

Remissbilaga 2. Nya bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen

Miljögifter beaktas inom vattenmyndigheternas statusklassificeringar vid bedömning av både kemisk och ekologisk status (se Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten). De miljögifter som beaktas vid ekologisk statusklassificering betecknas utgöra kvalitetsfaktorn "särskilda förorenande ämnen" (SFÄ) och framgår av bilaga 2 respektive 5 till föreskrifterna. Farliga ämnen ska även beaktas inom Havs- och vattenmyndighetens (HaV) bedömning av den marina miljön (se Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön).

Syftet med denna remissbilaga är att kortfattat presentera bakgrunden till att ytterligare bedömningsgrunder för SFÄ läggs till, det underlag som använts för de värden som föreslås och som ingår i remitterade föreskrifter liksom hur de har beräknats. Tilläggen görs i både bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19 men värdena skiljer sig i vissa fall åt, då värdena i bilaga 2 avser sjöar och vattendrag och bilaga 5 kustvatten.

Sammanfattning av förslaget

Det handlar dels om tillägg för ytterligare ämnen, dels om tillägg för sedimentvärden för koppar (ett ämne som redan ingår i föreskrifterna). I tabell 1 redovisas de bedömningsgrunder som föreslås. Osäkerhetsfaktor (AF) för respektive värde anges också; ju lägre värde desto lägre osäkerhet är förknippad med värdet men för maximal tillåten koncentration sätts aldrig lägre AF än 10. För metaller i vatten (silver) avses löst koncentration. För sulfat och koppar i sediment samt årsmedelvärde för nitrat ska naturlig bakgrundskoncentration beaktas vid klassificeringen. För imidaklopid föreslås inget värde för marin miljö men det för limnisk miljö kan tills vidare tillämpas även för marin. Värdet för poly- och perfluorerade alkylsubstanser tillämpas bara för vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten. Något marint värde för sulfat föreslås inte, och inte heller för maximal tillåten koncentration av silver i marin miljö. Årsmedelvärdet

för silver i marin miljö skiljer sig mellan Västerhavet och Östersjön, pga varierande toxicitet vid olika salinitet.

Tabell 1. Nya bedömningsgrunder som föreslås. Osäkerhetsfaktor (AF) för respektive värde anges inom parentes. Notera att för koppar finns redan värden för vatten i föreskrifterna. I kolumnen längst till vänster anges huruvida ämnet eller ämnesgruppen har föreslagits av vattenmyndigheterna (VM) eller tillkommit som förslag inom arbetsgruppen (A). Värden markerade med "ARA" är värden för vilka naturlig bakgrund ska subtraheras från uppmätt koncentration innan jämförelser mot värdet. Värdet för PFAS11 införs bara för vatten som används för dricksvattenuttag. Se även remissbilaga 1.

	Ämne eller ämnesgrupp	Årsmedelvärde (µg/l)		Maximal tillåten koncentration (µg/l)		Sediment (µg/kg torrsvikt och avseende 5% TOC)		Biota (µg/kg våtvikt)
		Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin	
A	Ciprofloxacin			0,1 (AF 10)	0,1 (AF 10)			
A	Dekametylcyklopentasiloxan (D5)					11 000 (AF 10)	2 200 (AF 50)	830 (AF 300)
VM	Koppar och kopparföreningar					36 000 (AF 2) [ARA]	52 000 (AF 5) [ARA]	
A	Imidakloprid	0,005 (AF 5)						
VM	Nitrat-kväve	2 100 (AF 5) [ARA]	10 000 (AF 10) [ARA]	11 000 (AF 10)	11 000 (AF 50)			
A	D4 (oktametylcyklotetrasiloxan)					15 (AF 50)	1,5 (AF 500)	830 (AF 300)
VM	Poly- och perfluorerade alkylsubstanter (PFAS 11)	0,09	0,09					
A ¹	Silver och silverföreningar	0,01 (AF 5 alt. 10)	Västerhavet: 0,17 (AF 50) Östersjön: 0,01 (AF 5 alt. 10)	0,02 (AF 10)				
VM	Sulfat	34 000 (AF 3) [ARA]		73 000 (AF 10) [ARA]				

¹ Silver har även nämnts som tänkbar kandidat av ett av länen.

Allmänt om bedömningsgrunderna för SFÄ

Enligt vattendirektivet ska samtliga medlemsländer ta fram egna bedömningsgrunder för ämnen som är av relevans i de olika distrikten (se bilaga V avsnitt 1.2.6. i vattendirektivet). Vilka och hur många ämnen som regleras i olika medlemsländer varierar. För några av ämnena som ingår i vårt förslag redovisas eventuella skillnader gentemot andra länders värden i bakgrundsrapporten för respektive ämne. Under remisstiden kommer ytterligare internationella avstämmningar att göras med relevanta europeiska länder som också har eller planerar att ta fram SFÄ-värden för samma substanser. Övriga nordiska länder ingår också i sändlistan för denna remiss.

Bedömningsgrunder för SFÄ ska baseras på en bedömning av risk för toxiska effekter på akvatiska organismer, toppredatorer via näringskedjan samt människor, via dricksvatten och konsumtion av t.ex. fisk och skaldjur. CIS vägledningsdokument 27 (European Commission 2011) anger lämpligt tillvägagångssätt för att harmonisera hur värden för SFÄ tas fram i olika länder. Vägledningen bygger i hög grad på samma tillvägagångssätt som tillämpas inom kemikalielagstiftningen, såsom REACH och biocidförordningen. De värden som i detta sammanhang uttrycks för biota räknas dock om till en halt uttryckt för vatten genom att utgå från så kallade jämvikts- eller fördelningskoefficienter. Det lägsta värdet indikerar då vilken organismgrupp (t.ex. fiskätande fåglar) som är mest känslig. Genom att utgå ifrån den matris som denna organismgrupp främst exponeras för (i detta fall fisk), i samband med klassificeringen av ämnet, säkerställer man således att samtliga organismgrupper av relevans skyddas (även t.ex. vattenlevande organismer). Enligt CIS 27 ska värden för sediment dock enbart baseras på risk för sedimentlevande organismer, till skillnad från värden för biota och vatten.

Genom HVMFS 2015:4 infördes bedömningsgrunder för SFÄ, framtagna enligt denna metodik, i HVMFS 2013:19 (se även remissbilaga 3 till de då aktuella remisshandlingarna)². De utgick i huvudsak från då befintliga förslag på värden. De ämnen som ingår i föreskrifterna bör utgå från ämnenas relevans i svensk akvatisk miljö. I samband med revideringen 2015 föreskrevs därför också att vattenmyndigheten ska rapportera in behov av att ytterligare bedömningsgrunder tas fram för sådana ämnen som har identifierats släppas ut i betydande mängd (bilaga 2.7.1. fjärde stycket och bilaga 5.4.1. fjärde stycket till HVMFS 2013:19).

Behov av ytterligare bedömningsgrunder

Vattenmyndigheterna rapporterade, utifrån den mall som Havs- och vattenmyndigheten tillhandahåller på sin hemsida, i början av september 2016 in ett behov av ytterligare bedömningsgrunder för ca 15 ämnen och ämnesgrupper, baserat på önskemål från länsstyrelsernas beredningssekretariat. Nitton län framförde önskemål och de värden som önskades av de flesta län var bedömningsgrunder för PFAS 11 samt kompletterande värden för sediment för följande parametrar: PAH, arsenik, koppar och zink men många önskade även sedimentvärde för dioxiner. Ungefär hälften av länen efterfrågade värde för nitrat och en tredjedel av länen bedömningsgrunder för sulfat.

Arbetet med att, utifrån framförda önskemål, ta fram ytterligare bedömningsgrunder för SFÅ har bedrivits inom ramen för en myndighetsarbetsgrupp och med stöd från Stockholms universitet **borttagen uppgift enligt GDPR**. Ytterligare förslag på ämnen, utöver de som föreslagits av vattenmyndigheterna, tillkom inom arbetsgruppen.

I slutet av september 2016 beslutades att inför vattenförvaltningens tredje förvaltningscykel prioritera att utreda möjligheter att ta fram bedömningsgrunder för totalt 16 nya ämnen och kompletterande värden för 7 befintliga ämnen medan resten av önskemålen fick lägre prioritet. En referensgrupp, med bred sammansättning och representanter från universitet, näringsliv, miljöorganisationer, andra nationella myndigheter och vattenmyndigheterna, sattes också ihop och har vid olika tillfällen konsulterats avseende t.ex. val av ämnen att prioritera och vilka konsekvenser införandet av dessa värden kan tänkas få. Det senare beskrivs ytterligare i konsekvensutredningen. Motiv för de värden som föreslås, beskrivs nedan för respektive ämne. Arbets- och referensgruppens sammansättning framgår nedan. Framöver kommer även Svenskt Vatten och Stockholms Stad att ingå i referensgruppen.

Arbetsgruppens nuvarande sammansättning:

- Havs- och vattenmyndigheten, sammankallande
- Naturvårdsverket
- Läkemedelsverket
- Kemikalieinspektionen

Referensgruppens nuvarande sammansättning:

- Vattenmyndigheterna
- Centrum för Kemiska Bekämpningsmedel (CKB), SLU
- Kemiska institutionen, Umeå universitet

- Livsmedelsverket
- Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU
- Statens Geotekniska Institut, SGI
- Representanter nominerade av Jernkontoret att representera näringslivets dialoggrupp kring frågor rörande vattenförvaltningen³
- Naturskyddsföreningen

Underlag som använts och avvägningar som har gjorts

Underlag

Befintliga, publicerade vetenskapliga studier av ämnenas toxicitet har använts som utgångspunkt för de förslag på ämnen där HaV presenterar helt nya värden (nitrat, sulfat, ciprofloxacin, siloxanerna D4 och D5 och koppar i sediment). För dessa ämnen finns också en rapport per ämne som mer i detalj beskriver vilket underlag man har utgått ifrån och hur beräkningar av värden har gått till. Rapporterna har tagits fram av Stockholms universitet, se också referens under respektive ämnesrubrik.

För övriga ämnen som ingår i förslaget har HaV utgått från värden beslutade i andra sammanhang. För att harmonisera med bedömningarna inom biocidlagstiftningen utgår vi ifrån samma värden ("PNEC") som beslutats användas vid riskbedömningar av silver och imidaklopid. För poly- och perfluorerade alkylsubstanser utgår vi ifrån samma värde som används av vattenmyndigheterna för klassificering av grundvatten och som i sin tur baseras på Livsmedelsverkets "ätgärdsgräns" för dricksvatten.

Smärre justeringar kan dock ha gjorts och dessa redogörs för i detalj nedan.

Hur värden räknas fram och avvägningar som görs

Bedömningsgrunderna som föreslås för SFÄ utgår från studier av ämnets toxicitet. Ett ämnes kroniska toxicitet brukar i testsammanhang anges genom så kallade NOEC⁴- och LOEC⁵-värden alternativt t.ex. EC10⁶. Av CIS

³ Här ingår i dagsläget bl.a. SSAB, Nordic galvanizers, Energiföretagen Sverige, Svenskt Näringsliv, LRF, Svemin, IKEM, SCDA, Jernkontoret, Skogsindustrierna.

⁴ No Observed Effect Concentration, den högst testade koncentrationen vid vilken man inte har observerat några signifikanta effekter.

⁵ Lowest Observed Effect Concentration, den lägsta testkoncentration där signifikanta effekter har observerats.

27 framgår att man vid framtagande av bedömningsgrunder (även kallat "EQS-värden"⁷) för SFÄ i första hand ska utgå från NOEC-värden, men att om man bara har tillgång till LOEC-värden för en viss studie kan man använda den som "stödjande information". För akuttoxiska studier brukar man istället ange toxiciteten som LC50-värden⁸. Vidare framgår att om $LC_{50} < NOEC$ så kan man istället överväga att utgå ifrån EC10 (se sid 34 CIS 27).

I normalfallet beräknas EQS genom att man utgår från känsligaste organismen och toxikologiska värdet (t.ex. det lägsta NOEC-värdet) och dividerar detta med en s.k. osäkerhetsfaktor (AF⁹). Värdet på AF beror främst på datatillgängligheten. Detta beskrivs mer i direktiv och vägledning men generellt gäller att ju sämre datatillgång desto högre AF. En högre AF ger i sin tur ett lägre EQS. Av CIS 27 sid 50 framgår tydligt att man under inga omständigheter ska sätta AF lägre än 10 vid framtagande av MAC-värden (dvs värden som avser att skydda mot akuttoxiska effekter och uttrycks som "maximal tillåten koncentration").

Vid relativt god tillgång till data kan man utifrån en artkänslighetskurva beräkna den koncentration som kan antas skydda 95% av alla arter (HC5). Förutsättningar för att göra en sådan s.k. probabilistisk beräkning anges i CIS 27 på sid 41. Kortfattat gäller att man ska ha tillgång till åtminstone tio men helst mer än femton NOEC- eller EC10-värden för ämnet och från arter som representerar åtminstone 8 taxonomiska grupper. För ämnen med en specifik verkningsmekanism anges att man kan behöva beräkna HC5 enbart baserat på data för den mest känsliga organismen men att man då ändå behöver klara kraven för probabilistiska beräkningar enligt ovan (dvs. åtminstone ha tillgång till 10 datapunkter). Vid probabilistiska beräkningar utgår man sedan från HC5-värdet och delar detta med en AF på 1-5 beroende på omständigheterna. Värdet $AF=5$ är det som används som "default", dvs det ska krävas särskilda omständigheter för att man ska välja en lägre osäkerhetsfaktor. Eftersom det alltid finns osäkerheter i den här typen av beräkningar och förhållanden skiljer t.ex. mellan verklighet och laboratoriet anser vi dock att en AF lägre än 2 av försiktighetsskäl inte bör tillämpas. Motiv för att sänka AF från 5 till en lägre nivå är t.ex. att man

⁶ Effect Concentration 10%, den testkoncentration vid vilken 10 % av testorganismerna uppvisar effekt.

⁷ EQS: Environmental Quality Standard

⁸ Lethal Concentration 50%, den testkoncentration vid vilken 50 % av testorganismerna uppvisar effekt.

⁹ Assessment Factor. Ofta används begreppet "osäkerhetsfaktor" eftersom värdet speglar osäkerheten i värdet men i den svenska översättningen av vattendirektivet (se bilaga V) används istället "säkerhetsfaktor".

har ett underlag som omfattar en stor diversitet i de taxonomiska grupperna och många olika levnadsstrategier och endpoints. Den statistiska säkerheten hos HC5-värdet kan också beaktas, liksom vad stödjande data visar. Om man har tillgång till fält- eller mesokosm-data och som visar på resultat som avviker en faktor 10 eller mer från laboratoriedata anges att detta är motiv för att se över val av AF (se t.ex. sid 24 och 28 samt avsnitt 3.3.1.3. i CIS 27).

I några fall har Stockholms universitet lämnat flera alternativa förslag i sina rapporter. I de fall det ena alternativet baseras på en deterministisk beräkning och det andra en "probabilistisk" beräkning har HaV i normalfallet valt att utgå från värden som tagits fram med en probabilistisk beräkning. Detta är också i linje med CIS 27. Deterministiska beräkningar är mer styrda av resultatet i bara en studie och man utgår då från den känsligaste arten. Dessa används normalt då man har relativt få data och då brukar man också ansätta en högre "osäkerhetsfaktor". Värdena blir således ofta mer osäkra. Genom att utgå från probabilistiskt beräknade värden blir det istället mer tillförlitliga värden.

Av CIS 27 framgår att man för naturligt förekommande ämnen kan ta fram EQS som tar höjd för att man vid utvärderingen av data beaktar naturlig förekomst av ämnet genom att subtrahera naturlig bakgrundskoncentration från det uppmätta värdet innan man jämför mot bedömningsgrunden. Sådana värden brukar kallas för ARA-värden där ARA står för Added Risk Approach. Processen för att ta fram sådana värden framgår av bl.a. sid 61 i CIS 27¹⁰. Av sid 29 i CIS framgår också att storleken på AF normalt inte ska vara sådan att det värde man erhåller är högre än den naturliga bakgrundskoncentrationen, såvida man inte tar fram ett ARA-värde. Att ett ämne förekommer naturligt innebär således inte att det är motiverat att sätta en lägre AF, om man samtidigt utvecklar ett ARA-värde. Vidare framgår av CIS 27 att man i normalfallet inte heller tar fram ett värde som både avser biotillgänglig koncentration och ARA¹¹.

Övriga frågor

Referensgruppen har i huvudsak varit fokuserad på frågor gällande val av ämnen, underlag för att ta fram dem, hur man beräknar EQS och vilka konsekvenser införandet av dessa värden skulle kunna få. Även frågor

¹⁰ Varje enskilt testresultat behöver räknas om och kan bara göras om man har tillgång till data även för koncentrationen av ämnet i kontrollerna, eftersom uppmätt koncentration i kontrollen dras ifrån analyserad testkoncentration.

¹¹ Zink, som redan ingår i föreskrifterna, är således ett undantag på så sätt att årsmedelvärdet för vatten både är ett ARA-värde och avser biotillgänglig koncentration.

gällande naturliga bakgrundskoncentrationer har lyfts inom referensgruppen. Dessa frågor kommer att hanteras inom ramen för vägledningsarbete.

Därutöver har i den senare delen av arbetet framförts synpunkter om att det är lämpligare att utarbeta lokalspecifika bedömningsgrunder för sulfat och nitrat, antingen av respektive vattenmyndighet (distriktsspecifika SFÄ) eller överlåta åt domstol att bedöma vilken halt som inte får överskridas i recipienten. I konsekvensutredningen beskrivs varför HaV nu remitterar förslaget på bedömningsgrunder för dessa och övriga ämnen i föreskriftsform.

En annan fråga som har lyfts i den senare delen av arbetet är huruvida nitrat kan utgöra SFÄ, med tanke på att i vattendirektivets bilaga VIII nämns nitrat som exempel på ämne som bidrar till eutrofiering. Ett och samma ämne kan ge upphov till flera olika typer av effekter. Nitrat kan, precis som några andra ämnen som bidrar till eutrofiering, också vara toxiskt i tillräckligt höga halter (se "Bedömningsgrunder för nitrat" längre fram i denna bilaga). Ammoniak ingår exempelvis i HVMFS 2013:19 och även i detta fall har bedömningsgrunderna tagits fram utifrån ämnets toxicitet snarare än eutrofierande egenskaper. När det gäller bedömningsgrunder för övergödningssstatus i kvävebegränsande system ska man för sjöar snarare utgå från kvoten P_{tot}/N , se remissens förslag på bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer avseende näringspåverkan (remissbilaga 1).

Värden som baseras på i andra sammanhang beslutade värden

Bedömningsgrunder för silver

Silver ingick i det numera upphävda skaldjursvattendirektivet men något värde angavs inte. Ämnet är dock med i fisk- och musselvattenförordningen som fortfarande gäller i svensk rätt men troligen kommer att upphävas. I HaVs regeringsuppdrag om översyn av fisk- och musselvattenförordningen föreslås att detta ämne vid behov skulle kunna hanteras som ett SFÄ. Ett förslag på att ta med silver i SFÄ processen tillkom därför inom arbetsgruppen, för att säkerställa att alla metaller i förordningen tas omhand.

Silver ingår också bland de tio ämnen som nu utreds på EU-nivå inför revideringen av direktivet om prioriterade ämnen. Sverige (Havs- och

vattenmyndigheten tillsammans med Kemikalieinspektionen och med stöd från Stockholms universitet på uppdrag av HaV) leder arbetet med silver inom en underarbetsgrupp till CIS Chemicals. Övriga deltagare i den underarbetsgruppen är representanter från Danmark, Tyskland, Frankrike, Litauen och en branschorganisation (Eurometaux). Tanken är att ta fram ett förslag på värde för silver och som sedan granskas av SCHER.

Riskbedömningsrapporten¹² inom biocidlagstiftningen för silver är ännu inte publicerad men värdena avseende miljörisker är beslutade och tillgängliga via Kemikalieinspektionen som agerat rapportörsland.

PNEC-värdet som beslutats för biocider föreslås införas som **årsmedelvärde för limnisk miljö** efter en mindre justering från 0,008 till **0,01 µg/l** efter ytterligare granskning av underlaget. Detta värde har tagits fram genom deterministiska beräkningar (och AF 10) eftersom alla krav för att kunna ta fram ett probabilistiskt värde inte uppfylls. Men preliminära beräkningar har gjorts av Stockholms universitet och även om man skulle tillämpa probabilistiska beräkningar (och AF 5) utifrån befintligt underlag skulle värdet bli identiskt.

Underlaget för vatten har också diskuterats inom den internationella underarbetsgruppen och det mesta tyder på att årsmedelvärdet inte kommer att föreslås sättas till en lägre nivå än så, men inte heller högre, om det inte i ett senare skede visar sig motiverat utifrån ytterligare, tillkommande underlag. Inom REACH har ett högre värde (0,04 µg/l) registrerats. Det bygger på probabilistiska beräkningar men har utgått från en lägre osäkerhetsfaktor (AF 3) än vad som normalt kan motiveras ens om man har det underlag som krävs enligt CIS 27. Eftersom silver har antimikrobiella egenskaper beräknas cyanobakterier (blågröna alger) höra till de mest känsliga organismerna. Ytterligare tester pågår för närvarande för att undersöka detta.

För **limnisk miljö** föreslås som **maximal tillåten koncentration** värdet **0,02 µg/l**. Detta värde baseras på en deterministisk beräkning och utgår från resultat från studier på kräftdjur, fisk och alger där evertebrater (D. magna) uppvisat högst känslighet. Osäkerhetsfaktorn 10 används. Något värde för akut-toxicitet i marin miljö går inte att ta fram eftersom underlaget inte är tillräckligt (det bara finns data för kräftdjur).

Något värde för marin miljö har inte beslutats inom biocidlagstiftningen men inget tyder på att silver skulle vara mer toxiskt i marin miljö, utan det

¹² Risk assessment report for silver compounds. Regulation (EU) No 528/2012.

är snarare mindre toxiskt vid högre salthalt. Därför ansätts tills vidare **årsmedelvärdet 0,17 µg/l för Västerhavet**. Detta värde baseras på en deterministisk beräkning och utgår från resultat från studier på kräftdjur, fisk och tagghudingar (Echinodermata) där den sista gruppen (arten *A. punctulata*) uppvisat högst känslighet. En osäkerhetsfaktor på 50 tillämpas, och värdet avser vatten med en salthalt på 30 promille. För **Östersjön** föreslås av försiktighetsskäl att samma värde som för limnisk miljö tillämpas, dvs **0,01 µg/l**. Detta eftersom salthalten är betydligt lägre (som mest 8-10 promille i de södra delarna och i norr snarare ca 2 promille)¹³.

Även för sediment har ett värde beslutats i biocidsammanhang. De studier som detta värde bygger på är dock ännu inte tillgängliga för den internationella gruppen. De har därför ännu inte kunnat granskas. Värdet avviker i hög grad från det som har registrerats inom REACH varför en granskning och diskussion i den internationella arbetsgruppen är angelägen. Därför avvaktar vi med att föreslå ett värde för silver i sediment trots att det även kan ackumuleras i sediment.

Bedömningsgrunder för imidaklopid

Förslag om att ta fram bedömningsgrunder lyftes inom arbetsgruppen. Imidaklopid bedömdes vara det i dagsläget mest angelägna bekämpningsmedlet att kunna ta fram bedömningsgrunder för, utifrån observationer inom övervakning och screening men även internationella studier. CKB-rapport 2017:2 lyfter också fram behovet av se över riktvärdet som används vid utvärdering av miljömålet Giftfri miljö. En artikel i Nature (Hallman et al 2014) lyfte även farhågor om att imidaklopid kan ligga bakom observerad populationsnedgång hos fåglar, indirekt kopplade till misstankar om påverkan på vattenlevande organismer. Sådana indirekta effekter på fåglar bedömde författarna skulle kunna uppstå vid halter om ca 20 ng/l.

PNEC-värdet för imidaklopid för tillämpning vid riskbedömning av biocidprodukter reviderades nyligen till 4,8 ng/l av ECHA och den reviderade riskbedömningsrapporten finns publicerad¹⁴. Detta underlag har använts som utgångspunkt för det förslag som ingår i remissen. Den studie som har varit mest styrande för ovanstående värden har granskats av Stockholms universitet och bedömts som tillförlitlig (Sahlin & Ågerstrand,

¹³ Ett preliminärt förslag på värde vid 10 promille ligger på ca 6 ng/l men detta föreslås inte eftersom det normalt är lägre salinitet än så i Östersjön.

¹⁴ Se den reviderade rapporten från 2015:
http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0037-18/0037-18_Assessment_Report.pdf

2018a). Som årsmedelvärde föreslås därför, efter avrundning, värdet **0,005 µg/l**.

EFSA har med värdet 9 ng/l i sin rapport om ämnet (för tillämpning inom riskbedömningar av växtskyddsmedel¹⁵). Även RIVM har tagit fram ett PNEC-värde för ämnet, på 8,3 ng/l. Det bygger dock på en probabilistisk beräkning där flera av kraven för att göra en sådan inte uppfylls och ändå ansätts en osäkerhetsfaktor om 3, mot normala 5.

Den vägledning som finns för hur PNEC inom biocidlagstiftningen räknas fram liknar i högre grad än motsvarande vägledning för växtskyddsmedel den vägledning som ska användas för att räkna fram EQS (CIS 27). EFSA:s värde anges också som preliminärt, till skillnad från ECHA:s värde.

Imidakloprid står även med på bevakningslistan och vid utvärdering av övervakningsdata i det sammanhanget kommer det holländska värdet att användas men anges även då som preliminärt. HaV väljer därför hellre att utgå från biocidlagstiftningens värde än växtskyddsmedelslagstiftningens eller Hollands värde. De hamnar dock samtliga på betydligt lägre nivåer än det riktvärde som idag används för utvärdering av övervakningsdata i Sverige.

Bedömningsgrunder för poly- och perfluorerade alkylsubstanser

Samtliga län har föreslagit att ett värde för poly- och perfluorerade alkylsubstanser bör ingå i föreskrifterna och detta får stöd av arbets- och referensgruppen. I dagsläget ingår redan värden för PFOS i föreskrifterna och i de flesta fall är det detta ämne i gruppen som dominerar i miljön. I takt med att PFOS fasas ut kan dock andra ämnen i samma grupp tillkomma som ersättningsämnen.

För denna ämnesgrupp utgår vi ifrån samma värde (**90 ng/l**) som använts som utgångspunkt vid vattenmyndigheternas framtagande av förslag på åtgärdsprogram avseende halter i grundvatten och som i sin tur baseras på Livsmedelsverkets åtgärdsgräns. Värdet utgår från halter som kan utgöra en risk för human hälsa via dricksvatten och avser summan av elva ämnen¹⁶. Sådana så kallade QSDw-värden kan tas fram och om de är mest

¹⁵ Idag godkända produkter med imidakloprid som aktiv substans och som används som växtskyddsmedel utgörs främst av sådana som används för betning av utsäde (sockerbetor och potatis), för barrträdsplanter och vid växthusodling.

¹⁶ Perfluorbutansulfonat (PFBS) 375-73-5; Perfluorhexansulfonat (PFHxS) 355-46-4; Fluortelomersulfonat (6:2 FTS) 27619-97-2; Perfluorbutanoat (PFBA) 375-22-4; Perfluorpentanoat (PFPeA) 2706-90-3; Perfluorhexanoat (PFHxA) 307-24-4; Perfluorheptanoat (PFHpA) 375-85-9; Perfluoroktanoat (PFOA) 375-85-9; Perfluornonanoat (PFNA) 375-95-1; Perfluordekanoat (PFDA) 335-76-2.

styrande för värdet ska de enligt CIS 27 (se kapitel 3.9.) bara avse de vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten. Eftersom detta värde endast avser att skydda vid intag av dricksvatten framgår det av fotnot att det bara avser vattenförekomster som används för dricksvattenuttag.

För närvarande pågår en revidering av den riskbedömning som ligger till grund för värdet¹⁷ och beslut är att vänta inom kort. Det kan därför på relativt kort sikt behöva justeras.

Värden som har tagits fram inom arbetsgruppen

Det huvudsakliga arbetet med att ta fram förslag på nya värden har bedrivits av Stockholms universitet. De har genomfört litteratursökningar och granskningar av studier och även beräknat förslag på värden utifrån de riktlinjer som ges i CIS 27. De har också tagit fram substansrapporter, enligt den mall som ingår i vägledningen, skrivna på engelska för att underlätta kommunikationen kring värdena med t.ex. andra medlemsländer. Referenser till dessa rapporter ges för respektive ämne nedan.

Bedömningsgrunder för nitrat

Redan i samband med att värden för SFÄ först infördes i HVMFS 2013:19 (genom revideringsföreskrifterna HVMFS 2015:4) ingick förslag på värden för nitrat, efter önskemål framförda av länsstyrelserna om tillägg för detta ämne. Ämnet togs sedan inte med i HVMFS 2013:19 eftersom det under remisstiden framkom att underlaget skulle behöva ses över, i synnerhet vad gäller årsmedelvärdet för inlandsvatten¹⁸. Dessutom pågick då utredningar om att eventuellt lägga till ett värde för nitrat som näringsämne. Något tillägg för nitrat som fysikalisk-kemisk bedömningsgrund för näringspåverkan ingår dock inte i denna remiss. Bedömningar av övergödningssstatus i kvävebegränsade system utgår istället från kvoten P_{tot}/DIN för sjövattnförekomster, se remissens förslag på nya bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer avseende näringspåverkan.

¹⁷ För ytterligare information om hur värdet 90 ng/l har räknats fram och urval av substanser i gruppen, se t.ex. Glynn & Sand (2013) och Glynn & Lignell (2015).

¹⁸ Då föreslogs 0,16 mg/l. Se även sammanfattning av remissynpunkter och beslut om ändringar <https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f6e34c/1429683989346/be motande-remissynpunkter-22april.pdf>

I juni 2015 framförde Länsstyrelsen i Norrbotten åter önskemål om att ett värde för nitrat tas fram och detta upprepades i samband med vattenmyndigheternas inrapportering av behov av ytterligare bedömningsgrunder för SFÅ i början av september 2016 och fick då stöd av hälften av länsstyrelserna. Att ta fram bedömningsgrunder för nitrat avseende dess toxicitet har därför prioriterats högt och underlaget om nitrats toxicitet har nu granskats ytterligare och ett nytt förslag presenteras.

Utredningen har genomförts av borttagen uppgift enligt GDPR Stockholms universitet (Sahlin & Ågerstrand, 2017a) men avvägningar vid granskningarna av studierna har även diskuterats med deltagare i arbetsgruppen och ytterligare inkopplad forskningsexpertis för att utvärdera några av de ingående studiernas tillförlitlighet och relevans.

För limnisk miljö föreslås nu **2,1 mg/l NO₃-N** som årsmedelvärde, vilket motsvarar 9,1 mg/l NO₃. Det bygger på en probabilistisk beräkning, trots att det saknas data för alger och högre växter. Nitrat är även ett växtnäringssämne och det bedömdes därför inte som nödvändigt att även ha med sådana studier. Avsaknaden av sådana data har inte heller påverkat val av osäkerhetsfaktor (AF). Årsmedelvärdet är beräknat som ett "added risk"-värde vilket innebär att man i samband med klassificeringen ska beakta naturlig bakgrundshalt om den annars innebär att värdet överskrids. Detta görs genom att naturlig bakgrundskoncentration subtraheras från den uppmätta koncentrationen innan man jämför med värdena i föreskrifterna för att se om dessa överskrids. Att ämnet förekommer naturligt har därför inte beaktats ytterligare, vid val av osäkerhetsfaktor. Årsmedelvärdet hamnar på samma nivå som det värde som införts av NIWA¹⁹ (Nya Zeeland) och strax under det som införts av CCME (Kanada), men i vårt fall får man även ta hänsyn till bakgrunden²⁰.

Som maximal tillåten koncentration föreslås **11 mg/l NO₃-N** (motsvarande 47 mg/l NO₃) användas, vilket är i paritet med det värde som ingår i nitratdirektivet (50 mg/l NO₃) och som indikerar övergödningspåverkan.

¹⁹ Egentligen har Nya Zeeland en tregradig skala avseende kroniska effekter och där värdet 2,1 ug/l motsvarar goda ("good") förhållanden och anges skydda 95% av arterna. Värdet 1,0 ug/l anger utmärkta ("excellent") förhållanden och skyddar 99% av arterna. Slutligen finns en gräns på 6,9 ug/l ("fair") och som endast anges skydda 80% av arterna. Värdet som motsvarar "good" har tagits fram på ett sätt som mer ligger i linje med CIS 27.

²⁰ se tabell 12 i Sahlin & Ågerstrand, 2017a

Motsvarande värden för marin miljö föreslås till **10** respektive **11 mg/l** NO₃-N.

Bedömningsgrunder för sulfat

En tredjedel av de län som rapporterade in behov av ytterligare bedömningsgrunder har önskat att ett värde för sulfat införs i föreskrifterna. Även sulfat prioriterades därför högt i SFÄ-processen. De förslag som ingår har tagits fram genom litteratursökningar och granskning av befintliga studier. Detta arbete har genomförts av borttagen uppgift enligt GDPR

[REDACTED] Stockholms universitet men avvägningar vid granskningarna av studierna har även diskuterats med deltagare i arbetsgruppen och ytterligare inkopplad forskningsexpertis för att utvärdera några av de ingående studiernas tillförlitlighet och relevans. För detaljerat underlag, se Sahlin & Ågerstrand (2017b).

Sulfattoxiciteten kan variera med vattnets hårdhet men det har inte gått att ta fram probabilistiskt beräknade värden för olika hårdhetsklasser, vare sig för maximal tillåten koncentration eller årsmedelvärden. Det saknas i synnerhet data för dagsländor, den känsligaste organismen, vid lägre hårdhet. Även i rapporten från BC noteras²¹ att ytterligare studier skulle behövas. Av värdena för både årsmedel och maximal tillåten koncentration framgår att det vid användande av en deterministisk beräkning skulle innebära att det beräknade värdet vid 100 mg/l CaCO₃ blir lägre än värdet vid lägre hårdhet, vilket troligen inte speglar verkliga skillnader i toxicitet utan snarare vilka data man behöver avgränsa en "hårdhetsklassindeldad" beräkning till. Osäkerhetsfaktorn ökar också eftersom det är färre studier som ligger till grund för värdena inom respektive klass. Därför förordar vi att bedömningsgrunder införs som visserligen inte varierar beroende på hårdhet men som baseras på tester utförda vid förhållanden som utgår från ett så kallat "realistiskt värstafallsscenario" genom att de i så hög grad som möjligt speglar de hårdhetsförhållanden som råder i Sverige. Vidare förordas en probabilistisk beräkning både för maximal tillåten koncentration och årsmedelvärde, för att på så sätt få ett mer tillförlitligt värde.

Sverige har normalt relativt mjukt vatten och för kroniska studier är det möjligt att beräkna ett årsmedelvärde utifrån den probabilistiska metoden och som utgår från alla studier som har utförts vid hårdhet <100 mg

²¹ "Preliminary work by Conley and Buchwalter (personal communication 2011) showed that the mayfly may be sensitive to sulphate. It is recommended that additional studies be conducted on the toxicity of sulphate to aquatic insects such as mayflies."

CaCO₂/l (men oftast 50 mg/l CaCO₃ eller lägre). Årsmedelvärdet blir då **34 mg/l som added riskvärde**, dvs man ska vid utvärderingen av övervakningsdata subtrahera den naturliga bakgrunden från uppmätta koncentrationer innan jämförelse med värdet i bedömningsgrunden. För att reglera **maximal tillåten koncentration används istället värdet 73 mg/l (också uttryckt som added riskvärde)**. Detta baseras bara på studier som gjorts vid ungefär 100 mg CaCO₃/l, vilket är högre hårdhet än vad som normalt råder i Sverige men man kan anta att kortvariga toppar av sulfat ofta sammanfaller med koncentrationstoppar i hårdhet²². Något värde för sulfat i marin miljö föreslås tills vidare inte.

Begränsningsvärden för sulfat tycks inte ha etablerats i någon större utsträckning idag mer än för gruvor. Bedömningsgrunder från British Colombia ("ambient water quality guidelines") används ofta som utgångspunkt i dessa prövningsärenden. Dessa värden utgår, precis om de värden som föreslås i denna remiss, från akvatisk toxicitet men ett något annorlunda tillvägagångssätt när man räknar fram slutliga värden har tillämpats. Det lägsta sulfatvärdet som anges av British Colombia (128 mg/l) avser hårdhet upp till 30 mg CaCO₃/l. Värdet utgår från en deterministisk beräkning och baseras på ett LC₂₀-värde, vilket avviker från det förfarande som anges i CIS 27²³. En osäkerhetsfaktor på 2 har tillämpats istället för 10 enligt CIS 27 (när det gäller deterministiska beräkningar). I normalfallet väljs osäkerhetsfaktorn 5 när man gör en probabilistisk beräkning, enligt CIS 27. En osäkerhetsfaktor på 3 tillämpas dock på det av Sahlin och Åkerstrand beräknade värdet. Att utgå ifrån en så pass låg osäkerhetsfaktor som AF 2 kan inte motiveras i synnerhet då det saknas data för den mest känsliga organismen (*N. triangulifer*) vid lägre hårdhet. Det årsmedelvärde (34 mg/l) som föreslås av HaV är baserat på scenario 3 i Sahlin och Åkerstrand (2017b) och utgår från en probabilistisk beräkning samt att naturlig bakgrund av sulfat ska beaktas vid utvärderingen. Skulle man istället räkna om värdena från British Colombia enligt CIS 27 skulle värdet för den lägsta hårdhetsklassen (nu 128 mg/l) snarare hamna på 17,5 mg/l och nästföljande klass (nu 218 mg/l) på 30 mg/l, dvs lägre än det långtidsvärde som föreslås ingå i föreskrifterna.

Inom ramen för referensgruppsarbetet har alternativa förslag på bedömningsgrunder för sulfat tillkommit, baserat på LC₁₀-värden och en

²² se även tabell 2 och 3 i Sahlin & Ågerstrand, 2017b angående en observerad samvariation mellan sulfat och calcium.

²³ Enligt CIS 27 ska man helst utgå från NOEC, dvs den högsta testkoncentration som inte ger upphov till observerbara effekter, och i andra hand EC₁₀, vilket är den koncentration som ger effekter på 10% av testorganismerna. EC₂₀ motsvarar snarare den koncentration som ger effekter på 20% av testorganismerna.

AF2 och med varierande värden beroende på hårdhet. En osäkerhetsfaktor på 2 kan dock inte motiveras med tanke på att det saknas data för den känsligaste organismen för vatten med låg hårdhet, dvs då högst toxicitet kan förväntas. Fältstudier tycks också saknas.

Några andra medlemsländer har enligt uppgift från EU-kommissionen²⁴ också infört värden för sulfat men de tycks överlag inte utgå från ämnets toxicitet²⁵ vilket är den utgångspunkt som avses för särskilda förorenande ämnen (se även vattendirektivets bilaga V avsnitt 1.2.6. och vägledningsdokument CIS 27). Istället har man etablerat värden som används för att bl.a. indikera näringsstatus. Det är således inte förvånande att värdena som föreslås av Sahlin & Ågerstrand (2017b) och även i denna föreskriftsrevision avviker från värden som tagits fram på annat sätt än det som avses för SFÄ enligt vattendirektivet.

Bedömningsgrunder för ciprofloxacin

Ciprofloxacin är en läkemedelssubstans (antibiotika) som vid upprepade tillfällen uppmärksammas internationellt avseende risk för att halterna kan vara höga i jämförelse med de som kan ge effekter i den akvatiska miljön och bidra till utveckling och spridning av antibiotikaresistens. Förslaget att prioritera detta ämne tillkom inom arbetsgruppen. Ämnet är med på en förslagslista som tagits fram nationellt på initiativ av Läkemedelsverket för att identifiera ytterligare läkemedelssubstanser som är relevanta att övervaka, utöver de som redan ingår på EU:s bevakningslista. Ciprofloxacin kommer också att ingå på bevakningslistan framöver.

Relativt stora doser (1000 mg) brukar ges och ämnet är persistent i den yttre miljön och resistensutveckling har kunnat påvisas. Eftersom ciprofloxacin är ett bredspektrumantibiotika är det extra angeläget att begränsa utsläppen i de fall halter påträffas i nivåer som kan tänkas ge upphov till resistensutveckling.

Ciprofloxacin är ett antibiotikum och förutom att det därmed kan vara starkt toxiskt mot bakterier – både autotrofa (dvs cyanobakterier, även kallade blågröna alger) och heterotrofa bakterier²⁶ – kan förekomsten av

²⁴ Stephanie Schaan, EU-kommissionen, pers komm. Följande länder ska ha etablerat värden för sulfat: Litauen, Polen, Tjeckien och Slovenien.

²⁵ Pers. komm med representanter från Polen, Tjeckien och Litauen.

²⁶ Heterotrofa bakterier behöver konsumera organiska ämnen för sitt energiupptag och de kan därför ofta fungera som nedbrytare.

ciprofloxacin i miljön innebära en risk för att antibiotikaresistens utvecklas (se även konsekvensutredningen). De förslag som ingår har tagits fram genom litteratursökningar och granskning av befintliga studier. Detta arbete har genomförts av **borttagen uppgift enligt GDPR** Stockholms universitet och **borttagen uppgift enligt GDPR** Göteborgs Universitet (se Sahlin et al 2018). Någon miljöriskbedömning inom ramen för läkemedelslagstiftningen har inte genomförts eftersom ämnet har funnits på marknaden innan kravet på miljöriskbedömningar infördes. Såvitt vi känner till har inte heller några andra medlemsländer tagit fram bedömningsgrunder (EQS) för ciprofloxacin.

Sahlin et al (2018) presenterar flera olika förslag på värden beroende på om man använder ett konventionellt angreppssätt för att ta fram bedömningsgrunder eller även beaktar risk för resistensutveckling i den yttre miljön. Sammanfattningsvis kan sägas att om man väljer det konventionella sättet att räkna, men utesluter data för heterotrofa bakterier, skulle värdet 0,5 µg/l respektive 0,05 µg/l som årsmedelvärden för limniska respektive marina vatten vara motiverade, liksom värdet 833 mg/kg för biota för att skydda mot sekundär förgiftning via näringskedjan. Väljer man däremot att beakta resistensutveckling hamnar värdet på 0,1 µg/l, dvs mitt emellan dessa två värden men i ungefär samma härad. De två vattenvärdena som avser "kronisk toxicitet" styrs dock av toxicitet mot organismer med en väldigt kort generationstid. Det resistensbaserade värdet är dessutom mer relevant att tillämpa som en maximal tillåten koncentration eftersom det i princip bara krävs ett selektionstryck vid ett enstaka tillfälle för att resistens ska uppstå. Det blir därför mera meningsfullt att tillämpa vattenvärdena som maximal tillåten koncentration än årsmedelvärde.

Halter i biota som ens kommer i närheten av 833 mg/kg har hittills aldrig påträffats, vare sig i Sverige eller internationellt²⁷. Vatten snarare än biota bedöms därför i det här fallet vara den mest angelägna matrisen att utgå ifrån vid statusklassificering. Om biota-värdet räknas om till vatten erhålls som lägst värdet 0,4 µg/l men denna beräkning bedöms som osäker och om en annan omräkningsfaktor används hamnar man snarare på värdet 1,6 µg/l. Detta indikerar att vattenlevande organismer är mer känsliga än t.ex. organismer högre upp i näringskedjan.

Havs- och vattenmyndigheten väljer att föreslå att värdet **0,1 µg/l som maximal tillåten vattenkoncentration** används som bedömningsgrund vid statusklassificeringen. På så sätt bedöms en tillräckligt hög skyddsnivå uppnås, för pelagiska organismer (inklusive

²⁷ se tabell 3 i Sahlin et al 2018

blågröna alger samt akuta och kroniska effekter) i marin och limnisk miljö, oss människor (direkt och indirekt) och topp-predatorer. Ett kroniskt värde för marin miljö skulle visserligen hamna ännu lägre (0,05 µg/l) men det finns inget som tyder på att marina organismer är mer känsliga än limniska i det här fallet. Värdet bedöms även skydda mot risk för påverkan på heterotrofa bakteriers nedbrytande funktion. Även ett preliminärt PNEC värde har tagits fram inför revidering av bevakningslistan och detta hamnar på ungefär samma nivå.

Bedömningsgrunder för siloxanerna D4 och D5

Sahlin & Ågerstrand (2017 c, d) har med förslag på bedömningsgrunder för siloxanerna D4 (oktametylcyclotetrasiloxan) och D5 (dekametylcyklopentasiloxan). Förslaget att prioritera siloxaner tillkom inom arbetsgruppen.

Några andra medlemsländer har tagit fram EQS för D4. Värdena för D4 i vattenfas avseende skydd av pelagiska organismer är identiska med de som tagits fram i Nederländerna och Storbritannien; 0,44 respektive 0,044 µg/l som årsmedelvärden för inlandsvatten respektive andra ytvatten (marin miljö). De är dock nästan 4 gånger lägre (striktare) än de som registrerats genom REACH²⁸.

För D4 i sediment föreslås värdena **15 respektive 1,5 µg/kg torrsvikt** för limnisk respektive marin miljö. I båda fallen avses sediment med 5 % TOC och de bygger på toxicitetsdata på bentiska organismer. De är lägre än de brittiska värdena och de som registrerats genom REACH. Skillnaden förklaras bl.a. av att det brittiska värdet har tillämpat en lägre osäkerhetsfaktor, utifrån s.k. "read across" till en studie på D5 men värt att notera är att D5 i det fallet är mycket mindre toxisk än D4 varför tillämpning av read across i detta fall kan ifrågasättas (se även nedan angående värden för D5; notera skillnader i enhetsangivelser för de två ämnena). Vidare har vid REACH-registreringen en studie uteslutits men som vid granskningen av Stockholms universitet funnits uppfylla de krav som kan ställas enligt OECD-standarder²⁹.

²⁸ se tabell 10 i Sahlin & Ågerstrand, 2017c

²⁹ se vidare under avsnitt 8.3. i rapporten av Sahlin & Ågerstrand, 2017c.

För biota och skydd av topp-predatorer föreslås värdet **830 µg/kg** våtvikt³⁰. Om man räknar om detta till vatten fås ett lägre värde (0,06 µg/l) än vad som angavs ovan för pelagiska organismer. Värdet för biota är således mer kritiskt än motsvarande värde för vattenfas. Det är därför lämpligt att vid statusklassificering i huvudsak utgå från uppmätta halter för biota snarare än ytvatten och därför föreslås att värden införs enbart för sediment och biota men inte vatten eftersom värdena som nämns ovan för vatten inte är tillräckligt skyddande. Om man vid en expertbedömning behöver utgå från vattenfas är det snarare relevant att utgå från värdet 0,06 µg/l (avseende limnisk miljö) men en omräkning från en matris till en annan är alltid förknippad med en del osäkerheter och detta värde förs därför inte in i föreskrifterna. Eftersom ämnet ackumuleras i sediment och biota är det förmodligen normalt mer relevant att övervaka det i dessa matriser snarare än i vatten. Värdet för biota har i remissen avrundats till 830 µg/kg.

För D5 har det inte gått att ta fram några värden avseende halter i vatten. Ämnet har inte uppvisat någon toxicitet ens vid halter som närmar sig ämnets löslighetsgräns. För sediment föreslås värdet **11 mg/kg torrsvikt** respektive **2,2 mg/kg torrsvikt** för limnisk respektive marin miljö. Värdet för limnisk miljö är identiskt med det som ingår i REACH registreringen men det för marin miljö är dubbelt så högt som det som ingår i REACH registreringen. För biota föreslås värdet **830 µg/kg våtvikt**, vilket är baserat på en bedömning av risk för sekundärförgiftning. Det är lägre än det värde som registrerats inom REACH men kan motiveras eftersom det inte finns motsvarande reproduktionsstudier på D5 som för D4 (och som är klassat som toxiskt för reproduktionen). Om man räknar om värdet för biota (sekundärförgiftning) till vatten erhålls värdet 0,13 µg/l, vilket tyder på att exponeringen för organismer högre upp i näringskedjan är mer kritisk än den som akvatiska organismer utsätts för. Det är därför lämpligt att vid statusklassificering i huvudsak utgå från uppmätta halter i biota snarare än i ytvatten.

Bedömningsgrunder för koppar i sediment

Bedömningsgrunder för koppar i sediment har framförts som önskemål från samtliga län som inrapporterat behov av ytterligare bedömningsgrunder till vattenmyndigheten. Även för Havs- och vattenmyndighetens egen bedömning av tillståndet i den marina miljön

³⁰ I rapporten av Sahlin & Ågerstrand (2017c) ingår också ett värde som avser att skydda vid human konsumtion men det är betydligt högre än det som avser risk för sekundär förgiftning via näringskedjan.

skulle ett värde för koppar i sediment vara önskvärt, eftersom halterna kan tänkas öka som en följd av användningen i båtbottnfärger.

Sahlin & Ågerstrand (2018) har med flera olika alternativa förslag på värden för koppar och kopparföreningar i sediment, beroende på om man uttrycker dem som ARA-värde eller TRA-värde men också om man ska ta hänsyn till organisk kolhalt eller inte. Just denna rapport har inte hunnit diskuteras i detalj i arbetsgruppen och inte heller inom referensgruppen. Då synpunkter har framförts bl.a. inom referensgruppen om att man vid klassificeringen av status inom vattenförvaltningen bör kunna beakta den naturliga bakgrundskoncentrationen även för koppar föreslår dock Havs- och vattenmyndigheten att sedimentvärdena uttrycks som ARA-värden. De värden som föreslås är därför **36 mg/kg** torrsvikt för *limniska sediment* och för *marina sediment* föreslås värdet **52 mg/kg** torrsvikt. Båda dessa värden avser sediment med 5% organiskt kol. De osäkerhetsfaktorer som har använts är relativt låga (AF 2 respektive AF 5) med tanke på att det inte har funnits tillräckligt med underlag för att ta fram probabilistiskt beräknade värden. Detta motiveras med att det i detta fall även har funnits relativt gott om fältstudier, mesokosmdata och annan typ av underlag som stödjer tillämpning av så pass låga AF-värden.

Ett alternativ som presenteras i rapporten är att inte uttrycka bedömningsgrunderna för sediment omräknat till 5% TOC. I laboratorietester har man visserligen sett en korrelation mellan toxicitet och organisk kolhalt för sedimentet men organismerna har matats med föda som inte innehåller koppar dvs. de exponeras endast för koppar via porvatten och inte i samband med födointag. Att uttrycka sedimentvärden på organisk kolhaltsbasis är normalt tillvägagångssätt när det gäller opolära organiska ämnen men rekommenderas normalt inte när det gäller metaller. Motsvarande ARA-värden, om de inte uttrycks på 5% TOC basis, är 28 mg/kg torrsvikt respektive 16 mg/kg torrsvikt för limnisk respektive marin miljö. Fältdata tycks dock stödja att det är lämpligt att uttrycka bedömningsgrunderna för koppar i sediment för en viss organisk kolhalt och sedan räkna om uppmätta halter utifrån platsspecifika TOC halter.

Referenser

European Commission. 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report - 2011 – 055.

European Copper Institute. 2008. European Union Risk Assessment Report - VOLUNTARY RISK ASSESSMENT OF COPPER, COPPER II SULPHATE PENTAHYDRATE, COPPER(I)OXIDE, COPPER(II)OXIDE, DICOPPER CHLORIDE TRIHYDROXIDE.

Glynn A, Sand S. 2013. Intagsberäkningar som underlag för framtagande av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror

(PFAA) i dricksvatten. Livsmedelsverket, Risk- och nyttovärderingsavdelningen.

Glynn A, Lignell S. 2015. 6:2 FTS och andra PFAS som inte ingår i Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, men som uppmäts i rå- och dricksvatten. Livsmedelsverket, Risk- och nyttovärderingsavdelningen.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017a. Nitrate – EQS data overview. ACES report 13. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017b. Sulphate – EQS data overview. ACES report 14. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017c. Octamethylcyclotetrasiloxane – EQS data overview. ACES report 22. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017d. Decamethylcyclopentasiloxane – EQS data overview. ACES report 23. Stockholms universitet.

Sahlin S, Larsson J och Ågerstrand M. 2018. Ciprofloxacin – EQS data overview. ACES report 15. Stockholms universitet.

Sahlin S, Ågerstrand M. 2018a. Imidacloprid. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2018b. Copper in sediment – EQS data overview. ACES report 28. Stockholms universitet.