslighet kan också innebära att de experimentella betingelserna skiljer sig åt i försöken. Istället förordar Bamford direkta bestämningar av Henrys konstant i utspädda lösningar. Environment Agency anger ett värde på Henrys konstant som har bestämts experimentellt i en icke namngiven rapport från 3M. Hur detta experiment har genomförts är oklart och likaså hur kvaliteten på det rapporterade värdet på Henrys konstant ska värderas. Noterbart är dock att det rapporterade värdet (2×10^{-5}) är högre än den värden som erhålls från ångtryck och löslighet.

Henrys konstant är, i motsats till sitt namn, inte en konstant utan varierar med temperaturen. En generell tumregel som ofta omnämns är att Henrys konstant fördubblas vid en temperaturökning på 10°C (ten Hulscher et al., 1992; Staudinger & Roberts, 2001). Information om temperaturberoendet för Henrys konstant för PFOS har inte påträffats, och det är oklart om den generella tumregeln även är tillämplig för PFOS.

Det värde på Henrys konstant som föreslås användas vid beräkning av generella riktvärden för PFOS i mark och grundvatten är 10^{-7} . Data baseras på beräkningar från experimentella undersökningar av löslighet och ångtryck från separata undersökningar. Detta förfarande leder till osäkerheter i det beräknade värdet.

Henrys konstant för PFOS (H) = 10^{-7} .

Värdet tilldelas kvalitetsklass 3. Påträffade data är osäkra och överensstämmer inte helt. En osäkerhet i de använda, experimentella data är att ångtryck och löslighet ofta härrör från olika undersökningar.

Tabell 1 Data över Henrys konstant för PFOS (koncentration i luft/koncentration i vatten)

Värde	Enhet	Referens	PFOS-form	Kommentar
$4,49 \times 10^{-1}$	Dim.lös	RAIS, EPI	Syraformen, 1763-23-1	Teoretiskt beräknat värde med EPI: Estimation Program Interface, ett beräkningsprogram från EPA.
$4,5 \times 10^{-1}$ $4,7 \times 10^{-2}$ $2,5 \times 10^{-3}$ $4,1 \times 10^{-2}$ $4,0 \times 10^{-3}$ $8,8 \times 10^{-2}$	Dim.lös	Sander, 2015	Syraformen, 1763-23-1	Samtliga data är teoretiskt beräknade med olika programvaror. Det första värdet är identiskt med det värde som anges i RAIS och EPI.
$1,3 \times 10^{-7}$	Dim.lös	OECD, 2002	K-salt	Baserat på en löslighet av kaliumsaltet på 570 mg/L (22-24 °C) i rent vatten och ett ångtryck på $3,27 \times 10^{-9}$ atm beräknas H till $3,05 \times 10^{-9}$ atm, m ³ /mol. US EPA (2014) och EFSA (2008) refererar detta värde från OECD (2002) Värdet motsvarar $1,3 \times 10^{-7}$ i dimensionslös form vid 20°C.
$2,0 \times 10^{-7}$	Dim.lös	OECD, 2002	K-salt	Baserat på en löslighet av kaliumsaltet på 370 mg/L (temperatur ej angett) i sötvatten och ett ångtryck på $3,27 \times 10^{-9}$ atm beräknas H till $4,7 \times 10^{-9}$ atm, m ³ /mol. Värdet motsvarar $2,0 \times 10^{-7}$ i dimensionslös form vid 20°C.
$5,8 \times 10^{-6}$	Dim.lös	OECD, 2002	K-salt	Baserat på en löslighet av kaliumsaltet på 12,4 mg/L i ofiltrerat havsvatten (22-23 °C) och ett ångtryck på $3,27 \times 10^{-9}$ atm beräknas H till $1,4 \times 10^{-7}$ atm, m ³ /mol. Värdet motsvarar $5,8 \times 10^{-6}$ i dimensionslös form vid 20°C.
$1,0 \times 10^{-6}$	Dim.lös	OECD, 2002	K-salt	Baserat på en löslighet av kaliumsaltet på 25 mg/L i filtrerat havsvatten (22-23 °C) och ett ångtryck på $3,27 \times 10^{-9}$ atm beräknas H till $2,4 \times 10^{-8}$ atm, m ³ /mol. Värdet motsvarar $1,0 \times 10^{-6}$ i dimensionslös form vid 20°C
$4,34 \times 10^{-7}$	atm, m ³ /mol	RIVM, 2010		RIVM refererar till OECD (2002)
2×10^{-5}	Dim.lös	Environment Agency, 2004		EA (2004) hänvisar till en icke namngiven rapport från 3M. 3M har bestämt fördelningskoefficienten experimentellt.
$1,35 \times 10^{-7}$	Dim.lös	Environment Agency, 2004		Baserats på en löslighet (519 mg/L, 3M 2003), ångtryck ($3,31 \times 10^{-4}$ Pa) beräknas H till $3,19 \times 10^{-4}$ Pa m ³ /mol eller $1,35 \times 10^{-7}$ i dimensionslös form.

Referenser

3M (2003) "Environmental and health assessment of perfluorooctane sulfonic acid and its salts". Prepared by 3M Company, with J Moore (Hollyhouse Inc.), J Rodericks and D Turnbull (Environ Corp.) and W Warren-Hicks and Colleagues (The Cadmus Group, Inc.). August 2003

Bamford, H A, Poster, D L & Baker, J E (1999) "Temperature dependence of Henry's law constants of thirteen polycyclic aromatic hydrocarbons between 4°C and 31°C", Environ. Toxicol. Chem. 18(9), 1905-1912

Environment Agency (2004) "Environmental risk evaluation report – perfluorooctanesulphonate (PFOS)", Environment Agency, Wallingford, UK

Naturvårdsverket (2009) "Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning", Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm

OECD (2002) "Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts, Environment Directorate", Joint meeting of the chemicals committee and the working party on chemicals, pesticides and biotechnology

RAIS, Risk Assessment Information System, <http://rais.ornl.gov/> (sökning genomförd februari 2015)

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

Sander, R (2015) "Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent", Atmospheric Chemistry and Physics 15, 4399-4981

Staudinger, J & Roberts, P V (2001) "A critical compilation of Henry's law constant temperature dependence relations for organic compounds in dilute aqueous solutions", Chemosphere 44, 561-576

ten Hulscher Th E M., van der Velde, L E & Bruggeman, W A (1992) "Temperature dependence of Henry's law constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons", Environ. Toxicol. Chem. 11(11), 1595-1603

US EPA (2014) "Emerging contaminants – perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA)", EPA 505/F/14/001, US Environmental Protection Agency, Washington DC

Bilaga 4.

Tolerabelt dagligt intag, TDI, för PFOS



1. Inledning

Det tolerabla dagliga intaget, TDI, är en viktig parameter vid beräkning av riktvärden för mark och grundvatten. Parametern har en direkt inverkan på de hälsoriskbaserade riktvärdena (exempelvis för direkt intag av jord). De beräknade riktvärdena för mark och grundvatten beaktar även exponering via intag av förorenat dricksvatten. Eftersom en dricksvattennorm inte är fastställd för PFOS, beräknas ett värde som motsvarar dricksvattennormen. Denna beräkning utgår från TDI.

I denna bilaga redovisas resultatet av den litteraturgenomgång som har genomförts avseende TDI för PFOS.

2. Sammanställning av TDI-värden för PFOS

För PFOS har ett antal olika TDI-värden hittats i olika källor. Nedan ges en kort beskrivning av dessa.

TDI	Källa	Kommentar
0,08 µg /kg, dag	RAIS, EPAOW	RfD (beteckning för TDI som ofta används i USA) Perfluorooctane Sulphonic Acid, 1763-23-1
0,15 µg/kg, dag	Karolinska institutet refererar till EFSA, t.ex. på "Riskwebben" (KI, 2015)	
0,15 µg/kg, dag	EFSA (2008)	EFSA (2008) anger: NOAEL: 0,03 mg/(kg*dag), UF (Uncertainty Factors): 100 för skillnader inom och mellan arter och 2 för att kompensera för att studien var relativt kort. I rapporten anges att PFOS har CAS No 2795-39-3, så sannolikt är det för denna form TDI gäller.
0,15 µg/kg, dag	RIVM (2010)	
0,3 µg/kg, dag	COT (2006)	I rapporten skriver man att perfluorooktansulfonatanjonen (PFOS) inte har något CAS-nummer, men att perfluorooktansulfonatsyran (C ₈ F ₁₇ SO ₃ H) har CAS Nr 1763-23-1. Det anges vidare att majoriteten av de toxikologiska studierna för PFOS har utförts för dess kaliumsalt (består av ungefär 70 % linjära PFOS och 30% grenade föreningar), ett vitt kristallint pulver vid normalt tryck och temperatur. Inga data finns tillgängliga för den relativa toxiciteten för de icke-linjära föreningarna i testkemikalien. NOAEL: 0,03 mg/(kg*dag), UF (Uncertainty Factors): 100 för skillnader inom och mellan arter. De tycker inte att det behövs någon UF för att kompensera för att man inte uppnått "steady state", eftersom effekterna var milda och det var en studie på primater.
0,1 µg/kg, dag	German BFR (2006)	Preliminärt TDI NOAEL: 100 ug/kg*dag (råttor), säkerhetsfaktor 100 (står inte vad den avser), och en faktor 10 för att halveringstiden är längre hos människor än hos försöksdjuren
0,03 µg/kg, dag	US EPA (2014a)	RfD Ej refererbart draftdokument
0,08 µg/kg, dag	US EPA (2009)	RfD NOAEL, apor: 0,03 mg/(kg*dag), säkerhetsfaktor 10 för skillnader i känslighet bland människor, 3 för skillnader i känslighet bland apor, 13 för skillnader i hastighet för clearance ("bli av med") för apor och människor.

3. Valt TDI-värde för PFOS

Det värde på TDI som EFSA har tagit fram (0,15 µg/kg, dag) (EFSA, 2008) är det som tillämpas i Sverige och Europa i dagsläget. Sedan TDI-värdet presenterades har undersökningar redovisats som tyder på att PFOS (och även PFOA) är mer toxiskt än vad som bedömdes 2008. Någon ”officiell” justering av TDI-värdet har dock inte presenterats. US EPA arbetar för att ta fram gränsvärden för PFOS och PFOA i dricksvatten. I samband med det har myndigheten tagit fram dokument för offentlig granskning (US EPA, 2014 a, b) som redovisar dagens kunskaper avseende kopplingen mellan PFOS/PFOA och hälsoeffekter. Förslaget från US EPA är att TDI värdet för PFOS sänks till 0,03 µg/kg, dag.

Med motivet att något beslut om en sänkning av TDI från 0,15 µg/kg, dag inte har fattats, väljer SGI att använda det idag accepterade TDI-värdet i beräkningarna. Om TDI-värdet sänks bör riktvärdesberäkningarna uppdateras.

TDI-värdet uppfyller de krav som enligt metodiken för kvalitetsklassning av data (Tiberg et al, 2014) krävs för att erhålla kvalitetsklass 2. För TDI finns information som innebär att värdet eventuellt kommer att justeras. Denna typ av osäkerheter beaktas normalt inte vid kvalitetsklassningen. SGI anser dock att det ändå motiverar en sänkning av klassningen av TDI-värdet till kvalitetsklass 3.

TDI = 0,15 µg/(kg×dag)

Värdet tilldelas kvalitetsklass 3. Vetenskapligt granskade värden har använts, men överensstämmer inte helt med varandra. Det är oklart vilket värde som är mest lämpligt att använda. Information finns om att värdet eventuellt kommer att justeras. Kvalitetsklassningen sänks därför ett steg.

Referenser

BFR (2006), ”Hohe Gehalte an perfluorierten organischen Tensiden (PFT) in Fischen sind gesundheitlich nicht unbedenklich”, Bundesinstitut für Risikobewertung, BFR

COT (2006) “COT statement on the tolerable daily intake for perfluorooctane sulfonate”, Committee on Toxicity (COT)

EFSA (2008) “Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain”, EFSA Journal 653, 1-131, European Food Safety Authority

Karolinska Institutet (2015) ”Perfluorerade och polyfluorerade ämnen”,
Tillgänglig: <http://ki.se/imm/perfluorerade-och-polyfluorerade-amnen> (2015-05-28)

RAIS, “Risk Assessment Information System”,
Tillgänglig: <http://rais.ornl.gov>, (2015-02-23)

RIVM (2010) “Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive”, RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

Tiberg C, Back P-E, Ohlsson Y, Carling M & Berggren Kleja D (2014) ”Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark”, SGI Publikation 15, Statens geotekniska institut, Linköping

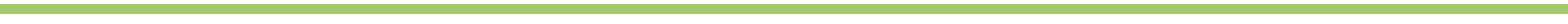
US EPA Region 4 (2009) “Soil screening levels for perfluorooctanoic acid (PFOA), and perfluorooctyl sulfonate (PFOS)”, Memorandum, US Environmental Protection Agency

US EPA (2014a) ”Health Effects Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA)”, EPA Document Number 822R14001, Draftversion daterad februari 2014, United States Environmental Protection Agency

US EPA (2014b) ”Health Effects Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)”, EPA Document Number 822R14002, Draftversion daterad februari 2014, United States Environmental Protection Agency

Bilaga 5.

Biokoncentrationsfaktor (BCF) växter-mark



1. Inledning

Växter kan ta upp föroreningar från mark och grundvatten, och utgör därför en väg som människor kan exponeras för föroreningar. För att beräkna hur omfattande denna exponering är behöver de föroreningshalter som kan uppkomma i växten skattas. För att göra detta antas i beräkningsmodellen för riktvärden i mark att föroreningskoncentrationen i växter står i jämvikt med halten i mark, och att upptaget i växten beskrivs av en så kallad biokoncentrationsfaktor, BCF.

$$BCF = \frac{\text{halt i växt } (\mu\text{g/kg})}{\text{halt i jord } (\mu\text{g/kg})}$$

I denna bilaga redovisas de uppgifter som ligger till grund för det värde på biokoncentrationsfaktorn mark-växt som SGI har ansatt vid beräkning av generellt riktvärde för PFOS i mark.

2. Sammanställning av BCF-värden för PFOS

Uppgifter om upptag av PFOS i växter i mark är begränsade, men intrycket är att fokus på problemet har ökat. Uppgifterna som redovisas i litteraturen skiljer sig i det avseendet att halter i växter ibland uttrycks i våtvikt och ibland i torrsvikt (TS). I allmänhet uttrycks halten i jord som torrsvikt, men även här görs avsteg. Då torrsbstanshalten är relativt låg i växter ger det en betydande skillnad i värdet på biokoncentrationsfaktorn om denna baseras på halter i växter uttryckt i våtvikt eller torrsvikt. För jord är torrsbstanshalten normalt så hög att det har en liten inverkan på biokoncentrationsfaktorn. I de undersökningar som refereras i detta PM där data rapporteras som våtvikt har data räknats om så att biokoncentrationsfaktorn redovisas i torrsbstanshalt för både växt och jord.

Brignole et al (2003) redovisar försök där sju olika växtarter har exponerats för PFOS genom att de har planterats i artificiell jord innehållande PFOS i olika halter. Försöken har genomförts under en period av 67 till 205 dagar beroende på vilken växt som har studerats. Från försöken har biokoncentrationsfaktorer (BCF) beräknats, se Tabell 1. Koncentrationen i växternas vegetativa delar var generellt cirka 1-2 gånger högre än halten i marken. Däremot var koncentrationen i själva frukten normalt betydligt lägre än koncentrationen i jorden. Undantaget är lök där halten var högre i frukten än i marken vid en av de undersökta koncentrationerna. Generellt indikerar resultaten att biokoncentrationen är högre vid de lägre PFOS-koncentrationerna i mark. Den största biokoncentrationen erhöles för sojabönor där koncentrationen i den vegetativa delen var ungefär fyra gånger högre än koncentrationen av PFOS i mark. För de data som redovisas i Tabell 1 är medianen för BCF 0,4 och 90-percentilen 2,5.

Tabell 1 Biokoncentrationsfaktor för växter som exponeras för PFOS i jord (Brignole et al, 2003). Alla data för växt-delar och jord baseras på torrvikter.

Växt	Växtedel	Koncentration i jord (mg PFOS/kg TS)			
		3,61	11,1	50,8	278
		Biokoncentrationsfaktor			
Lök	Vegetativ	NR	0,95	-	-
	Frukt	0,87	2,0	-	-
Gräs (Lolium perenne)	Vegetativ	2,3	2,8	0,96	0,24
Alfalfa	Vegetativ	1,7	0,38	0,22	0,06
	Frukt	NR	NR	NR	NR
Lin	Vegetativ	1,4	1,69	1,1	-
	Frukt	0,06	0,12	0,05	-
Sallad	Vegetativ	2,4	0,95	0,83	-
Sojabönor	Vegetativ	4,3	3,2	1,2	0,41
	Frukt	0,39	0,08	0,02	0,01
Tomater	Vegetativ	NR	3,05	0,99	-
	Frukt	NR	0,09	0,04	-

NR = ej rapporterad eftersom halten i växtdelen underskred LOQ (limit of quantification)

En liknande studie har redovisats i Lechner & Knapp (2011). Jord har blandats med PFOS/PFOA-förorenat slam i olika andelar för att ge upphov till ett lågförorenat prov (prov 1: 10-15 µg PFOS/kg TS) och ett prov med högre halt (prov 2: 317-556 µg PFOS/kg TS), varefter grönsaker (potatis, morötter och gurka) har planterats i jordarna. Efter cirka två till tre månader, beroende på grönsak, analyserades innehållet av PFOA och PFOS i olika delar av grönsakerna. Biokoncentrationsfaktorerna är sammanställda i Tabell 2. I tabellen redovisas även medelhalter för prov 1 och 2 som räknats om så att de baseras på torr-

vikt för såväl växt som jord. Eftersom torrsubstanshalten för växterna ligger i storleksordningen 10 % ökar då biokonzentrationsfaktorn med cirka 10 gånger. Genomgående erhålls en högre koncentration av förorening, och därmed BCF, i de vegetativa delarna av växten. Ingen betydande skillnad råder mellan skalet och den ätbara delen utan skal. Generellt erhålls något högre BCF i de prov där halten av PFOS är hög, vilket är i motsatsförhållande till de resultat som redovisas av Brignole och medarbetare.

Tabell 2 Biokonzentrationsfaktor för växter som exponeras för PFOS i jord (Lechner & Knapp, 2011).

Växt	Växtedel	Prov 1 ¹⁾	Prov 2 ¹⁾	TS-halt	Medel ²⁾
		Våtvikt	Våtvikt		Torrsvikt
Potatis	Ätbar del utan skal	0	<0,01	16,2 %	-
	Skal	0,02	0,05	13,9 %	0,25
	Vegetativ del (blad, stjälkar och rötter) ³⁾	0,27	0,45	9,4 %	3,8
Morötter	Ätbar del utan skal	0,05	0,04	9,4 %	0,5
	Skal	0,03	0,04	11,0 %	0,3
	Vegetativ del (blast)	0,32	0,43	12,8 %	2,9
Gurka	Ätbar del utan skal	0 ⁴⁾	<0,01 ⁴⁾	?	-
	Skal				
	Vegetativ del (blad, stjälkar och rötter) ¹⁾	0,12	0,21	10,6 %	1,6

1) Halt i växtdelar i µg/kg våtvikt och i jord i µg/kg TS

2) Halt i växtdelar och i jord anges båda i µg/kg TS

3) Rötterna utgör en begränsad del och bedöms av författarna inte inverka på biokonzentrationsfaktorn

4) Gurkor analyserades oskalade

Stahl (2009) studerar upptaget av polyfluorerade föreningar i fem sorters grödor (vete, havre, majs, potatis och råggräs). Grödorna planteras i jord förorenad med en blandning av PFOS och PFOA i halter från 0,25 till 50 mg/kg TS. Studien visar att upptaget av föroreningar varierar mellan olika grödor och att upptaget av PFOA är det dubbla i jämförelse med PFOS. De biokonzentrationsfaktorer som erhålls för PFOS är i fallande skala vetegräs (1,8), vete (1,5), havre (0,8) och majs (0,2). Upptaget av PFOS i sädeskornen är flera storleksordningar lägre än växten i övrigt. På samma sätt är upptaget i själva potatisen mycket lägre än i skalet, även om upptaget i skalet är litet (biokonzentrationsfaktor 0,01).

Miljödepartementet i Nordrhein-Westfalen har låtit undersöka PFOS i olika grödor (majs, vete, potatis och gräs) som odlas i jordar med tre olika nivåer med PFOS, icke-förorenad (ca 20 µg/kg TS), måttligt förorenad (ca 300 µg/kg TS) och högförorenad (ca 2 000 µg/kg TS) (Fischer et al, 2008 och 2009). Dessa försök visar på biokonzentrationsfaktorer som ligger betydligt under 1. Den högsta faktorn erhålls för gräs (0,078-0,255) och den lägsta för vete (0,001-0,004). För korn och potatis är biokonzentrationsfaktorn högst vid den lägsta koncentrationen av PFOS i jord, men för majs och potatis gäller det omvända.

Upptag av PFAS-föreningar i gräs som växer i fält där slam har tillförts som jordförbättringsmedel har studerats (Yoo et al, 2011). Försöken omfattar fem olika grösorter och 22 olika PFAS-föreningar (karboxylsyror, sulfonsyror och telomeralkoholer). Biokonzentrationsfaktorn för PFOS är som högst 0,13 och i medeltal 0,07. Koncentrationen av PFOS i de studerade jordarna ligger i intervallet 35 – 203 µg/kg TS. Resultaten ger ett visst stöd till Brignoles slutsats att värdet på BCF ökar vid lägre PFOS-halter i jorden, men korrelationen är svag för det koncentrationsintervall som studeras i Yoo et al (2011).

Förekomsten av PFOS i ekosystemet inom ett naturreservat som ligger i anslutning till en anläggning där fluorkemikalier har tillverkats har undersökts (D'Hollander et al, 2014). Halter av PFOS i mark, ytvatten, björnbär, fläderbär, sniglar, tusenfotingar, daggmask och gråsguggor analyserades. Halten i jord var 69±9 µg PFOS/kg våtvikt, i björnbär 7,5±9 µg PFOS/kg våtvikt och i fläderbär 31±11 µg PFOS/kg våtvikt. Biokonzentrationsfaktorn (definierad i våtvikt för både bär och jord) för björnbär och fläderbär beräkna-

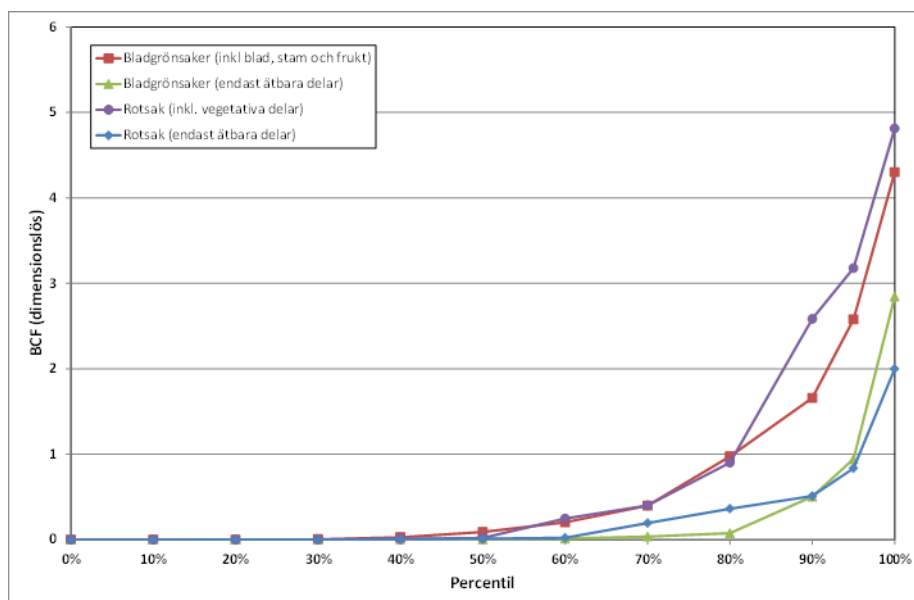
des till 0,11 respektive 0,45. Torrsubstanshalten i björnbär har rapporterats till 15,4 – 21,3 % beroende på mognadsgrad (Tosun et al, 2008). För fläderbär ligger torrsubstanshalten på 14,8 – 17,2 % (Mratinic & Fotiric, 2007). Med ett antagande om TS-halt i björnbär på 20 %, fläderbär på 15 % och 95 % i jord kan biokonzentrationsfaktorerna räknas om till 0,5 för björnbär och 2,8 för fläderbär baserat på torr vikt för såväl jord som bär.

3. Sammanfattning

De studier som redovisas här visar på stora skillnader i biokonzentrationsfaktorer. Resultaten visar att biokonzentrationsfaktorn varierar mellan olika typer av växter. Vidare indikerar sammanställningen att upptaget av PFOS är större i de delar som normalt inte används som föda för människor (exempelvis de vegetativa delarna av potatis och tomater).

De resultat som redovisas här ger ingen enhetlig bild vad gäller biokonzentrationsfaktorns värde i förhållande till föroreningshalter i marken. Några studier visar att faktorn ökar när halten av PFOS sjunker, medan andra undersökningar visar på det omvända förhållandet.

Rapporterade data i de sju undersökningar som refereras här (119 värden) har sammanställts. Percentilplottar av dessa data redovisas i Figur 1. Av figuren framgår att biokonzentrationsfaktorn är högre för både rotsaker och bladgrönsaker då data för vegetativa delar beaktas. 95-percentilen ligger kring 3. Då upptaget istället baseras på de delar som normalt används som föda för människor sjunker 95-percentilen till cirka 1. Median- och medelvärde av rapporterade data är dock betydligt lägre.



Figur 1 Percentilplot av rapporterade värden för biokonzentrationsfaktorn för PFOS.

4. Föreslaget värde för biokoncentrationsfaktor vid beräkning av riktvärde för mark

Som representativt värde för BCF sätts det geometriska medelvärdet av rapporterade data i de sju undersökningar som refereras här (såväl rotsaker som bladgrönsaker, även vegetativa delar), avrundat till en decimal.

Biokoncentrationsfaktor växt-jord för PFOS = 0,1
Samma faktor används för rotsaker och bladgrönsaker.

Värdet för biokoncentrationsfaktorn för PFOS tilldelas kvalitetsklass 2. Det baseras på vetenskapligt granskade värden men dessa överensstämmer inte helt med varandra.

Referenser

Brignole, A J, Porch, J R, Krueger, H O & van Hoven, R L (2003) "PFOS: A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of seven species of plants. Toxicity to terrestrial Plants", EPA Docket AR226-1369, Wildlife International Ltd, Easton, MD

D'Hollander, W, de Bruyn, L, Hagens, A, de Voogt, P & Bervoets, L (2014) "Characterisation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in a terrestrial ecosystem near a fluorochemical plant in Flanders", Belgium, Environ. Sci. Pollut. Res. 21, 11856-11866

Fischer, R, Kördel, W & Weinfurter, K (2008) Final Report on the Project "Investigations on the carry over of PFC from Contaminated Soil to Plants" (in German), North Rhine-Westphalia State Office for Nature, Environment, and Consumer Protection (LANUV) (http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/pdf/transfer_pft.pdf)

Fischer, R, Kördel, W & Weinfurter, K (2009) Final Report on the Project "Investigations on the carry over of PFC from Contaminated Soil to Plants", Results of Complementary Analyses in 2008 (in German), North Rhine-Westphalia State Office for Nature, Environment, and Consumer Protection (LANUV) (http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/pdf/transfer_pft_2008.pdf)

Lechner, M & Knapp, H (2011) "Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from Soil to Plant and Distribution to the Different Plant Compartments Studied in Cultures of Carrots (*Daucus carota* ssp. *Sativus*), Potatoes (*Solanum tuberosum*), and Cucumbers (*Cucumis Sativus*)", J. Agricult.Food Chem. 59, 11011-11018

Mratinic, E & Fotiric, M (2007) "Selection of black elderberry (*Sambucus nigra* L.) and evaluation of its fruits usability as biologically valuable food", Genetika 39(3), 305-314

Stahl, T, Heyn, J, Thiele, H, Hüther, J, Failing, K, Georgii, S & Brunn, H (2009) "Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plants", Arch. Environ. Contam. Toxicol. 57(2), 289-298

Tosun, I, Sule Ustun, N & Tekguler, B (2008) "Physical and chemical changes during ripening of blackberry fruits", Sci. agric. 65(1), 87-90 (http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90162008000100012&script=sci_arttext)

Yoo, H, Washington, J W, Jenkins, T M & Ellington, J J (2011) "Quantitative determination of perfluorochemicals and fluorotelomer alcohols in plants from biosolid-amended fields using LC/MS/MS and GC/MS", Environ. Sci. Technol. 45, 7985-7990

Bilaga 6.

Andel av intag som får komma från det förorenade området, $1-f_{os}$

1. Inledning

Människor exponeras för föroreningar på många olika sätt i sitt dagliga liv, exempelvis via födan. Naturvårdsverkets princip är därför att förorenade områden inte ska få bidra med en exponering av föroreningar som motsvarar hela det tolerabla dagliga intaget (TDI).

För icke-genotoxiska ämnen anges därför vid beräkning av generella riktvärden hur stor andel av TDI som tecknas in genom exponering från andra källor än förorenade områden. För huvuddelen av de ämnen som ingår i Naturvårdsverkets modell gjordes det under framtagandet av riktvärdena inte någon genomgång per ämne, utan en gemensam utgångspunkt fastställdes istället utgående från att mer än 50 % av TDI inte bör tecknas av förorenade områden. Detta antagande lämnar ett utrymme för 50 % exponering från andra källor utan att TDI sammantaget överskrids. Undantag gjordes för kvicksilver, där bidraget från det förorenade området får uppgå till maximalt 20 % av TDI och där 80 % kan komma från exponering från andra källor. För PCB och dioxiner utnyttjas 10 % av TDI och 90 % kan komma från andra källor.

2. Andel av intag av PFOS som får komma från det förorenade området

Den bakgrundsexponering av PFOS som en människa utsätts för domineras av den föda som konsumeras följt av intaget via dricksvatten, intaget av föda bidrar med drygt tre fjärdedelar av exponeringen av PFOS (Vestergren, 2011). Om man dessutom lägger till intaget via dricksvatten ökar detta till cirka 90 %. Intaget via föda domineras av konsumtion av fisk följt av köttprodukter (Vestergren et al, 2012). Intag av fisk bidrar med cirka 80 % av det totala födointaget av PFOS och intag av kött bidrar med knappt 10 %. För spädbarn är modersmjölk en betydande källa men även dricksvatten kan utgöra en viktig exponeringsväg (Glynn et al, 2013).

Medelintaget av PFAS via livsmedel bland vuxna skattas till cirka 1 % av TDI¹ (Glynn & Sand, 2014). Regelbunden konsumtion av PFOS-kontaminerad fisk under lång tid kan dock medföra att bidraget är mycket större. I samma rapport refereras till två undersökningar som skattar att spädbarn får i sig PFAS motsvarande 18 % respektive 45 % av TDI¹.

EFSA har skattat att medelintaget av PFOS via födan hos vuxna uppgår till mindre än 3,5 % av TDI men att detta kan uppgå till maximalt 6,7 % för grupper som exponeras i ovanligt stor omfattning (EFSA, 2012). För spädbarn är motsvarande siffror två till tre gånger högre i jämförelse med vuxna, vilket skulle motsvara i storleksordningen 10-20 % av TDI.

Med detta som grund konstateras att spädbarn är den grupp som får i sig PFOS i störst andel av TDI. De uppgifter som refereras här indikerar att upp emot hälften av TDI tecknas in via intag av föda, dricksvatten etc.

¹ Här antas att alla PFAS har samma giftighet som PFOS och intaget jämförs med TDI för PFOS.

Livsmedelsverket har definierat en åtgärdsgräns för summahalten av sju PFAS-föreningar i dricksvatten (SLV, 2015). Denna åtgärdsgräns baseras på att dricksvatten maximalt får bidra med 10 % av TDI. Två av motiven till detta är att denna typ av föreningar är kraftigt bioackumulerande och att toxiciteten är osäker. Livsmedelsverket konstaterar också att modersmjölk troligtvis kan ge upphov till en exponering som ligger nära TDI för grupper som också exponeras för höga halter av PFAS-föreningar i dricksvatten (Glynn & Sand, 2014).

Sammantaget gör SGI bedömningen att det är rimligt att göra ett försiktigt antagande avseende hur stor andel av intaget av PFOS som får komma från det förorenade området. Osäkerheter kring hur toxiskt PFOS är gör att framtida bedömningar av hur stor andel av TDI som erhålls ”naturligt” genom exempelvis föda och dricksvatten kan visa att situationen är allvarligare än vad som bedöms idag. Med detta som grund ansätts vid beräkning av riktvärden att 90 % av exponeringen av PFOS kan komma från andra källor än det förorenade området, vilket innebär att det förorenade området får bidra med en exponering av PFOS som maximalt uppgår till 10 % av TDI. Detta är i nivå med det som ansätts för beräkning av riktvärden för PCB och dioxin.

Värdet på f_{os} uppfyller de krav som enligt metodiken för kvalitetsklassning av data (Tiberg et al, 2014) krävs för att erhålla kvalitetsklass 2. Osäkerheter i TDI-värdet fortplantas till valet av f_{os} . Denna typ av osäkerheter beaktas normalt inte vid kvalitetsklassningen. SGI anser dock att osäkerheten i TDI motiverar en sänkning av klassningen av värdet på f_{os} till kvalitetsklass 3.

Andel av TDI som kommer från andra källor (f_{os}) = 0,9.

Värdet tilldelas kvalitetsklass 3. Vetenskapligt granskade värden finns men de överensstämmer inte helt med varandra. Osäkerheter i värdet på TDI kan även påverka valet av värdet på f_{os} . Kvalitetsklassningen sänks därför ett steg.

Referenser

EFSA (2012) "Perfluoroalkylated substances in food – Occurrence and dietary exposure", EFSA Journal 10(6), 2743

Glynn, A & Sand, S (2014) "Intagsberäkningar som underlag för framtaganade av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror (PFAA) i dricksvatten", Vetenskapligt underlag, Livsmedelsverket

Glynn, A, Cantillana, T & Bjermo, H (2013) "Riskvärdering av perfluorerade alkylsyror i livsmedel och dricksvatten", Rapport 11-2013, Livsmedelsverket

SLV (2015) Information hämtad från Livsmedelsverkets webbplats 2015-06-10

(http://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten/?_t_id=1B2M2Y8AsgTpgAmY7PhCfg==&_t_q=pfos&_t_tags=language:sv,siteid:67f9c486-281d-4765-ba72-ba3914739e3b&_t_ip=195.66.47.242&_t_hit.id=Livs_Common_Model_PageTypes_ArticlePage/ee4f9186-1e8a-452c-a83d-fc93d9de77b3_sv&_t_hit.pos=8)

Tiberg C, Back P-E, Ohlsson Y, Carling M & Berggren Kleja D (2014) "Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark", SGI Publikation 15, Statens geotekniska institut, Linköping

Vestergren, R (2011) "Human exposure to perfluoroalkyl acids", Doctoral thesis in Applied Environmental Science at Stockholm University

Vestergren, R, Berger, U, Glynn, A & Cousins, IT (2012) "Dietary exposure to perfluoroalkyl acids for the Swedish population in 1999, 2005 and 2010", Environ. Int. 49, 120-127

Bilaga 7.

Skydd av grundvatten som en resurs vid
beräkning av riktvärde för mark, $C_{crit, gw}$

1. Inledning

I de miljömål som har antagits av Sveriges riksdag fastslås att ”framtida generationer ska ha tillgång till ett grundvatten som ger en säker och hållbar dricksvattenförsörjning och som bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag”. Grundvattnet är följaktligen en naturresurs som ska skyddas, och vid beräkning av riktvärde för såväl mark som för grundvatten utgör grundvattnet ett av de skyddsobjekt som beaktas.

2. Hantering av skydd av grundvatten i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark

Vid beräkning av generella riktvärden för mark med Naturvårdsverkets modell sätts skyddet av grundvattnet som en resurs identiskt med att grundvattnet ska kunna nyttjas för dricksvattenförsörjning. Nivån på skyddet av grundvatten som resurs styrs av parametern $C_{crit, gw}$. Parametern anger den maximala föroreningshalt som får förekomma i grundvattnet. För de allra flesta ämnen sätts denna parameter till halva dricksvattennormen (alternativt en skattning av dricksvattennormen utifrån TDI, se formeln nedan). För några ämnen har smak- eller luktgränser ansatts som haltkriterie då relevanta hälsoriskbaserade kriterier saknas.

För de ämnen som saknar dricksvattennorm från Livmedelsverket eller WHO beräknas parametern $C_{crit, gw}$ med följande uttryck (Naturvårdsverket, 2009):

$$C_{crit-gw} = \frac{TDI \times \text{kroppsvikt}}{\text{vattenintag}} \times 0,2 \times 0,5$$

där kroppsvikten sätts till 60 kg och vattenintaget 2 L/dygn. Faktorn 0,2 tillkommer för att endast 20 % av TDI kan intecknas av dricksvattenintag och faktorn 0,5 för att haltkriteriet för skydd av grundvatten som en dricksvattenresurs ska väljas som 50 % av det framräknade dricksvattenkriteriet i enlighet med Naturvårdsverket (2009).

Vid beräkning av riktvärde för skydd av människors hälsa utgör intag av dricksvatten en av de exponeringsvägar som beaktas. Även om detta kopplar till TDI och dricksvattennormer hanteras detta separat i riktvärdesmodellen, och det finns därmed ingen koppling till parametern $C_{crit, gw}$.

3. Hantering av skydd av grundvatten inom andra organisationer

För skydd av grundvatten som dricksvatten har RIVM (2011) beräknat värdet från TDI. Beräkningen ser ungefär likadan ut som den motsvarande svenska, men man använder inte exakt samma antaganden. RIVM ansätter en kroppsvikt om 70 kg och att 10 % av TDI får komma från dricksvatten, se Tabell 1. I RIVM (2010) redovisas värden avseende dricksvatten från andra länders myndigheter:

- US EPA (US EPA, 2009): 0,2 µg/L
 - Beräknat från NOAEL-värde från försök på djur. Osäkerhetsfaktorer för skillnader mellan arter och för olika känslighet inom den mänskliga populationen används. Räknet för barn, 10 kg, dricker 1 L vatten/dag. 20% får komma från dricksvattnet.
- German federal environmental agency (UBA, Umweltbundesamt; Drinking Water Commission, 2006): 0,10 µg/L (ungefär "försiktighetsvärde"), 0,30 µg/L (long term toxicological threshold)
 - 0,3 µg/L beräknat från ett TDI på 0,083 µg/kg, dag (baserat på NOAEL-värde på 0,025 mg/kg från försök på råttor), 10% får komma från dricksvattnet, vikt: 70 kg, vattenintag: 2 L.
Oklart hur försiktighetsvärdet har tagits fram
- Health protection agency, UK (UK HPA, 2007): 0,30 µg/L
 - Antaganden: TDI: 0,3 ug/(kg, dag), 10% får komma från dricksvattnet, vikt: 10 kg, vattenintag: 1 L (barn).

De data som refereras i punktsatserna är sammanställda i Tabell 1.

Tabell 1 Värden för skydd av dricksvatten framtagna av myndigheter i olika länder eller beräknade enligt Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket, 2009):

Land/myndighet	Dricksvatten-kriterie (µg/L)	Antaget TDI (mg/kg, dag)	Antagen kroppsvikt (kg)	Antagen andel som får komma från dricksvattnet (%)	Antaget vattenintag (L)
RIVM, Holland	0,53	0,00015	70	10	2
USEPA	0,2	0,03 (NOAEL)	10	20	1
UBA, Tyskland	0,3	0,000083	70	10	2
UBA, Tyskland	0,1				
HPA, UK	0,3	0,0003	10	10	1
Beräknat, NV:s formel ovan	0,9	0,00015	60	20	2

4. Föreslaget värde för skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för mark

Sverige har inget rättsligt bindande gränsvärde för PFOS i dricksvatten. Det närmaste man kommer är att Livsmedelsverket har utfärdat en så kallad åtgärdsgräns för summan av sju PFAS-föreningar. Åtgärdsgränsen är till för att dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter ska avgöra om en förekomst av PFAS i vattnet föranleder en åtgärd. Åtgärdsgränsen är satt till 90 ng/L. Om halten i dricksvattnet överstiger denna gräns bör en dricksvattenproducent sätta in en åtgärd för att sänka halten till ”så låga nivåer som är praktiskt möjligt”. Om halten underskrider 90 ng/L är rekommendationen att producenten ska ”verka för att långsiktigt minimera exponeringen av PFAS via dricksvattnet”. SGI anser att det är rimligt att utgå från detta värde som ett alternativ till dricksvattenkriterie då ett sådant kriterium saknas.

I enlighet med den princip som Naturvårdsverket tillämpar ska haltkriteriet för skydd av grundvatten som en dricksvattenresurs väljas som 50 % av dricksvattenkriteriet (Naturvårdsverket, 2009). Detta innebär att den maximalt tillåtna halten av PFOS i grundvattenresursen, $C_{crit,gw}$, *inte ska överskrida halva värdet av Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS (se även Bilaga 11)*. Skyddet av grundvatten som en dricksvattenresurs beräknas därmed enligt:

$$C_{crit,gw} = \frac{\text{Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS}}{2}$$

Noteras bör också att om svenska dricksvattenkriterier ges ut eller om Livsmedelsverkets åtgärdsgräns ändras kan detta komma att innebära att haltkriteriet för skydd av grundvatten som en resurs bör justeras.

Värdet på $C_{crit,gw}$ styrs av åtgärdsgränsen som Livsmedelsverket har satt. Åtgärdsgränsen beror i sin tur på TDI. Osäkerheter i TDI-värdet för PFOS (se Bilaga 4) och den eventuella justering av TDI-värdet som kan komma, innebär att $C_{crit,gw}$ tilldelas datakvalitetsklass 3.

$C_{crit,gw} = 0,045 \mu\text{g/L}$.

Värdet tilldelas kvalitetsklass 3. Vetenskapligt granskade värden har använts, men de överensstämmer inte helt med varandra och det har inte varit uppenbart vilket värde som ger ett långsiktigt hållbart skydd av grundvattnet som en dricksvattenresurs.

Referenser

Drinking Water Commission (2006) "Assessment of PFOA in the drinking water of the German Hochsauerlandkreis", Statement by the Drinking Water commission (Trinkwasserkommission) of the German Ministry of Health at the Federal Environment Agency June 21, 2006/revised July 13, 2006

Naturvårdsverket (2009) "Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning", Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

RIVM (2011) "Advies risicogrenzen grond en grondwater voor PFOS", RIVM Briefrapport 601050002 (På holländska)

UK HPA (2007) "Maximum acceptable concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in drinking water", Health Protection Agency, HPA

US EPA (2009) "Provisional health advisories for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS)", US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 8 January 2009.

Bilaga 8.

Ytvattenkriterium för PFOS, $C_{crit, sw}$

1. Inledning

Ett av skyddsobjekten vid beräkning av generella riktvärden för mark enligt Naturvårdsverkets modell är en tänkt ytvattenrecipient. I modellen beräknas en halt i mark som via spridning inte överskrider ett ytvattenkriterium. Detta ytvattenkriterium är i sig inte avsett som någon åtgärdsnivå för själva ytvattnet. Givet detta kan ett ytvattenkriterium vara lägre än en antropogen bakgrundshalt, då det kan finnas andra källor till förorening i ytvattnet som på sikt kan tänkas behöva åtgärdas. Ytvattenkriteriet är istället avsett att ange en haltnivå där inga negativa effekter på växt- och djurliv i ytvattnet förväntas.

Haltkriterierna för skydd av ytvatten i Naturvårdsverkets modell baseras i första hand på risker för miljöeffekter eller, för metaller och långlivade organiska ämnen, på avvikelse från normalt förekommande halter i sjöar och vattendrag. För huvuddelen av de ämnen som generella riktvärden finns framtagna för är haltkriterierna för ytvatten lägre än dricksvattennormer, vilket innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvatten indirekt även innebär skydd av människors hälsa vid användning av ytvatten.

I denna bilaga redovisas resultatet av den litteraturgenomgång som har genomförts avseende ytvattenkriterium för PFOS. I dokumentet redovisas uppgifter från RIVM som togs fram innan det fanns en övergripande miljö kvalitetsnorm inom EU för PFOS i ytvatten.

2. Data avseende ytvattenkriterier för PFOS

2.1 EU:s miljö kvalitetsnormer

EU har fastställt miljö kvalitetsnormer för inlandsvatten samt kustnära ytvatten (EU, 2013). Kvalitetsnormer har uttryckts dels i termer av medelvärde på årsnivå, dels som maximalt tillåten koncentration, se Tabell 1. Med inlandsvatten avses floder och sjöar och därmed sammanhängande konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster. Underlag till miljö kvalitetsnormerna redovisas i EU (2011).

Många vattenförekomster överskrider EU:s miljö kvalitetsnormer och EU-länderna förväntas då genomföra åtgärder för att komma tillrätta med detta. Att systematiskt åtgärda förorenade områden i ett avrinningsområde är ett sätt att succesivt och långsiktigt minska belastningen på vattendraget, men andra åtgärder genomförs oftast också nationellt och internationellt. Miljö kvalitetsnormer kan användas i till exempel riktvärdesberäkningar (då kallat $C_{crit, sw}$) för förorenad jord och förorenat grundvatten. Riktvärdet sätts då så att föroreningen i marken eller grundvattnet inte ska kunna åstadkomma halter i ytvattnet på lång sikt som överskrider miljö kvalitetsnormen, även efter att eventuella andra åtgärder genomförts. Ett $C_{crit, sw}$ kan alltså vara lägre än dagens antropogena bakgrundshalter eftersom det inte har att göra med krav på åtgärder av själva vattenförekomstens föroreningsnivå när förorenade mark och förorenat grundvatten utreds. Om detta skulle medföra riktvärden för jord eller grundvatten som inte kan uppfyllas rent tekniskt tas det omhand i riskvärderingen där hälso- och miljö risker vägs samman med andra faktorer som påverkar beslutet om åtgärdsomfattning.

Tabell 1 Miljökvalitetsnormer för PFOS i ytvatten (EU, 2013).

Inlandsvatten		
Årsmedelvärde	$6,5 \times 10^{-4}$	µg/L
Maximalt tillåten koncentration	36	µg/L
Andra ytvatten		
Årsmedelvärde	$1,3 \times 10^{-4}$	µg/L
Maximalt tillåten koncentration	7,2	µg/L
Biota (fisk)	9,1	µg/kg våtvikt

2.2 RIVM

RIVM har tagit fram Environmental Risk Limits (ERL) för PFOS i sötvatten och marint vatten (RIVM, 2010). RIVM har följt de riktlinjer som krävs av European Water Framework Directive i arbetet med att bestämma ERL. Framtagna värden baseras på resultat från vetenskapliga studier. RIVM har redovisat NC¹, MPC² och SRC-värden³. RIVM beaktar direkt exponering av biota, sekundär exponering av arter högre upp i näringskedjan samt exponering av människor.

2.2.1 Direktexponering

De toxicitetsdata som ligger till grund för de ERL som RIVM har tagit fram för direktexponering i sötvatten är sammanställda i Tabell 2. Det lägsta NOEC/LC10-värdet är 27 µg/L (*Pimephales promelas*). För vissa taxonomiska grupper observeras en effekt även vid den lägsta testkoncentrationen (de taxonomiska grupper där värdet anges som ett mindre-än-värde). Dessa grupper är mer känsliga än *Pimephales promelas*. RIVM väljer därför att basera sitt MPC-värde på den art som är mest känslig (*Chironomus tentans* för vilken NOEC är <2,3 µg/L). Med en säkerhetsfaktor på 100 erhålls ett MPC-värde för skydd av direktexponering av organismer i sötvatten på 0,023 µg/L. I RIVM (2010) konstateras dock att detta värde inte är konservativt, eftersom det finns resultat (Ji et al., 2008) som indikerar att EC10 för överlevnad av larver av *Oryzias latipes* ligger i storleksordningen 20 ng/L.

Underlaget för att beräkna ett MPC-värde för marina vatten begränsar sig till studie på en ostronart. LOEC = 2.3 µg/L och en säkerhetsfaktor på 500 ger ett MPC-värde på 0,0046 µg/L.

2.2.2 Sekundär exponering

De toxicitetsdata som ligger till grund för de ERL som RIVM har tagit fram för sekundär exponering redovisas i Bilaga A i denna rapport. Av sammanställningen framgår att det lägsta MPC-värdet för exponering av däggdjur/fåglar är 0,037 mg kg biota (våtvikt). Detta värde baseras på ett NOAEL-värde på 0,1 mg/kg kroppsvikt, dag vid exponering av kaniner. Från detta beräknas ett MPC-värde för sekundär exponering av organismer i sötvatten med hjälp av en biokoncentrationsfaktor (BCF=2 800 L/kg) och en biomagnifikationsfaktor (BMF=5 kg/kg), vilket ger MPC_{sp, sötvatten} = 0,0026 µg/L.

Motsvarande MPC-värde för marina vatten erhålls genom att lägga på ytterligare en biomagnifikationsfaktor (BMF=5 kg/kg) vilket ger MPC_{sp, marina vatten} = 0,00053 µg/L

¹ NC = negligible concentration (försumbara effekter på ekosystemet)

² MPC = maximum permissible concentration (alla specier i ekosystemet skyddas från negativa effekter)

³ SRC = serious risk concentration (funktioner riskerar att eller kommer att påverkas allvarligt)

Tabell 2 Toxicitetsdata för PFOS för sötvattensorganismer (RIVM, 2010).

Chronic ^a			Acute ^a		
Taxonomic group	NOEC/EC10		Taxonomic group	L(E)C50	
	[mg/L]	[µg/L]		[mg/L]	[µg/L]
Algae			Algae		
<i>Chlorella vulgaris</i>	8.2 ^b	8200	<i>Chlorella vulgaris</i>	82 ^b	82000
<i>Navicula pelliculosa</i>	191	191000	<i>Navicula pelliculosa</i>	283	283000
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	53 ^c		<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	120 ^c	120000
Cyanobacteria			Cyanobacteria		
<i>Anabaena flos-aqua</i>	94	94000	<i>Anabaena flos-aqua</i>	176	176000
Macrophytes			Macrophyta		
<i>Lemna gibba</i>	6.6 ^d	6600	<i>Lemna gibba</i>	31 ^d	31000
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	0.56	560	Crustaceans		
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3.2	3200	<i>Daphnia magna</i>	48 ⁱ	48000
Crustaceans			<i>Daphnia pulex</i>	124	124000
<i>Daphnia magna</i>	7.0 ^e	7000	<i>Moina macrocopa</i>	18	18000
<i>Moina macrocopa</i>	0.40 ^{f,m}	400	<i>Neocaridina denticulate</i>	9.3	9300
Insects			Platyhelminthes		
<i>Chironomus tentans</i>	< 2.3 × 10 ^{-3m}	< 2.3	<i>Dugesia japonica</i>	18 ^j	18000
<i>Enallagma cyathigerum</i>	< 1.0 × 10 ^{-2m}	< 10	Mollusca		
Fish			<i>Physa acuta</i>	165	165000
<i>Oryzias latipes</i>	< 1.0 × 10 ^{-2m}	< 10	<i>Unio complanatus</i>	59	59000
<i>Pimephales promelas</i>	2.8 × 10 ^{-2g}	27	Fish		
Amphibians			<i>Lepomis macrochirus</i>	6.4	6400
<i>Xenopus laevis</i>	5.0 ^h	5000	<i>Pimephales promelas</i>	6.6 ^k	6600
			<i>Oncorhynchus mykiss</i>	13 ^l	13000

^a For detailed information see Appendix 2. For a description of LOEC values see main text.

^b Most sensitive endpoint (cell density).

^c Preferred endpoint (growth rate), preferred exposure time (72 h).

^d Most sensitive endpoint (wet weight).

^e Most sensitive endpoint (reproduction); geometric mean of 12, 25, 6.5 and 1.25 mg/L.

^f Preferred endpoint (population growth rate)

^g Most sensitive endpoint (spawning).

^h Most sensitive endpoint (growth); geomean of 4.82 and 5.25 mg/L).

ⁱ Geometric mean of 61.0; 25.0; 53.8; 67.2; 37.4 and 58.4 mg/L

^j Geometric mean of 15.8 and 21.3 mg/L

^k Geometric mean of 9.5 and 4.6 mg/L

^l Geometric mean of 7.2 and 22 mg/L

^m See comment in text below

2.2.3 Exponering av människor

RIVM redovisar även ett MPC-värde som avser att skydda människor som konsumerar fiskeriprodukter från sötvatten. Detta värde utgår från ett TDI-värde (0,15 µg/kg, dag), en kroppsvikt på 70 kg, ett dagligt intag av fisk på 115 g samt ett antagande att detta får ge ett maximalt bidrag till TDI på 10 %. Detta ger ett MPC-värde för intag av fisk på 9,1 µg/kg biota (våtvikt). Detta värde räknas om till en halt i sötvatten med hjälp av samma biokoncentrations- och biomagnifikationsfaktorer som ovan (BCF=2 800 L/kg, BMF=5 kg/kg). Detta ger ett MPC_{hh, food water} på 0,00065 µg/L, d.v.s. identiskt med den miljö kvalitetsnorm

som EU har fastställt. Motsvarande MPC för marina vatten beräknas genom att lägga på ytterligare en biomagnifikationsfaktor ($BMF=5 \text{ kg/kg}$) vilket ger $MPC_{hh \text{ food, marina vatten}} = 0,00013 \text{ } \mu\text{g/L}$

2.2.4 Akuttoxiska effekter

I RIVM (2010) redovisas ett så kallat MAC-värde (Maximum Acceptable Concentration) för ekosystemet på $36 \text{ } \mu\text{g/L}$ för sötvatten respektive $7,2 \text{ } \mu\text{g/L}$ för marina vatten. Dessa värden baseras på studier av de akuttoxiska effekterna på ekosystemet, och direktexponering. Författarna konstaterar också att PFOS är ett ämne för vilken effekter främst erhålls i ett långtidsperspektiv.

2.2.5 Sammanställning

De olika MPC-värdena är sammanfattade i Tabell 3. Det slutliga MPC-värdet sätts till det lägsta värdet för sötvatten respektive marina vatten. För sötvatten är detta identiskt med MPC-värdet för skydd av människor ($0,00065 \text{ } \mu\text{g/L}$). För marina vatten styrs MPC-värdet av sekundärgiftning ($0,00053 \text{ } \mu\text{g/L}$).

Tabell 3 Environmental Risk Limits för ytvatten ($\mu\text{g/L}$) (RIVM, 2010)

	Halt	Kommentar
Sötvatten		
NC	6.5×10^{-6}	
$MPC_{eco, \text{ water}}$	0.023	Beaktar direktexponering
$MPC_{sp, \text{ water}}$	0.0026	Beaktar skydd av predatorer (sekundärförgiftning)
$MPC_{hh \text{ food, water}}$	0.00065	Beaktar skydd av människa (intag av fisk)
$SRC_{eco, \text{ water}}$	930	
Marina vatten		
NC	5.3×10^{-6}	
$MPC_{eco, \text{ water}}$	0.0046	Beaktar direktexponering
$MPC_{sp, \text{ water}}$	0.00053	Beaktar skydd av predatorer (sekundärförgiftning)
$MPC_{hh \text{ food, water}}$	0.00065	Beaktar skydd av människa (intag av fisk)
$SRC_{eco, \text{ water}}$	930	

2.3 Val av ytvattenkriterie

Då exponering av fisk kan vara en betydande exponeringsväg för människor bör detta beaktas vid val av ytvattenkriterie. EU:s miljö kvalitetsnorm beaktar detta.

Som ytvattenkriterie vid beräkning av generella riktvärden för PFOS i mark och grundvatten föreslås EU:s miljö kvalitetsnorm för inlandsvatten, $0,65 \text{ ng/L}$. Detta bedöms rimligt även om värdet är lägre än dagens antropogena bakgrundshalter.

Ytvattenkriterie ($C_{crit, sw}$) = $0,65 \text{ ng/L}$

Värdet tilldelas kvalitetsklass 2. Det baseras på vetenskapligt granskade värden men dessa överensstämmer inte helt med varandra.

Referenser

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, 1-131

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

EU (2011) "Perfluorooctane sulphonate (PFOS)", PFOS EQS dossier 2011

Ji, K, Kim, Y, Oh, S, Anh, B, Jo, H & Choi, K (2008) "Toxicity of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid on freshwater macroinvertebrates (*Daphnia magna* and *Moina macrocopia*) and fish (*Oryzias latipes*)", Environ. Toxicol. Chem. 27, 2159-2168

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

Bilaga A

Toxicitetsdata för däggdjur och fåglar (RIVM, 2010)

Species	Species properties	Substance	Duration ^b	Route	Criterion	Endpoint	Result mg/kg _{bw} /d	BW/DFI ^c	Result diet mg/kg _{diet}	AF	MPC _{oral} mg/kg _{biota ww}	Ri ^a	Original reference
Rats			GD 6-15	gavage	NOAEL	maternal toxicity, developmental toxicity	5	20	100	90	1.11	2	Gortner, 1980
Rats			GD 6-15	gavage	NOAEL	maternal toxicity, developmental toxicity	1	20	20	90	0.22	2	Wetzel, 1983
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	maternal weight gain	1	10	10	90	0.11	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal weight	5	10	50	90	0.56	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	3-5	10	30-50			2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	1	10	10	90	0.11	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	5	10	50	90	0.56	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	survival, growth, development	1	10	10	90	0.11	2	Lau et al., 2003
Rats	Crl:CD®(SD)IGS VAF/Plus®	KPFOS	6 w prior mating - PD4	gavage	NOAEL	gestation length, pup viability	0.37	20.0	7.4	90	0.08	2	Luebker et al. 2005
Rats	CD	KPFOS	90 d	diet	NOEC	body weight, mortality food consumption	2	(15)	30	90	0.33	2	Goldenthal et al. 1978a
Rats	Sprague Dawley, Crl:CD† (SD) IGS BR	KPFOS	14 w	diet	NOEC	body weight	>1.5	(13.3)	>20			2	Seacat et al., 2003
Rats	Crl:CD(SD)IGS BR	KPFOS	chronic	diet	NOEC	carcinogenicity study	0.14	(14.3)	2	30	0.07	2	Thomford, 2002
Rats		KPFOS	two generation	gavage	NOAEL	survival, body weight F1	0.4	20	8	30	0.27	2	Christian et al. 1999
Rats		KPFOS	two generation	gavage	NOAEL	birth weight F2	0.1	20	2	30	0.07	2	Christian et al. 1999
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	maternal weight gain	15	8.3	124.5	90	1.38	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	foetal weight	5	8.3	41.5	90	0.46	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	foetal malformations	1-15	8.3	8.3-124.5			2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	sternal defects	1	8.3	8.3	90	0.09	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	cleft palate	10	8.3	83	90	0.92	2	Thibodeaux et al., 2003
Rabbit	New Zealand white	KPFOS	GD6-20	gavage	NOAEL	birth weight, ossification	1	33.3	33.3	90	0.37	2	Case et al. 2001
Rabbit	New Zealand white	KPFOS	GD6-20	gavage	NOAEL	maternal weight gain	0.1	33.3	3.33	90	0.037	2	Case et al. 2001
Rhesus monkeys		KPFOS	90 d	gavage	NOAEL	survival	1.5	20	30	90	0.33	2	Goldenthal et al., 1978b
Rhesus monkeys		KPFOS	90 d	gavage	NOAEL	severe gastrointestinal effects, trembling; monkeys were euthanized to prevent further suffering	0.5	20	10	90	0.11	2	Goldenthal et al., 1978b
Cynomolgus monkeys	2.4-4.4 kg	KPFOS	183 d	intubation	NOAEL	body weight, mortality	0.15	20	3	30	0.10	2	Seacat et al., 2002
mallard ducks		KPFOS	21 w	diet	NOEC	body weight, reproduction	1.49	6.7	10	30	0.33	2	Newsted et al., 2007
northern bobwhite quail		KPFOS	21 w	diet	NOEC	body weight, reproduction	0.77	13	10	30	0.33	2	Newsted et al., 2007

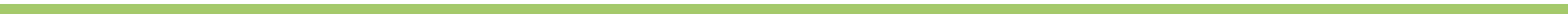
a: Reliability Index according to Klimisch et al., 1997.

b: GD = Gestation day

c: Conversion factor body weight/daily food intake (see Van Vlaardingen and Verbruggen, 2007)

Bilaga 9.

Riktvärde för skydd av markmiljö



1. Inledning

Ett av de skyddsobjekt som beaktas vid beräkning av riktvärden är markmiljön inom det förorenade området. Skyddsnivån är olika högt ställd beroende på hur området nyttjas. I modellen för beräkning av riktvärden anges riktvärde för markmiljön som två ämnesspecifika konstanter, en då området utgörs av ett område som används för så kallad känslig markanvändning (exempelvis bostäder) och ett annat värde då området används för mindre känslig markanvändning (exempelvis industrimark).

I denna bilaga redovisas resultatet av den litteraturgenomgång som har genomförts avseende data för att fastställa riktvärden för skydd av markmiljö för PFOS.

2. Ekotoxikologiska studier

Effekter av PFOS på marklevande organismer har studerats i form av tester på maskar. Även tester på växter finns rapporterade. I Beach et al (2006) redovisas en sammanställning av några olika undersökningar som har genomförts.

3. Effekter på växter

Brignole et al (2003) redovisar försök där sju olika växtarter har exponerats för PFOS genom att de har planterats i artificiell jord innehållande PFOS i olika halter. Försöken genomfördes under 21 dagar varefter grobarhet, överlevnad samt skottlängd och vikt bestämdes. Resultaten från undersökningen är sammanställda i Tabell 1. Skottlängd är generellt den påverkan som påvisas vid lägst koncentration av PFOS. EC50 avseende skottlängd varierar från 40 (sallad) till 460 mg/kg våtvikt (sojaböner). NOAEC-värdet varierar från <3,91 (sallad) till 62,5 mg/kg våtvikt (alfalfa, lin och sojaböner). Från dessa data bestäms ett jämförvärde (eng. screening benchmark value) för växter (Beach et al, 2006). Eftersom den art som uppvisar den största känsligheten mot PFOS (sallad) uppvisar en påverkan redan vid den lägsta koncentration som undersöks (3,91 mg/kg våtvikt), används en säkerhetsfaktor 3 för att bestämma jämförvärdet. Jämförvärdet för växter blir därmed 1,3 mg PFOS/kg våtvikt ($=3,91/3$) eller omräknat till torrsvikt 1,5 mg PFOS/kg.

Tabell 1 Toxicitet av PFOS för växter (mg/kg våtvikt) (Brignole, 2003). Jordens fukthalt är i medeltal 15%.

	Grobarhet		Överlevnad		Skottlängd	
	NOAEC ¹	EC50	NOAEC	EC50	NOAEC	EC50
Lök	62,5	210	15,6	57	15,6	47
Gräs (<i>Lolium perenne</i>)	62,5	340	62,5	310	3,91	130
Alfalfa	250	745	62,5	450	62,5	250
Lin	250	600	62,5	230	62,5	140
Sallad	250	560	62,5	390	<3,91	40
Sojabönor	1 000	>1 000	1 000	>1 000	62,5	460
Tomater	250	470	15,6	105	15,6	94

Stahl (2009) studerar upptaget av polyfluorerade föreningar i fem sorters grödor (vete, havre, majs, potatis och råggräs). Grödorna planteras i jord förorenad med en blandning av PFOS och PFOA i halter från 0,25 till 50 mg/kg. Studien visar att upptaget av föroreningar varierar mellan olika grödor och att upptaget av PFOA är det dubbla i jämförelse med PFOS. Samtliga grödor förutom majs uppvisade påverkan då föroreningskoncentrationen var 25 mg PFOS/PFOA per kilogram jord. Vid en halt på 10 mg/kg var det endast vete som uppvisade påverkan. Eftersom inga effekter kunde påvisas på någon av de studerade grödorna vid en halt av 1 mg/kg, betraktas detta som ett NOEC-värde.

Akuttoxicitet av PFOS och PFOA undersöks för tre växtarter (gurka, sallad och pak choi) (Li, 2009). Frön placeras i en petriskål med en testlösning innehållande PFOS eller PFOA där de får grodda. Därefter får fröna ligga i mörker och efter 120 timmar mäts rotlängden. Föroreningskoncentrationen i testlösningen varierar från 6,25 till 200 mg PFOS/L respektive 62,5 till 2 000 mg PFOA/L.

Resultaten visar att koncentrationer av PFOS upp till 200 mg/L inte har någon effekt på groddning för de tre grödor som studeras. Studien omfattar högre koncentrationer av PFOA och för groddning konstateras ett NOEC-värde på 1 000 respektive 250 mg/L för sallad respektive pak choi. Rottillväxt påverkas vid lägre halter av PFOS och PFOA än groddning. NOEC-värdet för rottillväxt ligger mellan 50 och >200 mg/L för PFOS och i intervallet <62,5 – 250 mg/L för PFOA. Resultaten för groddning indikerar att PFOS är mer toxiskt än PFOA. Däremot är resultaten för rottillväxt inte lika entydiga. Eftersom rottillväxt är mer känslig för PFOS och PFOA än groddning, blir SGIs allmänna slutsats att studien inte ger någon grund för att PFOS skulle vara mer toxiskt än PFOA för de studerade grödorna.

¹ NOAEC (No Observed Adverse Effect Concentration) är den koncentration som innebär att det inte föreligger en signifikant högre påverkan än vad som observeras i kontrollprover.

Tabell 2 Toxicitet av PFOS och PFOA för växter (mg/L) (Li, 2009).

	Frögroddning		Rottillväxt		
	LC50	NOEC	EC10	EC50	NOEC
PFOS					
Gurka	>200	>200	N.C.	>200	>200
Sallad	>200	>200	24 (16-33)	99 (88-110)	50
Pak choi	>200	>200	71 (56-85)	130 (119-141)	50
PFOA					
Gurka	>2 000	>2 000	812 (527-1 097)	1 254 (1 026-1 482)	250
Sallad	1 734 (1 342-2 240)	1 000	5 (0-11)	170 (88-252)	<62,5
Pak choi	579 (530-632)	250	155 (108-203)	278 (236-320)	125

4. Effekter på evertetrater och fåglar

Studier av akuttoxiciteten av PFOS på maskar (Sindermann et al, 2002) har visat på ett LC50-värde på 373 mg/kg TS (95 % konfidensintervall: 316-440 mg/kg TS). NOAEC- och LOAEC-värdet bestämdes till 77 respektive 141 mg/kg TS. Från dessa data beräknas ett jämförvärde (eng. chronic benchmark value) för marklevande evertetrater (Beach et al, 2006). Då underlaget omfattar endast en art, används en säkerhetsfaktor 2, varvid jämförvärdet blir 39 mg/kg TS (=77/2).

I en annan studie (Gallagher et al, 2004a, b) undersöks akuta och kroniska effekter på två fågelarter (gräsand och vitstrupig vaktel). Akutstudien visar på ett NOAEC-värde på 35,1 respektive 70,3 mg/kg foder och ett LOAEC-värde på 70,3 respektive 141 mg/kg foder för gräsand respektive vaktel. Kroniska effekter påvisas vid lägre koncentrationer av PFOS i foder. NOAEL bestäms till 10 mg/kg foder för såväl gräsand som vaktel. Liknande försök har genomförts med bin (Wilkins, 2001a, b) och flugor (van Gossom et al, 2010).

En senare studie har genomförts för att bestämma toxiciteten av PFOS och PFOA för marklevande evertetrater (Joung et al, 2010). Akuttoxiskt test på dagmask ger ett NOEC-värde (definierat som den högsta koncentration som inte medför något dödsfall i den studerade populationen) på 160 mg PFOS/kg TS respektive 500 mg PFOA/kg TS. 14-dagars LC50-värde bestäms till 365 mg PFOS/kg TS respektive 1 000 mg PFOA/kg TS. Från detta konstaterar författarna att PFOS är ungefär tre gånger så toxiskt för dagmaskar som PFOA.

Statens föroreningstillsyn redovisar resultat från ekotoxikologiska tester på dyngmask (*Eisenia fetida*) (SFT, 2006). Testet är ett akutförsök som genomförs under en period av 14 dagar där maskar exponeras för jord förorenad med PFOS, PFOA eller 6:2 FTS i varierande koncentrationer (10, 20, 40, 80, 150, 250 och 500 mg/kg samt ett icke förorenat prov - blank). Jorden skapas på laboratorium genom att blanda kvartssand, lera och torv (TOC-halten är cirka 5%), och sedan tillsätta PFOS, PFOA alternativt 6:2 FTS så att en viss föroreningskoncentration erhålls (kallad nominell koncentration). Efter avslutade försök analyserades föroreningshalten vilket visade att koncentrationen i vissa fall skiljde sig från den nominella koncentrationen. Någon förklaring till detta ges inte i rapporten.

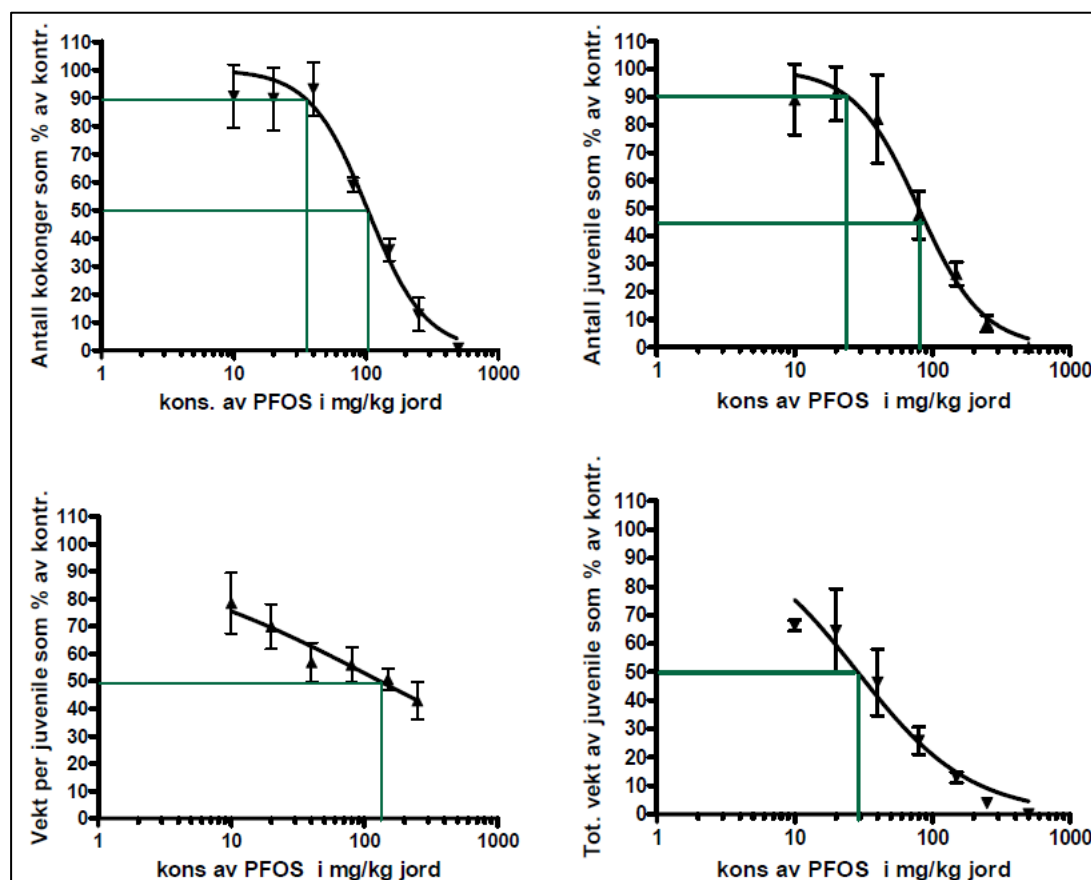
Utvärderingen omfattar dels en direkt effekt på exponerade individer (antal överlevande individer och deras viktminskning) samt fem parametrar som beskriver effekten på reproduktionen (antal kokonger, andel kokonger som kläcks, antal juveniler, total och genomsnittlig vikt för juveniler). Resultatet för respektive parameter jämförs med motsvarande resultat för blankprovet och NOEC-värdet definieras som den högsta halt där det inte förekommer någon statistiskt säkerställd skillnad i förhållande till blankprovet. För den direkta effekten på exponerade individer går det inte att se någon effekt av vare sig PFOS eller PFOA inom det undersökta koncentrationsintervallet. Däremot går det att se en effekt på reproduktionsförmågan. För antal kokonger, kläckningsgrad och antal juveniler är det statistiskt säkerställt att dessa är lägre än blankprovet vid en halt av PFOS på 80 mg/kg, se Tabell 3. Det bör noteras att resultatet avseende kläckningsgrad är osäkert då föroreningsnivåer på 150 respektive 250 mg PFOS/kg inte skiljer sig från blankprovet. Baserat på vikten hos juveniler konstateras att den lägsta halt som det föreligger en skillnad gentemot blankprovet är 40 mg PFOS/kg (totalvikt) respektive 20 mg PFOS/kg (medelvikt). Medelvikten är därmed den parameter som PFOS har störst effekt på.

Resultaten för PFOA liknar i huvudsak de för PFOS. Effekt på antal för vissa av parametrarna som beskriver reproduktionen påverkas först vid något högre halter. Vikten hos juveniler däremot är lika känslig eller känsligare för PFOA än PFOS. 6:2 FTS slutligen uppvisar en lägre påverkan på mask än PFOS och PFOA.

Tabell 3 Lägsta halt där det föreligger en skillnad gentemot ren jord (SFT, 2006). Halter i mg/kg, nominell koncentration.

		PFOS	PFOA	6:2 FTS
Direkteffekt	Överlevande	>500	>500	>500
	Viktminskning	>500	>500	500
Reproduktion	Antal kokonger	80	250	500
	Kläckningsgrad	80	500	500
	Antal juveniler	80	150	500
	Totalvikt juveniler	40	20	250
	Medelvikt juveniler	20	20	>500

Från reproduktionsförsöken har dos-responskurvor tagits fram. Figur 1 visar ett exempel på detta. Kurvorna för totalvikt respektive medelvikt uppnår aldrig en konstant nivå på 100 % av kontrollgruppens (blankprovets) värde, dvs. man ser en effekt redan vid den lägsta koncentrationen som har studerats i försöken. Detta visar att försöken borde ha genomförts även vid lägre koncentrationer än 10 mg/kg.



Figur 1 Dos-responskurva för reproduktionsparametrar hos maskar som är exponerade för PFOS. Koncentration = nominell koncentration (SFT, 2006).

Från dos-responskurvorna har EC50- och EC10-värden bestämts, se Tabell 4. För vissa av parametrarna (t.ex. totalvikt och medelvikt vid försök med PFOS) har man varit tvungen att extrapolera dosresponskurvan för att kunna bestämma EC10-värdet. Dessa värden ska därför beaktas med försiktighet.

Med resultaten från direkta effekter och effekter på reproduktion, ansätter SFT NOEC-värden enligt Tabell 5. För 6:2 FTS erhålls ett EC10-värde från dos-responskurvan för totalvikt hos juveniler som är lägre än NOEC-värdet (21 mg/kg respektive 150 mg/kg). Då EC10-värdet är lägre än NOEC, och dessutom är statistiskt mer robust rekommenderar SFT att större vikt läggs på EC10 än NOEC.

Tabell 4 Sammanställning av EC50- och EC10-värden från reproduktionsförsök på mask (SFT, 2006). Halter i mg/kg baserat på nominell koncentration. Värden inom parentes anger 95 % konfidensintervall för EC10 respektive EC50.

Parameter	PFOS		PFOA		6:2 FTS	
	EC50	EC10	EC50	EC10	EC50	EC10
Antal kokonger	103 (85-127)	43 (21-88)	383 (281-524)	a)	566 (401-800) b)	247 (127-478)
Kläckningsgrad			423 (365-491)	189 (116-308)		
Antal juveniler	80 (62-103)	25 (14-44)	213 (173-261)	94 (49-181)		
Totalvikt av juveniler	29 (21-39)	4 (2-8) b)	50 (40-61)	a)	253 (164-392)	30 (10-89)
Medelvikt juveniler	131 (65-262)	0,9 (0,07-10) b)	115 (60-223)	a)		

a) EC10 kan ej beräknas.

b) Extrapolerat värde och ska därför beaktas med försiktighet.

Tabell 5 NOEC- och EC10-värde för PFOS, PFOA och 6:2 FTS (SFT, 2006).

	PFOS	PFOA	6:2 FTS
NOEC (mg/kg)	10	16	150 a)
EC10 (mg/kg)	Osäkra data	Osäkra data	21

a) Baserad på nominell koncentration.

5. Sammanställning av NOEC-värden

En sammanställning av NOEC- och EC10-värden ges i Tabell 6. I tabellen redovisas även PNEC-värden och de säkerhetsfaktorer som har använts för att beräknas PNEC.

Av sammanställningen dras slutsatsen att PNEC för PFOS ligger i intervallet 10 till 373 µg/kg. För PFOA och 6:2 FTS finns uppgifter om ett PNEC-värde på 160 µg/kg respektive 210 µg/kg.

Tabell 6 Sammanställning av NOEC-/EC10-värden samt korresponderande PNEC-värden.

Referens	Species	Kort eller långtidsförsök	NOEC/EC10	SF ^{d)}	PNEC
PFOS					
Brignole (2003)	Sallad	21 dagar	NOEC <3,91 mg/kg våtvikt		
Brignole (2003)	Sallad	21 dagar	EC10 = 27,79 mg/kg TS	100 ^{d)}	280 µg/kg TS
Stahl (2009)	Olika grödor		NOEC = 1 mg/kg	100 ^{f)}	10 µg/kg
Sindermann et al (2002)	Maskar	14 dagar	NOEC = 77 mg/kg TS	1 000 ^{e)}	77 µg/kg TS
Sindermann et al (2002)	Maskar	14 dagar	LC50 = 373 mg/kg TS	1 000 ^{d)}	373 µg/kg TS
Joung et al (2010)	Maskar		NOEC = 160 mg/kg TS ^{a)}		
SFT (2006)	Maskar	14 dagar	NOEC = 10 mg/kg	100 ^{c)}	100 µg/kg
PFOA					
Joung et al (2010)	Maskar		NOEC = 500 mg/kg TS ^{a)}		
SFT (2006)	Maskar	14 dagar	NOEC = 16 mg/kg	100 ^{c)}	160 µg/kg
6:2 FTS					
SFT (2006)	Maskar	14 dagar	EC10 = 21 mg/kg	100 ^{c)}	210 µg/kg

a) Definierad som den högsta koncentration som inte medför något dödsfall i den studerade populationen.

b) SF = Säkerhetsfaktor

c) Säkerhetsfaktor som används i SFT (2006)

d) Säkerhetsfaktor som används i Environment Agency (2009)

e) Säkerhetsfaktor som används i SFT (2008)

f) Säkerhetsfaktor som används i RIVM (2011a)

6. Riktvärden för markmiljö

RIVM (2011a) redovisar riktvärden för PFOS i mark och grundvatten. För skydd av markmiljö beaktas två olika skyddsobjekt; direktexponering av markekosystemet samt ”secondary poisoning” (holländska: doorvergiftiging) som även beaktar effekter på arter högre upp i näringskedjan. Beräknade riktvärden redovisas i Tabell 7.

Underlaget som RIVM använder avseende **direktexponering** av markekosystemet utgörs av de tester på dagmask som Sindermann och medförfattare har redovisat samt toxicitet för sju olika växtarter från Brignole et al (2003). Med dessa undersökningar som grund ansätter RIVM ett NOEC-värde på ”cirka 3,5 mg/kg”, vilket SGI bedömer baseras på NOAEC-värdet för sallad (<3,91 mg/kg våtvikt) från Sindermann et al (2002). RIVM konstaterar också att EC10 ligger ”i storleksordningen 1 mg/kg TS” baserat på resultaten för sallad. Detta värde dividerar RIVM med en säkerhetsfaktor på 100 vilket ger ett riktvärde (MPC²) på 10 µg/kg. I Tabell 7 redovisas även de värden som motsvarar försumbara effekter (NC³) respektive SRC⁴-värdet.

Underlaget som RIVM använder avseende **secondary poisoning** baseras på toxicitet för PFOS för däggdjur och fåglar. Man kommer fram till ett riktvärde för skydd av fåglar/däggdjur på 16 µg/kg TS, se Bilaga A i detta dokument. För att även skydda rovfåglar och andra rovdjur korrigeras detta riktvärde med hjälp av en biomagnifikationsfaktor (BMF) på 5. Detta gör att riktvärdet slutligen blir 3,2 µg/kg TS.

Datasetet som utgör underlag för beräkning av riktvärdet avseende ”secondary poisoning” är relativt stort (26 data från fem olika däggdjur och två fågelarter, se Tabell 9 där dessa redovisas). RIVM bedömer därför att osäkerheten i underlaget är litet (RIVM, 2011b). RIVM gör även samma bedömning vad gäller värdet på biomagnifikationsfaktorn som används. Däremot klassas värdet på BSAF, biota to soil accumulation factor, (2,5) som används för att beräkna riktvärdet för skydd av fåglar/däggdjur som osäkert av RIVM.

Tabell 7 Riktvärde för PFOS i mark (µg/kg) (RIVM, 2011a).

	NC	MPC	SRC
Direktexponering	0,1	10	16 000
”Secondary poisoning”	0,032	3,2	-

Statens forurensningstilsyn i Norge använder data som redovisas i SFT (2006) för att beräkna PNEC-värden för PFOS, PFOA och 6:2 FTS (SFT, 2008). Då underlaget utgörs av NOEC- alternativt EC10-värde baserat på endast ett långtidstoxicitetstest används i enlighet med EU (2003) en säkerhetsfaktor på 100. Detta ger PNEC-värden enligt Tabell 8. SFT beräknar i samma rapport även ett PNEC-värde baserat på de masktester som redovisas i Sindermann et al (2002). NOEC-värdet på 77 mg/kg ger tillsammans med en säkerhetsfaktor på 1 000 ett PNEC-värde på 77 µg/kg. Säkerhetsfaktorn 1 000 motiveras med att underlaget utgörs av ett korttidstest. PNEC-värdet för PFOS på 100 µg/kg TS är det värde som används som normvärde i Norge. Det norska normvärdet för jord anger gränsen för när jord anses vara ren och när den anses som förorenad (personlig kommunikation Vanja Alling, Miljødirektoratet).

² MPC = maximum permissible concentration (alla specier i ekosystemet skyddas från negativa effekter)

³ NC = negligible concentration (försumbara effekter på ekosystemet)

⁴ SRC = serious risk concentration (funktioner riskerar att eller kommer att påverkas allvarligt)

Tabell 8 PNEC-värde för PFOS, PFOA och 6:2 FTS (SFT, 2008).

	PFOS	PFOA	6:2 FTS
PNEC ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$)	100	160	210

Kemakta har tagit fram ett förslag på riktvärden för PFOS avseende skydd av markmiljö vid framtagande av platsspecifika riktvärden för BÖP i Rosersberg (Kemakta, 2011). Underlaget som Kemakta använder bedöms vara det samma som RIVM använder för beräkning av riktvärden avseende direktexponering. Skillnaden är att Kemakta ansätter NOEC-värdet för PFOS till 4,6 mg/kg baserat på ett antagande av om att jord som användes i växttesterna hade en vattenhalt på 5 %⁵. För beräkning av riktvärde för skydd av markmiljö divideras detta värde med en säkerhetsfaktor på 100 för MKM och 1 000 för KM. Riktvärdet sätts därmed till 5 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ för KM-område och 50 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ för MKM-område. Kemakta tar inte ”secondary poisoning” i beaktande vid framtagande av riktvärdet för skydd av markmiljö. Detta motiveras med att arter högre upp i näringskedjan ofta samlar in sin föda från ett område som är betydligt större än det förorenade området.

7. Föreslaget värde

Det underlag som finns tillgängligt vad gäller effekter av PFOS på markmiljön är relativt begränsat. Detta innebär att effektnivåer inte kan bestämmas från dos-responskurvor baserade på ett flertal olika taxonomiska grupper. Istället får effektnivåer skattas utifrån resultat från toxikologiska studier på enstaka arter med större osäkerheter som följd.

PFOS är ett ämne som bioackumulerar i näringskedjan. De data som redovisas av RIVM, och som är sammanställda i Tabell 7, indikerar att arter högre upp i näringskedjan är en kritisk grupp. SGI anser därför att ett riktvärde för PFOS som avser skydda markmiljön även ska beakta effekter på arter högre upp i näringskedjan och inte enbart effekter på arter som exponeras direkt i marken.

Det värde som föreslås användas vid beräkning av generella riktvärden för känslig mark (KM) är 3 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$. Detta riktvärde bedöms skydda även arter högre upp i näringskedjan eftersom ”secondary poisoning” är beaktat. Värdet baseras på RIVM:s data för ”secondary poisoning” avrundat till en värdesiffra. Som framgår ovan bedömer RIVM osäkerheten i underlaget som litet, men att värdet på den biokoncentrationsfaktor som används (2,5) är osäkert. MPC-värdet är satt för att skydda i huvudsak alla specier (HC5) i ekosystemet från negativa effekter. Denna skyddsnivå är högre än vad som gäller för generella riktvärden för förorenad mark för känslig markanvändning enligt Naturvårdsverkets terminologi där skyddsnivån är satt till 75 % marklevande arter. Att tillämpa ett värde baserat på en högre skyddsnivå motiverar SGI med osäkerheten i biokoncentrationsfaktorn.

Skyddsnivån för markmiljön inom ett område med mindre känslig markanvändning (MKM) är lägre. Detta motiveras att riktvärdet för skydd av markmiljön inom ett MKM-område sätts till ett högre värde än motsvarande värde för ett KM-område. I Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden för mark sätts skyddsnivån vid mindre känslig markanvändning till 50 % av de marklevande arterna. RIVM:s SRC-värde för markmiljö är satt till en nivå som motsvarar att 50 % av arterna och/eller 50 % av de mikrobi-

⁵ I Beach et al (2002) anges att fukthalten i de studerade jordarna är i medeltal 15%.

ella processerna troligtvis är påverkade negativt av föroreningen (Environment Agency, 2004). Även om skyddsnivåerna som används av RIVM och Naturvårdsverket inte är de samma så är skyddsnivåerna snarlika, vilket skulle tala för att SRC-värdet som RIVM redovisar (se Tabell 7) skulle kunna tillämpas som riktvärde för skydd av markmiljön inom ett MKM-område.

Riktvärdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning läggs dock inte på samma nivå som RIVM ansätter (16 mg/kg TS). Istället sätts riktvärdet till 100 gånger högre än vid känslig markanvändning (dvs 0,3 mg/kg TS). Faktorn 100 har ingen vetenskaplig grund, men innebär att riktvärdet hamnar på en nivå som är drygt en storleksordning lägre än den koncentration (16 mg/kg TS) som RIVM anser motsvara att 50 % av arterna och/eller 50 % av de mikrobiella processerna troligtvis är påverkade negativt av föroreningen. Det lägre värdet ska ta höjd för att hälften av arterna eller mikrobiella processer påverkas inte är liktydigt med att hälften av arterna/processerna är skyddade.

Det bör noteras att det föreslagna riktvärdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning inte tar höjd för skydd av arter högre upp i näringskedjan.

Riktvärde för skydd av markmiljö vid känslig markanvändning (KM) = 3 µg/kg TS

Riktvärde för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning (MKM) = 300 µg/kg TS.

Värdet för skydd av markmiljö vid känslig markanvändning tilldelas kvalitetsklass 2. Vetenskapligt granskade värden finns men överensstämmer inte helt med varandra.

Värdet för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning tilldelas kvalitetsklass 3. Detta värde bygger på värdet för KM, men relationen mellan värden är uppskattad.

Referenser

Beach, S A, Newsted, J L, Coady, K & Giesy, J P (2006) "Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS)", *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186, 133-174

Brignole, A J, Porch, J R, Krueger, H O & van Hoven, R L (2003) "PFOS: a toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of seven species of plants, Toxicity to terrestrial Plants", EPA Docket AR226-1369, Wildlife International Ltd, Easton, MD

Environment Agency (2009) "Review of human health and environmental risks associated with land application of mechanical-biological treatment outputs", Report SC030144/R5, Environment Agency, Bristol, UK

Environment Agency (2004) "Soil screening values for use in UK ecological risk assessment", Environment Agency, Bristol, UK

EU (2003) "Technical guidance document on risk assessment Part II", European Commission Joint Research Centre EUR 20418 EN/2.

Gallagher, S P, Casey, C S, Beavers, J B & van Hoven, R L (2004a) "PFOS: a dietary LC50 study with the mallard"; Amended Report Project No. 454-102, EPA Docket AR226-1735, Wildlife International Ltd, Easton, MD

Gallagher, S P, Casey, C S, Beavers, J B & van Hoven, R L (2004b) "PFOS: a dietary LC50 study with the northern bobwhite", Amended Report Project No. 454-103, EPA Docket AR226-1825, Wildlife International Ltd, Easton, MD

Jensen, J, Toft Ingvertsen, S & Magid, J (2012) "Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge", Environmental Project No 1406, Danish Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark

Joung, K-E, Jo, E-H, Kim, H-M, Choi, K & Yoon, J (2010) "Toxicological effects of PFOS and PFOA on earthworm, *Eisenia fetida*", *Environ. Health Toxicol.* 25(3), 181-186

Kemakta (2011) "Undersökning av föroreningar vid Räddningsskolans f.d. övningsplats i Rosersberg", Sigtuna kommun, oktober 2011, Kemakta AR 2011-19

Li, M-H (2009) "Toxicity of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid to plants and aquatic invertebrates", *Environ. Toxicol.* 24(1), 95-101

Niras (2014a) "Miljöteknisk markundersökning FMTS, Halmstad, Undersökning rörande PFC:er i jord, grund- och ytvatten", februari 2014

Niras (2014b) "MTU avseende perfluorerade ämnen vid brandövningsplatser, Malmens flygplats, f.d. F3 Malmslätt i Linköping", oktober 2014

RIVM (2011a) "Proposal for environmental risk limits for PFOS in soil and groundwater", RIVM Report 601050002, National Institute for Public Health and the Environment (På holländska)

RIVM (2011b) "Verkenning doelstelling voor herstel verontreiniging met PFOS", RIVM Briefrapport 607083001, National Institute for Public Health and the Environment (På holländska)

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

SFT (2006) "Økotoksikologiske effekter av PFOS, PFOA og 6:2 FTS på meitemark (*Eisenia fetida*)", Rapport TA-2212, Statens forurensningstilsyn, Oslo

SFT (2008) "Screening of polyfluorinated organic compounds at four fire training facilities in Norway", Rapport TA-2444, Statens forurensningstilsyn, Oslo

Sindermann, A B, Porch, J R, Krueger, H O & van Hoven, R L (2002) "PFOS: an acute toxicity study with the earthworm in an artificial soil substrate", Project No. 454-111, EPA Docket AR226-1106, Wildlife

Stahl, T, Heyn, J, Thiele, H, Hüther, J, Failing, K, Georgii, S & Brunn, H (2009) "Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plants", [Arch. Environ. Contam. Toxicol.](#) 57(2), 289-298

Tyréns (2009) "Delrapport C, Perfluorerade ämnen i miljön – en bedömning av risker för människa och miljö vid f.d. Räddningsverkets skola i Rosersberg", oktober 2009

van Gossum, H, Audenaert, B & de Bruyn, L (2010) "Perfluorooctane sulfonic acid contamination reduced fitness in *Drosophila hydei* (Diptera: Drosophilidae)", *Arthropod Biol.* 103(2), 247-251

Wilkins, P (2001a) "Perfluorooctanesulfonate, potassium salt (PFOS): An acute oral toxicity study with the honey bee", Study number HT5602, EPA Docket AR226-1017, Environmental Biology Group, Central Science Laboratory, Sand Hutton, York, UK

Wilkins, P (2001b) "Perfluorooctanesulfonate, potassium salt (PFOS): An acute contact toxicity study with the honey bee", Study number HT5601, EPA Docket AR226-1018, Environmental Biology Group, Central Science Laboratory, Sand Hutton, York, UK

Bilaga A.

Beräkning av riktvärde för markmiljö avseende skydd av fåglar och däggdjur (secondary poisoning)

Toxicitetsdata för PFOS för däggdjur och fåglar utgörs av 26 data från fem olika däggdjur och två fågelarter, se Tabell 9. Beräkningen av riktvärde för markmiljö avseende skydd av fåglar och däggdjur utgår från det lägsta MPC_{oral} -värdet i denna sammanställning (0,037 mg/kg biota våtvikt). Bakgrunden till detta värde diskuteras i RIVM (2010).

Med detta som grund beräknas riktvärdet för markmiljö⁶ (fåglar och däggdjur) enligt ekvationen nedan, där $BSAF_{earthworm}$ är en "biota-to-soil-accumulation-factor". Värdet på denna (2,5) klassas som osäker (RIVM, 2011b). Riktvärdet för skydd av fåglar och däggdjur blir 16 µg/kg TS.

Doorvergiftiging

$$MPC_{sp, soil, TGD} = \frac{MPC_{oral, min} \cdot (1 + F_{gut} \cdot CONV_{soil})}{BSAF_{earthworm} + F_{gut}}$$

met

$$CONV_{soil} = \frac{RHO_{soil}}{F_{solid, soil} \cdot RHO_{solid}} = \frac{1700}{0,6 \times 2500} = 1,13$$

En is dus:

$$MPC_{sp, soil, TGD} = \frac{0,037 \cdot (1 + 0,1 \cdot 1,13)}{2,5 + 0,1} = \mathbf{0,016} \text{ mg/kg (dw)}$$

omdat de BSAF is bepaald in grond met 10% organische stof, is deze waarde geldig voor Nederlandse standaardbodem.

Berekening via evenwichtspartitie-methode

Met de verschillende Koc waarden en de berekening als hierboven beschreven gelden de volgende resultaten voor drooggewicht standaard Nederlandse bodem:

log Koc	MTR water dv (ng/L)	MTR dv standaard bodem (µg/kg)
5,0	2,6	15
2,57	2,6	0,06 (0,1)

Figur 2 Beräkning av riktvärde för skydd av fåglar/däggdjur (secondary poisoning) (RIVM, 2011a)

⁶ Riktvärdet för markmiljö betecknas $MPC_{sp, soil, TGD}$ i figuren nedan.

Tabell 9 Toxicitetsdata som utgör underlag för beräkning av riktvärde för markmiljö avseende skydd av predatorer (secondary poisoning) (RIVM, 2010).**Table A3.1 Mammal and bird toxicity data**

Species	Species properties	Substance	Duration ^a	Route	Criterion	Endpoint	Result mg/kg _{bw} /d	BW/DFI ^b	Result diet mg/kg _{gest}	AF	MPC _{oral} mg/kg _{biota ww}	Ri ^c	Original reference
Rats			GD 6-15	gavage	NOAEL	maternal toxicity, developmental toxicity	5	20	100	90	1.11	2	Gortner, 1980
Rats			GD 6-15	gavage	NOAEL	maternal toxicity, developmental toxicity	1	20	20	90	0.22	2	Wetzel, 1983
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	maternal weight gain	1	10	10	90	0.11	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal weight	5	10	50	90	0.56	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	3-5	10	30-50			2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	1	10	10	90	0.11	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	foetal malformations	5	10	50	90	0.56	2	Thibodeaux et al., 2003
Rats	Sprague-Dawley	KPFOS	GD2-21	gavage	NOAEL	survival, growth, development	1	10	10	90	0.11	2	Lau et al., 2003
Rats	Cri:CD®(SD)IGS VAF/Plus®	KPFOS	6 w prior mating - PD4	gavage	NOAEL	gestation length, pup viability	0.37	20.0	7.4	90	0.08	2	Luebker et al. 2005
Rats	CD	KPFOS	90 d	diet	NOEC	body weight, mortality food consumption	2	(15)	30	90	0.33	2	Goldenthal et al. 1978a
Rats	Sprague Dawley, Cri:CD† (SD) IGS BR	KPFOS	14 w	diet	NOEC	body weight	>1.5	(13.3)	>20			2	Seacat et al., 2003
Rats	Cri:CD(SD)IGS BR	KPFOS	chronic	diet	NOEC	carcinogenicity study	0.14	(14.3)	2	30	0.07	2	Thomford, 2002
Rats		KPFOS	two generation	gavage	NOAEL	survival, body weight F1	0.4	20	8	30	0.27	2	Christian et al. 1999
Rats		KPFOS	two generation	gavage	NOAEL	birth weight F2	0.1	20	2	30	0.07	2	Christian et al. 1999
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	maternal weight gain	15	8.3	124.5	90	1.38	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	foetal weight	5	8.3	41.5	90	0.46	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	foetal malformations	1-15	8.3	8.3-124.5			2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	sternal defects	1	8.3	8.3	90	0.09	2	Thibodeaux et al., 2003
Mice	CD-1	KPFOS	GD1-18	gavage	NOAEL	cleft palate	10	8.3	83	90	0.92	2	Thibodeaux et al., 2003
Rabbit	New Zealand white	KPFOS	GD6-20	gavage	NOAEL	birth weight, ossification	1	33.3	33.3	90	0.37	2	Case et al. 2001
Rabbit	New Zealand white	KPFOS	GD6-20	gavage	NOAEL	maternal weight gain	0.1	33.3	3.33	90	0.037	2	Case et al. 2001
Rhesus monkeys		KPFOS	90 d	gavage	NOAEL	survival	1.5	20	30	90	0.33	2	Goldenthal et al., 1978b
Rhesus monkeys		KPFOS	90 d	gavage	NOAEL	severe gastrointestinal effects, trembling; monkeys were euthanized to prevent further suffering	0.5	20	10	90	0.11	2	Goldenthal et al., 1978b
Cynomolgus monkeys	2.4-4.4 kg	KPFOS	183 d	intubation	NOAEL	body weight, mortality	0.15	20	3	30	0.10	2	Seacat et al., 2002
mallard ducks		KPFOS	21 w	diet	NOEC	body weight, reproduction	1.49	6.7	10	30	0.33	2	Newsted et al., 2007
northern bobwhite quail		KPFOS	21 w	diet	NOEC	body weight, reproduction	0.77	13	10	30	0.33	2	Newsted et al., 2007

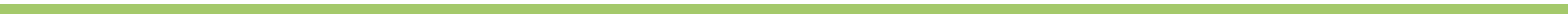
a: Reliability Index according to Klimisch et al., 1997.

b: GD = Gestation day

c: Conversion factor body weight/daily food intake (see Van Vlaardingen and Verbruggen, 2007)

Bilaga 10.

Utdrag ur riktvärdesmodellen för mark



Ämnesdatabas

Naturvårdsverket, version 1.00

Ämne	Ämnesgrupp	Metall	Oorg. icke-metall	Organiskt ämne	CAS-nummer	Löslighet C _{sol} mg/l	K _d l/kg	K _{oc} l/kg	K _{ow} l/kg	H	BCF _{stem-d} (mg/kg)/(mg/kg)	BCF _{root-d} (mg/kg)/(mg/kg)	f _{bio-or}	TDI mg/(kg,dag)	RISK _{or} mg/(kg,dag)	f _{du}	f _{bio-du}	f _{bio-inh}	RfC mg/m ³
PFOS	-	FALSKT	FALSKT	SANT	1763-23-1			500		1,00E-07	1,00E-01	1,00E-01	1	0,00015		0,1	1	1	

Ämnesdatabas

Naturvårdsverket, version 1.00

Ämne	RISK _{inh} mg/m ³	C _{crit-gw} mg/l	f _{bio-veg} -	BCF _{fish} (mg/kg)/(mg/l)	f _{bio-fish} -	E _{KM} mg/kg	E _{MKM} mg/kg	C _{crit-sw} µg/l	f _{os} -	TDAE mg/kg	C _{bc-nat} mg/kg	K _{DOC}	C _{freephase}	Reserv	Reserv	Reserv	Reserv	Reserv
PFOS		0,000045	1		1	0,003	0,3	0,00065	0,9									

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 1.00

Beskrivning av scenariot

Scenariots namn:

Beskrivning: Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Val av generellt scenario (gulbruna celler)

Hämta generellt scenario:

Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)

Hämta eget scenario:

Val av ämnen

Ämne 1: Ämne 9: Ämne 17:

Ämne 2: Ämne 10: Ämne 18:

Ämne 3: Ämne 11: Ämne 19:

Ämne 4: Ämne 12: Ämne 20:

Ämne 5: Ämne 13: Ämne 21:

Ämne 6: Ämne 14: Ämne 22:

Ämne 7: Ämne 15: Ämne 23:

Ämne 8: Ämne 16: Ämne 24:

Val av exponeringsvägar

Intag av jord
 Hudkontakt med jord/damm
 Inandning av damm
 Inandning av ånga
 Intag av dricksvatten
 Intag av växter
 Uppskattning av halt i fisk

Exponeringsparametrar

	KM	
Intag av förorenad jord		
Exponeringstid barn	365	365 dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365 dag/år
Hudkontakt med jord/damm		
Exponeringstid barn	120	120 dag/år
Exponeringstid vuxna	120	120 dag/år
Inandning av damm		
Exponeringstid barn	365	365 dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365 dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1 -
Inandning av ånga		
Exponeringstid barn	365	365 dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365 dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1 -
Intag av växter		
Konsumtion, barn	0,25	0,25 kg/dag
Konsumtion, vuxna	0,4	0,4 kg/dag
Andel från odling på plats	0,1	0,1 -

Scenariospecifika modellparametrar

Använd KM-värden i modellen
 Använd MKM-värden i modellen

Jord- och grundvattenparametrar

	KM	
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003 kg/dm ³
Torrdensitet	1,5	1,5 kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,02	0,02 kg/kg
Vattenhalt	0,32	0,32 dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,08	0,08 dm ³ /dm ³
Total porositet	0,4	0,4 dm ³ /dm ³

Förorenat område

Områdets längd: KM
Områdets bredd: KM

Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan
 Riktvärdet avser även vatten

Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft

	KM	
Luftvolym inne i byggnad	240	240 m ³
Luftomsättning i byggnad	12	12 1/dag
Yta under byggnad	100	100 m ²
Djup till förorening	0,35	0,35 m
Utspädning till inomhusluft	saknas	
Utspädning till utomhusluft	saknas	

Transportmodell - Grundvatten

	KM	
Grundvattenbildning	100	100 mm/år
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05 m/s
Hydraulisk gradient	0,03	0,03 m/m
Akviferens mäktighet	10	10 m
Avstånd till brunn	0	0 m
Utspädning till grundv. (brunn)	14	14 ggr

Transportmodell - Ytvatten

Sjö
 Rinnande vattendrag

	KM	
Sjöns volym	1000000	1000000 m ³
Sjöns omsättningstid	1	1 år
Flöde i rinnande vattendrag	0,03171	0,03171 m ³ /s
Modellens utspädning	4000	4000 ggr

Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer

	KM	
<input type="checkbox"/> Porluft till inomhusluft	6000	~6000 ggr
<input type="checkbox"/> Porluft till utomhusluft	600000	~600000 ggr
<input type="checkbox"/> Porvatten till grundv. (brunn)	14	14 ggr
<input type="checkbox"/> Porvatten till ytvatten	4000	4000 ggr

Transportmodeller - Beräknade vattenflöden

Flöde genom föroren. massor	250,0	m ³ /år
Flöde genom akviferen	4730,4	m ³ /år

Skydd av markmiljö

Använd KM-värden i ämnesdatabas
 Använd MKM-värden i ämnesdatabas

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö

Skydd av grundvatten samt justeringar

Skydd av grundvatten beaktas
 Justering för akuttotoxicitet
 Justering för bakgrundshalt

Skydd av grundvatten - Utspädning:

	KM	
<input type="checkbox"/> Egen utspädningsfaktor		
Avstånd till skyddat gv	0	0 m
Egen utspädningsfaktor	14	14 ggr
Utspädning till skyddat gv	14	14 ggr

Riktvärden															Naturvårdsverket, version 1.00		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
PFOS	19	68	21000	36000	0,33	5,6	0,31	0,031	data saknas	0,031	0,003	data saknas	0,0066	0,027	0,003	data saknas	0,0030

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: --- namnlöst ---
Generellt scenario: KM

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde						
Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde					
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter
PFOS	1,6%	0,4%	0,0%	0,0%	92,5%	5,4%

Eget scenario: --- namnlöst ---
 Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och jämförscenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 1.00

Beskrivning av scenariot

Scenariots namn:

Beskrivning: Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Val av generellt scenario (gulbruna celler)

Hämta generellt scenario:

Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)

Hämta eget scenario:

Val av ämnen

Ämne 1: Ämne 9: Ämne 17:

Ämne 2: Ämne 10: Ämne 18:

Ämne 3: Ämne 11: Ämne 19:

Ämne 4: Ämne 12: Ämne 20:

Ämne 5: Ämne 13: Ämne 21:

Ämne 6: Ämne 14: Ämne 22:

Ämne 7: Ämne 15: Ämne 23:

Ämne 8: Ämne 16: Ämne 24:

Val av exponeringsvägar

Intag av jord
 Hudkontakt med jord/damm
 Inandning av damm
 Inandning av ånga
 Intag av dricksvatten
 Intag av växter
 Uppskattning av halt i fisk

MKM

Exponeringsparametrar

Intag av förorenad jord

	MKM	
Exponeringstid barn	60	60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200 dag/år

Hudkontakt med jord/damm

	MKM	
Exponeringstid barn	60	60 dag/år
Exponeringstid vuxna	90	90 dag/år

Inandning av damm

	MKM	
Exponeringstid barn	60	60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200 dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1 -

Inandning av ånga

	MKM	
Exponeringstid barn	60	60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200 dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1 -

Intag av växter

	MKM	
Konsumtion barn	0	0 kg/dag
Konsumtion vuxna	0	0 kg/dag
Andel från odling på plats	0	0 -

Scenariospecifika modellparametrar

Använd KM-värden i modellen
 Använd MKM-värden i modellen

Jord- och grundvattenparametrar

	MKM	
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003 kg/dm ³
Torrdensitet	1,5	1,5 kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,02	0,02 kg/kg
Vattenhalt	0,32	0,32 dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,08	0,08 dm ³ /dm ³
Total porositet	0,4	0,4 dm ³ /dm ³

Förorenat område

	MKM	
Områdets längd	50	50 m
Områdets bredd	50	50 m

Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan

Reaktioner under grundvatten

Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft

	MKM	
Luftvolym inne i byggnad	240	240 m ³
Luftomsättning i byggnad	12	12 1/dag
Yta under byggnad	100	100 m ²
Djup till förorening	0,35	0,35 m
Utspädning till inomhusluft	saknas	
Utspädning till utomhusluft	saknas	

Transportmodell - Grundvatten

	MKM	
Grundvattenbildning	100	100 mm/år
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05 m/s
Hydraulisk gradient	0,03	0,03 m/m
Akviferens mäktighet	10	10 m
Avstånd till brunn	200	200 m
Utspädning till grundv. (brunn)	47	47 ggr

Transportmodell - Ytvatten

Sjö
 Rinnande vattendrag

	MKM	
Sjöns volym	1000000	1000000 m ³
Sjöns omsättningstid	1	1 år
Flöde i rinnande vattendrag	0,03171	0,03171 m ³ /s
Modellens utspädning	4000	4000 ggr

Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer

	MKM	
Porluft till inomhusluft	6000	~6000 ggr
Porluft till utomhusluft	600000	~600000 ggr
Porvatten till grundv. (brunn)	47	47 ggr
Porvatten till ytvatten	4000	4000 ggr

Transportmodeller - Beräknade vattenflöden

	MKM	
Flöde genom föroren. massor	250,0	m ³ /år
Flöde genom akviferen	4730,4	m ³ /år

Skydd av markmiljö

Använd KM-värden i ämnesdatabas
 Använd MKM-värden i ämnesdatabas

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö

Skydd av grundvatten samt justeringar

Skydd av grundvatten beaktas
 Justering för akuttoxicitet
 Justering för bakgrundshalt

Skydd av grundvatten - Utspädning:

Egen utspädningsfaktor

	MKM	
Avstånd till skyddat gv	200	200 m
Egen utspädningsfaktor	47	47 ggr
Utspädning till skyddat gv	47	47 ggr

Riktvärden															Naturvårdsverket, version 1.00		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
PFOS	170	340	210000	360000	ej aktuell	ej aktuell	110	11	data saknas	11	0,3	data saknas	0,021	0,027	0,021	data saknas	0,020

Eget scenario: --- namnlöst ---
 Generellt scenario: MKM

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
 Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde						
Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde					
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter
PFOS	66,6%	33,3%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%

Eget scenario: --- namnlöst ---
 Generellt scenario: **MKM**

Avvikelser mellan eget scenario och jämförsenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Bilaga 11.

Skydd av grundvatten som en resurs vid
beräkning av riktvärde för grundvatten,

$C_{\text{skydd av GV-resurs}}$

1. Inledning

I de miljömål som har antagits av Sveriges riksdag fastslås att ”framtida generationer ska ha tillgång till ett grundvatten som ger en säker och hållbar dricksvattenförsörjning och som bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag”. Grundvattnet är följaktligen en naturresurs som ska skyddas, och vid beräkning av riktvärde för såväl mark som för grundvatten utgör grundvattnet ett av de skyddsobjekt som beaktas.

Ett flertal aspekter kan lyftas fram vad gäller skyddet av grundvatten. På samma sätt som vid beräkning av riktvärden för mark, utgör grundvattnet en resurs för dricksvattenförsörjning. Därutöver är det biologiska livet i grundvattnet ett skyddsobjekt. Den dominerande livsformen i marken utgörs av mikroorganismer (exempelvis bakterier, svampar och alger) men även vissa former av ryggradslösa arter har påvisats (RIVM, 1999). För marken i den mättade zonen har grundvattnet en mer påtaglig inverkan på markmiljön i jämförelse med den omättade zonen. Halten av föroreningar i grundvattnet bör därför inte vara i sådana nivåer att markmiljön tar skada. Vid beräkning av riktvärden för grundvatten går det därför att argumentera för att skyddet av grundvattnet som en resurs inte bara ska beakta grundvattnet som en dricksvattenresurs såsom görs vid beräkning av riktvärden för mark, utan även grundvattnets inverkan på ekosystemet i grundvattenzonen (det vill säga i själva grundvattnet samt markmiljön i den mättade zonen).

2. Hantering av skydd av grundvatten i SPIMFAB:s riktvärdesmodell för grundvatten

Svenska Petroleum Institutet (SPI, numera Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet) har tagit fram branschspecifika riktvärden för bensinstationer och dieselanläggningar (SPI, 2010). Detta omfattar utöver riktvärden för mark även riktvärden för grundvatten. I den modell som har utvecklats för beräkning av riktvärden för grundvatten beaktas vid beräkning av hälsorisker att människor exponeras för föroreningar i grundvatten. Däremot beaktas inte grundvattnet som en resurs.

3. Hantering av skydd av grundvatten inom andra organisationer

RIVM (2011) anger värden för skydd av grundvatten som dels utgår från skydd av ekosystemet, dels där vattnet används som dricksvattenresurs, se Tabell 1 nedan. För båda värdena (skydd av ekosystem respektive dricksvatten) hänvisar man till RIVM (2010).

Tabell 1 Värderna för skydd av grundvatten (RIVM, 2011).

	VR	MTR	ER
Ecosysteem	0,23 ng/L	23 ng/L	930 µg/L
Drinkwaterbereiding	5,3 ng/L	530 ng/L	n.v.t.

n.v.t. – niet van toepassing (ej tillämpbar)

MTR – Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau = MPC – Maximum Permissible Concentration

ER – Ernstig Risiconiveau, ungefär allvarlig risk

VR – Verwaarloosbaar Risiconiveau, ungefär försumbar risk

RIVM (2011) anger att det inte finns några värden för skydd av ekosystem i grundvatten, därför har man använt samma värden som för ytvatten. För skydd av ekosystem har man tittat på elva NOEC/EC10-värden. Skillnaden mellan olika arter är stor. För vissa arter är LOEC-värdet lägst, för andra NOEC-värdet. För den känsligaste arten konstaterades effekter vid den lägsta använda koncentrationen, 2,3 µg/L. Detta värde divideras med säkerhetsfaktor 100, varvid värdet 23 ng/L erhålls för skydd av vattnets ekosystem. Detta värde är alltså framtaget för ytvatten, men används också för grundvatten (RIVM, 2011).

För skydd av grundvatten som dricksvatten har RIVM utgått från TDI. Beräkningen ser ungefär likadan ut som den motsvarande svenska, men man använder inte exakt samma antaganden. RIVM antar en kroppsvikt om 70 kg och att 10 % av TDI får komma från dricksvatten, se Tabell 2.

I RIVM (2010) redovisas också värden avseende dricksvatten från andra länders myndigheter:

- US EPA (US EPA, 2009): 0,2 µg/L
 - Beräknat från NOAEL-värde (0,03 mg/kg, dag) från försök på djur. Osäkerhetsfaktorer för skillnader mellan arter och för olika känslighet inom den mänskliga populationen används. Räknet för barn, 10 kg, dricker 1 L vatten/dag. 20% får komma från dricksvattnet.
- German federal environmental agency (UBA, Umweltbundesamt; Drinking Water Commission, 2006): 0,1 µg/L (ungefär "försiktighetsvärde"), 0,0 µg/L (long term toxicological threshold)
 - 0,3 µg/L beräknat från ett TDI på 0,083 µg/kg, dag (baserat på NOAEL-värde på 0,025 mg/kg från försök på råttor), 10% får komma från dricksvattnet, vikt: 70 kg, vattenintag: 2 L. Oklart hur försiktighetsvärdet har tagits fram.
- Health protection agency, UK (UK HPA, 2007): 0,30 µg/L
 - Antaganden: TDI: 0,3 ug/(kg, dag), 10% får komma från dricksvattnet, vikt: 10 kg, vattenintag: 1 L (barn).

De data som refereras i punktsatserna är sammanställda i Tabell 2.

Tabell 2 Värderna för skydd av dricksvatten framtagna av myndigheter i olika länder eller beräknade enligt Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket, 2009):

Land/myndighet	Dricksvattenkriterie (µg/L)	Antaget TDI (mg/kg, dag)	Antagen kroppsvikt (kg)	Antagen andel som får komma från dricksvattnet (%)	Antaget vattenintag (L)
RIVM, Holland	0,53	0,00015	70	10	2
USEPA	0,2	0,03 (NOAEL)	10	20	1
UBA, Tyskland	0,3	0,000083	70	10	2
UBA, Tyskland	0,1				
HPA, UK	0,3	0,0003	10	10	1
Beräknat, NV:s beräkningsmodell	0,9	0,00015	60	20	2

4. Skydd av grundvatten som en dricksvattenresurs

Sverige har inget rättsligt bindande gränsvärde för PFOS i dricksvatten. Det närmaste man kommer är att Livsmedelsverket har utfärdat en så kallad åtgärdsgräns för summan av sju PFAS-föreningar. Åtgärdsgränsen är till för att dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter ska avgöra om en förekomst av PFAS i vattnet föranleder en åtgärd. Åtgärdsgränsen är satt till 90 ng/L. Om halten i dricksvattnet överstiger denna gräns bör en dricksvattenproducent sätta in en åtgärd för att sänka halten till ”så låga nivåer som är praktiskt möjligt”. Om halten understiger 90 ng/L är rekommendationen att producenten ska ”verka för att långsiktigt minimera exponeringen av PFAS via dricksvattnet”. SGI anser att det är rimligt att utgå från detta värde som ett alternativ till dricksvattenkriterie då ett sådant kriterium saknas.

5. Skydd av grundvattnets ekosystem

Det saknas jämförvärden/riktvärden etc för PFOS avseende skydd av ekosystem i grundvatten (RIVM, 2011). Istället har RIVM tillämpat riktvärdet för skydd av ekosystem i ytvattenmiljö även för skydd av ekosystem i grundvatten, 23 ng/L se Tabell 1. Underförstått är att de organismer som lever i grundvattnet har samma känslighet för PFOS som ytvattenorganismerna.

Ett alternativt angreppssätt är att utgå från riktvärden för skydd av markmiljön och sedan räkna om dessa till riktvärde för skydd av grundvattnets ekosystem enligt följande:

$$Riktvärde_{skydd\ av\ ekosystem\ gv} = \frac{Riktvärde_{skydd\ av\ ekosystem\ mark}}{K_d}$$

Detta liknar det angreppssätt som har använts för beräkning av riktvärden för skydd av markmiljö respektive sediment från riktvärden för skydd av ytvattenmiljön (EU, 2003):

$$PNEC_{ytvatten} = \frac{PNEC_{jord/sediment}}{K_d}$$

Detta angreppssätt är dock behäftat med ett flertal osäkerheter. Ett argument som har framförts mot detta koncept är att det inte beaktar att organismerna i marken inte enbart påverkas av föroreningar lösta i vattnet utan även tar upp föroreningar som är adsorberade till jordpartiklarna. Vidare innebär osäkerheter i jämviktsfaktorn (K_d) att riskerna kan såväl över- som underskattas. Dessutom antas att organismerna i de olika ekosystemen är lika känsliga för den aktuella föroreningen och att föroreningen är i jämvikt mellan den fasta fasen och vattenfasen. Metodens tillämpbarhet har utvärderats i mindre omfattning för marklevande organismer än vad som är gjort för organismer i sediment.

6. Skydd av markekosystemet

Tankegångarna ovan med en koppling mellan grundvattnet och markekosystemet kan också användas för att beräkna ett riktvärde för grundvatten som avser skydda markekosystemet. Utgående från ett antagande att föroreningshalten i mark står i jämvikt med halten i grundvattnet kan man beräkna den maximalt tillåtna föroreningshalten i grundvattnet utifrån ett riktvärde för skydd av markekosystemet enligt följande uttryck:

$$\text{Maxhalt i grundvatten för skydd av markekosystem} = \frac{\text{Riktvärde}_{\text{skydd av ekosystem mark}}}{K_d}$$

Ett representativt värde på K_{oc} för PFOS på 500 L/kg har föreslagits inom den utredning som SGI genomför. Standardjorden inom Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark innehåller 2 % organiskt kol vilket ger en fördelningskoefficient, K_d , på 10 L/kg. Innehållet av organiskt kol i den mättade zonen kan förväntas vara lägre. Med ett antagande om 0,1 % organiskt kol motsvarar detta ett K_d -värde på 0,5 L/kg. RIVM har föreslagit ett riktvärde för skydd av markmiljö som beaktar direktexponering på 10 µg/kg (RIVM, 2011). Med detta värde och ett K_d -värde på 0,5 L/kg erhålls en maxhalt i grundvatten för skydd av markekosystemet på 20 µg PFOS/L. Med ett K_d -värde på 10 L/kg, motsvarande ett innehåll av organiskt kol på 2 %, erhålls istället en halt i grundvatten på 1 µg PFOS/L.

Till viss del är den metod som tillämpas här behäftad med samma osäkerheter som framförs för beräkning av riktvärden för skydd av markmiljö respektive sediment från riktvärden för skydd av ytvattenmiljön. Inverkan av osäkerheter i K_d har exemplifierats i stycket ovanför. Det faktum att organismer i marken påverkas av föroreningar adsorberade till jordpartiklar tas inte hänsyn till, vilket skulle kunna innebära att metoden som beskrivs här riskerar att resultera i för höga halter i grundvattnet för att markekosystemet ska skyddas.

7. Val av värde för skydd av grundvatten som en resurs vid beräkning av riktvärde för grundvatten

RIVM:s riktvärde för skydd av grundvattnets ekosystem (0,023 µg/L) är egentligen ett riktvärde för skydd av ekosystem i ytvattenmiljö. I detta ligger därmed ett antagande att de organismer som lever i grundvattnet är lika känsliga för PFOS som ytvattenorganismerna. Om detta antagande är relevant har inte kunnat klarläggas inom föreliggande utredning. Denna osäkerhet gör att SGI väljer att inte beakta RIVM:s värde för skydd av grundvattnets ekosystem.

Huruvida det är en fördel att koppla ett riktvärde för skydd av grundvattnets ekosystem till skyddet av markekosystemet istället för till skyddet av ytvattenmiljön såsom RIVM gör är oklart. De taxonomiska grupper som återfinns i grundvattnet skiljer sig från de som lever i såväl ytvattnet som de marklevande organismerna. De osäkerheter som är förknippade med att skatta ett riktvärde för skydd av grundvattnets ekosystem utifrån ett riktvärde för skydd av markmiljön gör att SGI anser att det inte är en metod som bör tillämpas.

Som utgångspunkt för val av haltkriterium för skydd av grundvattnet som en resurs ($C_{\text{skydd av GV-resurs}}$) väljer SGI Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, 90 ng/L. I enlighet med den princip som Naturvårdsverket tillämpar ska haltkriteriet för skydd av grundvatten som en dricksvattenresurs väljas som 50 % av dricksvattenkriteriet (Naturvårdsverket, 2009). Detta innebär att den maximalt tillåtna halten av PFOS i grundvattenresursen *inte ska överskrida halva värdet av Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS*. Skyddet av grundvatten som en dricksvattenresurs beräknas därmed enligt:

$$C_{\text{skydd av GV-resurs}} = \frac{\text{Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS}}{2}$$

Som ett haltkriterium för skydd av grundvattnet som en resurs ($C_{\text{skydd av GV-resurs}}$) väljer SGI värdet 0,045 µg/L. Detta värde styrs av att grundvattnet ska kunna utgöra en dricksvattenresurs, men detta bedöms även innebära att ett skydd av markekosystemet erhålls (det vill säga att maximalt tillåten halt i grundvatten för att markekosystemet ska skyddas är högre än 0,045 µg/L).

Noteras bör också att om svenska dricksvattenkriterier ges ut eller om Livsmedelsverkets åtgärdsgräns ändras kan detta komma att innebära att haltkriteriet för skydd av grundvatten som en resurs bör justeras.

Värdet på $C_{\text{skydd av GV-resurs}}$ styrs av åtgärdsgränsen som Livsmedelsverket har satt. Åtgärdsgränsen beror i sin tur på TDI. Osäkerheter i TDI-värdet för PFOS (se Bilaga 4) och den eventuella justering av TDI-värdet som kan komma, innebär att $C_{\text{skydd av GV-resurs}}$ tilldelas datakvalitetsklass 3.

$C_{\text{skydd av GV-resurs}} = 0,045 \mu\text{g/L}$.

Värdet tilldelas kvalitetsklass 3. Vetenskapligt granskade värden har använts, men de överensstämmer inte helt med varandra och det har inte varit uppenbart vilket värde som bäst svarar mot ett långsiktigt hållbart skydd av grundvattnet som en dricksvattenresurs.

Referenser

Drinking Water Commission (2006) "Assessment of PFOA in the drinking water of the German Hochsauerlandkreis" Statement by the Drinking Water commission (Trinkwasserkommission) of the German Ministry of Health at the Federal Environment Agency June 21, 2006/ revised July 13, 2006

EU (2003) "Technical guidance document on risk assessment Part II", European Commission Joint Research Centre EUR 20418 EN/2

Naturvårdsverket (2009) "Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning", Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm

RIVM (1999) "Pesticides in groundwater: Occurrence and ecological impacts", RIVM Report 601506002, National Institute for Public Health and the Environment

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the water framework directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

RIVM (2011) "Proposal for environmental risk limits for PFOS in soil and groundwater", RIVM Report 601050002, National Institute for Public Health and the Environment (På holländska)

SPI (2010) "Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar", Svenska Petroleum Institutet

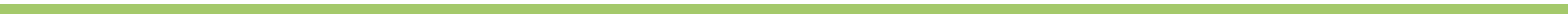
UK HPA (2007) "Maximum acceptable concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in drinking water", Health Protection Agency, HPA

US EPA (2009) "Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)", US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, DC, 8 January 2009

WHO (2011) "Guidelines for drinking-water quality", 4th edition, World Health Organization, WHO

Bilaga 12.

Modell för beräkning av riktvärden för PFOS i grundvatten



1. Inledning

I denna bilaga redovisas hur riktvärden för PFOS i grundvatten har beräknats. Det samlade riktvärdet för grundvatten utgör det lägsta av de enskilda riktvärdena för ingående exponeringsvägar enligt:

$$C_{gv} = \text{MIN}(C_{gv,1}, C_{gv,2} \dots C_{gv,n})$$

Riktvärdet för en exponeringsväg beräknas generellt så att det dagliga tolerabla intaget inte ska överskridas vid en grundvattenhalt motsvarande riktvärdet. I beräkningen antas en viktbaserad exponering vid en exponeringspunkt. En utspädningsfaktor används för att representera utspädningen mellan grundvattnet och exponeringspunkten.

$$\text{Konc. i grundvatten} * \text{viktbaserad exponering} * \text{Utspädning} \leq \text{TDI}$$

2. Spridningsberäkningar och antaganden

För de skyddsobjekt som befinner sig nedströms föroreningskällan kommer föroreningen i grundvatten att spädas ut då grundvattnet rör sig genom marken. Detta innebär att den resulterade koncentrationen i grundvattnet vid exponeringspunkten blir lägre än i grundvattnet inom det område där föroreningskällan återfinns. På samma sätt avtar föroreningshalten i porgasen då den rör sig upp genom marken från grundvattenytan till den punkt där en människa andas in ångorna. För de olika skyddsobjekten beräknas därför en utspädningsfaktor, DF (dimensionslös). Detta gäller i den använda modellen för grundvattenriktvärden för PFOS för:

Spridning till ytvatten: $DF_{gv-ytv} = \frac{c_{ytv}}{c_{gv}}$

Spridning till våtmark: $DF_{gv-våtm} = \frac{c_{våtm}}{c_{gv}}$

Spridning till inomhusluft: $DF_{gv-ia} = \frac{c_{ia}}{c_a}$

där

- c_{gv} = föroreningskoncentration i grundvatten inom det förorenade området
- c_{ytv} = föroreningskoncentration i ytvattenrecipient
- $c_{våtm}$ = föroreningskoncentration i våtmark
- c_a = föroreningskoncentration i porluft som står i jämvikt med grundvatten
- c_{ia} = föroreningskoncentration i inomhusluft

För exponeringsvägen intag av dricksvatten, skydd av grundvatten som naturresurs samt bevattningsväg antas att utspädningsfaktorn är 1, det vill säga det antas att grundvattnet inom det förorenade området är det som potentiellt skulle användas för dricksvattenändamål eller för bevattningsväg.

2.1 Spridning till närliggande sjö eller vattendrag

En förenklad generell modell har använts för att uppskatta den utspädning som sker då förorenat grundvatten inom det förorenade området strömmar ut i en ytvattenrecipient, vilken antas vara ett strömmande vattendrag. Utspädningen (dimensionslös) beräknas som kvoten mellan a) det grundvattenflöde (m^3/s) som strömmat ut från det förorenade området och b) vattenflödet i en sjö eller ett vattendrag (m^3/s):

$$DF_{gv-ytv} = \frac{K \cdot i \cdot W \cdot d_{mix}}{Q_{ytv}}$$

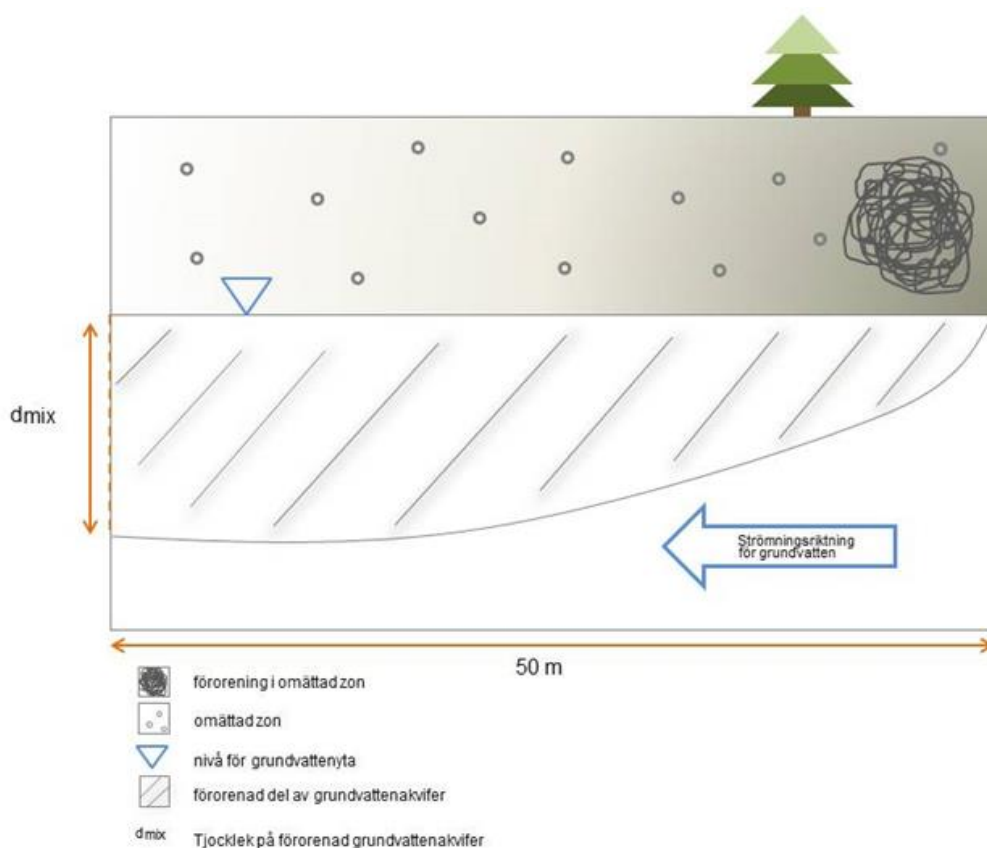
K (10^{-5} m/s) är den hydrauliska konduktiviteten, i (0,03 m/m) är den hydrauliska gradienten, W (50 m) är det förorenade områdets bredd och d_{mix} (cirka 6 m, se ekvationen nedan) mäktigheten på den del av akviferen som är förorenad vid utströmningspunkten från det förorenade området. Flödet, Q , antas vara 0,032 m^3/s , vilket är detsamma som antas i riktvärdesmodellen för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2009).

Mäktigheten på den förorenade delen av akviferen beräknas genom det förenklade antagandet att föroreningen har spridits från mark till grundvatten i den ”övre” delen av det förorenade området och i den punkt där grundvattnet strömmar ut från det förorenade området, 50 m längre ned, har föroreningen trängt djupare ner:

$$d_{mix} = \sqrt{0,0112 \cdot L^2 + d_{aq}} \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{L \cdot I}{K \cdot i \cdot d_{aq}}\right) \right]$$

där L (50 m) är områdets längd, d_{aq} (10 m) är akviferens mäktighet och I (0,1 m/år) är grundvattenbildningen. K och i har värden enligt ovan. Detta är i grunden samma uttryck som används i Naturvårdsverket (2009) för att skatta en utspädningsfaktor då förorening transporteras med grundvatten från det förorenade området till en brunn. Med antagna data blir $d_{mix} = 5,8$ m.

Spädningsfaktorn, DF_{gv-ytv} blir således ca 1/350, det vill säga halten i grundvattnet späds 350 gånger i ytvattnet.



Figur 1 Definition av tjocklek på förorenad grundvattenakvifer, d_{mix} .

2.2 Spridning till våtmark

För spridning till våtmark görs samma antagande som gjorts i SPIs rekommenderade riktvärden för förorenade bensinstationer (SPI, 2010). En utspädningsfaktor $DF_{gv-våtm}$ på 1/10 har använts baserat på ett antaget fall där grundvatten från det förorenade området blandas upp med grundvatten från ett tio gånger större område och därefter strömmar ut i en våtmark.

2.3 Spridning till inomhusluft

För spridning från grundvatten till inomhusluft har samma spridningsmodell och antaganden använts som för de generella riktvärdena för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2009), och beräknats med det tillhörande Excelverktyget¹. Standardinställningarna som används för generella riktvärden för jord avser transport genom en normaltät jord. Detta resulterar i utspädningsfaktorn DF_{gv-ia} 1/1200, vilken sedan har använts i beräkningarna för exponeringsvägen inandning av ånga.

¹ Excelverktyget kan laddas ner från Naturvårdsverkets webbsidor om förorenade områden:
<http://naturvardsverket.se/sv/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5976-7/>

2.4 Sammanställning av utspädningsfaktorer

De utspädningsfaktorer som används i denna rapport för beräkning av riktvärden för grundvatten är sammanställda i nedanstående tabell.

Tabell 1 Utspädningsfaktorer.

	Faktor	Utspädning
Intag av dricksvatten/skydd av grundvatten	DF_{gv-dv}	1
Inandning av ångor	DF_{gv-ia}	1/1 200
Bevattning	DF_{gv-bev}	1
Intag av fisk	DF_{gv-ytv}	1/350
Ytvatten	DF_{gv-ytv}	1/350
Våtmark	$DF_{gv-våtm}$	1/10

3. Beräkning av riktvärden

3.1 Exponering vid dricksvattenintag och för skydd av grundvatten som dricksvattenresurs

Riktvärdet omfattar dels skydd av människors hälsa vid intag av dricksvatten, dels skydd av grundvattnet som en dricksvattenresurs enligt samma princip som för förorenad jord. Ett antagande görs att grundvattnet ska kunna användas som dricksvatten i direkt anslutning till det förorenade området, det vill säga innan det sker någon utspädning av grundvattnet nedströms det förorenade området ($DF_{gv-dv} = 1$). Det samma gäller för skyddet av grundvattnet som en resurs, det vill säga grundvattnet i direkt anslutning till det förorenade området är skyddsvärt.

Beräkning av hälsoriktvärde vid intag av dricksvatten följer samma princip som används i Naturvårdsverket (2009). För människors hälsa relateras exponering till det tolerabla dagliga intaget, TDI, så att detta inte överskrider när en människa dagligen dricker 1 liter (barn) respektive 2 liter (vuxna) vatten (I, enhet l/d). Beräkningen görs för ett barn som väger 15 kg respektive en vuxen som väger 70 kg (BW, enhet kg). f_{os} är andelen som kommer från annan exponering för att inte allokera hela TDI till enbart dricksvattenintag, och har satts till 0,9 (se även Bilaga 6).

$$C_{gv-intag\ dv} = \text{MIN} \left\{ \frac{TDI \cdot (1 - f_{os}) \cdot BW_{barn}}{I_{barn}}, \frac{TDI \cdot (1 - f_{os}) \cdot BW_{vuxen}}{I_{vuxen}} \right\}$$

För skydd av grundvatten som resurs används följande angreppssätt. Den maximalt tillåtna halten av PFOS i grundvattenresursen ska inte överskrida halva värdet av Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS (se även Bilaga 11). Riktvärdet för skydd av grundvatten som en dricksvattenresurs beräknas därmed enligt:

$$C_{gv-dv} = \frac{\text{Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS}}{2} = C_{skydd\ av\ GV-resurs}$$

3.3 Exponering vid inandning av ånga i byggnader

Samma modellansats som för generella riktvärden för förorenad mark används. Tokikologisk referenskoncentration i luft, s.k. RfC (mg/m^3), saknas för PFOS och beräkningen utgår därför från det tolerabla dagliga intaget (TDI) och andelen av TDI som får nyttjas ($1-f_{os}$). Riktvärdet för exponering genom inandning av ångor i en byggnad ges därmed av uttrycket:

$$C_{gv-\text{ånga}} = \frac{TDI \cdot (1 - f_{os})}{R_{iv} \cdot DF_{gv-ia} \cdot H}$$

R_{iv} ($510 \text{ l}/\text{kg},\text{d}$) är den viktbaseerade inandningen för ett barn som väger 15 kg, med en andningshastighet om $7,6 \text{ m}^3/\text{dygn}$ och som vistas 365 dygn/år i inomhusmiljön (Naturvårdsverket, 2009). Henrys konstant, H, har värdet 10^{-7} . Data för vuxna enligt samma referens ger ett högre värde på R_{iv} vilket innebär att exponering av barn blir styrande.

3.4 Exponering vid bevattning

För bevattning används en modell (MFE, 1999) som dels omfattar inandning av ånga i samband med bevattning, dels intag av bevattnade grönsaker. Modellen kallas "the Shower modell" och tar hänsyn till att bevattningsvattnet dels förångas i viss omfattning, dels sprids ut (späds ut) i en större volym. Den andel som förångas kan inandas av vuxna och barn, och vid bevattning av grönsaker kan den andel som inte förångas tas upp av växter som sedan konsumeras. Data anges i direkt anslutning till sambanden som använts och kommer för bevattningsmodellen från MFE (1999) där inget annat anges.

Den del som förångas beräknas med hjälp av sambandet:

$$f_v = 1 - e^{-K_l t / 600d}$$

där t är tiden droppen befinner sig i luften (10 s) och d är droppens diameter (0,2 mm). I gränsen mellan vätska och luft finns ett massöverföringsmotstånd, K_l , vilket beräknas som summan av motståndet i vattenskiktet och i luftskiktet kring droppen:

$$K_l = \left[\frac{1}{kl} + \frac{1}{Hkg} \right]^{-1}$$

där

$$kl = k_{lCO_2} \sqrt{\frac{44}{MW}}$$

$$kg = k_{gH_2O} \sqrt{\frac{18}{MW}}$$

MW = PFOS molekylvikt, 500,13 g/mol, k_{lCO_2} är 20 cm/h och k_{gH_2O} är 3000 cm/h. Henrys konstant, H, har värdet 10^{-7} .

Mängd förorening som förångas under bevattningen blir:

$$M = f_v \cdot Q \cdot t_{bev} \cdot C_{gv-bev}$$

där Q (30 l/min) är bevattningsflödet, t_{bev} är tiden som bevattningen pågår (2 h, dvs 120 minuter) och C_{gv-bev} är föroreningshalten i bevattningsvattnet. Volymen ånga blir:

$$V_{sh} = W \cdot h \cdot u \cdot t_{bev}$$

där W är sprinklerområdets bredd (4 m), h är höjden till andningszonen (1,5 m) och u är vindhastigheten (2 m/s). Koncentrationen förorening i inandningszonen kan då beräknas mha:

$$C_{inandning} = \frac{M}{V_{sh}} = \frac{f_v \cdot Q \cdot t_{bev} \cdot C_{gv-bev, \text{ånga}}}{V_{sh}}$$

Det grundvatten som används för bevattning antas ha samma föroreningskoncentration som inom det förorenade området, dvs utspädningsfaktorn är 1.

Det tolerabla dagliga intaget, TDI, sätts sedan lika med koncentrationen i inandningszonen multiplicerat med inandningshastigheten, $R_{iv,bev}$, den uppskattade viktbaseade inandningshastigheten för barn, vilket blir styrande för exponeringen (9 l/kg,d). Inandningshastigheten för barn som leker under bevattningen har antagits vara högre (20 m³/d) än den genomsnittliga inandningshastigheten som använts för ånga i inomhusmiljö då intensiteten kan förväntas vara högre vid utomhuslek under tiden som bevattningen sker, jämfört med dygnsmedelvärdet vid inomhusvistelse. 30 dagars exponering under ett år och 2 h exponering per dag vid dessa tillfällen har antagits.

$$TDI = C_{inandning} \cdot R_{iv,bev}$$

För inandning av ånga beräknas riktvärdet $C_{gv-bev, \text{ånga}}$ slutligen med sambandet:

$$C_{gv-bev, \text{ånga}} = \frac{TDI}{R_{iv,bev}} \cdot \frac{V_{sh}}{Q \cdot t_{sh} f_v}$$

Koncentrationen i *bevattningsvattnet* beräknas mha sambandet:

$$C_{bev} = (1 - f_v) \cdot C_{gv-bev}$$

För intag av bevattnade grönsaker antas att grönsakerna innehåller 80 % vatten och att f_h , andelen frukt och grönsaker från det förorenade området och som bevattnats med grundvatten, är 10 %. Det viktbaseade dagliga intaget av grönsaker och frukt för barn, $R_{grönsaker}$, är 0,017 kg,d (Naturvårdsverket, 2009). Intaget av grönsaker bevattnade med vattnet ska då inte ge upphov till ett överskridande av det Tolerabla Dagliga Intaget, TDI (mg/kg,d):

$$TDI = C_{bev} \cdot R_{grönsaker} \cdot f_h \cdot 0,8$$

Riktvärdet, $C_{gv-bev, \text{grönsaker}}$, kan då beräknas mha:

$$C_{gv-bev, \text{grönsaker}} = \frac{TDI}{R_{grönsaker} f_h 0,8 \cdot (1 - f_v)}$$

Riktvärdet $C_{gv, \text{bevattning}}$ utgör sedan det lägsta av $C_{gv-bev, \text{ånga}}$ och $C_{gv-bev, \text{grönsaker}}$.

Slutligen korrigeras riktvärdet så att endast en andel (10 %) av TDI nyttjas.

$$C_{gv-bev,grönsaker} = \frac{TDI}{R_{grönsaker} f_h 0,8 \cdot (1 - f_v)} \cdot (1 - f_{os})$$

3.5 Exponering vid intag av fisk från närliggande sjö eller vattendrag

Halten i grundvatten som inte ger upphov till oacceptabla risker vid intag av fisk beräknas genom (t.ex. ASTM, 2004):

$$C_{gv-fisk} = \frac{TDI \cdot (1 - f_{os}) \cdot BW}{M \cdot f_{fisk} \cdot BCF_{fisk}} \cdot \frac{1}{DF_{gv-ytv}}$$

där BW är kroppsvikt (15 kg för barn respektive 70 kg för vuxna), M är mängden fiskintag (antaget 25 g/dag för barn respektive vuxna; RBCA, 2007) och BCF_{fisk} är biokonzentrationsfaktorn för PFOS (3000 l/kg; KemI, 2004). Vid beräkning av riktvärden görs ett konservativt antagande att all fisk som konsumeras är förorenat med PFOS ($f_{fisk}=1$). I ekvationen ovan har en korrigering gjorts för att endast en andel (10 %) av TDI får nyttjas.

3.6 Exponering av miljö i närliggande våtmark

För våtmark har samma modell använts som i SPI:s föreslagna riktvärden för ämnen förekommande på bensinstationer (SPI, 2010). Riktvärdet för skydd av våtmarkens miljö ges av:

$$C_{gv-våtmark_s} = \frac{C_{crit, sed}}{K_{oc} f_{oc}} \cdot \frac{1}{DF_{gv-våtm}}$$

där $C_{crit, sed}$ är sedimentkriterium för sötvatten (0,22 mg/kg torrsubstans; SFT, 2007), f_{oc} är andelen organiskt kol (antas vara 20 %). $K_{oc}=500$ l/kg, se Bilaga 2.

Ett riktvärde har även tagits fram som avser skydd av direktexponering av organismer i sötvatten. RIVM (2010) redovisar ett MPC-värde för skydd av direktexponering av organismer i sötvatten på 0,023 µg/L (se Bilaga 8). I EU (2011) anges ett QS-värde (Quality Standard) på 0,23 µg/L för skydd av pelagiska arter i sötvatten, det vill säga en tiopotens högre än vad RIVM anger för skydd av direktexponering av organismer i sötvatten. QS-värdet baseras på samma NOEC-värde för *Chironomus tentans* (<2,3 µg/L) som RIVM gör. På detta värde lägger man en lägre säkerhetsfaktor (10) än vad som används av RIVM (100). I EU-dossierna påpekas också att NOEC-värdet är ett mindre-än-värde, och att det därmed finns en osäkerhet i det beräknade QS-värdet. Samtidigt noteras i RIVM (2010) att inte heller 0,023 µg/L är konservativt satt, då det finns indikationer på effekter även vid lägre halter.

Med detta som grund väljer SGI att beräkna riktvärde för skydd av direktexponering av organismer i sötvatten enligt:

$$C_{gv-våtmark_w} = \frac{0,023}{DF_{gv-våtm}}$$

Som riktvärde för skydd av våtmark, $C_{gv-våtmark}$, sätts det lägsta av de två beräknade värdena:

$$C_{gv-våtmark} = \text{MIN}(C_{gv-våtmark_s}; C_{gv-våtmark_w})$$

3.7 Exponering av miljön i närliggande ytvattenrecipient

Den maximala halt som kan finnas i grundvattnet, C_{gv-ytv} (mg/l), utan att den acceptabla halten i ytvattnet, C_{ytv} överskrids beräknas med hjälp av sambandet nedan:

$$C_{gv-ytv} = \frac{C_{ytv}}{DF_{gv-ytv}}$$

där C_{ytv} = ytvattenkriteriet (0,00000065 mg/l), se Bilaga 8.

Referenser

ASTM (2004) "ASTM E-2081-00 Standard Guide for Risk Based Corrective Action", American Society for Testing and Materials, ASTM

EU (2011) "Perfluorooctane sulphonate (PFOS)", PFOS EQS dossier 2011

KemI (2004) "Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)", Dossier prepared in support for a nomination of PFOS to the UN-ECE LRTAP Protocol and the Stockholm Convention, August 2004

MFE (1999) "Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand", Ministry for the Environment, June 1999

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

RBCA (2007) "Software Guidance Manual", RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit version 2, GSI Env inc.

RIVM (2010) "Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive", RIVM Report 601714013, National Institute for Public Health and the Environment

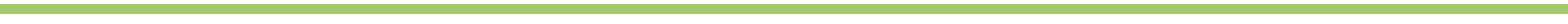
SFT (2007) "Revidering av klassificering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter", Statens forurensningstilsyn, Oslo

SPI (2010) "Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar", Svenska Petroleum Institutet

WHO (2011) "Guidelines for Drinking-water Quality", 4th edition, World Health Organization, WHO

Bilaga 13.

Remissinstanser



Remiss

Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten

Dnr: 1.1-1502-0078

Myndighet	Person	Postadress	E-post
Generalläkaren			exp-gl@mil.se
Havs och Vattenmyndigheten			havochvatten@havochvatten.se
Kemikalieinspektionen			kemi@kemi.se
Livsmedelsverket			livsmedelsverket@slv.se
Myndigheten för samhällsskydd och beredskap			registrator@msb.se
Naturvårdsverket			registrator@naturvardsverket.se
Sveriges Geologiska Undersökning			sgu@sgu.se
Länsstyrelser och kommuner			
Botkyrka kommun		Botkyrka kommun Munkhättevägen 45 147 85 Tumba	kontaktcenter@botkyrka.se
Ronneby kommun			ingrid.iveau@ronneby.se
Länsstyrelsen i Blekinge län			blekinge@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen i Gotlands län			gotland@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen i Norrbottens län			norrbotten@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen Skåne			skane@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen i Stockholms län			stockholm@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen i Uppsala län			uppsala@lansstyrelsen.se
Länsstyrelsen i Västra Götalands län			vastragotaland@lansstyrelsen.se
Klas Köhler, Länsstyrelsernas tillsynsamordnare förenade områden			klas.kohler@lansstyrelsen.se
Vattenmyndigheter			
Vattenmyndigheten Bottenhavet			vattenmyndigheten.vasternorrland@lansstyrelsen.se
Vattenmyndigheten Bottenviken			vattenmyndigheten.norrbotten@lansstyrelsen.se
Vattenmyndigheten Norra Östersjön			vattenmyndigheten.vastmanland@lansstyrelsen.se
Vattenmyndigheten Södra Östersjön			vattenmyndigheten.kalmar@lansstyrelsen.se
Vattenmyndigheten Västerhavet			vattenmyndigheten.vastragotaland@lansstyrelsen.se
Konsulter			
Kemakta Konsult AB	Mark Elert		mark@kemakta.se
Sweco AB	Niklas Törneman		niklas.torneman@sweco.se
WSP	Andreas Woldegiorgis		andreas.woldegiorgis@wspgroup.se
Problemägare			
Försvarsmakten			exp-hkv@mil.se
Svenskt Vatten			svensktvatten@svensktvatten.se
Swedavia AB		Swedavia AB Dokumentstryning Box 925 601 19 Norrköping	lana.wennberg@swedavia.se
Forskare			
IVL Svenska Miljöinstitutet			anki.bergquist@ivl.se
Stockholms Universitet (Institutionen för tillämpad miljövetenskap)			registrator@su.se
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)			registrator@slu.se
Totalförsvarets Forskningsinstitut (FOI)			registrator@foi.se

Bilaga 14.

Förkortningar och begrepp



1. Inledning

I denna bilaga har SGI samlat förklaringar till förkortningar och begrepp som används i rapporten. Förklaringar till begrepp kopplade till förorenade områden och riskbedömningar kopplade till dessa är ordagrant hämtade från Naturvårdsverket (2009).

2. Förkortningar

6:2 FTS	6:2 fluortelomersulfonat ($C_8F_{13}H_4SO_3H$)
EtFOSA	N-etylperfluor-1-oktansulfonamid ($C_8F_{17}SO_2NHCH_2CH_3$)
EtFOSAA	N-etylperfluor-1-oktansulfonamidättisyras ($C_8F_{17}SO_2N(CH_2)_2CH_3CO_2$)
FOSA	perfluoroktansulfonamid ($C_8F_{17}SO_2NH_2$)
FTOH	fluortelomeralkohol ($CF_3(CF_2)_nCH_2CH_2OH$)
KM	känslig markanvändning, se rubriken Begrepp nedan
MeFOSA	N-metylperfluor-1-oktansulfonamid ($C_8F_{17}SO_2NHCH_3$)
MKM	mindre känslig markanvändning, se rubriken Begrepp nedan
PFAA	perfluorerade alkylsyror, samlingsnamn för perfluorerade karboxylsyror (ex PFOA) och perfluorerade sulfonsyror (ex PFOS)
PFAS	perfluorerade akylsubstanser, ett samlingsnamn för perfluorerade ämnen varav PFAA utgör en delmängd
PFBA	perfluorbutanoat (C_3F_7COOH)
PFBS	perfluorbutansulfonat ($C_4F_9SO_3H$)
PFDA	perfluordekanoat ($C_9F_{19}COOH$)
PFDoDA	Perfluordodekanoat ($C_{11}F_{23}COOH$)
PFDS	perfluordekansulfonat ($C_{10}F_{21}SO_3H$)
PFHpA	perfluorheptanoat ($C_6F_{13}COOH$)
PFHpS	perfluorheptansulfonat ($C_7F_{15}SO_3H$)
PFHxA	perfluorhexanoat ($C_5F_{11}COOH$)
PFHxS	perfluorhexansulfonat ($C_6F_{13}SO_3H$)
PFNA	perfluornonanoat ($C_8F_{17}COOH$)
PFOA	perfluoroktanoat ($C_7F_{15}COOH$)
PFOS	perfluoroktansulfonat ($C_8F_{17}SO_3H$)
PFPeA	perfluorpentanoat (C_4F_9COOH)
PFTeDA	Perfluortetradekanoat($C_{13}F_{27}COOH$)
PFTrDA	Perfluortridekanoat($C_{12}F_{25}COOH$)
PFUnDA	Perfluorundekanoat ($C_{10}F_{21}COOH$)
SPIMFAB	Svenska Petroleum Institutet Miljösaneringsfond AB
TDI	tolerabelt dagligt intag

3. Begrepp

Fördjupad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område då de specifika förhållandena gör att relevanta rikt- och gränsvärden saknas, förutsättningarna för värdena inte uppfylls eller osäkerheterna runt riskerna är stora. Andra metoder än Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark behöver användas för delar av eller hela riskbedömningen
Förenklad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område där förutsättningarna medger att generella och platsspecifika rikt- och gränsvärden används. Naturvårdsverket riktvärdesmodell för mark kan användas
Generellt riktvärde	Ett av Naturvårdsverket rekommenderat riktvärde som gäller för hela landet. Gäller för många men inte alla efterbehandlingsobjekt. Är inte juridiskt bindande. Anger en nivå under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingsommanhang.
Hälsoriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på människor kan föreligga
Känslig markanvändning	Markanvändning där föroreningsnivåer normalt inte begränsar markanvändningen och där grundvatten och ytvatten intill området skyddas. Marken kan användas för bostäder, jordbruk, skolor och liknande. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.
Miljöriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på miljö kan föreligga
Mindre känslig markanvändning	Markanvändning där föroreningsnivåer begränsar markanvändningen och där skyddet av hälsa och markmiljö på området är mindre omfattande än för känslig markanvändning. Grundvattnet är skyddat på ett visst avstånd från området. Marken kan användas för kontor, handel, industri, trafikanläggning och dylikt. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark
Platsspecifikt riktvärde	Ett riktvärde framtaget för ett specifikt objekt och dess speciella förutsättningar
Riktvärde	I efterbehandlingsommanhang den föroreningshalt i ett medium under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel. Är inte juridiskt bindande.
Riskbedömning	Den process som används för att identifiera och kvantitativt eller kvalitativt ta ställning till de risker med avseende på människors hälsa, miljön eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till. Utgör underlag till åtgärdsutredning och riskvärdering

Skyddsobjekt	Människor, djur, växter, naturresurser, områden eller ekosystem som man önskar skydda mot skadliga effekter.
Skyddsvärde	En bedömning av hur angeläget det är att skydda arter eller ekosystem som exponeras för föroreningar. Skyddsvärdet baseras huvudsakligen på förekomsten av värdefull natur

Referenser

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



Statens geotekniska institut

Postadress: 581 93 Linköping

Tel: 013-20 18 00

E-post: sgi@swedgeo.se

www.swedgeo.se
