

Bilaga

Datum	Dnr	Mottagare
2018-10-31	1308-17	Se sändlista
Handläggare	Direkt	
Ann-Sofie Wernersson	010-698 6355	
Havs- och vattenmiljöenheten		
ann-sofie.wernersson@havochvatten.se		

Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen – sammanställning av remissvar, motiv till beslut och förtydliganden

Inledning

Bakgrund

Vattenmyndigheterna behöver i sin klassificering av status kunna bedöma huruvida olika ämnen, såsom metaller och miljögifter, förekommer i halter som kan ge upphov till toxiska effekter. En utgångspunkt är de bedömningsgrunder som ingår i HVMFS 2013:19. För kvalitetsfaktorn ”särskilda förorenande ämnen” (SFÄ) och ekologisk status anges dessa i bilaga 2 och 5 och för klassificering av kemisk ytvattenstatus framgår bedömningsgrunderna av bilaga 6.

CIS-vägledningsdokument 3 anger förslag på förfarande för att komma fram till för vilka ämnen bedömningsgrunder för SFÄ behöver tas fram. Bedömningsgrunderna för SFÄ infördes 2015 och utgick i huvudsak från då redan tillgängliga förslag på bedömningsgrunder framtagna i ett tidigare skede. Samtidigt infördes en skrivning i föreskrifterna om att vattenmyndigheterna ska rapportera in behov av ytterligare bedömningsgrunder till HaV.

Vattenmyndigheterna ska nu påbörja arbetet med att klassificera status för landets vattenförekomster och inför denna förvaltningscykel ombads de att rapportera in behov av ytterligare bedömningsgrunder. Dessutom etablerades en arbetsgrupp inom vilken ytterligare förslag framfördes. För ytterligare bakgrund till processen för framtagandet av förslaget, se remissunderlaget.

Specifikt motiv för att ta fram bedömningsgrunder för respektive ämne varierar. I vissa fall har en eventuell problematik med ämnet observerats i samband med provning och/eller tillsyn av betydande påverkanskällor. I andra fall har problematiken med ämnet uppmärksammats internationellt. Behov av bedömningsgrunder för sulfat, nitrat, PFAS 11 samt för koppar i sediment rapporterades in av länsstyrelserna/vattenmyndigheten medan imidaklopid, ciprofloxacin, silver och siloxaner tillkom som förslag inom arbetsgruppen.

Sulfat och nitrat har uppmärksammats inom främst provningar men kan släppas ut från flera olika verksamheter, även sådana som inte är föremål för provningsförfarande. Problematik med risker vid förekomst av PFAS i dricksvatten är uppmärksammat både nationellt och internationellt. Imidaklopid är ett bekämpningsmedel som frekvent överskrider preliminärt riktvärde, riskerna med ämnet har uppmärksammats internationellt och ämnet är med på bevakningslistan. För ciprofloxacin har risker med ämnet lyfts inom forskarvärlden och ämnet står med på bevakningslistan. Siloxaner är persistenta och kan ackumuleras i biota och sediment. Silver är med bland de kandidater som utreds inför översynen av direktivet om prioriterade ämnen. Ämnet ingår i fisk- och musselvattenförordningen, men denna bygger på två äldre direktiv som har upphävts och där bestämmelser kan behöva tas omhand inom vattendirektivsarbetet. Koppar ingår redan i föreskrifterna men bedömningsgrunder för alla relevanta matriser (dvs. inklusive sediment) har tidigare inte tagits fram på nationell nivå. I dagsläget kan vattenmyndigheterna därför bara göra expertbedömningar utifrån andra länders värden i de fall man för koppar endast har data för sediment men inte vatten.

Se även remissunderlag för mer information. Bedömningsgrunder för samtliga de ämnen som föreslogs har inte kunnat tas fram. Orsaker till detta beskrivs ytterligare längre fram i detta dokument.

Havs- och vattenmyndigheten föreslog i remissen att bedömningsgrunder för kvalitetsfaktorn "särskilda förorenande ämnen" införs i HVMFS 2013:19 för åtta nya ämnen (imidaklopid, PFAS11, siloxanerna D4 och D5, ciprofloxacin, silver, sulfat och nitrat) samt kompletterande bedömningsgrunder för sediment för ett befintligt ämne (koppar).

För ytterligare information och bakgrund till förslaget, se remissunderlaget och den övergripande sammanställningen.

Ändringar i jämförelse med remissförslaget

Nedanstående huvudsakliga ändringar har nu gjorts i jämförelse med det ursprungliga förslaget:

- Bedömningsgrunderna för sulfat lyfts ut.
Motiv: Hårdhetsindelade bedömningsgrunder har efterfrågats från flera håll och är motiverade utifrån ämnets egenskaper. Med befintligt kunskapsunderlag var det inte möjligt att införa hårdhetsindelade bedömningsgrunder på nationell nivå eftersom mjukt vatten då inte täcktes in. Ytterligare studier av sulfattoxicitet även vid lägre hårdhet pågår och det är därför lämpligt att invänta resultaten. Tillämpbarhet hos annan metodik kan då också utredas vidare.
- Bedömningsgrunderna för silver, se huvuddokument bemötande.
- För nitrat lyfts bedömningsgrunderna för marin miljö ut. För limnisk miljö (bilaga 2) införs värdet som avser maximal tillåten koncentration oförändrad medan årsmedelvärdet justeras något och med det nya värdet ska vattenmyndigheterna inte längre ta hänsyn till den naturliga bakgrunden.
Motiv: Inga synpunkter eller ytterligare information har tillkommit och som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa nitrat som SFÄ för limnisk miljö. Utifrån framförda remissynpunkter angående svårigheter med att beakta naturlig bakgrund för nitrat justeras dock årsmedelvärdet för att naturlig bakgrund inte ska behöva beaktas vid klassificeringen. För marin miljö visar jämförelser med allmänna fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder att dessa är tillräckligt skyddande och de marina värdena lyfts således ut.
- Bedömningsgrunderna för siloxanerna är oförändrade med undantag för att sedimentvärdet för D4 lyfts ut för marin miljö.
Motiv: Inkomna synpunkter på osäkerheten förknippad med värdet för D4 i marina sediment beaktas och detta värde lyfts ut. Det har inte bedömts vara möjligt att, som alternativ, justera osäkerhetsfaktorn. I övrigt har inga synpunkter eller ytterligare information inkommit som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa dessa ämnen som SFÄ.
- Värdet för PFAS 11 är oförändrat men istället för årsmedelvärde uttrycks det som maximal tillåten koncentration. PFOS och dess CAS-nummer läggs också till. I fotnot förtydligas för vilka vattenförekomster bedömningsgrunderna ska tillämpas samt var i dessa vattenförekomster värdet inte får överskridas.

Motiv: Inga synpunkter eller ytterligare information har tillkommit och som ger anledning att ändra värdet eller att inte införa PFAS 11 som SFÄ för vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten. Däremot har inkomna synpunkter på var värdet gäller (både avseende vilka vattenförekomster och var i dessa) beaktats och förtydligas i fotnot. För att säkerställa tillräckligt skydd uttrycks det även som maximal tillåten koncentration, då denna typ av bedömningsgrunder bättre är i linje med hur värdet tillämpas ur dricksvattensynpunkt. I övrigt görs bara korrigeringar av CAS-nummer.

- Bedömningsgrunderna för ciprofloxacin och imidaklopid är oförändrade.

Motiv: Inga synpunkter eller ytterligare information har inkommit och som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa dessa ämnen som SFÄ.

- Bedömningsgrunderna för koppar i sediment är oförändrade. En förtydligande fotnot läggs dock till i tabellerna angående att naturlig bakgrund ska beaktas vid tillämpningen av värdet. Samma fotnot läggs till även för övriga (befintliga) ämnen där bedömningsgrunderna för SFÄ har tagits fram för att naturlig bakgrund ska beaktas.

Motiv: Inga synpunkter eller ytterligare information har inkommit och som ger anledning att ändra värdena för sediment. Däremot har det av remissvaren framgått att det är motiverat att även i tabellen förtydliga att naturlig bakgrund ska beaktas genom att bakgrunden subtraheras från uppmätt halt innan jämförelse mot bedömningsgrunderna.

I bilaga 5 stryks meningen: ”I det fall värden saknas för kustvatten och vatten i övergångszon kan värdet för inlandsytvatten i bilaga 2 tabell 1 användas även för dessa”. Därutöver görs ytterligare några mindre förtydliganden och justeringar¹. Se inkomna synpunkter nedan.

De ämnesrapporter (”EQS-dossierer”) för siloxanerna, ciprofloxacin, sulfat och nitrat samt koppar i sediment och som ingick som underlagsrapporter till remissen har färdigställts. Även för silver har en sådan rapport tagits

¹ CAS-numret för PFOA har upptäckts vara felaktigt och detta korrigeras och för de befintliga ämnen där man för vattenfas ska beakta naturlig bakgrundshalt justeras ett syftningsfel. Slutligen förtydligas att det för SFÄ är tillräckligt att bedömningsgrunder för ett ämne överskrids för att kvalitetsfaktorn SFÄ inte uppnår god status.

fram². Vissa justeringar har gjorts efter remissen gentemot de versioner som ingick i remissmaterialet³.

För imidaklopid har någon ämnesrapport inte tagits fram eftersom bedömningsgrunderna utgår från värden framtagna inom biocidlagstiftningen. Inte heller för PFAS 11 har en separat ämnesrapport tagits fram, eftersom värdet utgår från livsmedelsverkets åtgärdsgräns för dricksvatten. I båda fallen finns redan underlag publicerat som förtydligar hur värdena har tagits fram. Se vidare i remissunderlaget.

Struktur hos sammanställningen

Nedan sammanfattas först inkomna synpunkter kortfattat och på en övergripande nivå och sedan redogörs för synpunkter framförda av respektive remissinstans och indelat i följande kategorier: länsstyrelser och vattenmyndigheter, nationella myndigheter, kommuner, branschorganisationer och enskilda företag samt universitet. Synpunkterna kommenteras kortfattat av HaV.

Därefter motiveras de ändringar som nu har gjorts gentemot det ursprungliga förslaget, ämne för ämne. Slutligen görs ett antal förtydliganden, med anledning av vissa inkomna synpunkter och frågor. Under dessa förtydliganden redovisas också resultatet av vissa ytterligare analyser som har gjorts efter remissen.

² Någon ämnesrapport för silver ingick inte i remissmaterialet men har nu tagits fram på nationell nivå för att tydligt beskriva hur bedömningsgrunderna har beräknats.

³ Samtliga rapporter kan erhållas via HaV dnr 770-18.

Synpunkter allmänt

Remissinstanser som har yttrat sig

Synpunkter på de delar av remissen som berör SFÄ har lämnats från ett stort antal remissinstanser. Utöver flertalet länsstyrelser har följande instanser yttrat sig:

- Boliden
- EPMF
- FOI
- Folkhälsomyndigheten
- Fortifikationsverket
- Försvarmakten
- Gryaab
- Jernkontoret
- Kemikalieinspektionen
- Livsmedelsverket
- LKAB
- LRF
- Naturvårdsverket
- Nordic galvanizers
- SCDA
- SGI
- SGU
- Sjöfartsverket
- Skellefteå kommun
- SKL
- Skogsindustrierna
- Skogsstyrelsen
- SLU
- Stockholm vatten och avfall
- SveMin
- Svenskt vatten
- Trafikverket
- Uppsala vatten och avfall
- Örebro universitet

Dessutom har flera synpunkter lämnats från en av näringslivets representanter i referensgruppen för SFÄ.

Ytterligare några remissinstanser har yttrat sig mer generellt och där man kan anta att det finns en koppling till SFÄ. En instans framför t.ex. att det

är viktigt att säkerställa tillgången på analysmetoder för de substanser, som listats, och olika typer av matriser. I övrigt är de dock främst relaterade till konsekvensutredningen (se nedan och i huvuddokumentet).

Slutligen har några detaljerade synpunkter på enskilda värden samt ytterligare information mottagits efter internationell avstämning under remissperioden (juni 2018).⁴

Övergripande sammanfattning av inkomna synpunkter

Synpunkter på bedömningsgrunderna

Sammanfattningsvis kan konstateras att det främst är följande bedömningsgrunder som har avstyrkts (av främst branschorganisationer): sulfat, nitrat, silver och koppar i sediment.

Ingen instans har tydligt avstyrkt införandet av bedömningsgrunder för imidaklopid, ciprofloxacin och siloxaner. Införande av bedömningsgrunder för PFAS 11 tillstyrks vidare av de flesta men även några kritiska synpunkter har framförts.

Synpunkter på konsekvensanalysen

Många remissinstanser har lämnat synpunkter på konsekvensanalysen och särskilt gällande vissa ämnen, såsom sulfat och nitrat.

Andra instanser har främst informerat om ytterligare utsläpps- och tillförselvägar för enskilda ämnen. Några synpunkter avser även främst formuleringar.

Då värdet hos bedömningsgrunderna inte påverkas av dessa aspekter och det inte är aktuellt att revidera konsekvensutredningen har vi främst noterat synpunkterna och tar till oss dem inför kommande konsekvensutredningar och framtida arbete. För nitrat har HaV dock gjort vissa ytterligare utredningar och dessa redogörs på slutet av detta dokument.

Synpunkter på juridisk innebörd hos bedömningsgrunderna

Några remissinstanser, i synnerhet de som framför kritik mot vissa enskilda ämnen, framför synpunkter även angående införandet av bedömningsgrunderna i föreskriftsform och den juridiska tyngden hos dessa samt tillämpning i andra sammanhang såsom vattenverksamhet, efterbehandling och miljöbalksprövning. Generellt kan konstateras att de

⁴ Multilateralt expertmöte om SFÄ i Paris (anordnat av INERIS).

som är kritiska inte anser att bedömningsgrunderna bör införas i föreskrifterna medan de som ställer sig positiva ser fördelar med att ha nationellt framtagna bedömningsgrunder (för samma ämnen) och som även kan tillämpas i provningar. HaV noterar dessa synpunkter inför arbetet med den större översynen.

Synpunkter från olika remissinstanser

Synpunkter från länsstyrelser och vattenmyndigheter

Länsstyrelserna är i huvudsak positiva till förslaget. Ingen länsstyrelse avstyrker införandet av bedömningsgrunder för någon enskild substans men alla har inte heller yttrat sig över alla ämnen.

Länsstyrelsen Norrbotten, Västra Götaland och Jämtland samt Vattenmyndigheten Södra Östersjön, Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt tillstyrker förslag på bedömningsgrunder för SFÅ. Några län (Västra Götaland, Vattenmyndigheten Södra Östersjön, Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt) framhåller att det är särskilt bra med bedömningsgrunder för imidaklopid, PFAS11, nitrat, sulfat och koppar i sediment.

Länsstyrelserna i Norrbotten, Västernorrland, Västmanland, Västra Götaland och Jämtland) och vattenmyndigheten i Södra Östersjön tillstyrker förslaget för t.ex. nitrat och sulfat och det främsta skälet som anges är att det underlättar vid bedömning av påverkan från t.ex. gruvverksamheter men även andra industrier. Fördelar med att ha nationella bedömningsgrunder för klassificering och som även kan användas som stöd vid provning och tillsyn av miljö kvalitetsnormer för vatten nämns. Länsstyrelsen i Norrbotten framhåller bl.a. angående nitrat att man hittills behövt utgå från riktlinjer framtagna i andra länder (Nya Zeeland och Kanada), vilket har varit resurskrävande. Länsstyrelsen i Norrbotten påpekar att nitratdirektivet uppmärksammar nitratproblematiken och att det är logiskt att ha ett gränsvärde även för ytvatten oavsett huvudskalig påverkansskälla.

Länsstyrelsen i Västernorrland anser det vara motiverat med nationellt framtagna bedömningsgrunder för sulfat och nitrat i ytvatten eftersom det förekommer utsläpp av dessa ämnen på flera platser i landet. Man framför samtidigt att det är viktigt att "framtagandet av dessa haltvärden grundar sig på både en acceptabel metod och en gedigen konsekvensanalys" och att det finns anledning att "se över de föreslagna värdena ytterligare, liksom att överväga möjligheten till regionalt eller lokalt anpassade haltvärden utifrån exempelvis vattnets hårdhet." Vidare framför man att metoden som anges i CIS 27 är inriktad på de ämneskategorier som anges i punkterna 1-9 i bilaga

VIII till vattendirektivet och att det därför finns möjlighet att använda delvis andra metoder för att ta fram värden.

Länsstyrelsen i Västmanland föreslår som alternativ till att reglera nitrat (och sulfat) för samtliga vatten, att endast reglera dessa för naturligt näringsfattiga vatten. Skälet till ett sådant alternativ anges vara att många vatten med naturligt höga nitrat- och sulfathalter behöver hanteras. Dessutom föreslår länsstyrelsen i Norrbotten att ett annat alternativ på sikt skulle kunna vara att reglera nitrat+nitrit-kväve eftersom det i föreskrifterna anges en metodstandard för detta och för att Sverige ska kunna leva upp till de värden för nitrit som anges i fisk- och musselvattenförordningen.

Länsstyrelsen i Västerbotten informerar också om att ”det är vanligt att miljöfarliga verksamheter som avloppsreningsverk, gruvor m.fl. använder reningsteknik som inkluderar fällningskemikalier innehållande sulfat, t.ex. järnsulfatmetoder för sulfat, för att rena avloppsvattnet från metaller, arsenik och andra föroreningar. Konsekvensen är att sulfat tillförs utgående vatten utan reglering i villkor. Det är mindre vanligt att industrier har metoder för rening av sulfat i utgående vatten. Metoder för att rena avloppsvatten från sulfat är mindre kända och anses vara svårt. Det pågår försök med att rena gruvvattenutsläpp från sulfat och nitrat i LKABs gruva i Svappavaara⁵. Om sulfat införs som SFÄ kommer prövningsmyndigheterna att pröva om det krävs villkor för utsläpp av sulfat i miljötillstånd för miljöfarliga verksamheter som gruvor, avloppsreningsverk m.fl. som renar sitt utgående vatten med sulfatinnehållande fällningskemikalier.”

Länsstyrelsen i Västerbotten menar att värdet särskilt för maximal tillåten koncentration av sulfat kan vara för högt satt: ”Föreslagna EQS för sulfat, och särskilt den maximalt tillåtna koncentrationen kan ev. vara för högt satt för statusbedömning av vattenförekomster som tar emot avloppsvatten från "sulfidmalmsgruvor", gruvor och annan verksamheter med höga sulfatutsläpp och där avloppsvattnet renas med annan teknik än kalkfällning. Maximal koncentration är baserad på tester vid 100 mg/l CaCO₃ vilket är högt för de flesta gruvrecipienterna. Tillämpning av maxhalten vid statusklassning bör vara relevant för vattenförekomster som tar emot stora mängder gruvvatten från gruvor som renar sitt vatten med kalkfällning, och där recipientvattnets andel av utsläppt avloppsvatten får en betydande påverkan på hårdheten. Man bör fråga sig om föreslagen maxhalt och årsmedelvärde är relevant för klassning av recipienter som tar emot utsläpp från gruvor och andra verksamheter med stora sulfatutsläpp och där kalkfällning inte är den huvudsakliga reningsmetoden, d.v.s. där utsläppet inte förändrar recipientvattnets hårdhet kraftigt. Är framtagna

⁵ Här infogas också länk till hemsida: <https://www.lkab.com/sv/nyhetsrum/lokala-nyheter/lkab-testar-alternativa-reningsmetoder/?aid=5268>.

EQS tillämpbara i sådana fall där verksamheten inte höjer recipientvattnets hårdhet genom det egna utsläppet?” Man frågar också ”om föreslagna årsmedelvärden och maxhalt ska tillämpas på vfk som påverkas av åtgärder i sura sulfatjordar, alltså där hårdheten är naturligt låg”.

Länsstyrelsen i Västerbotten skriver att ”föreslagna sfä för nitrat, sulfat och koppar får antas medföra ökat behov av omprövning av befintliga tillstånd för miljöfarliga verksamheter, framförallt guldgruvor (med högre utsläpp av nitrat och totalkväve), zinkgruvor m.fl. sulfidrika malmer och andra större industrier med betydande utsläpp av dessa sfä.” Man lyfter också att man kan anta att det kommer att ställas utökade krav på sökanden att ta fram utredningsunderlag till ansökan om tillstånd och att inkludera dessa ämnen i egenkontrollen/kontrollprogrammen för verksamheten.

Länsstyrelsen i Västerbotten skriver också att ”exempelvis kan nitratutsläpp från alla gruvor bli betydande på grund av användning av sprängmedel innehållande ammoniumnitrat⁶.

Länsstyrelserna i Östergötland och Gotland är positiva men önskar att fler bedömningsgrunder för sediment tas fram. Östergötland nämner då specifikt zink och dioxiner.

Flera länsstyrelser (Östergötland, Jämtland, Västernorrland) framför vidare att bedömningsgrunderna för PFAS 11 bör gälla alla vattenförekomster, inte bara de som används för dricksvattenuttag. Några (t.ex. Länsstyrelsen i Västerbotten) ifrågasätter också det rimliga i att införa värdet för marin miljö om det bara ska avse vattenförekomster som används för dricksvattenuttag. Länsstyrelsen i Kronoberg undrar också angående detta⁷. Länsstyrelserna i Östergötland och Västernorrland anser vidare att bedömningsgrunderna för PFAS 11 även bör utvecklas för att beakta effekter på pelagiska organismer.

Länsstyrelsen i Södermanland, Västernorrland och Västerbotten tillstyrker sedimentvärdet för koppar. Länsstyrelsen i Södermanland framför att vägledning bör beskriva hur naturlig bakgrund ska beräknas.

⁶ Man skriver också ”De flesta gruvverksamheterna har villkor i sitt miljötillstånd som medger stora utsläpp av totalkväve och/eller nitratkväve, som högst i halter omkring 20 mg/l. I två pågående tillståndsprövningar av gruvor i Mark- och miljödomstolen föreslår bolagen utsläppsvillkor om 20 mg/l nitratkväve som årsmedelvärde i utgående vatten. (Årsmedelvärdet i Björkdalsgruvans närmaste vattenförekomst är idag ca dubbelt så högt som det nu föreslagna årsmedelvärdet för nitratkväve.) Miljöenheten rekommenderar att särskilda konsekvens- och åtgärdsanalyser genomförs i syfte att fastställa konsekvenser och behov av åtgärder som uppkommer genom utsläpp av nämnda ämnen till vattenrecipienter från befintliga miljöfarliga verksamheter. Möjligen finns behov av liknande analyser i länets kustområden där sura sulfatjordar förekommer och där åtgärder i och invid vatten kan innebära ökad belastning av särskilt förorenade ämnen.”

⁷ Länsstyrelsen i Kronoberg framför bl.a. ”Det finns väl bara ett havsvatten som används som dricksvattentäkt? Men vi vet inte hur mycket havsvatten som kan behövas som dricksvatten i framtiden? Går det att genomföra åtgärder som minskar halterna i havet om det enbart finns gränsvärden för PFAS11 i ytvatten som används för dricksvattenförsörjning?”

Länsstyrelsen i Södermanland tillstyrker även införande av bedömningsgrunder för PFAS 11 och silver i vatten men framför att för silver behövs även bedömningsgrunder för sediment.

Länsstyrelsen i Jönköping efterfrågar information om vilka de övriga ämnen var som rapporterades in samt orsak till varför bedömningsgrunder även för dessa ämnen inte togs fram samt undrar över konsekvenser av att sådana nu inte tas fram.

Angående koppar framförs att bedömningsgrunderna överskrids på flertalet ställen. Länsstyrelsen i Kalmar skriver "Bra att vi nu får riktvärden att börja klassa metaller med vid kusten. Det föreslagna riktvärdet för koppar (52 mg/kgTs) innebär för Kalmar läns del att ca 40-50% av de vattenförekomster där vi har mätvärden för koppar ligger över det föreslagna riktvärdet." Länsstyrelsen i Stockholm skriver bl.a. i sitt yttrande: "Det föreligger uppenbar risk att föreslagna gränsvärden för Cu i sediment kommer att sänka den ekologiska statusen för många vattenförekomster från god till måttlig utan att det finns en reell möjlighet att åtgärda detta och utan att det har biologisk relevans. För naturligt näringsfattiga sjöar på moränmark bedömer vi att gränsvärdet ligger på en rimlig nivå givet de data vi har tillgång till från såväl referenssjöar som tätortspåverkade vatten. För naturligt näringsrika lerslättsjöar blir utfallet sannolikt för strängt sett till de sjöar som har minimal antropogen påverkan. Det finns således lokala och regionala skillnader i bakgrundshalt som behöver tas i beaktande för att ett gränsvärde ska fungera. Ett gränsvärde ska fungera så att det fångar upp den antropogena förhöjningen - det ska inte resultera i måttlig ekologisk status för de fall där det handlar om naturligt höga halter i samtidig avsaknad av påvisbar betydande antropogen påverkan."

Flera länsstyrelser, såsom Östergötland, framför att det är osäkert hur naturlig bakgrundskoncentration ska kunna beaktas för koppar då denna information saknas. Länsstyrelsen i Jönköpings län skriver angående TOC normalisering av koppar i sediment att "I SFÄ-bilagan framgår det att det är normalt tillvägagångssätt att uttrycka sedimentvärden på organisk kolhaltsbasis när det gäller opolära organiska ämnen men rekommenderas normalt inte när det gäller metaller. Trots detta väljer man att uttrycka bedömningsgrunden för koppar i sediment för 5 % TOC, och motiven för detta verkar ganska svaga. Vi anser att bedömningsgrunderna ska vara så "enkla" som möjligt att utvärdera och inte kräva analysdata för andra parametrar om det inte är nödvändigt för en korrekt bedömning av riskerna."

Länsstyrelsen i Västerbotten skriver ”Ingen normalisering mot organiskt kol ska ske för metallerna bly och kadmium i sediment, borde det inte vara samma för koppar? EU rekommenderar inte att värdena uttrycks på organisk kolhaltsbasis för metaller. Av försiktighetsprincip bör man kanske inte normalisera utifrån kolhalten eftersom man då bortser från påverkan via födointaget? Om det ändå bör normaliseras för organisk kolhalt utifrån resultat från fältdata behöver HaV fundera på om det även gäller de prioriterade ämnena kadmium och bly.” Länsstyrelsen i Östergötland skriver ”Vi saknar underlag och tydlig motivering varför kopparvärdena i sediment ska normaliseras m.a.p. 5 % TOC.”

Länsstyrelsen i Västerbotten undrar vilken osäkerhetsfaktor andra länder använt för koppar i sediment, om de använt samma underlag och om de också har ansett att fältstudierna och andra underlag motiverar en lägre AF.

Länsstyrelsen i Stockholm efterfrågar även olika bedömningsgrunder för marina system – i likhet med de som nu ingår i föreskrifterna för koppar i vatten.

Länsstyrelsen i Västernorrland, vattenmyndigheten i Södra Östersjön och Länsstyrelsen Västra Götaland samt Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt framför att det är ”Mycket bra att det tillkommer ett gränsvärde för koppar i sediment. Detta är ett bra komplement till modellerad biotillgänglig halt i vattenfasen. Koppar i sediment kan också vara ett problem för vattenlevande organismer och ofta i vatten med helt annan vattenkemi än de förhållanden då problem med höga biotillgängliga halter uppstår.”

Länsstyrelsen i Västerbotten är positiv till att värde för sediment har tillkommit och framför att ”det är ett viktigt komplement till matrisen vatten, för att även kunna bedöma risk för effekter på sedimentlevande organismer. Vi har många verksamheter som släpper ut koppar, bl.a. pappersbruk och metallindustri, samt förorenade områden som kan läcka metaller. Det är positivt att det ingår i föreskrifterna så att inte länen expertbedömer olika. Införseln i föreskrifter leder till ökad rättssäkerhet”.

Länsstyrelsen i Södermanlands län tillstyrker införandet av silver i föreskrifterna men lägger till att det även hade varit bra med bedömningsgrunder för silver i sediment.

Flertalet remissinstanser ställer sig positiva till att det tillkommer bedömningsgrunder för flera ämnen i gruppen PFAS. Några av dessa remissinstanser tycker dock att värdet borde avse alla vattenförekomster och inte bara de som används för uttag av dricksvatten. Länsstyrelsen i Jönköpings län anser exempelvis att ”bedömningsgrunder för PFAS bör införas på samtliga vattenförekomster, för att förhindra ytterligare spridning av PFAS till miljön från t.ex. från avloppsreningsverk och

avfallsanläggningar. Nyspridning av stabila föroreningar som PFAS gör att nya förorenade områden kan uppstå, vilket även kan leda till att vatten, som i framtiden skulle kunna utgöra dricksvatten kontamineras.”

Länsstyrelsen i Västra Götaland och vattenmyndigheten i Södra Östersjön samt Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt anser att det är ”mycket bra att det tillkommer bedömningsgrunder för flera PFAS-ämnen än bara PFOS. Detta ger möjlighet att, inom ramen för vattenförvaltningen, börja få till åtgärder mot fortsatta utsläpp av denna problematiska ämnesgrupp”.

Länsstyrelsen i Uppsala framför att SGI har tagit fram ett preliminärt riktvärde för PFOS i grundvatten (0,045 µg/l) och där riktvärdet bl.a. styrs av skyddet av ytvatten. Man nämner också ytvattenkriteriet på 0,65 ng/l.

Flera länsstyrelser efterfrågar också en mer exakt beskrivning av för vilka vattenförekomster och var i respektive vattenförekomsten värdet gäller. En instans påpekar att så som förslaget är formulerat skulle man kunna tolka det som att ”värdet även omfattar vattenförekomster där en privatperson hämtar vatten till sommarstugan”. Länsstyrelsen i Kronoberg skriver också att ”det behöver definieras vad som menas med dricksvatten. Är det kommunala allmänna vattentäkter med fler än 50 pe eller 10 m³/d? Ingår enskilda större samfälligheter? Ytvatten som används för infiltration för att förstärka grundvattentillgången till vattenförsörjningen, är det uttag av dricksvatten?” Länsstyrelsen i Västra Götaland framför att ”Då värdet endast avser vattenförekomster som används för uttag av vatten som är avsett att användas som dricksvatten bör det förtydligas hur detta ska appliceras i praktiken. Ska bedömningsgrunden endast gälla för den VF där själva uttaget sker eller VF som tex återfinns i samma vattenskyddsområde, om det finns ett sådant? Eller ska det gälla för dricksvattenförekomster, dvs även förekomster som idag inte används till dricksvatten men som kan tänkas göra det i framtiden?” Även vattenmyndigheten i Södra Östersjön och Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt framför liknande frågor.

Flera länsstyrelser framhåller att de ”instämmer att det behövs ett gränsvärde för fler PFAS-föroreningar än enbart PFOS. Vi förstår att det är smidigt att använda Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, men anser att fler PFAS-föroreningar bör innefattas och att gränsvärdet bör utgå från risk för vattenlevande organismer.”

Länsstyrelsen i Västra Götaland och vattenmyndigheten i Södra Östersjön samt Länsstyrelsen i Västmanlands län, tillika Vattenmyndighet i Norra Östersjöns vattendistrikt framför specifikt att det är ”mycket bra att det tillkommer bedömningsgrunder för imidaklopid, eftersom detta är ett ämne som relativt ofta hittas i höga koncentrationer i svenska vatten”.

Länsstyrelserna i Västra Götaland och Västmanland samt Vattenmyndigheten i Södra Östersjön tillstyrker förslaget och anger att det är ”mycket bra att det tillkommer bedömningsgrunder för imidaklopid, eftersom detta är ett ämne som relativt ofta hittas i höga koncentrationer i svenska vatten.”

Länsstyrelserna i Västernorrland, Västra Götaland och Västmanland och vattenmyndigheten i Södra Östersjön undrar samtidigt över skrivningen i remissen om att ”För imidaklopid föreslås inget värde för marin miljö men det för limnisk miljö kan tills vidare tillämpas även för marin.” och nämner att även i föreskrifterna står det i bilaga 5 att ”I det fall värden saknas för kustvatten och vatten i övergångszon kan värdet för inlandsytvatten i bilaga 2 tabell 1 användas även för dessa.” Man ser hellre att om bedömningsgrunderna ska användas för marina vatten så bör de också ingå i bilaga 5.

Länsstyrelsen i Gävleborg är generellt tveksam till att fler parametrar införs. Man anser att det tvärtom bör vara färre parametrar än idag ”så att fler vattenförekomster kan undersökas på liknande grunder”⁸. De framför också att även potentiell toxicitet bör undersökas ”genom exempelvis ett batteri av standardiserade biotester då vår förmåga att uppskatta effekter i miljön genom enbart analyser av substanser är väldigt begränsad” och lyfter behov av att kunna beakta samverkanseffekter.

Länsstyrelsen i Jönköping framför att även länsstyrelserna bör vara med i referensgruppen för SFÄ. Länsstyrelsen i Östergötland anser ”att det är förvånande att näringslivet (t ex metallindustrin och skogsindustrin) varit med och tagit fram förslag till gränsvärden”.

Flera länsstyrelser framför synpunkter på att det i föreskrifterna står att om det saknas värden i bilaga 5 avseende SFÄ i marin miljö, så kan värdena i bilaga 2 användas och att samma förfarande föreslås för imidaklopid.⁹

⁸ Man skriver också bl.a. ”Genom att fler substanser inkluderas i vattenförvaltningsarbetet får vi visserligen mer kunskap om dem men samtidigt leder det till att det blir svårare att jämföra statusen mellan vattenförekomster eftersom alla substanser inte kommer undersökas i alla vattenförekomster. Ett viktigt syfte med vattenförvaltningen är att prioritera åtgärder mellan vattenförekomster utifrån kemisk och ekologisk status. Jämförelsen mellan olika vattenförekomsters status underlättas om de undersöks på likadant sätt.”

⁹ I bilaga 2 till remissen står det att ”För imidaklopid föreslås inget värde för marin miljö men det för limnisk miljö kan tills vidare tillämpas även för marin.” Vidare står det i FS att ”I det fall värden saknas för kustvatten och vatten i övergångszon kan värdet för inlandsytvatten i bilaga 2 tabell 1 användas även för dessa.” Är detta genomgående för alla SFÄ? Om bedömningsgrunden för Imidaklopid i inlandsvatten ska appliceras för marina vatten, varför återfinns den bara inte i tabell 1 i bilaga 5? Otydligheter när det gäller i vilken kategori bedömningsgrunden ska användas underlättar inte arbetet med klassificering inom KA-processen. Detta bör förtydligas i respektive tabell som berör SFÄ.”

Några länsstyrelser har också identifierat ett syftningsfel¹⁰ och några länsstyrelser framför även synpunkter på övergripande formuleringar i konsekvensanalysen.

Kommentar från HaV:

Det syftningsfel som identifierats har åtgärdats. I bilaga 5 stryks också meningen: "I det fall värden saknas för kustvatten och vatten i övergångszon kan värdet för inlandsytvatten i bilaga 2 tabell 1 användas även för dessa". För de ämnen där det saknas värden i tabellen med bedömningsgrunder för marin miljö, så har några sådana inte tagits fram. I de flesta fall (bekämpningsmedel) är någon problematik inte att vänta i marin miljö.

Angående referensgruppens sammansättning: Den process som använts denna gång beskrevs i remissmaterialet och en tanke med att ha en brett sammansatt referensgrupp var bl.a. att på ett tidigt stadium få in t.ex. ytterligare data för de ämnen som diskuterades. För- och nackdelar med upplägget kommer att ses över inför nästa gång det blir aktuellt att se över bedömningsgrunderna i föreskrifterna.

Se även de ämnesvisa motiveringarna samt ytterligare förtydliganden längre fram i dokumentet.

Synpunkter från nationella myndigheter

Naturvårdsverket lyfter främst att man av konsekvensutredningen inte kan utläsa om det finns risk för kvävekrav på avloppsreningsverk i norra Sverige och att de ser ett behov av samlad information om denna fråga¹¹. Detta

¹⁰ "Det blir ett syftningsfel i andra stycket i Bilaga 2, avsnitt 7.2. Det kan uppfattas som att även arsenik, sulfat, uran och zink gäller för sediment. Istället skriva: "För arsenik, sulfat, uran och zink i vattenfas samt koppar i sediment och årsmedelvärde för nitrat i vattenfas, är värdena framtagna för att..."."

¹¹ "Naturvårdsverket ser en eventuell risk att införande av nitrat som särskilt förorenande ämne får konsekvenser för krav på avloppsreningsverk. Utsläpp av kväve från reningsverken är ofta till en mindre del i form av nitrat, men kvävet kan byta förekomstform i recipienten. Huruvida det finns en verklig risk för betydande konsekvenser beror på var i landet vatten av detta slag förekommer, om det förekommer avloppsanläggningar med utsläpp i avrinningsområdena och om utsläppen från dessa, ensamt eller tillsammans, anses bidra till nitratförorening. Eftersom gruvverksamhet har angetts som en viktig källa till nitratföroreningar kan förmodas att bedömningsgrunden i första hand får betydelse i vattenförekomster i norra Sverige. Det är samtidigt i denna del av Sverige som kväverening i avloppsreningsverken är tekniskt svår att åstadkomma. Naturvårdsverket bedömer att denna bedömningsgrund skulle ha en annan rättslig betydelse än om kväve ingår som en komponent i kvalitetsfaktorn näringsämnen när det gäller översyn av kvävekänsliga områden enligt avloppsdirektivet. Däremot skulle kunna tänkas uppstå en situation där ett eller flera reningsverk tillsammans bidrar med så stor andel av nitratmängderna att det riktas krav på kväverening för att kunna uppnå miljökvalitetsnormen. Det skulle då kunna

behövs för att bedöma behov av tillsynsvägledning från Naturvårdsverket. Man framför också att konsekvensutredningen inte alls belyser eventuella konsekvenser av att tillföra nitrat för marina vatten och att även om konsekvenserna bedöms vara obefintliga så bör det tydliggöras. Naturvårdsverket har även några specifika synpunkter på koppar och PFAS 11 samt framfört önskemål om en omformulering¹². Naturvårdsverket skriver angående PFAS 11 även att ”som nämns i remissbilaga 2 kommer en ny riskvärdering från EFSA avseende PFOS och PFOA att publiceras inom kort. Utöver detta pågår förhandlingar kring ett nytt dricksvattendirektiv vilket kan medföra lagstadgade gränsvärden för PFAS i dricksvatten. Båda dessa processer kan innebära att det föreslagna värdet kan behöva justeras inom kort.” Naturvårdsverket framför vidare att det högsta värdet som angavs i konsekvensutredningen för koppar i sediment har identifierats bero av labfel.

Kemikalieinspektionen (KemI) framför främst synpunkter relaterade till bedömningsgrunderna för enskilda ämnen, främst PFAS 11 men även sulfat. Man framför även som en generell synpunkt på siloxaner och silver att det i remissunderlaget står att ”inom REACH har ett högre värde registrerats. Det kan vara viktigt att poängtera att det är registrerande industri/importör som lämnat värdet, det betyder inte att det är granskat av kemikaliemyndigheten (Echa).” KemI framför också synpunkter på uppgifter och bedömningar i konsekvensutredningen av siloxaner¹³ och

handla om utsläppskrav som även träffar mindre avloppsreningsverk, om de anses bidra till nitratföroreningen. Naturvårdsverket förmodar att riskerna för en sådan situation är liten, men kan utifrån underlaget inte utesluta att den kan inträffa. Vi vill upplysningsvis informera om att det finns reningsverk med krav på att oxidera kväve till nitrat för att minska risk för negativ inverkan på syrgasförhållandena i recipienten. Sannolikt förekommer inte denna typ av utsläppskrav för avloppsreningsverk i de aktuella vattenförekomsterna, utan snarare vid utsläpp i små recipienter i södra Sverige. Om det utifrån den ovan beskrivna problembilden finns risk för kvävekrav på avloppsreningsverk i norra Sverige kan vi konstatera dels att det i så fall inte framgår av konsekvensutredningen, dels att vi ser ett behov av samlad information om denna fråga. Detta behövs för att bedöma behov av tillsynsvägledning från Naturvårdsverket. ”

¹² ”Bilaga 2, rubrik 7, avsnitt 7.1. I tredje stycket av detta avsnitt bedömer vi att det kan finnas behov av en förtydligande justering. Vi anser att följande lydelse av den aktuella meningen bör övervägas. ”Kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen ska klassificeras som god status om övervakningsresultatet visar att värdet angivet i tabell 1 för något av de aktuella ämnena inte överskrider vid någon övervakningsstation och med måttlig status om värdet av något av de aktuella ämnena överskrider vid någon övervakningsstation.” Naturvårdsverket vill att det förtydligas att det räcker med att ett ämne överskrider för att god status för kvalitetsfaktorn SFÅ inte uppnås.” Motsvarande synpunkt framförs ang liknande skrivning i Bilaga 5, rubrik 4, avsnitt 4.1.”

¹³ ”I konsekvensutredningen (s.19 och 40) sägs att utfasningen av perfluorerade ämnen kan innebära att användningen av siloxaner inom vissa områden ökar och att halterna därför går upp ytterligare i miljön. Vi ser dock i andra sammanhang att användningen av D4 & D5 beskrivs som minskande. Bl.a. till följd av den beslutade begränsningen enligt Reach för D4 & D5 i kosmetiska produkter som sköljs av (EU-kommissionens förordning 2018/35 av den 10 januari 2018). I den begränsningsdossier som låg till grund för EU-kommissionens beslut beskrevs kosmetiska produkter som den huvudsakliga källan för utsläpp av D4 & D5, och

informerar om att det brittiska förslaget om begränsningsregler för D4 & D5 har gått igenom hela beslutsprocessen och är nu (efter vissa justeringar) beslutat av EU-kommissionen (EU-kommissionens förordning 2018/35 av den 10 januari 2018). Dessutom informerar man om att "EU har tagit beslut om ytterligare begränsning av vissa neonikotinoider, bland annat imidakloprid. Detta är ny information som inte finns med i remissen."

Angående PFAS 11 undrar KemI hur man ska tolka värdet då det bara avser dricksvattenförekomster. "Då sjöar och vattendrag som inte används för dricksvattenproduktion inte omfattas av förslaget, så kan man undra om halter på t.ex. 500 ng/L i en sådan sjö är OK och om sjön fortfarande håller god ekologisk status?" KemI påpekar också att vatten idag renas till mycket lägre nivåer än 90 ng/L och undrar om man ska tolka det föreslagna värdet som att upp till en halt av 90 ng/L så håller sjöar och vattendrag god ekologisk status och att därför rening till lägre nivåer än 90 ng/L inte behövs?"

Kemikalieinspektionen undrar också hur värdet för PFAS11 kommer att påverkas av kommande kraftigt sänkta TDI-värden. KemI har noterat att ämnet PFOS saknas i en fotnot till respektive tabell med värden angivna för PFAS 11. KemI undrar också om värdet för PFOS som enskilt ämne fortsatt gäller och om värdet för PFAS 11 även skyddar med avseende på t.ex. exponering via näringskedjan, med tanke på att värdet för PFOS gör det.

Angående silver framför KemI, med anledning av en formulering i remissunderlaget, att det i de fall ämnen registrerats inom REACH så är det "registrerande industri/importör som lämnat värdet, det betyder inte att det är granskat av kemikaliemyndigheten (Echa)".

KemI har enligt ovan informerat om att EU har tagit beslut om ytterligare begränsning av vissa neonikotinoider, bl.a. imidakloprid.

Kemikalieinspektionen föreslår också att information om kommande begränsningar i användning som växtskyddsmedel läggs till i konsekvensanalysen. Man poängterar också att imidakloprid endast är en insekticid och att uppgiften att imidakloprid även är fungicid är felaktig och kan tänkbart härledas till att ämnet visserligen kan ingå i en produkt som är godkända att använda mot både svampangrepp och insekter men att denna

denna källa är numera begränsad. Det kan därför behöva förtydligas i konsekvensutredningen att utsläppen av D4 & D5 till miljön kan förväntas minska framöver, men att halterna ändå möjligen kan öka p.g.a. att ämnet är långlivat och ackumulerar i miljön (I begränsningsdossiern identifierat D4 som PBT och D5 som vPvB)." "I konsekvensutredningen (s.19 och 40) sägs att siloxaner används som ersättning i produkter som är smuts- och vattenavvisande, istället för PFAS. Vi känner dock inte till att D4 & D5 skulle ha smutsavvisande funktion utan endast vattenavvisande. (referens: bakgrundsdokument till yttrande om förslag till begränsning enligt Reach, <https://echa.europa.eu/documents/10162/61e81035-e0c5-44f5-94c5-2f53554255a8>)"

innehåller flera verksamma ämnen varav ett annat står för fungicidverkan. Kemikalieinspektionen förtydligar också att användningen av imidakloprid mot insekter på golfbanor är en användning som växtskyddsmedel, inte som biocid.

Livsmedelsverket poängterar att de har ”rekommendationer för PFOS i fisk och anser att HaV även borde ta hänsyn till detta i bedömningsgrunderna eftersom höga halter av PFOS i ytvatten kan ge höga halter av PFOS i fisk som kan innebära en risk för människors hälsa.”

Försvarsmakten lämnar ett relativt omfattande yttrande angående bedömningsgrunderna för PFAS 11 och anser bl.a. att remissförslaget om att införa PFAS-11 för vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten ”inte kommer att underlätta för tillsynsmyndighet och verksamhetsutövare då remissförslaget inför ytterligare ett värde som ska beaktas vid tillståndsprövningar, provtagning och efterbehandling.” Man framför också att det i dagsläget inte finns någon effektiv och rimlig metod för efterbehandling av ytvatten förorenat av PFAS.

Försvarsmakten önskar ett förtydligande ”avseende hur gränsdragningen ska ske mellan de vattenförekomster som i dagsläget inte nyttjas för dricksvattenuttag, men som planeras att fungera som dricksvattentäkt i framtiden alternativt vattenförekomster som är utpekade som dricksvattentäkt men i dagsläget inte nyttjas som detta eftersom de innehåller höga halter av PFAS.” Försvarsmakten anser att det även bör förtydligas ”om det finns långtgående planer för att ytvattenförekomsten ska kontrolleras för PFAS-11.”

Försvarsmakten bedömer vidare ”att föreslagna värden för ytvatten (vattenförekomster) som används för dricksvattenuttag kommer få stor påverkan på Försvarsmaktens möjlighet att utföra det uppdrag som är ställt av regeringen”. Försvarsmakten bedömer att de föreslagna värdena för PFAS-11 i vattenförekomster som används för dricksvattenuttag riskerar att överskridas vid i stort sett samtliga befintliga flottflygplatser, flygplatser, vid aktiva och nedlagda flygbaser. Man lyfter också att brandsläckningsmedel innehållande PFAS fortfarande enligt regelverket ska användas vid funktionstester och vid skarpa insatser.

Fortifikationsverket lämnar ett relativt omfattande yttrande angående PFAS 11. Man är svagt positiv till införandet av PFAS11 men förordar att värdet införs som ett riktvärde. De påpekar att Livsmedelsverkets åtgärdsvärde är uttryckt som ett riktvärde och därmed mer flexibelt än vad detta värde blir.

Fortifikationsverket ställer sig svagt positiva till förslaget om en bedömningsgrund på 90 ng/L PFAS 11, förutsatt att värdet endast ska innehållas i ytvatten som används som dricksvatten och att värdet inte ska kontrolleras direkt vid en utsläppspunkt utan längre bort i vattenförekomst

där utspädning har skett, exempelvis vid ett dricksvattenuttag. Det behöver dock förtydligas hur dessa anvisningar ska tillämpas både i detta förslag och i framtida anvisningar om PFAS 11 i ytvatten.

Sjöfartsverket lämnar ett relativt omfattande yttrande angående bedömningsgrunderna för koppar men som sammanfattas med att man "ställer sig kritisk till nyttan med att införa en bedömningsgrund, som i praktiken kan komma att tillämpas som ett gränsvärde, för koppar i sediment." Som skäl anger man att "ett fast kriterium för koppar i sediment har låg förmåga att förutsäga miljörisker och kan motverka den mer ändamålsenliga utvärdering som sker inom t.ex. förorenade områden samt vattenverksamhet, och som avser att belysa även andra miljömål såsom klimatpåverkan och resurshushållning" samt att "motivet är relaterat till möjligheten att följa upp halter, snarare än till nyttan med en reglering".

Sjöfartsverket framför bl.a. att förhållandet mellan uppmätta halter i vatten eller i sediment och ämnets toxicitet är "mycket komplicerad till följd av stark interaktion med naturligt förekommande organiska och oorganiska substanser". Man menar på att det "innebär att det är mycket svårt att förutsäga koppars toxicitet utifrån traditionella kemiska analyser och fasta effektbaserade haltnivåer (gränsvärden etc.). Detta har sedan tidigare beaktats inom vattenförvaltningen, genom att rådande bedömningsgrund för koppar i ytvatten innefattar en justering för biotillgänglighet."

Sjöfartsverket framför också att sedimentkriterier inom vattenförvaltningen i första hand "bör tillämpas för kemiska ämnen som svårigen kan följas upp och kontrolleras i vattenfas, t.ex. starkt fettlösliga och svårnedbrytbara organiska miljögifter. Koppar är en metall med relativt god vattenlöslighet och det är normalt inga problem att analysera kopparhalten i ett vattenprov. Halter i vatten är dessutom ett bättre mått på pågående spridning och påverkan än sedimentprov. Det bakomliggande motivet till att införa en bedömningsgrund uppges vara att vattenmyndigheter och länsstyrelser ofta analyserar koppar i sediment. Sjöfartsverket inser nyttan med att kunna utvärdera de data som nämnda myndigheter insamlar. Då införandet av en bedömningsgrund inom HVMFS 2013:19 kan få långtgående konsekvenser anser dock Sjöfartsverket att motivet till införande borde vara att kunna följa utvecklingen av en betydande miljörisk. Det är inte tydligt att koppar i sediment, vid aktuella haltnivåer, utgör en allmän och betydande miljörisk."

Trafikverket framför vikten av att förtydliga var MKN gäller. Man framför bl.a. att "Generellt hos kommuner är kunskapen bristfällig om var MKN gäller. Kommuner ställer ofta krav på TRV och entreprenörer att de ska klara MKN redan vid utsläppspunkten. Det gäller även i de fall där utsläpp sker t.ex. i ett dike flera km från en sjö som i vissa fall inte ens är klassad som en vattenförekomst inom ramen för vattendirektivet. HaV behöver

arbeta vidare med att sprida information om var MKN gäller.” Trafikverket framhåller också att ”frågan rörande naturliga bakgrundskoncentrationer av SFÄ bör utredas vidare såsom skrivs i remissen.”

Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) framför att SSM (Strålsäkerhetsmyndigheten), som har ansvar över miljöövervakningen av radioaktiva ämnen, bör tillfrågas om det finns behov av att komplettera med ytterligare radioaktiva ämnen.

Sverige Geologiska Undersökning (SGU) ser generellt positivt på att det tagits fram bedömningsgrunder för åtta nya ämnen/ämnesgrupper men lämnar synpunkter relaterade till naturlig bakgrund och anser att även förvaltningen av grundvatten berörs. SGU framhåller bl.a. ”vikten av att de naturliga bakgrundshalterna beräknas på ett robust och säkert sätt som tar hänsyn till lokala variationer av geologin i ett område eller en region. Det faller sig naturligt att i de områden där exempelvis gruvdrift förekommer, är de naturliga bakgrundshalterna för vissa ämnen högre än i andra områden med en annan geologi. I vissa av dessa områden har även gruvdrift bedrivits under lång tid och SGU bedömer att det i vissa fall kan vara svårt att ta reda på det ”naturliga” bakgrundsvärdet i en viss förekomst då detta kanske aldrig uppmätts innan verksamheten påbörjats. Det är därför mycket viktigt att det förtydligas hur korrigering för bakgrundsvärden ska göras.”

SGU framför även synpunkter på de marina värdena för nitrat.¹⁴

SGU påtalar angående konsekvensutredningen att ”omnämmandet att det är höga halter av PFAS i råvatten vid dricksvatten torde framförallt gälla för grundvatten.” SGU påtalar också att ”även ämnen som kommer via långväga transport tillförs ytvattnet via grundvattnet. Detsamma gäller PFAS.”

SGU är tveksamma till att kopparhalter ska normaliseras mot TOC: ”Normalisering till TOC bör inte göras vid denna revidering. Även om det finns tecken på att Cu binder till TOC brukar inte TOC-normalisering göras för oorganiska ämnen. Innan en normalisering införs för Cu i SFÄ behövs därför ännu mer underlag vad gäller om det är TOC som främst styr koppars biotillgänglighet i sedimentet eller andra faktorer. Likaså bör i samband med detta normaliseringen ses över för de två andra metaller det

¹⁴ SGU undrar angående nitrat ”varför den maximalt tillåtna koncentrationen på 11 mg/L (marint) inte får bakgrundskorrigeras medan det tillåtna årsmedelvärdet på 10 mg/L (marint) får bakgrundskorrigeras. Detta kan göra att den maximalt tillåtna koncentrationen kommer att ligga under årsmedelvärdet, vilket är ologiskt”. Detta har dock visat sig vara relaterat till ett skrivfel. Det var bara för årsmedelvärdet för limnisk miljö, värdet var framtaget för att man skulle bakgrundskorrigera. Båda värdena för marin miljö utgår nu och frågan är därför inte längre aktuell.

finns sedimentbedömningsgrunder för i HVMFS 2013:19 (Bilaga 6, Cd och Pb).”

SGU framför angående D4 att ”den stora osäkerhetsfaktorn för främst marint sediment ger ett väldigt lågt värde. Det finns få studier med uppmätta halter av D4, men om det föreslagna värdet jämförs med uppmätta halter (Tabell 6 i underlagsrapport) är det troligt att det kommer att överskridas på många platser. Toxiciteten är givetvis det som bör avgöra gränsvärdet, men i det här fallet ger kombinationen av få studier och därmed hög AF ett värde som ur toxicitetssynpunkt kan vara orimligt lågt. Överväg att använda en lägre AF och gör en revidering inför nästa förvaltningscykel när fler studier borde finnas tillgängliga.”

Slutligen framför SGU att de föreslagna bedömningsgrunderna för sulfat blir mycket låga, 34 respektive 73 mg/l. Detta betyder, bland annat, att 2-5 % av Sveriges vattendrag hamnar över de nya bedömningsgrunderna och naturligtvis även utsläpp från gruvor och anrikningsverk som bryter och behandlar sulfider. De nu föreslagna värdena för sulfat riskerar således att få stora konsekvenser för gruvnäringen och dessa konsekvenser bör därför närmare utredas. När det gäller frågan om sulfat är det även värt att nämna att det kan innebära problem inte endast för gruvnäringen, utan även för mindre recipienter med större reningsverk.

Statens Geotekniska Institut (SGI) välkomnar att bedömningsgrunder för PFAS i ytvatten och koppar i sediment har tagits fram och har inga synpunkter på metodval eller underlag.

Folkhälsomyndigheten tillstyrker införandet av bedömningsgrunder för silver och ciprofloxacin. Man tillägger specifikt för ciprofloxacin att man ser ”positivt på införandet av ciprofloxacin som ett SFÄ, och har en förhoppning om att detta kan användas som föredömligt exempel och därmed ge möjlighet att påverka andra länder inom samarbeten för att i förlängningen minska riskerna för antibiotikaresistens.” Angående PFAS 11 framför man bl.a. att ”det bör övervägas att övervaka förekomst i fler vattenförekomster än de som i dagsläget används för dricksvattenuttag”. Folkhälsomyndigheten påtalar också ”att det är viktigt att ta hänsyn till hur inventering och riskanalys genomförs för vattenförekomster som inte utgör råvatten idag men som kan påverka framtida eventuella råvatten eller spridning till grundvatten även om övervakning av dessa genom kemisk analys inte är aktuellt.” Se även specifika synpunkter som framförts på ciprofloxacin.

Folkhälsomyndigheten lyfter med anledning av PFAS 11 behov av att ”övervaka förekomst i fler vattenförekomster än de som i dagsläget används för dricksvattenuttag. Detta för att andra vattenförekomster kan vara identifierade för att på längre sikt kunna utgöra en råvattenförekomst eller att vattenförekomsten kan påverka framtida råvatten.”

Folkhälsomyndigheten påtalar också ”att det är viktigt att ta hänsyn till hur inventering och riskanalys genomförs för vattenförekomster som inte utgör råvatten idag men som kan påverka framtida eventuella råvatten eller spridning till grundvatten även om övervakning av dessa genom kemisk analys inte är aktuellt.”

Folkhälsomyndigheten undrar om det har övervägts att analysera fluorokinoloner generellt, som alternativ till ciprofloxacin specifikt. Man undrar också över rapporteringsgränser för ämnet liksom när det är relevant att göra analyser på ingående vatten till vattenverk och reningsverk. Folkhälsomyndigheten informerar också om att ämnet används inom veterinärmedicin men i begränsad omfattning och framhåller att förtydliganden om utsläppskällor vore värdefullt - hur sjukhusavlopp, avloppsreningsverk respektive enskilda avlopp utgör möjliga utsläppskällor. Myndigheten anser också att avlopp från sjukhus bör läggas till som källa till ciprofloxacin i konsekvensutredningen. Slutligen ställer sig Folkhälsomyndigheten frågande till påståendet att bräddningar bedöms vara relativt ovanliga, då sådana ska rapporteras in och det därför bör finnas tillgängligt underlag för att bedöma frekvensen.

Skogsstyrelsen framför angående nitrat och sulfat att ”Skogsbruksåtgärder som potentiella utsläppsvägar omnämns även i samband med nitrat och sulfat, men utredningen omfattar inte eventuella konsekvenser för skogsbruksföretag. Skogsstyrelsen bedömer att risken för överskridande av värdena för nitrat och sulfat normalt torde vara liten, under förutsättning att god miljöhänsyn tas vid utförande av skogsbruksåtgärder. Om Havs- och vattenmyndigheten bedömer att skogsbruksföretag kommer att påverkas av förslagen i större omfattning, anser Skogsstyrelsen att det i så fall behöver konsekvensutredas.” Angående imidaklopid framför man att ”Skogsstyrelsen är medveten om de identifierade (Tabell B2) potentiella utsläppsvägarna av särskilda förorenande ämnen med koppling till skogsbruk. Skogsstyrelsen bedömer att åtgärder till stor del redan vidtas inom skogsbruket för att förhindra negativ påverkan. Det pågår exempelvis en utfasning av besprutning av barrträdsplantor. Istället för besprutning används mekaniska plantskydd i större omfattning, vilket också nämns i konsekvensutredningen. Det innebär att arbete pågår som bidrar till att följa de föreslagna förändringarna, vilket Skogsstyrelsen anser är bra.”

Kommentar från HaV:

Den förtydligande justeringen som efterfrågats av Naturvårdsverket införs. Det blir därför tydligare att det räcker med att värdet för ett ämne överskrider för att god status för kvalitetsfaktorn SFÄ inte uppnås.

Angående slutsatsen från SGU att "2-5 % av Sveriges vattendrag hamnar över de nya bedömningsgrunderna" vill HaV särskilt betona att de värden som föreslogs för sulfat var uttryckta för att naturlig bakgrund skulle beaktas, vilket är motiverat med tanke på att sulfat även förekommer naturligt. Genom att införa den typen av värden säkerställs att bedömningsgrunderna inte överskrids av enbart naturliga orsaker.

Önskemål har framförts om att förtydliga var MKN gäller. Detta framgår av bl.a. kapitel 5.1. i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26. Framöver planerar HaV att ytterligare förtydliga vägledningen i denna del. För PFAS 11 där värdet är avsett att skydda dricksvatten har det dock även införts en förtydligande fotnot angående var i dricksvattenförekomsten värdet inte får överskridas.

Se även de ämnesvisa motiveringarna samt ytterligare förtydliganden längre fram i dokumentet.

Synpunkter från kommuner

SKL (Sveriges kommuner och landsting) avstyrker förslaget att reglera sulfat och nitrat-kväve som SFÄ. Man framför att "EUs ramdirektiv för vatten undantar nitrat från medlemsstaternas skyldighet. SKL anser även att konsekvenserna av regleringen av nitrat-kväve behöver utvecklas. Av konsekvensbeskrivningen framgår det inte vad Sverige är skyldig att reglera som särskilt förorenande ämnen. Det framgår heller inte om det kommer att utgöra en svårighet för Sverige att klara de värden som HaV nu anser ska fastställas. Innan nya parametrar regleras med hänvisning till EU:s krav bör konsekvenserna utredas bättre. Vad innebär införandet i kostnader och eventuella svårigheter att klara föreslagna värden för Sverige? Har andra EU-länder infört samma begränsningar? Det behövs en förbättrad analys av att reglera sulfat som särskilt förorenande ämne vad gäller konsekvenserna för reningsverk för tätorter."

Skellefteå kommun framför endast synpunkten att bättre övervakning behövs men har i övrigt inga synpunkter på SFÄ.

Kommentar från HaV:

Se ämnesvisa motiveringar samt ytterligare förtydliganden längre fram i dokumentet.

Synpunkter från branschorganisationer och enskilda företag

Flera av dessa remissinstanser (såsom SveMin, SCDA, Boliden och Jernkontoret samt en av näringslivets representanter i referensgruppen för

SFÄ) har lämnat mycket omfattande yttranden och ytterligare rapporter har tagits fram samt bifogats som bilagor. Dessa kan därför inte återges i detalj här, för respektive instans. Istället sammanfattas inom vilka områden synpunkter har lämnats. Samtliga lämnade synpunkter kan erhållas via HaVs diarium.

De bedömningsgrunder som tydligt avstyrks är nitrat, sulfat, silver och koppar i sediment.

De aspekter som främst lyfts är konsekvenser för gruvföretag i form av längre och mer omfattande tillståndsprövningar, risk för avslag vid ansökan om tillstånd till ny eller fortsatt gruvverksamhet, påtagligt ökade kostnader för rening, kraftigt ökade avfallsmängder och eventuell påverkan på andra reningsprocesser.

Vidare ifrågasätts metodiken för att ta fram bedömningsgrunderna och om nivåerna är rimliga gentemot observationer i fält (i synnerhet för sulfat och nitrat). För t.ex. silver lyfts problem med att uppnå tillräcklig känslighet i den kemiska analysen och bristande tillgång till övervakningsdata.

Man ifrågasätter också hur urvalet av ämnen har gått till liksom val av osäkerhetsfaktorer för naturligt förekommande ämnen och huruvida sulfat och i synnerhet huruvida nitrat kan utgöra SFÄ enligt direktivet, liksom om metodiken (CIS 27) är tillämpbar. Här framförs från flera håll att sulfat och nitrat snarare utgör allmänna fysikalisk-kemiska parametrar, vilket bl.a. motiveras med att ”nitrat i grunden är ett näringsämne och sulfat är en av de dominerande negativa joner som orsakar salthalten i våra sötvatten” och det troliga i ”att det vid betydande utsläpp av sulfat är en allmänt förhöjd salthalt snarare än sulfatjoner som riskerar att orsaka påverkan, respektive omvandlingsprodukter av nitrat (nitrit och ammoniak) snarare än nitratjonen i sig.”

Ett underlag som bifogas och även andra instanser hänvisar till är bl.a. följande rapport: J-E. Sundkvist, A. Berggren, 12 juni 2018, Sulphate removal by means of Ettringite precipitation, Boliden TM_REP2018. En av de bifogade rapporterna redogör också för resultat från egenkontrollen (studier av toxicitet på recipient och bräddvatten samt analyser av halter) vid några enskilda gruvor, när det gäller sulfat. En annan bifogad rapport¹⁵ kommenterar förfarandet och erhållet värde för sulfat mer i detalj och flera instanser hänvisar till det yttrande som lämnas av SCDA (Scandinavian Copper Development Association) angående koppar och som i detalj har granskat framtagandet av värdet.

Även justeringar av bedömningsgrunderna för krom avstyrks.

¹⁵ Aronsson, 2018. Remiss Havs- och vattenmyndighetens (HaV) förslag till ny bedömningsgrund för sulfat (SFÄ), Sweco rapport 13005902, på uppdrag av SveMin

Man lyfter också att gruvrecipienter har en annan vattenkemisk sammansättning än naturliga vatten och att den högre hårdheten motverkar toxiska effekter. Man förespråkar platsspecifika bedömningsgrunder som alternativ till nationella bedömningsgrunder i synnerhet för sulfat och nitrat, ”så att ekosystemets funktion säkerställs och de biologiska kvalitetsfaktorerna uppnås i berörda vattenförekomster”. Särskilt för sulfat lyfter flera instanser att toxiciteten påverkas av hårdheten. För nitrat nämns t.ex. samvariation med kloridhalter och den eventuella inverkan detta kan ha på toxiciteten.

Genom att istället införa platsspecifika bedömningsgrunder menar man att ”betydligt större hänsyn kan tas till de lokalspecifika förhållandena i form av vattenkvalitet (hårdhet, syreförhållanden etc) och ekosystemets sammansättning (ev. förekomst av särskilt känsliga arter m.m.) som kan påverka risken för negativ påverkan av utsläppt nitrat och/eller sulfat”. Här framförs att det finns ”tydliga, vetenskapliga belägg för att toxiciteten hos sulfat i hög grad påverkas av vattnets hårdhet. Exempelvis de vattenkvalitetskriterier som tillämpas i British Columbia (2013) tar hänsyn till detta samband genom att man tillämpar alternativa normvärden, från 130 mg/l sulfat för mjuka vatten (<30 mg/l hårdhet) upp till 420 mg/l för hårda vatten (180-250 mg/l hårdhet). Att ingen hänsyn tas till vattnets hårdhet i HaVs förslag till bedömningsgrund för sulfat är en stor brist och kommer att leda till en överskattad riskbedömning för framför allt gruvrecipienterna, där vattnets hårdhet i vissa fall uppgår till över 600 mg/l. Med platsspecifika, istället för nationella, bedömningsgrunder skulle hänsyn lättare kunna tas till vattnets hårdhet”

Angående silver stödjer flera remissinstanser de synpunkter som framförts av EPMF¹⁶ och anser att beslutet att införa silver är förhastat med tanke på att ämnet är med bland de ämnen som just nu utreds som tänkbar kandidat att ingå i direktivet om prioriterade ämnen.

Utöver den rapport som tagits fram av SWECO ingår i remissvaret från en av representanterna i referensgruppen för SFÄ en tabell med påträffade arter dagsländelarver vid en av gruvorna och några kilometer nedströms samt information om totala antalet individer samt konstateras att det är ”något fler djur än vad som påträffades uppströms utsläppet under samma period. Halten sulfat i recipienten låg under perioden på ca 250 mg/l i genomsnitt, att jämföra med det föreslagna normvärdet på 34 mg/l (maxhalten uppgick till ca 500 mg/l). Någon påverkan på de känsliga dagsländelarverna kan således inte konstateras.”

¹⁶ EPMF menar att årsmedelvärdet för limnisk miljö borde höjas från 0,01 till 0,04 µg/l eftersom man anser att AF 3 kan användas istället för AF 5. Som skäl anges bl.a. att studierna har utförts vid låg DOC och mjukt vatten medan det generellt i Europa råder högre hårdhet och högre DOC-halter.

I samma yttrande nämns, utöver möjliga konsekvenser för gruvverksamhet, några exempel på ”projekt och verksamheter för vilka tillåtligheten kan äventyras av omotiverat låga bedömningsgrunder”. Här nämns bl.a. större infrastrukturprojekt, större avverkningsprojekt och/eller dränering/dikning av skogsmark, som leder till betydande utflöden av nitrat till mottagande vattendrag, då behov föreligger att öka användningen av fällningskemikalier innehållande järn/aluminiumsulfat för att reducera fosforutsläpp, vilket samtidigt ökar risken för utsläpp av sulfat, vid muddringsarbeten i flodmynningsområden, vilket kan förväntas öka motströmshälsan i vattendraget, med ökad sulfathalt i det söta vattenskiktet som följd (sulfathalten i Västerhavet är ca 2 700 mg/l jämfört med det föreslagna normvärdet för inlandsvatten 34 mg/l), vid jordbearbetning, gödsling och dränering av jordbruksmark samt odling på genomsläppliga jordar, vilket leder till ökat läckage av nitrat.”

Några har reagerat på att det i remissens konsekvensutredning står att länsstyrelsen bl.a. rapporterat in observerad påverkan från gruvor och det ifrågasätts att ”en påverkan på det biologiska livet av förhöjda nitrat- och/eller sulfathalter verkligen konstaterats i recipienter till gruvor”. Angående åtgärdsalternativ framförs för nitrat och sulfat bl.a. följande: ”För nitrat finns utprovade och fungerande reningsprocesser, om än kostsamma då flödet är stort och reningsprocessen går långsamt vid låga temperaturer. För att rena sulfat i stor skala finns inga utprovade reningsmetoder. Inom ett pågående utredningsuppdrag för Kiirunavaaras gruvverksamhet har försök gjorts att fälla sulfat genom tillsats av bl.a. kalk och en natriumkemikalie. Metoden visar sig leda till mycket stora slammängder, ca 300 ton/d eller 110 000 ton/år, och kemikalieåtgången är naturligtvis betydande. Förmodligen kommer slammet att klassas som farligt avfall med mycket speciella och krävande krav som följd, såsom förtjockning, filtrering, tätskikt för deponin etc. Kostnaden är inte beräknad, men ligger uppskattningsvis på nivån 100-500 miljoner kronor i initialskedet. Tillkommer gör kostnad för drift och kemikalier.”

När det gäller framtagandet av värdena för nitrat och sulfat framförs å ena sidan att ”det vetenskapliga beslutsunderlaget till förslaget till bedömningsgrunder för sulfat och nitrat har tagits fram på ett till synes vederhäftigt sett, och i enlighet med de principer som anges i vägledningen CIS 27 (EC, 2011). Detta torde även vara i enlighet med HaVs instruktioner” men å andra sidan att ”värdena har grovt sett erhållits genom att man utgått ifrån den halt som vid laboratorieförsök INTE orsakat någon effekt hos den känsligaste organismen (no observed effect concentration, NOEC), och därefter delat detta värde med en säkerhetsfaktor, som lägst 3 och i något fall 50. Marginalen till den haltnivå där en påverkan i realiteten kan riskeras blir därmed omotiverat stor för dessa naturliga ämnen”. Att använda samma metodik för ”två av jordens vanligaste joner, sulfat och

nitrat, som för stabila organiska, oftast onaturliga, starkt toxiska, persistenta, bioackumulerande, cancerframkallande ämnen, liksom för metaller som kvicksilver, kadmium m.m.” anses inte rimligt. Dessutom påpekas att vägledningen inte är ett ”kravdokument, varför avvikelser bör kunna motiveras om/när en strikt tillämpning leder till orimliga konsekvenser.”

Jernkontoret skriver också bl.a. att ”Vi anser att det är orimligt att tillämpa säkerhetsfaktorer på ämnen som förekommer naturligt i vattenmiljön, t ex N-NO₃ och SO₄, i samma grad som för onaturliga, organiska ämnen som oftast inte är naturligt förekommande, karakteriserade som PBT, tex kvicksilver och kadmium.”

Jernkontoret efterfrågar bl.a. vilka underliggande kriterier som finns för att ett ämne väljs ut framför ett annat och man eftersöker en större koppling till effekt och risk. Här framförs bl.a. att för nitrat redan lagstiftats i nitrat-direktivet och man ifrågasätter varför man behöver ”ytterligare ett gränsvärde för samma förening”? Man framför också att ”sulfat ackumuleras inte i vattenlevande organismer eller koncentreras uppåt i näringskedjor” och framför att ”ett klassificeringssystem för sulfat omfattande alla vattenförekomster är därför inte motiverat från ett ekologiskt perspektiv. Ingår inte sulfater i den vanliga tillståndprocessen för verksamheter som t ex pappersmassaverk, där ämnet kan begränsas genom krav på utredning bl a? Alternativt bedömer Mark- och Miljödomstolen vilken halt av sulfat som inte får överskridas i den berörda recipienten/vattenförekomsten för att undvika risk för negativa effekter. Sulfat behöver då inte utpekas som SFÅ.”

LKAB lämnar också ett omfattande yttrande angående sulfat och avstyrker införandet av dessa bedömningsgrunder. Uppsala Vatten och Avfall AB lyfter t.ex. risker för spridning av SFÅ från avloppsslam och avfallsdeponier.

Svenskt vatten har lämnat ett omfattande yttrande och avstyrker införandet av vissa bedömningsgrunder (sulfat och nitrat) men tillstyrker andra, men vill samtidigt påpeka vikten av att inte införa för många nya ämnen. Svenskt vatten efterfrågar också utredning av konsekvenser av att reglera både DIN/P, nitratkväve och syrgas för avloppsreningsverken liksom vilka halter det förekommer i recipienter som tar emot renat avloppsvatten.

Gryaab framhåller vikten av att införandet inte medför att kommunala reningsverk inte kan uppfylla sitt uppdrag. Man poängterar också att ”det är viktigt att det av föreskrifterna tydligt framgår att angivna halter för SFÅ ska uppnås i recipient så att de inte av misstag tillämpas som gränsvärden för t ex kommunala avloppsreningsverk av tillsynsmyndighet.”

Gryaab framför även att silver är svåranalyserat.

Gryaab informerar om att man ”i dygnsprov på inkommande vatten under 2017 har detekterat halt ciprofloxacin på 0,1 µg/l, dvs i samma storleksordning som föreslagen halt för bedömningsgrund. Studier på Ryaverket har visat att ca 40-50% av den inkommande mängden ciprofloxacin fastnar i slammet samt max 10% återfinns i utgående vatten. Trots att Ryaverket tar bort ca 90% bedöms de föreslagna halterna på ciprofloxacin i recipient kunna vara svåra att uppnå för vissa kommunala reningsverks med låg utspädning i utsläppspunkt.”

Stockholm Vatten AB poängterar att ”nitrat innehåller syre, och därför är det inte enbart positivt att rena bort nitrat så mycket det går i ett avloppsreningsverk. Detta bör beaktas i de krav som ställs på tillförsel av nitrat till recipienten.”

Skogsindustrierna har lämnat ett omfattande yttrande. Man avstyrker förslagen att införa sulfat och nitrat som SFÄ och framför bl.a att ”tillförsel av dessa ämnen bör istället regleras, där så är motiverat, genom tillståndsförfarandet eller lokala bedömningsgrunder.” Ett motiv som anges för att nitrat inte bör regleras som SFÄ är att ämnet ”inte är ett naturfrämmande ämne som riskerar att koncentreras uppåt i näringskedjor utan utgör ett livsviktigt näringsämne för vissa organismer. Höga halter av nitrat kan dock ha negativa effekter hos vissa vattenlevande djur. Sannolikt finnas det endast ett fåtal vattenförekomster där det föreligger någon reell risk för att tillförsel av nitrat skulle kunna orsaka negativ påverkan. Dubbelreglering med kvalitetsfaktorn närsalter i form av kväve/fosfor kvot tillsammans med varje parameter var för sig kan leda till felaktiga åtgärder beroende på vilken av parametrarna som är begränsande.”

Man anser också att ”utsläpp av nitrat ska regleras genom tillståndsprövning om det finns skäl att reglera tillförseln i den aktuella vattenförekomsten. I det fall det handlar om verksamheter som inte tillståndsprövas skulle lokalspecifika bedömningsgrunder kunna utarbetas för det fåtal vattenförekomster där betydande utsläpp sker av nitrat.”

Man framför också synpunkter på konsekvensutredningen och delar inte ”HaVs bedömning att företagen får samma konkurrensförutsättningar genom införande av sulfat och nitrat som SFÄ. Alla svenska gruvor bryter inte sulfidmalm och alla massabruk tillverkar inte sulfatmassa. Däremot påverkas svenska företags konkurrenskraft om de svenska bedömningsgrunderna är jämförelsevis stränga och komplexa. I konsekvensutredningen diskuterar HaV olika reningsmetoder för sulfat och nitrat. Skogsindustrierna konstaterar dock att det idag inte är tekniskt möjligt att reducera dessa utsläpp i nämnvärd omfattning från skogsindustriella anläggningar. De reningsmetoder som används inom skogsindustrin är utformade för att främst minska utsläpp av organiskt material. För att det överhuvudtaget skulle vara teoretiskt möjligt att

reducera utsläpp av sulfat och nitrat skulle halten av organiska ämnen i princip först behöva elimineras. Detta är tekniskt omöjligt med dagens teknik. De reningsmetoder som beskrivs i konsekvensutredningen är således inte relevanta för skogsindustrin.”

LRF har lämnat ett omfattande yttrande. Man framför bl.a. att man i sitt yttrande från 2014 angående bedömningsgrunder för nitrat ”var frågande och kritiska till att nitrat föreslås som SFÅ. Eftersom odling är en av de huvudsakliga källorna för nitratkväve i vattenmiljön försöker LRF följa den vetenskapliga litteraturen på området och vi får inte intrycket att det tillkommit ny kunskap rörande nitrat som visar att det nu kan anses vara mer skadligt för biota än tidigare.” Man framför också att nitrat är ett naturligt förekommande och viktigt ämne för många växter och djur och att trenden gått åt rätt håll sedan mitten av 1980-talet. Man anser att ”om det finns punktkällor där hög koncentration av nitrat tillförs en vattenförekomst från en särskild verksamhetsutövare kan det beaktas på ett annat och mer samhällsekonomiskt sätt än att göra det generellt för landets samtliga vattenförekomster”.

LRF anser heller inte att frågan om vad som är en bakgrundshalt för nitrat är utredd. Odling av olika slag har funnits i Sverige sedan människorna blev bofasta och därmed har läckage av nitrat från odlingsmark skett under lika lång tid. Man hänvisar också till en underlagsrapport från SLU (Djodjc och Fölster, 2015) (se även nedan under SLUs yttrande).

LRF framför också att Sverige inte har någon ”skyldighet att reglera nitrat som miljö kvalitetsnorm. Det hade varit välgörande med en redovisning från HaV om hur andra länder tolkat den aktuella bestämmelsen och vilka andra länder som valt att införa nitrat som SFÅ.”

LRF framför också att Sverige har låg utlakning av nitrat i jämförelse med andra länder och nämner att Danmark har 300 % högre nitratutlakning och menar att det blir ”en politisk fråga med en skillnad i genomförande av ramdirektivet. Svenska politiker från alla partier har gjort tydligt med Livsmedelsstrategin att matproduktionen i Sverige ska öka. Det är även något som HaV har att förhålla sig till och i synnerhet om länder från vilka Sverige importerar stora mängder livsmedel (som Danmark) inte inför nitrat som SFÅ snedvrids konkurrensen för de enskilda lantbrukarna.”

Kommentar från HaV:

Vi kan inledningsvis konstatera att de som har lämnat synpunkter på bedömningsgrunderna för sulfat, även på en relativt detaljerad nivå, i de flesta fall inte tycks ha noterat att det i underlaget även fanns med

alternativa värden för olika hårdhetsklasser. Detta utvecklas dock vidare senare i dokumentet, liksom skäl till att dessa inte föreslogs i remissen.

HaV vill också förtydliga att bedömningsgrunderna för nitrat i föreskrifterna uttrycks som mg nitratkväve/liter. Innan man jämför dessa värden med t.ex. värden som anges i dricksvattendirektivet, nitratdirektivet eller vilka värden som tillämpas i provningar kan en omräkning behövas.

Angående att det inte är nitrat i sig som är toxiskt utan omvandlingsprodukter (nitrit och ammoniak) vill vi särskilt förtydliga att den verkningsmekanismen som anges för nitrat är att ämnet även i kroppen kan omvandlas till nitrit och således ge upphov till samma effekter som nitrit (hemoglobin omvandlas till methemoglobin, med minskad syreupptagningsförmåga som följd), om än vid lägre halter än då organismen exponeras för nitrit. Se ämnesrapporten från Stockholms universitet liksom "Nitratdirektivets värde härstammar från dricksvattendirektivet". Att den toxiska effekten är relaterad till en metabolit snarare än ursprungssämnet är inget som beaktas vid framtagande av bedömningsgrunder för vare sig SFÄ eller prioriterade ämnen. För många ämnen är den toxiska verkningsmekanismen dessutom okänd.

Angående möjligheter att ta fram platsspecifika bedömningsgrunder inom ramen för en provning vill vi förtydliga att även då nationella bedömningsgrunder fastställs i föreskrifterna är det möjligt att göra platsspecifika bedömningar. Se utförligare beskrivning längre fram i dokumentet.

Med anledning av vissa av de synpunkter som har inkommit har i vissa fall ytterligare analyser gjorts efter remissen och dessa gäller i huvudsak nitrat, se "Förtydliganden och ytterligare analyser avseende nitrat". Angående de juridiska frågorna kring införandet av nitrat som SFÄ, se "Nitrat som SFÄ eller allmän fysikalisk-kemisk parameter?" och angående synpunkter på konsekvensutredningen för nitrat och avloppsreningsverk respektive jordbruk, se avsnitt "Ytterligare analys av nitratpåverkan från avloppsreningsverk" respektive avsnitt "Ytterligare analys av nitratpåverkan från jordbruk". Angående synpunkter på den tidigare remissen där nitrat ingick, se avsnitt "Tidigare förslag på nitrat". Angående synpunkter gällande andra direktiv, såsom nitratdirektivet, se avsnitt "Nitrat i andra direktiv".

HaV vill också förtydliga att bedömningsgrunderna för nitrat i föreskrifterna uttrycks som mg nitratkväve/liter. Innan man jämför dessa värden med t.ex. värden som anges i dricksvattendirektivet, nitratdirektivet eller vilka värden som tillämpas i provningar kan en omräkning behövas.

Aspekter som gäller analysmetodik såsom kvantifieringsgränser, beaktas inte när man tar fram den här typen av bedömningsgrunder. Vilka

analyskrav som ställs, liksom vad som gäller om det inte finns några sådana metoder, framgår av HVMFS 2015:26.

Angående silver framför EPMF även synpunkter relaterade till övervakningsdata men de är av högre relevans inför ställningstagande på EU-nivå huruvida ämnet ska fortsätta att betraktas som en kandidat inför revideringen av direktivet om prioriterade ämnen. I det europeiska arbetet beaktas även övervakningsdata vid urvalsprocessen för prioriterade ämnen och detta är en fråga som kommer att behöva diskuteras vidare internationellt. För att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ finns inte motsvarande behov av tillgång till övervakningsdata.

Angående synpunkter på konsekvenser av att införa silver som SFÄ. Det råder idag brist på övervakningsdata för silver. Det har dock gjorts en del screeningar och undersökningar av ämnet. Halterna är idag generellt lägre än tidigare, då silver användes i högre grad inom fotografi. Inget tyder på att halterna idag generellt överskrider bedömningsgrunderna.

Rapporteringsgränser för ciprofloxacin ingick inte i underlaget i konsekvensutredningen och kan variera mellan olika laboratorier men även påverkas av egenskaper hos provet i sig. Genom en sökning i screeningdatabasen kan dock konstateras att en vanlig detektionsgräns vid screeningundersökningar av både avloppsvatten och ytvatten tycks vara 10 ng/l, dvs. 0,01 µg/l och således tillräckligt bra för att kunna utvärdera analysdata på ett tillförlitligt sätt.

Angående de återgivna synpunkterna framförda av Svenskt vatten och Stockholm vatten AB vill vi, för att undvika framtida missförstånd, förtydliga att utsläpp av nitrat inte innebär att syresättningen ökar, bara för att nitrat innehåller syre. Fosfat innehåller t.ex. ännu mer syre. Om syrgashalter i miljön går ner kan dock tillförsel av nitrat innebära att organiskt material bryts ner via denitrifikation och syret i nitraten fungerar då som en elektronacceptor. Det som produceras är dock vatten och inte syrgas.

Av samma skäl vill vi förtydliga att några ändringar av innebörden hos bedömningsgrunderna för krom inte har gjorts. De ändringar som görs är främst för att förtydliga vad de avser, dvs för krom avses krom och kromföreningar. Samma justering görs för samtliga metaller i bilaga 2 och 5.

Den tidigare fotnoten för just krom (och som nu lyfts ut) var avsedd att upplysa om att värdena i sig baserats på tester utförda med Cr VI men att bedömningsgrunden ska tillämpas på analyserad halt krom (och inte enbart CrVI, vilket sällan analyseras specifikt). Fotnoten har dock ofta misstolkats som att det inte är löst halt som avses utan "totalhalt", dvs. även partikelbundet krom. Så är icke fallet och därför lyfts fotnoten ut.

Se även de ämnesvisa motiveringarna samt ytterligare förtydliganden längre fram i dokumentet.

Önskemål har även här framförts om att förtydliga var MKN gäller. Detta framgår av bl.a. kapitel 5.1. i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26. Framöver planerar HaV att ytterligare förtydliga vägledningen i denna del. För PFAS 11 där värdet är avsett att skydda dricksvatten har det dock även införts en förtydligande fotnot angående var i dricksvattenförekomsten värdet inte får överskridas.

Synpunkter från universitet och högskolor

Örebro universitet bedömer att det befintliga underlaget för att ta in sulfat som SFÄ är för svagt och att ytterligare beräkningar eller data behöver tillföras¹⁷.

SLU lämnar synpunkter på imidaklopid, nitrat och sulfat.

SLU anser att det är "logiskt att klassa nitrat och sulfat till kategorin 'allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer' eftersom nitrat i grunden är ett näringsämne och sulfat är en av de dominerande negativa joner som orsakar salthalten i våra sötvatten." SLU framför också att det "är mycket som talar för att det vid betydande utsläpp av sulfat kan vara en allmänt förhöjd salthalt snarare än sulfatjoner som riskerar att orsaka påverkan, respektive reducerade omvandlingsprodukter av nitrat (nitrit och ammoniak) snarare än nitratjonen i sig."

SLU framför också att "Bedömningsgrunder för SFÄ ska enligt bilaga 2 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. Att som i flera avseenden nämns basera framtagandet på "önskemål från beredningssekretariaten" förefaller inte följa dessa riktlinjer."

SLU framför vidare följande: "SLU har vid tidigare remissförfarande rörande strävan att klassa nitrat som SFÄ påpekat att det är mindre lämpligt, dock utan att detta verkar ha beaktats. Även om höga nitrathalter indirekt (efter omvandling till nitrit) kan orsaka toxisk påverkan på vattenlevande djur, kan nitratjonen per definition knappast benämnas toxisk. Däremot är nitrat ett centralt näringsämne för primärproducenter

¹⁷ "Det befintliga underlaget för sulfats toxicitet gentemot vattenlevande organismer är svagt och underlaget är otillräckligt för att uttala sig om effekter från olika hårdheter i vattnet. Just hårdheten (i synnerhet kalcium) har en mycket stor betydelse för sulfats speciering i den lösta fasen med bildandet av löst $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ som sannolikt inte är biotillgängligt. Befintligt dataunderlag bedöms därför vara för svagt för att med tillräcklig säkerhet kunna ansätta halter för sulfat som SFÄ."

som kan omvandla det till proteiner, vilket är basen för alla andra levande organismers överlevnad. Nitratjonen biokoncentreras heller inte uppåt i näringskedjor som exempelvis vissa syntetiska ämnen (biomagnifieras). Därmed bör en låg säkerhetsfaktor kunna tillämpas då/om en bedömningsgrund för nitrat ska väljas med ledning av genomförda laboratorieförsök. Dessutom finns ett betydande underlag från recipientkontroller och biologiska karakteriseringar av bräddvatten från bl.a. gruvor, som inte visat på någon toxicitet ens vid mycket höga nitrathalter. Underlagsmaterialet uppvisar dessutom inga försökt till bevis från fältstudier utan baseras fullständigt på mer eller mindre akuttoxiska labförsök. Om det finns storskalig påverkan på ffa bäcksländor, som anges vara mest känsliga, så borde detta vara spårbart i de omfattande dataset som datavärden förfogar över. Vi har således förhållandevis god kännedom om ämnets faktiska effekt i naturmiljön, vilket ytterligare talar för att en låg säkerhetsfaktor kan tillämpas. Som redan nämnts har förslaget uteslutande gått efter EU:s vägledningsdokument. Eftersom tillgången på toxicitetsdata för nitrat varit förhållandevis liten, har relativt höga säkerhetsfaktorer tillämpats, för akut toxicitet i havsvatten en så hög faktor som 50. Vi tolkar frånvaron av toxicitetsdata som ett resultat av att det är en allmän, vetenskaplig uppfattning att nitrat har låg toxicitet, vilket leder till att få tester genomförts. Att detta i sin tur ska resultera i en extra hög säkerhetsfaktor blir enligt vårt tycke orimligt. Nitratupptaget i organismer är dessutom jämförelsevis mycket lågt, speciellt i jämförelse med de direkt toxiska reducerade kväveföreningarna nitrit och ammoniak, bidrar sannolikt till att vattenorganismer är mindre känsliga för höga nitrathalter och då speciellt maxhalterna som känns än mindre relevanta i detta sammanhang.”

SLU lämnar även synpunkter på ammoniak, som dock inte var på remiss. För ammoniak framförs att ”Ammoniak är ett naturligt förekommande ämne som inte behöver tillföras från externa källor för att kunna utgöra ett problem vilket medför att det inte borde klassas som ett SFÄ, utan borde ha en vanlig bedömningsgrund. Ammoniak bildas i vatten från ammonium och är temperatur och pH-beroende, dvs ju högre temperatur och högre pH-värde desto större risk att ammoniak bildas. Ammoniumet i sin tur bildas genom reduktion av nitrat och nitrit, men oxideras lätt tillbaka till slutprodukten nitrat om tillgången på syrgas är tillräcklig. Eftersom bildandet av dessa oorganiska kvävefraktioner är en naturlig del i nedbrytningen av organiskt material krävs det inte någon extern tillförsel för att åstadkomma ett problem utan anrikningen av ammonium är främst ett tecken på dåliga syrgasförhållanden och ev. en övergödningssituation. Förhöjda nitratnivåer t ex pga påverkan från gruvverksamhet kan dock innebära en förhöjd risk, men det krävs hög vattentemperatur och ett högt pH-värde för att ammoniak skall bildas. OBS! Subtraktion av naturligt bakgrundsvärde inte är relevant pga ammoniakens starka toxicitet.”

SLU tillstyrker förslaget att införa imidaklopid som SFÄ och påpekar att "det riktvärde som används i dag för att relatera miljöövervakningsresultat till samt inom indikatorn för Giftfri miljö är ett preliminärt värde som togs fram 2011. Jämfört med EFSA och Biociddirektivet så ligger det nuvarande riktvärdet klart högre vilket ger problem med trovärdighet."

SLU bifogar även underlag som tyder på att en "klart större procent av proverna kommer överskrida RV/BG. Men nya begränsningar kommer sannolikt minska halterna. Det blir då främst i områden med växthus som det bör kunna bli problematiska halter. Det är också möjligt att ämnet kan ligga och läcka under en tid även i andra områden."

Vidare framför man att "texten bör uppdateras efter EU-beslutet i april i år att neonikotionoiderna (bla imidaklopid) som växtskyddsmedel bara ska vara tillåtet i växthus. Men miljöövervakningsdata har visat att det kan förekomma mycket höga halter just utanför växthus, så det är fortfarande relevant att ha med ämnet som SFÄ."

Angående analyskostnader framför SLU att det också vore "relevant att skriva ut om det finns analysmetoder med tillräckligt låg kvantifieringsgräns och mätosäkerhet. Den analysmetod som används på OMK-labbet inom den nationella miljöövervakningen är OMK57 där imidaklopid ingår som en av många substanser. Kvantifieringsgränsen (LOQ) ligger för denna metod på 0,010 µg/l, dubbelt så högt som den föreslagna bedömningsgrunden, däremot detektionsgränsen (LOD) ligger genomgående lägre, vanligen 0,002 µg/l. Kravet är att LOQ ska ligga på 30% av gränsvärdet/bedömningsgrunden vilket vi alltså inte klarar med vår multimetod. Det är möjligt att det/de laboratorier som ligger till grund för era kostnadsuppskattningar har tillräckligt låg LOQ men för den nationella miljöövervakningen behöver vi arbeta med att förbättra metoden och sänka LOQ om vi inte ska behöva ha en specialmetod just för imidaklopid. Överlag så anges mycket information om kostnader, men relevanta provtagningar (frekvens och matris) är det absolut viktigast. Av den givna informationen kan man missledas att tro att det alltid blir billigare och bättre att analysera sediment, men kostnadseffektivitet uppnås endast om det är i en relevant matris."

SLU framför att skrivningarna behöver "uppdateras efter EU-beslutet i april i år om att den bara kommer vara godkänd som växtskyddsmedel för användning inom växthus. SLU kan också meddela att Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB, håller på med en screening av växtskyddsmedel från växthus finansierad av Naturvårdsverket där imidaklopid finns med i analyserna. Slutrapport kommer i början av 2019. När det gäller uppmätta halter har SLU i en bilaga sammanställt några figurer och data för att visa hur överskridandena skulle se ut med dagens resultat från den nationella miljöövervakningen 2009 – 2016 samt

screeningen av bekämpningsmedel som utfördes med finansiering av Naturvårdsverket 2015 och 2016¹⁸.”

Kommentar från HaV:

Se ämnesvisa motiveringar samt ytterligare förtydliganden längre fram i dokumentet.

¹⁸ Även några rapporter nämns som referenser på området: Nanos, T. & Kreuger, J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2014. Rapport 2015:19 Vatten och miljö. SLU; Boström, G., Lindström, B., Gönczi, M. & Kreuger, J. 2016. Nationell screening av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten 2015. CKB rapport 2016:1. SLU; Lindström, B., Boström, G., Gönczi, M. & Kreuger, J. 2017. Nationell screening av bekämpningsmedel i åar i jordbruksområden 2016. Rapport 2017: 5 Vatten och miljö, SLU

Motiv till beslut för respektive ämne

Bedömningsgrunder för sulfat

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för sulfat är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Boliden, Gryaab, Jernkontoret, Kemikalieinspektionen, LKAB, SGU, SKL, Skogsindustrierna, Skogsstyrelsen, SLU, Stockholm vatten och avfall, SveMin, Svenskt vatten, Uppsala vatten och avfall samt Örebro universitet. Dessutom har flera synpunkter lämnats från en av näringslivets representanter i referensgruppen för SFÄ.

Hårdhetsbaserade bedömningsgrunder för sulfat har efterfrågats från flera håll och är motiverat utifrån ämnets egenskaper samt skulle möjliggöra att platsspecifika bedömningar kan göras på ett systematiskt och transparent sätt. Med befintligt kunskapsunderlag är det dock inte möjligt att införa olika bedömningsgrunder för sulfat vid olika hårdhet på nationell nivå eftersom mjukt vatten då inte täcks in.

I samband med internationella diskussioner under remissperioden har framkommit att ytterligare toxicitetsstudier av sulfat för närvarande görs på uppdrag av Flanders Environment Agency i Belgien. Dessa resultat kan förhoppningsvis täcka några av de kunskapsluckor som finns för ämnet, vilket utvecklas nedan. Resultaten från de belgiska studierna beräknas dock inte att vara klara förrän tidigast i slutet av nästa år. Även andra angreppssätt (metodval) kan övervägas vilket också utvecklas nedan.

Ytterligare studier är således på gång och det är därför lämpligt att avvakta. Bedömningsgrunder för sulfat lyfts därför ut.

Vi vill dock betona att det från remissinstanserna även framförts stöd för att värdena överlag är rimligt satta utifrån den vägledning som ACES har ombetts utgå ifrån.

Ämnesrapporten (ACES rapport 14) har justerats utifrån de synpunkter som inkommit och som bedömts relevanta att beakta (se vidare nedan).

Sulfat och hårdhet

HaV håller med den synpunkt som framförts från flera håll, både från remissinstanser som tillstyrker och sådana som avstyrker, att det är motiverat att kunna beakta vattnets hårdhet. ACES försökte också i första hand att ta fram bedömningsgrunder för sulfat vid olika hårdhet ("scenario 1" i ämnesrapporten för sulfat¹⁹).

I ett första skede utgick ACES från alla toxicitetsstudier (som uppfyllde kraven på tillförlitlighet). Om alla sådana studier ingår vid beräkning av

¹⁹ Slutversion är tillgänglig via HaV dnr 770-18.

hårdhetsindelade värden ser man dock inte något tydligt samband mellan toxicitet och hårdhet. En förklaring är bl.a. att tester utförda vid olika hårdhet samtidigt kan ha utförts på olika organismer (med olika känslighet) och ibland har olika s.k. endpoints (typ av effekter) avlästs i olika tester, varav vissa är mer känsliga än andra. Sådana aspekter hade lett till att bedömningsgrunder för respektive hårdhetsklass inte genomgående hade hamnat på högre värden vid högre hårdhet. Med tanke på att det ändå går att utläsa en tydlig koppling mellan toxicitet och hårdhet valde ACES att som alternativ strategi, i scenario 1, utgå från endast de testresultat som systematiskt undersökt toxicitet vid olika hårdhet. En nackdel är dock att det då inte går att få fram ett årsmedelvärde för den lägsta hårdhetsklassen, vilket också är det hårdhetsintervall som bäst speglar svenska förhållanden i allmänhet (se även tabell 2 i ACES rapport 14). Det går inte heller att göra probabilistiska beräkningar inom respektive hårdhetsklass. AF sattes till 10 för de värden som anges för olika hårdhetsklasser (både för sådana som avser maximal tillåten koncentration och för årsmedelvärden). AF 10 är det lägsta "defaultvärdet" vid deterministiska beräkningar.

Inom ramen för referensgruppsarbetet delades ett tidigare utkast av ämnesrapporten och synpunkter mottogs från en av näringslivets representanter i gruppen. En synpunkt som då framfördes var att motsvarande hårdhetsindelade värden från British Columbia landat på andra, betydligt högre värden (se även refererat till dessa bland remissynpunkterna som återges tidigare i dokumentet). Därför lades i remissmaterialet till en förklaring om varför värden beräknade av SU hamnar på lägre nivåer. ACES kunde också konstatera att om de skulle använt samma underlag som BC men följt CIS 27 så skulle bedömningsgrunderna hamnat på ännu lägre värden än de som ingår i scenario 1²⁰. Tyvärr verkar många remissinstanser inte ha noterat värdena i scenario 1 eftersom några synpunkter på dessa inte har lämnats under remisstiden, som ett möjligt alternativ till de värden som föreslogs, eller synpunkter på värdena som sådana.

Remissens förslag

HaV drog slutsatsen att även om ämnets toxicitet i hög grad varierar med hårdheten och ovan nämnda värden kan användas för att göra platsspecifika bedömningar utifrån hårdhet som råder på en viss plats är det inte lämpligt att införa dessa värden eftersom det då inte kommer att införas några värden som bör tillämpas vid mjukt vatten, som ju är vanligt förekommande i Sverige. Även om hårt vatten är vanligt nedströms gruvor måste ämnet kunna bedömas även i andra typer av recipienter.

²⁰ Den nu färdigställda rapporten för sulfat har med ett förtydligande att värden från BC bygger på EC-20-värden och AF 2, vilket inte är i linje med CIS 27.

Två andra alternativ togs därför fram av ACES.

I scenario 2 ingick alla studier som utförts vid ungefär hårdhet 100 mg CaCO₃/l. Tillräckligt många studier finns då för att ta fram en artkänslighetskurva. Men man saknar data för den känsligaste organismen och vid lägre hårdhet vilket motiverar att lägre än AF 5 ("defaultvärde" för AF vid probabilistiska beräkningar) inte kan anges. Värdet som föreslogs i remissen för maximal tillåten koncentration utgick dock från detta värde utifrån antagandet att koncentrationstoppar i sulfat ofta kan antas sammanfalla med högre hårdhet. För att möjliggöra beaktande av naturlig bakgrund av sulfat togs även ARA-värden fram (se nedan och "Naturlig bakgrund" längre fram i dokumentet). Detta har dock kommenterats av Länsstyrelsen i Västerbotten och som menar att värdet kan vara för högt satt (se sammanställningen av synpunkter från Länsstyrelserna).

För att kunna etablera bedömningsgrunder uttryckta som årsmedelvärden på nationell nivå ingår i scenario 3 alla studier som utförts vid upp till 50 mg CaCO₃/l. Även ytterligare några studier (vid hårdhet 100 mg CaCO₃/l) ingår för att få tillräckligt många studier för att kunna ta fram en artkänslighetskurva, dvs. möjliggöra probabilistiska beräkningar. I scenario 3 ingår således även tester på den mest känsliga organismen. Eftersom även tester på den känsligaste organismen ingick och data i huvudsak för lägre hårdhet, sattes AF till 3, dvs. lägre än defaultvärdet. Kemikalieinspektionen har dock ifrågasatt att olika AF har valts för scenario 2 respektive 3, med tanke på att det är lika många taxonomiska grupper som ingår. HaV (och ACES) kan hålla med om att det skäl som anges ovan för att ansätta AF 3 i scenario 3 eventuellt inte är tillräckligt och ACES har i slutversionen av rapporten justerat AF till samma som för scenario 2, nämligen AF 5. Även om bedömningsgrunder för sulfat således inte införs nu har ändå en omräkning av det probabilistiskt beräknade värdet för scenario 3 nu gjorts i ACES rapport 14.

Naturlig bakgrund vs. biotillgänglighet

Vid framtagande av bedömningsgrunder för SFÄ bör man i normalfallet, enligt CIS vägledning 27 och för naturligt förekommande ämnen, inte etablera värden för vilka man *både* beaktar biotillgänglighet *och* naturlig bakgrund.

Att beakta biotillgängligheten hos ett ämne bedöms av HaV som vetenskapligt motiverat och en första ansats var, såsom framgår ovan, att ta fram bedömningsgrunder för sulfat vid olika hårdhet och som skulle kunna användas på nationell nivå som grund för platsspecifika bedömningar. Att tillämpa olika värden vid olika hårdhetsklasser är visserligen inte att fullt ut beakta ämnets biotillgänglighet men är i linje med hur man i direktivet om prioriterade ämnen valt att införa bedömningsgrunder för kadmium.

Värdena som togs fram för scenarier 2 och 3 uttrycks visserligen inte för olika hårdhetsklasser men ACES ombads ta fram även så kallade ARA-värden. Det var tydligt att halterna av sulfat i de så kallade negativa kontrollerna i försöken var relativt höga. Båda de värden som ingick i remissen uttrycktes därför som så kallade ARA-värden, dvs. vid utvärderingen ska naturlig bakgrund av ämnet subtraheras från uppmätt halt innan man jämför mot värdet.

Att man inte kan jämföra uppmätt halt direkt mot det årsmedelvärde eller maximal tillåten koncentration som föreslogs, vid uppskattning av eventuellt konsekvenser, tycks tyvärr inte ha framgått tydligt för vissa remissinstanser.

Ytterligare data och använd metodik

Sulfat nominerades av vattenmyndigheterna som en tänkbar SFÄ-kandidat. Vid framtagande av bedömningsgrunder för SFÄ används den metodik som anges i CIS 27 och som bygger på att studier av ett ämnes toxicitet används som utgångspunkt (se avsnitt "Metodik för att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ"). Sulfatvärdena i ACES rapport 14 följer således det förfarande som anges på EU-nivå medan de värden som etablerats av BC (och som används i provningar) visserligen också baseras på studier av ämnets toxicitet men inte kan anses följa detta förfarande (se ovan). Med ytterligare data skulle det vara möjligt att ta fram bedömningsgrunder för sulfat som beaktar varierande biotillgänglighet vid olika hårdhet och som även täcker in mjukt vatten. Sådana studier är, som framgår inledningsvis, på gång.

Vid tillräckligt hög hårdhet kan dock hårdheten i sig bli problematisk. Halten sulfat korrelerar vidare med hårdheten – som inte alltid är av naturligt ursprung utan kan komma från samma källa som sulfattillskottet.

Ett alternativ som skulle kunna övervägas är att se till den totala jonstyrkan hos vattnet, där både hårdhet och sulfat ingår. Ett sådant angreppssätt har även diskuterats internationellt och vi uppfattar att en sådan ansats även kan tänkas få stöd av vissa remissinstanser²¹. Samtidigt bör påpekas att det inte alltid är förhöjd hårdhet i de områden där det föreligger en sulfatproblematik vilket också har framförts. Flera remissinstanser framför slutligen att sulfat bör ses som en allmän fysikalisk-kemisk parameter. Sådana bedömningsgrunder tas inte fram med den metodik som anges i CIS 27. Var sådana bedömningsgrunder skulle hamna, om framtagna för svenska förhållanden är dock oklart.

²¹ Se Aronsson, 2018. Remiss Havs- och vattenmyndighetens (HaV) förslag till ny bedömningsgrund för sulfat (SFÄ), Sweco rapport 13005902, på uppdrag av SveMin)

I samband med remissen erhöll HaV en sammanställning gjord av SWECO och på uppdrag av SveMin²², av de recipientkontroller och andra utredningar som har gjorts vid olika gruvverksamheter. Det är än så länge oklart om det underliggande materialet (rådata) och då främst fältstudier där även organismer som bedöms vara tillräckligt känsliga för sulfat studerats skulle kunna användas som stöd vid t.ex. justering av AF för värden som avser högre hårdhetsklasser (motsvarande den situation som råder utanför de aktuella gruvorna). Vi vill dock tacka för bidraget inför fortsatt arbete. Slutligen omnämns resultatet av en inventering av dagsländor nedströms en gruva av näringslivets representant i referensgruppen. Även här skulle ytterligare analys och tillgång till ytterligare dokumentation behövas för att kunna avgöra om materialet är användbart i detta sammanhang.

Rapport färdigställd

Ytterligare underlag är på gång internationellt men eftersom det i dagsläget inte går att införa bedömningsgrunder för sulfat för olika hårdhetsklasser och samtidigt även täcka in den lägsta hårdhetsklassen (som ju reflekterar för Sverige vanliga förhållanden) väljer HaV att avvakta med att ange bedömningsgrunder för sulfat i föreskrifterna. Andra angreppssätt kan också diskuteras. ACES-rapporten har dock färdigställts och de för rapporten relevanta synpunkterna har beaktats. Värdena i sig bedöms som tillförlitliga.

Bedömningsgrunder för nitrat

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för nitrat är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Boliden, Gryaab, Jernkontoret, LRF, Naturvårdsverket, SGU, SKL, Skogsindustrierna, SLU, Stockholm vatten och avfall, SveMin, Svenskt vatten och Trafikverket. Dessutom har flera synpunkter lämnats från en av näringslivets representanter i referensgruppen för SFÄ.

För nitrat lyfts bedömningsgrunderna för marin miljö ut. För limnisk miljö (bilaga 2) införs värdet som avser maximal tillåten koncentration oförändrad medan årsmedelvärdet justeras något och med det nya värdet ska vattenmyndigheterna inte längre ta hänsyn till den naturliga bakgrunden.

Inga synpunkter eller ytterligare information har tillkommit och som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa nitrat som SFÄ för limnisk

²² Aronsson, 2018. Sammanställning av befintlig kunskap om sulfat i gruvrecipienter, Sweco rapport 13005902, på uppdrag av SveMin

miljö. Utifrån framförda remissynpunkter angående svårigheter med att beakta naturlig bakgrund för nitrat justeras dock årsmedelvärdet för att naturlig bakgrund inte ska behöva beaktas vid klassificeringen. För marin miljö visar jämförelser med allmänna fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder att dessa är tillräckligt skyddande och de marina värdena lyfts således ut.

Ännu ett skäl till att införa bedömningsgrunder för nitrat (och som delvis lyfts av länsstyrelsen i Norrbotten i deras förslag att ta fram värden som omfattar både nitrat och nitrit) är att HaV genom införande av värde för nitrat indirekt åtminstone delvis kan ta om hand det värde för nitrit som anges i det nu upphävda fiskvattendirektivet. Detta utvecklas vidare under Förtydliganden.

För marin miljö är kväve ofta den begränsande faktorn utifrån ett övergödningssperspektiv och kvävehalterna regleras därför redan för marin miljö (se bilaga 5 till HVMFS 2013:19). Ytterligare analys av dessa befintliga bedömningsgrunder (uttryckta som DIN, dvs. koncentrationen nitrat, nitrit och ammoniumkväve) för marin miljö visar att de är betydligt skarpare än de som föreslagits utifrån ämnets toxicitet. Det finns således inget motiv att reglera nitrat även utifrån toxicitet i marin miljö. I limnisk miljö kvarstår däremot behovet av att kunna bedöma nitrat utifrån ämnets toxicitet, och koncentrationer av ämnet är i övrigt ”oreglerat” för ytvatten.

Ett ARA-värde innebär att länsstyrelser/vattenmyndigheter vid klassificeringen alltid kommer att behöva utreda naturlig bakgrundshalt så snart uppmätta halter överskrider 2,1 mg/l. Genom att istället för ett ARA värde införa ett TRA värde (2,2 mg/l) minskar behovet att behöva utreda var naturliga bakgrundshalter ligger (se även synpunkter från Länsstyrelsen i Västmanland). Det är osannolikt att naturlig bakgrundshalt av nitratkväve kommer att överskrida 2,2 mg/l.

Tillämpad osäkerhetsfaktor rimlig?

Vi kan inte se att det tillkommit några synpunkter under remisstiden som föranleder en justering av den osäkerhetsfaktor som har tillämpats, vare sig för årsmedelvärde eller maximal tillåten halt.

Vi vill också förtydliga att vid framtagande av förslaget på årsmedelvärde för limnisk miljö har en studie av McGurk (2006) på två fiskarter, *Salvelinus namaycush* och *Coregonus clupeaformis*, uteslutits vid beräkningarna (se Supportive information i rapporten från ACES). I det sistnämnda fallet (studien på *C. clupeaformis*) handlade det om att det förekom oväntat hög dödlighet i kontrollen. I det andra fallet (studien på *S. namaycush*) undersöktes bl.a. vikt och gav upphov till ett NOEC-värde på 1,6 mg/l. När denna undersökning upprepats av andra forskare kunde detta

dock inte bekräftas. Dessutom hade man i försöket som utfördes av McGurk kortare exponeringstid i kontrollen innan vikten avlästes (eftersom vikten avlästes när all gula hade absorberats). En statistiskt signifikant påverkan på utvecklingen ("swim-up") observerades dock också och just denna effekt kunde bekräftas av den upprepade studien (Nautilus Environment, 2012) men man använde då ett annat sätt att mäta (ägguleabsorption istället för försenad utveckling i antal dagar). I McGurks fall hamnar NOEC på 1,6 mg/l (och LOEC på 6,25 mg/l) medan i den upprepade studien på 11 mg/l. McGurk studien uteslöts från underlaget när HC5 beräknades, framför allt eftersom det inte gick att uppskatta osäkerheterna i värdena (standardavvikelser rapporterades inte) och det var onormalt stort hopp mellan testkoncentrationerna (en faktor 3,2 rekommenderas men här hade man använt sig av en faktor 4). Detta försvårar möjligheter att bedöma osäkerheterna hos värdet (NOEC 1,6 mg/l). I den upprepade studien låg EC10 på <2,9 mg/l och EC20 på 2,6 mg/l men den lägsta testkoncentrationen var högre än så och studien har därför inte heller använts som beräkningsunderlag. Det går dessutom inte att bedöma med hur många dagar utvecklingen försenades i studien av Nautilus Environment (2012). Resultaten från dessa studier stödjer dock slutsatsen att det finns en del osäkerheter i beräkningarna, vilket motiverar att ha kvar AF 5, och att det slutliga värdet (2,1 resp 2,2 mg/l) inte är omotiverat låg.

Det är således inte motiverat att utifrån befintligt och tillgängligt underlag för årsmedelvärdet sänka osäkerhetsfaktorn (AF) lägre än till dess nuvarande nivå (AF=5).

De remissynpunkter som huvudsakligen framförts (ämnet biomagnifieras inte, ämnet är naturligt förekommande, ämnet hör inte till kategori 1-9 i bilaga VIII i vattendirektivet) utgör inte någon anledning att tillämpa en lägre osäkerhetsfaktor.

Att ämnet nitrat som toxiskt ämne, precis som flera andra ämnen, inte ingår i någon kategori som ingår i bilaga VIII utgör inte grund för att sätta en lägre AF. De kategorier som ingår i bilaga VIII är istället sådana ämnen som medlemsländerna särskilt ska beakta. Det utesluter inte att man även beaktar andra ämnen. Se vidare under avsnitt "Nitrat som SFÄ eller allmän fysikalisk-kemisk parameter?"

För att beakta att ämnen kan förekomma naturligt finns möjligheten att uttrycka värdet som ett ARA-värde (se avsnitt "Metodik för att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ – naturlig bakgrund") och i remissen var det ett sådant värde som föreslogs som årsmedelvärde i limnisk miljö. Skillnaden mellan ARA- och TRA-värdet är dock väldigt liten eftersom det var så pass låga halter nitrat i kontrollerna. Genom att uttrycka årsmedelvärdet som ett TRA-värde behövs ingen analys av naturlig bakgrundshalt för att kunna klassificera status.

Värdet avser effekter på pelagiska organismer såsom fisk och vid framtagande av den typen av värden beaktas aldrig ämnens tendens att bioackumuleras eller biomagnifieras²³. Se avsnitt ”Metodik för att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ”.

Nitrats toxicitet vid olika vattenkemi

Att ta fram ett värde som lätt går att justera utifrån rådande vattenkemi är inte möjligt. Detta är fallet även för de flesta andra ämnen och är inte ett skäl för att inte införa bedömningsgrunder för ämnet²⁴. Vilka samband med toxicitet som gäller vid varierande vattenkemiska förhållanden är dåligt undersökta.

Av underliggande material framgår att nitrats toxicitet vid olika hårdhet bara har undersökts i några enstaka studier (se nitrat-dossier avsnitt 4). I en studie har toxiciteten minskat vid högre hårdhet och detta gällde både akut och kronisk toxicitet medan i en annan studie såg man att den akuta toxiciteten snarare ökade vid högre hårdhet medan den kroniska toxiciteten återigen minskade. Det går i dagsläget inte att fastställa något tydligt samband mellan toxicitet och hårdhet (och jonsammansättning) vad gäller nitrat och därför går det inte att etablera en bedömningsgrund för nitrat som varierar beroende på vattenkemi. Betydligt många fler studier skulle behövs och inte heller Kanada eller Nya Zeeland har etablerat olika värden vid olika hårdhet. Notera dock att data som härrör från studier vid olika vattenkemiska förhållanden har hanterats genom att artkänslighetskurvan utgår från geometriskt medelvärde för de resultat som erhållits. Det är därför inte så att den studie som gav störst effekt har varit helt styrande för vilket värde som sedan ingår i beräkningarna. Är det däremot skillnader i respons mellan arter beroende på vilken ”endpoint” som avlästs har den lägsta av dessa värden använts vid beräkningarna, vilket är helt i linje med vägledning och lämpligt förfarande.

Platsspecifika värden och tillgång till ytterligare underlag

En synpunkt som framförts är att det vore bättre om platsspecifika värden tas fram och det anges som skäl för att inte reglera nitrat som SFÄ. Någon redogörelse för hur man hade tänkt ta hänsyn till varierande nitrattoxicitet på en enskild plats utan att samtidigt ha full kännedom om hur ämnets toxicitet påverkas av varierande vattenkemi lämnas inte.

²³ För ämnen som biomagnifieras tas däremot särskilda värden för biota fram och kan sedan ligga till grund för vattenvärden som ingår i direktivet.

²⁴ Det är än så länge bara för fyra metaller som så kallade biotillgängliga koncentrationer kan anges och för en femte – kadmium – som gränsvärdet varierar beroende på vattnets hårdhet. Även för TBT, fluoranten och antracen i sediment uttrycks värdena som TOC-normaliserade värden. För just dessa ämnen anges därför tydligt hur lokalt rådande vattenkemi ska kunna beaktas.

De biologiska bedömningsgrunderna i föreskrifterna svarar förmodligen dåligt på nitrat. När det gäller kroniska effekter av nitrat har t.ex. en fiskart konstaterats vara mest känslig men fiskindex för vattendrag kan inte förväntas svara på nitrattoxicitet. Bottenfaunaindex skulle möjligen kunna svara på toxisk stress men är mindre relevant för ett ämne som nitrat pga. ämnets höga löslighet.

Bedömningsgrunderna bygger på idag tillgänglig litteratur och som har varit tillgänglig för ACES. Det underlag som har använts utgörs, precis som i de flesta fall, enbart av data från toxicitetsstudier utförda i laboriemiljö. Genom laboriestudier kan man kontrollera för olika faktorer som annars kan tänkas påverka resultaten.

Det finns visserligen möjlighet att även ta hänsyn till resultat av fältstudier när man t.ex. bedömer vilken osäkerhetsfaktor som bör användas, men trots att SLU och Boliden i sina remissvar (och även tidigare inom ramen för referensgruppsarbetet) framför att det finns gott om data som visar på att värdet är för lågt utifrån annan information som sägs ha framkommit inom recipientkontrollen har vi inte fått in något sådant underlag eller referenser till detta underlag och som kan användas för att utreda detta närmare vare sig innan, under eller efter remisstiden²⁵.

Därför kan man konstatera att även om t.ex. de s.k. biologiska kvalitetsfaktorerna i områden med höga halter nitrat skulle indikera att statusen är god eller hög, behöver det inte betyda att det inte förekommer någon påverkan på akvatiska organismer, i synnerhet fisk.

Bedömningsgrunder för koppar i sediment

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för koppar i sediment är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Boliden, Gryaab, Jernkontoret, Kemikalieinspektionen, Naturvårdsverket, SCDA, SGI, SGU, Sjöfartsverket och SveMin. Dessutom har flera synpunkter lämnats från en av näringslivets representanter i referensgruppen för SFÄ.

Ämnesrapporten har också diskuterats internationellt och från Danmarks representant framfördes tveksamheter till att både beakta biotillgänglighet och naturlig bakgrund, då det av CIS 27 framgår att man inte ska göra både och. En representant från ett annat medlemsland kan å andra sidan bekräfta att de preliminärt hamnar på samma nivå även om de använder ett annat angreppssätt.

²⁵ Uppmaningar att lämna in det eventuella underlag man har och som kan användas vid framtagande av bedömningsgrunder för SFÄ har också framförts löpande, muntligt och skriftligt, inom ramen för referensgruppsarbetet.

Inga ändringar av värdena för koppar görs. Däremot införs förtydligande fotnot angående att naturlig bakgrund ska beaktas genom att bakgrunden subtraheras från uppmätt halt innan jämförelsen. Denna fotnot införs även för övriga bedömningsgrunder för SFÅ där detta är aktuellt, även de som inte har varit på remiss.

Vi vill också förtydliga att klassificeringen av status ska föregås av en analys av betydande påverkan (se utförligare beskrivning längre fram i dokumentet), vilket har bäring på dels vilka vatten det är aktuellt att klassificera och dels när det är aktuellt att uppskatta naturlig bakgrundshalt.

Vi vill också förtydliga att redan idag är det möjligt för vattenmyndigheterna att inom ramen för en expertbedömning bedöma status för koppar med utgångspunkt från halter i sediment och även av remissen framgick att man i huvudsak utgått från norska bedömningsgrunder. Genom att införa en nationellt gällande bedömningsgrund för ämnet säkerställs att samtliga län utgår från samma värde. Genom att TOC-normalisering och subtraktion av naturlig bakgrundshalt underlättas att platsspecifika aspekter beaktas mer systematiskt. Dessa aspekter utvecklas nedan.

Naturlig bakgrund ska beaktas

Flera remissinstanser som ställt sig tveksamma till bedömningsgrunderna som ingick i förslaget tycks ha missat att värdena är så kallade ARA-värden (se även avsnitt "Naturlig bakgrund") och att man därför ska subtrahera naturlig bakgrundshalt från uppmätt halt innan man jämför mot bedömningsgrunderna. Värdena som införs har beräknats genom att halter uppmätta i sediment i kontrollerna har subtraherats från uppmätta halter i testsedimenten. Bedömningsgrunderna utgör därför så kallade "maximum permissible addition"-värden.

Det är bara då det både förekommer mänskligt betydande påverkan och värdet riskerar att överskridas som man som nästa steg behöver ta ställning till var den naturliga bakgrundshalten ligger och ta hänsyn till den i samband med klassificeringen, genom att subtrahera naturlig bakgrund från uppmätt halt. Se utförligare beskrivning längre fram i dokumentet.

Det är inte aktuellt att i föreskriftsform ange naturliga bakgrundshalter. Som flera instanser påpekar, varierar dessa. HaV följer dock framtagandet av internationell vägledning på området angående vilken metodik som finns (se även avsnitt "Naturlig bakgrund" längre fram i dokumentet).

TOC-normalisering behöver göras

TOC-normalisering görs främst för organiska ämnen. Avsnitt 5.2.2. i CIS 27 är dock särskilt ägnad åt framtagande av bedömningsgrunder för metaller i sediment. Här framkommer att, i de fall man kan se ett samband mellan organisk kolhalt och toxicitet (vilket är aktuellt i det här fallet), är normalisering mot organisk kolhalt tillämpligt även för metaller. Värdena som införs har räknats om till 5 % organisk kolhalt och det är därför lämpligt att även göra det för uppmätta halter innan man jämför mot värdet.

Angående frågan om inte detta även bör göras för bly och kadmium så är svaret att nej, det ska inte göras eftersom värdena inte avser halter vid en viss TOC.

Bakgrund vs biotillgänglighet

I CIS 27 anges visserligen generellt att man inte *både* ska beakta biotillgänglighet *och* naturlig bakgrund när man tar fram bedömningsgrunder för metaller i vatten och sediment²⁶. Att TOC-normalisera uppmätta halter till 5 % är visserligen ett sätt att ta hänsyn till att toxiciteten i både laboratorie- och fälttester har visats korrelera även med TOC men det är inte, som även påtalats av några remissinstanser ett fullständigt beaktande av biotillgänglighet.

När bedömningsgrunder, som i det här fallet, bygger på deterministisk analys ansätts normalt AF 10 som lägst. Vid framtagandet av bedömningsgrunderna för koppar har dock, i enlighet med de instruktioner som ges i CIS 27²⁷, beräkningarna i huvudsak utgått från tester som gjorts på sediment med låg AVS. Att detta urval har gjorts ger ytterligare stöd för att, utöver observationer från fältstudier, en relativt låg AF (2 för limniska och 5 för marina sediment) har valts, trots att det saknas tillräckligt med data för att kunna göra en probabilistisk beräkning (framtagande av artkänslighetsfördelning).

Inga ändringar av värdena görs men vi vill betona vikten av att både beakta naturlig bakgrund och normalisera mot TOC vid utvärdering av koppar i sediment. Att man ska TOC-normalisera framgår redan tydligt av tabelltexten. För att ytterligare förtydliga att naturlig bakgrunds ska beaktas för vissa ämnen läggs följande fotnot till för samtliga ämnen i föreskrifterna för vilka värdena har tagits fram på samma sätt:

²⁶ Denna synpunkt har också framförts av Danmark.

²⁷ "In addition for metals, toxicity values are preferred, originating from tests carried out under aerobic conditions, with low acid-volatile sulphide (AVS) levels (e.g. < 1.0 µmol AVS/g dry wt or tests with artificial sediments). These sediments could be considered as realistic "worst cases" for aerobic sediments, since ferric- and sulfide binding to metals is not present."

”Vid tillämpning av värdet ska hänsyn tas till naturlig bakgrund. Naturlig bakgrundskoncentration subtraheras från uppmätt koncentration före jämförelsen mot värdet i tabellen”.

Bedömningsgrunder för silver

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för silver är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Boliden, Folkhälsomyndigheten, Gryaab, Jernkontoret, Kemikalieinspektionen och SveMin. Dessutom har flera synpunkter lämnats från en av näringslivets representanter i referensgruppen för SFÄ samt av EPMF (European Precious Metals Federation), vars konsult även deltagit i den internationella arbetsgruppen (se ”Internationellt framtaget underlag” nedan).

Det har inte inkommit något underlag som ger anledning att justera värdena i sig. Detta utvecklas vidare nedan. Notera också att för silver avses löst koncentration.

Internationellt framtaget underlag

Silver är ett av de ämnen som av JRC har identifierats som en tänkbar substans att ta med i samband med översynen av direktivet om prioriterade ämnen. Sverige har lett det initiala arbetet med att ta fram ett EQS (Environmental Quality Standard) inom ramen för en särskild undergrupp till arbetsgruppen WG Chemicals inom CIS (Common Implementation Strategy). Undergruppen för silver består i övrigt av representanter från Danmark, Tyskland, Frankrike, Lettland och en europeisk branschorganisation samt deras konsulter. Utöver Havs- och vattenmyndigheten och Stockholms universitet, deltog Kemikalieinspektionen i arbetet från svensk sida. Sverige (Kemikalieinspektionen) är även utvärderande myndighet för silver inom det så kallade granskningsprogrammet för aktiva substanser i biocidprodukter och hade därför tillgång till och redan tidigare granskat ett betydande underlagsmaterial om ämnet.

Underlaget för framtagandet av dessa bedömningsgrunder bygger därför på ett utkast till EU-dossier från 2016 och som togs fram av JRC men har kompletterats genom litteraturstudier utförda av både Stockholms universitet och andra deltagare i den internationella gruppen. En bedömning av tillförlitligheten och osäkerhetsfaktorer hos olika studier har också diskuterats i gruppen. Dessutom inkom ytterligare material i form av resultat från nya studier på ytterligare organismer, utförda på uppdrag av deltagare i gruppen. Rapporterna anlände efter remisstidens utgång men har beaktats inför beslutet (se avsnitt ”Osäkerhetsfaktorer och underlag”).

Osäkerhetsfaktorer och underlag

Genom de kompletterande studierna som skickades in har det varit möjligt att räkna fram en artkänslighetskurva vid framräknande av årsmedelvärdet för limnisk miljö. Genom att tillämpa AF 5 (vilket är standard enligt den vägledning som finns) erhålls dock samma värde som tidigare, då en artkänslighetskurva inte hade använts som utgångspunkt.

EPMF anser dock att värdet borde höjas från 0,01 till 0,04 µg/l eftersom man dels hamnar på ett annat HC5-värde och dels anser att AF 3 kan motiveras istället för AF 5. Som skäl för lägre AF anges bl.a. att studierna har utförts vid låg DOC och mjukt vatten medan det generellt i Europa råder högre hårdhet och högre DOC-halter. Dessutom inkluderar EBMF i sina beräkningar resultat även från studier²⁸ som vi i arbetsgruppen inte har kunnat enas om vad gäller deras tillförlitlighet. Från svensk sida anser vi att de inte är tillräckligt tillförlitliga för att ingå i beräkningsunderlaget och detta ställningstagande baseras på en bedömning enligt CRED-systemet.

AF 5 är den osäkerhetsfaktor som kan motiveras i detta fall. Ett skäl som skulle kunnat användas för att sänka AF vore om det fanns fält- eller mesokosmdata för ämnet och som stödjer en sänkning men sådana data saknas. Silver kommer dessutom att tas upp inte bara via löst vattenfas utan även via födan, vilket också diskuterats vid framtagande av ämnesrapporten. Verkningsmekanismerna är inte heller väl kända när det gäller kroniska effekter av silver. Slutligen kan konstateras att mjukt vatten är relativt vanligt förekommande i Sverige vilket ytterligare stödjer valet att på nationell nivå inte sänka AF.

Olika toxicitet vid olika salinitet

För marin miljö kan konstateras att toxiciteten minskar vid högre salinitet. Årsmedelvärdet 0,06 µg/l har beräknats för 10 ‰ medan 0,17 µg/l vid 30‰. Notera att för Östersjön är saliniteten normalt mycket lägre.

Silver i sediment

Silver kan ackumuleras i sediment och vi håller med om att det hade behövts bedömningsgrunder även för denna matris. Det har dock inte varit möjligt att ta fram förslag på sådana inom ramen för arbetet. En komplicerande faktor har även varit att några av de sedimentstudier som finns och har lämnats in i samband med biocidarbetet är föremål för dataskydd enligt biocidlagstiftningen. Arbetet med att ta fram bedömningsgrunder för silver kommer förmodligen att fortsätta på

²⁸ Referenserna Taylor et al 2016, Cremazy et al. (2018), Rogers et al 1997, och Diamond et al 1990.

internationell nivå och vi kommer att inför det flagga för behovet av att även se över möjligheten att ta fram värden för sediment.

Bedömningsgrunder för PFAS 11 för dricksvattenförekomster

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för PFAS 11 är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Folkhälsomyndigheten, Fortifikationsverket, Försvaret, Gryaab, Kemikalieinspektionen, Livsmedelsverket, Naturvårdsverket, SGI, SGU, Svenskt vatten och Uppsala vatten och avfall.

Inga synpunkter eller ytterligare information har tillkommit och som ger anledning att ändra värdet eller att inte införa PFAS 11 som SFÄ för vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten. Däremot har inkomna synpunkter på var värdet gäller (både avseende vilka vattenförekomster och var i dessa) beaktats och förtydligas i fotnot. För att säkerställa tillräckligt skydd uttrycks det även som maximal tillåten koncentration, då denna typ av bedömningsgrunder bättre är i linje med hur värdet tillämpas ur dricksvattensynpunkt. I övrigt görs bara korrigeringar av CAS nummer.

PFOS ingår i PFAS 11 och att ämnet saknades i fotnoten var ett misstag. Detta justeras genom att "perfluoroktansulfonat (PFOS) 1763-23-1" läggs till i fotnot 8 till tabell 1 i bilaga 2 avsnitt 7.2. och fotnot 9 till tabell 1 i bilaga 5 avsnitt 4.2. Vi har också noterat att CAS-numret för PFOA har råkat bli fel och det har därför ändrats till 335-67-1 i samma fotnot.

Värdet 90 ng/l för PFAS 11 är bara avsett att skydda vid intag av dricksvatten och därför tillämpas det inte på alla vattenförekomster.

Fotnoten som anger var värdet gäller justeras. Vattenmyndigheterna ska enligt 3 kap. 2 § VFF med hänvisning till vattendirektivets bestämmelser därmed bland annat se till att det finns register över alla vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten och som ger mer än 10 m³ per dag i genomsnitt eller betjänar mer än femtio personer. Även de vattenförekomster som är avsedda för sådan framtida användning ska ingå men, till skillnad från grundvatten, är i dagsläget inga sådana ytvattenförekomster med i registret. För att tydligare specificera vilka vattenförekomster som värdet avser att tillämpas på förtydligas att det är just dessa vattenförekomster som ingår i registret som avses.

Av HVMFS 2013:19 framgår vidare redan att det är vid för vattenförekomsten representativa övervakningslokaler som värdena ska innehållas. Enligt 3 § 1 p livsmedelslagen (2006:804) ska vatten jämföras med livsmedel "från och med den punkt där det tas in i vattenverken till den punkt där värdena skall iakttas enligt artikel 6 i rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten". För att

förtydliga att för just PFAS11 är det skydd av råvatten som avses och som behöver vara utgångspunkt vid bedömning av vad som är representativt.

Fotnoten (fotnot 8 till tabell 1 i bilaga 2 avsnitt 7.2. och fotnot 8 till tabell 1 i bilaga 5 avsnitt 4.2. i remissversionen) ändras därför enligt följande:

”Värdet för PFAS11 avser de dricksvattenförekomster som har identifierats i enlighet med 3 kap. 2 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Värdet får inte överskridas i vattenförekomsten i den punkt som är representativ för råvattenintag.”

Värdet 90 ng/l för PFAS 11 införs i både bilaga 2 och bilaga 5 dvs. ämnesgruppen beaktas inte bara för sötvatten utan även i marin miljö. I dagsläget är ingen marin vattenförekomst med i vattenmyndighetens register över skyddade områden avseende dricksvatten. Värdet kommer därför i praktiken inte att tillämpas för marin miljö. Det går dock inte att utesluta att så blir fallet framöver och redan idag förekommer avsaltningsverk på Gotland och Öland.

Värdet uttrycks som ”maximal tillåten halt” istället för som i remissen ”årsmedelvärde”. Detta är i linje med hur åtgärdsgränsen är tänkt att följas upp, dvs. den totala halten PFAS i dricksvattnet ska beräknas vid varje undersökningstillfälle.

Frågan om formuleringar av fotnoten och införandet av värdet som maximal tillåten koncentration har kortfattat diskuterats under ett separat samverkansmöte till vilka de instanser som främst berörs och lämnat synpunkter kallades.

Tyvärr saknas underlag för att ta fram värde för PFAS11 och som även skyddar exempelvis mot risk för sekundär förgiftning via näringskedjan. Av CIS vägledning 27 framgår vidare att i de fall skydd av dricksvatten är det mest styrande för värdet ska detta bara tillämpas för just den typen av vattenförekomster. Värdet för enbart ämnet PFOS gäller dock precis som tidigare för alla vattenförekomster. På sikt är vår förhoppning att ytterligare underlag ska bli tillgängligt för att kunna bedöma risker för exempelvis akvatiska organismer och risk för sekundärförgiftning även för ämnesgruppen och inte bara PFOS.

PFOS11-värdet utgår helt från det värde som anges som åtgärdsgräns av Livsmedelsverket i dagsläget. Om detta ändras kommer även värdet i föreskrifterna att behöva justeras. Just nu är det dock oklart åt vilket håll en ändring är att vänta. TDI-värdet förväntas sänkas men samtidigt har ett högre värde föreslagits inför revideringen av dricksvattendirektivet.

För de vattenförekomster som inte ingår i registret över dricksvattenförekomster kommer PFAS11 inte att regleras. Som nämnts ovan ingår i dagsläget inga planerade dricksvattenförekomster i registret. Vi

kan dock inte se att det finns något tydligt hinder för att sådana läggs till av vattenmyndigheterna med syfte att säkerställa det skydd som behövs.

Det bör vidare noteras att PFOS som enskilt ämne regleras fortsatt enligt de bestämmelser som anges för kemisk status och avser samtliga ytvattenförekomster. Notera dock att, precis som tidigare, gäller att vid klassificering av kemisk ytvattenstatus avseende PFOS ska vattenmyndigheterna i första hand utgå ifrån halter uppmätta i biota (fisk²⁹). Detta då vattenvärdet för PFOS är framräknat från biotavärdet och osäkerheter kan tillkomma om man utgår ifrån vatten istället, se även ”EQS bygger på enskilda QS-värden”. I de fall det saknas övervakningsdata för biota men finns för vatten kan man dock behöva utgå från gränsvärdet för PFOS i vatten vid klassificeringen. Det innebär i praktiken att om fiskdata finns och dessa tyder på god kemisk status ska status klassificeras till god kemisk status även om PFOS halter överstiger 0,65 ng/l. Om däremot PFOS och/eller PFAS₁₁ halter i vatten hamnar över 90 ng/l och vattenförekomsten ingår i registret som nämns ovan och på för råvattenintag representativa punkter klassificeras vattenförekomstens status till som högst måttlig.

Värdet för PFOS i fisk, och som anges i bilaga 6, utgår från risk för human hälsa vid konsumtion av fisk. Det skyddet kvarstår därför för samtliga vattenförekomster parallellt.

Angående tolkningen av värdet utifrån ett åtgärdsperspektiv och synpunkter framförda av bl.a. KemI vill HaV slutligen förtydliga att värdet, om det överskrids anger att statusen är som högst måttlig. Detta innebär i sin tur bland annat att ett åtgärdsprogram behöver tas fram av vattenmyndigheterna. Åtgärderna i åtgärdsprogrammet har som syfte att förbättra situationen och möjliggöra att man på sikt ska nå miljö kvalitetsnormerna, och i det här fallet minska behoven av rening i dricksvattenverken, dvs. andra typer av åtgärder än just rening av dricksvatten för att skydda konsumenter. Vilka krav som gäller specifikt för dricksvattenverken framgår dock av Livsmedelsverkets föreskrifter och inte av HVMFS 2013:19. HaV vill också poängtera att för samtliga värden som anges i våra föreskrifter gäller att de inte ska ses som nivåer till vilka det är acceptabelt att ”förorena upp till”. Även bestämmelserna i miljöbalken i övrigt gäller fortsatt.

Bedömningsgrunder för siloxaner

²⁹ Detta är i linje med hur det är uttryckt i direktivet om prioriterade ämnen.

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för siloxaner är Gryaab, Kemikalieinspektionen och SGU. Ämnesrapporterna för siloxaner har även diskuterats med ytterligare några medlemsländer.

Inkomna synpunkter på osäkerheten förknippad med värdet för D4 i marina sediment beaktas och detta värde lyfts ut. Det har inte bedömts vara möjligt att, som alternativ, justera osäkerhetsfaktorn. I övrigt har inga synpunkter eller ytterligare information inkommit som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa dessa ämnen som SFÄ.

HaV kan hålla med om att osäkerheten hos det marina värdet för D4 i sediment är hög (AF 500). Det kommer sig av att det saknas data för marina organismer. HaV väljer att värdet tills vidare lyfts ut. Att tillämpa samma värde som för limnisk miljö har övervägts. Det finns dock inte tillräckligt med underlag för att kunna styrka ett antagande att känsligheten hos marina och limniska organismer är ungefär samma.

I samband med den internationella avstämningen har inga synpunkter tillkommit som ger anledning att justera några andra värden utan vi har snarare fått bekräftat att värdena för biota inte behöver justeras. För sediment önskades ytterligare information om vad dessa halter motsvarar i vattenhalt efter omräkning och ämnesrapporterna har nu därför justerats något utifrån detta.

Bedömningsgrunder för imidaklopid

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för imidaklopid är, förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter, Kemikalieinspektionen, Skogsstyrelsen och SLU.

Inga synpunkter eller ytterligare information har inkommit och som ger anledning att ändra värdena eller att inte införa dessa ämnen som SFÄ.

Bedömningsgrunder för ciprofloxacin

De remissinstanser som har yttrat sig angående bedömningsgrunder för ciprofloxacin är Folkhälsomyndigheten och Gryaab. Även internationella kollegor har konsulterats och från Danmark föreslås att AF för MAC avseende konventionell toxicitet justeras från 10 till 100 eftersom det är stor variation i EC50-värdena och ett EC50 hamnar på 5 µg/l (nominell koncentration). Från Schweiz föreslås att AF för årsmedelvärde avseende sötatten justeras från 10 till 50 eftersom data för amfibier tyder på relativt hög känslighet och det test som finns endast pågått under kort tid (96 timmar).

Hänsyn har tagits till inkomna synpunkter även från andra länder och dossiern har i den mån det befunnits vara relevant justerats. Ändringarna har dock inte föranlett någon justering av det slutliga, övergripande värdet. Samma värde som föreslogs i remissversionen beslutas därför också som slutligt värde i föreskrifterna.

De synpunkter som har framförts efter internationell avstämning har beaktats i ämnesrapporten, antingen genom förtydliganden eller genom justering av beräknade värden. Det slutliga, övergripande värdet påverkas dock inte utan ändringarna stödjer snarare val av slutligt värde.

Analys av påverkan viktig för att identifiera vilka ämnen som är SFÄ i vattenförekomsten

I HVMFS 2013:19 ingår bedömningsgrunder för de ämnen som vattenmyndigheterna *kan utse till SFÄ* i sin statusklassificering. Vattenmyndigheterna tar ställning till vilka av dessa ämnen som ska betraktas som SFÄ för respektive vattenförekomst och här behöver man utgå ifrån en analys av betydande mänsklig påverkan (se även HVMFS 2017:20). Det är först då utsläpp/tillförsel av ett ämne, ingående i dessa tabeller, av vattenmyndigheterna bedöms tillföras i en betydande mängd (dvs. halterna riskerar att eller konstateras överskrida värdena i bedömningsgrunderna) som ämnet behöver utredas vidare. Som ett första steg, om klassificering av status inte är möjlig eller blir osäker behövs övervakningsinsatser.

Vilka åtgärder som kan bli aktuella behöver sedan bedömas från fall till fall och ingå i ett åtgärdsprogram, som riktar sig till andra myndigheter och kommuner.

Om det inte förekommer någon mänsklig betydande påverkan behöver ämnet inte klassificeras och utgör således inte SFÄ för den aktuella vattenförekomsten.

Ovanstående innebär att tabellen med bedömningsgrunder för SFÄ inte ska ses som en utfasningslista och inte heller en lista på SFÄ. Att en bedömningsgrund för nitrat som SFÄ införs innebär t.ex. inte att alla reningsverk behöver "rena bort nitrat så mycket det går". Notera att begreppet "särskilda förorenande ämnen" inte ska förväxlas med "särskilt farliga ämnen". Det senare är ett begrepp som används inom kemikalielagstiftning och då med en annan innebörd.

En analys av betydande mänsklig påverkan blir särskilt viktig för de ämnen som även förekommer naturligt. Genom att fokusera klassificeringen på de vattenförekomster som kan antas påverkas av betydande mänskliga utsläpp minskar även behovet av att, i de fall då hänsyn till naturlig bakgrund ska tas vid klassificeringen av ett visst ämne (för de nya bedömningsgrunderna är detta fallet för koppar i sediment), utreda vilken naturlig bakgrundshalt som råder för den aktuella platsen.

Vilka ämnen kan utses till SFÄ

Flera remissinstanser anser att det är otydligt på vilka grunder nya SFÄ har föreslagits. Här skedde en ändring 2015 genom HVMFS 2015:4. Tidigare kunde vattenmyndigheterna själva fritt utse ämnen och ta fram

bedömningsgrunder³⁰ för dessa. Olika distrikt och län inom samma distrikt hanterade frågan olika och det var inte tydligt vilka bedömningsgrunder man hade utgått ifrån och i inget fall hänvisades till de förslag på bedömningsgrunder som då fanns (genom NV rapport 5799). Notera att varje lands "EQS" (Environmental Quality Standard) ska rapporteras in till EU-kommissionen och det behöver då vara tydligt vilka värden man har utgått ifrån. Detta var efter första förvaltningscykeln inte möjligt och frågan togs upp av EU-kommissionen i bilaterala samtal.

Genom HVMFS 2015:4 infördes nationella bedömningsgrunder för SFÄ, i huvudsak med utgångspunkt från NV rapport 5799³¹. Det är ett relativt resurskrävande arbete att ta fram den här typen av bedömningsgrunder och de medlemsländer HaV har haft kontakt med har samtliga valt att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ på nationell nivå och i de flesta fall inför de i lagstiftning.

För att säkerställa att vattenmyndigheternas behov av bedömningsgrunder tillgodoses infördes dock 2015 en skrivning i HVMFS 2013:19 om att vattenmyndigheterna till HaV ska rapportera in eventuella behov av ytterligare bedömningsgrunder för SFÄ. Några av de ämnen och bedömningsgrunder som ingick i remissen härstammar således från behov som lyfts i samband med den inrapporteringen³². Som utgångspunkt har man haft en mall framtagen för ändamålet och som är tillgänglig via HaVs hemsida³³. I denna mall ska bl.a. anges motiv för att man föreslår ämnet och ett sådant är om ämnet lyfts i samband med provning. I samband med inrapportering av vissa ämnen har gruvindustri specifikt nämnts. Det ska dock inte tolkas som att HaV har valt att utforma ett förslag som är specifikt utformat för att träffa en viss bransch.

Andra ämnen har däremot lyfts inom ramen för arbetsgruppen (se även remissmaterialet).³⁴

³⁰ Tidigare kallat "klassgränser"

³¹ Några undantag finns dock och det gäller t.ex. värdena för koppar och zink där istället biotillgängliga värden valdes, se remissmaterialet inför revideringen av 2013:19 genom 2015:14. Materialet är tillgängligt via HaV dnr 3383-13.

³² Denna rapportering skedde i september 2016 och är tillgängligt via HaV dnr 1670-15.

³³ <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/statusklassning-av-vtvatten.html>

³⁴ Några remissinstanser tycks ha missförstått en del formuleringar i remissen. SLU framför t.ex. att "Bedömningsgrunder för SFÄ ska enligt bilaga 2 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. Att som i flera avseenden nämns basera framtagandet på "önskemål från beredningssekretariaten" förefaller inte följa dessa riktlinjer."

Vilka ämnen som har ingått bland kandidaterna denna gång bygger således på både de behov som har identifierats av län och vattenmyndigheter och sådana förslag som har framförts inom arbetsgruppen.

Tanken med att olika länder ska kunna införa egna bedömningsgrunder för SFÄ (på engelska "River basin specific pollutants") är att man ska kunna beakta de ämnen som är av relevans i det egna landet och de respektive distrikten. Det finns inget krav på att de ämnen för vilka man tar fram bedömningsgrunder ska utgöra en risk för flertalet av Sveriges vattenförekomster³⁵.

I några fall kan man dock tänka sig att de ämnen som nu beslutas och även några av de befintliga ämnena i bilaga 2 och 5 framöver kommer att betraktas vara av så pass hög relevans även på europeisk nivå att de tas upp i direktivet om prioriterade ämnen³⁶.

I remissen har ytterligare en aspekt tagits upp av flera remissinstanser, nämligen huruvida ämnen som *inte* kan anses höra till kategori 1-9 enligt vattendirektivets bilaga VIII får/bör utgöra SFÄ. Detta beskrivs mer utförligt under "nitrat som SFÄ eller allmän fysikalisk-kemisk parameter?".

Bedömningsgrunder som efterfrågats men inte ingick i remissförslaget

Nedan beskrivs vilka bedömningsgrunder som efterfrågades av vattenmyndigheterna och/eller arbetsgruppen men som sedan inte ingick i remissförslaget och varför.

Av de bedömningsgrunder som inte slutligen ingick i förslaget men som hade efterfrågats av länsstyrelser utgörs de flesta av bedömningsgrunder för sediment, för ämnen som redan ingår i föreskrifterna. Ämnena kan således fortfarande beaktas som SFÄ men för att utvärdera sediment behöver i så fall expertbedömningar göras i det enskilda fallet om data för vatten saknas. För några ämnen är det dock olämpligt att utgå från halter i sediment vid en klassificering. Detta gäller i synnerhet sådana ämnen för vilka det finns bedömningsgrunder för biota i föreskrifterna³⁷.

Underlag saknas

³⁵ Skogsindustrierna framför bl.a. i sitt yttrande att ett ämne som ska regleras som SFÄ ska ha ett brett användningsområde och utgöra risk för vattenmiljön i flertalet av landets vattenförekomster.

³⁶ Silver och uran ingår t.ex. bland de kandidater som redan diskuteras och t.ex. imidaklopid, ciprofloxacin, etinylöstradiol ingår på bevakningslistan.

³⁷ I dessa fall är det sekundärförgiftning eller risk för human hälsa som är mest kritiskt. Att räkna om från sediment till halter i t.ex. fisk är ofta förknippat med stora osäkerheter. Förhöjda halter i sediment kan dock indikera en risk för att halter även i biota är förhöjda men uppföljande studier av halter i biota behöver då göras.

För några ämnen har Stockholms universitet försökt att ta fram bedömningsgrunder men det har inte visat sig möjligt utifrån det underlag som är tillgängligt idag.

Förutom länsstyrelser och vattenmyndigheter har även t.ex. SGU lyft behovet av att sedimentvärden för dioxiner införs. En litteratursökning har gjorts men för dioxiner i sediment tycks det inte finnas några toxicitetsstudier på bottenlevande organismer annat än på sådana sediment som även innehåller andra föroreningar. En observerad toxicitet kan i dessa fall inte med säkerhet härledas till just dioxiner. De bedömningsgrunder som tas fram för sediment ska enligt CIS 27 baseras på toxicitetsstudier på sedimentlevande organismer. Någon toxicitet för sedimentlevande vvertebrater är inte att vänta i just detta fall (Sahlin & Ågerstrand, 2017).

Andra önskemål som framförts är t.ex. värde för PAH i sediment. I samband med att sedimentvärden för fluoranten och antracen infördes genom 2015:4 gjordes även ett försök att hitta underlag för att kunna etablera ett värde för benso(a)pyren men tyvärr fanns inte tillräckligt med underlag. Någon ny sökning har inte hunnits med.

För nickel fanns också önskemål om tillägg för sedimentvärde men av ämnesrapporten³⁸ framtagen inför revideringen av direktivet om prioriterade ämnen framgår att det inte finns tillräckligt med studier. Nickeldossiern är relativt ny och vi har inte hunnit med att göra egna sådana sökningar. Av dossiern framkommer dock att ytterligare studier är på gång.

En litteratursökning för oktokrylen har gjorts och det har gått att beräkna ett värde avseende maximal tillåten koncentration (Sahlin et al 2017). Ämnet används som UV-filter och har påträffats i den akvatiska miljön, framför allt vid badplatser. Här visade det sig dock inte möjligt att ta fram ett årsmedelvärde baserat på kroniska toxicitetstester. Ytterligare studier har begärts in av Frankrike i samband med REACH-processen och vi finner det lämpligt att avvakta.

Resursbrist

För flera ämnen har sökningar inte hunnits med inom tids- och resursramen för processen.

Även andra bekämpningsmedel än imidaklopid stod t.ex. med på önskelistan, utifrån att de ofta överskrider sina riktvärden och i relativt hög grad (pikoxystrobin, esfenvalerat, pyraklostrobin, tiaklopid, triflusulfuronmetyl, cyprodinil). Vi hann tyvärr inte med att granska dessa utan fick fokusera på att utreda underlaget för imidaklopid, vilket

³⁸ <https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>

bedömdes vara det mest angelägna medlet att ha med. Framöver bör dock även dessa ämnen prioriteras i SFÄ-processen. Ett behov av att se över dessa riktvärden har också lyfts av CKB (Centrum för Kemiska Bekämpningsmedel, vid SLU).

Sedimentvärde för zink önskades och ett första försök gjordes att utgå från inom REACH eller biocidlagstiftning registrerade PNEC värden. Någon granskning av värdena hanns dock inte med och i samband med utredning av konsekvenserna av tidigare framtagna värden kunde konstateras att halterna i svensk miljö i normalfallet överskrider dessa, inte bara i påverkade områden utan även på bakgrundslokaler³⁹. Det vore därför nödvändigt att räkna fram ARA-värden, vilket dock inte hanns med inom tidsramen. Därför beslutades att tills vidare inte införa några bedömningsgrunder för zink i föreskrifterna.

För DDT hade det varit önskvärt med ett värde för biota men inte heller detta hanns med inom de tidsramar som var satta. Inte heller sedimentvärden för nonylfenol och oktylfenol, arsenik och krom har hunnits med.

För icke-dioxinlika PCB hade också ett värde för biota avseende sekundärförgiftning önskats men bara översiktliga sökningar hanns med och utan framgång.

Andra skäl

PBDE 209 (även kallat deka-BDE) var också med bland "SFÄ-kandidaterna" men något värde togs inte fram eftersom det inte är möjligt att föra in det som SFÄ. Kontakt med EU-kommissionen har tagits i frågan. Gruppen PBDE ingår redan i direktivet om prioriterade ämnen och regleras därmed genom kemisk statusklassificering, även om just PBDE 209 inte ingår bland de ämnen för vilket det finns ett gränsvärde. DekabDE används i en teknisk blandning och denna innehåller även kongener som ingår i befintligt EQS. Till viss del fångas därför redan risk kopplat till användning av produkten upp vid klassificering av kemisk status. Dekab-

³⁹ Det värde som har registrerats inom REACH (118 mg/kg) utgår från en probabilistisk beräkning men någon osäkerhetsfaktor har inte använts. Om osäkerhetsfaktorn 2 används hamnar man på 60 mg/kg. Den europeiska riskbedömningsrapporten anger värdet 49 mg/kg. Båda dessa värden hamnar således på ungefär samma nivå. För zink i sediment finns ca 1000 poster i screeningdatabasen och halterna varierar mellan 3,3 till 90 000 mg/kg. Nästan samtliga hamnar över 60 mg/kg. Enligt limniska sedimentdata tillgängliga via SGUs hemsida låg halterna i limniska sediment, provtagna 2013, i intervallet 100-530 mg/kg för zink. För utsjösediment analyserade 2014 hamnade halterna på 65-420 mg Zn/kg (om ett avvikande värde på 2020 mg/kg utesluts).

BDE är numera med i Stockholmskonventionens bilaga A, vilket innebär att det ska fasas ut.

Ett önskemål om att revidera värdet för uran har också framförts (av en av representanterna i referensgruppen om SFÄ men också nu av Boliden under remisstiden). Här pågår dock internationellt arbete med att etablera ett EU-gemensamt värde och ämnet utreds av en separat under-arbetsgrupp till CIS Chemicals med anledning av att det kan komma att bli ett prioriterat ämne framöver.

Dinoseb (fenol) diskuterades initialt men nedprioriterades i samråd med arbets- och referensgrupp, utifrån oklar relevans för Sverige. Även aluminium ingick initialt men nedprioriterades tills vidare i samråd med referensgruppen.

Metodik för att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ

Samtliga bedömningsgrunder för SFÄ är "effektbaserade" dvs. bygger på toxicitetsstudier av det aktuella ämnet. Övervakningsdata används således inte och man tar inte hänsyn till t.ex. detektions- eller kvantifieringsgränser eller tänkbara konsekvenser.

Den metodik som har använts i samtliga fall för att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ är den som framgår av CIS vägledning 27. Den bygger i sin tur på den metodik som tillämpas inom europeisk kemikalieriskbedömning sedan decennier. I remissunderlaget framgår redan en del kring hur framtagandet går till, här lämnas endast ytterligare några förtydliganden med anledning av de synpunkter som har framförts.

EQS bygger på enskilda QS-värden

När bedömningsgrunder ("EQS", Environmental Quality Standards) för SFÄ (och prioriterade ämnen) tas fram beräknar man först följande underliggande så kallade QS-värden:

- QSpelag: avser att skydda pelagiska (vattenlevande) organismer
- QSsediment: avser att skydda bentiska (sedimentlevande) organismer
- QSbiota-hh: avser att skydda människor, vid exponering för ämnet via t.ex. fisk och skaldjur
- QSbiota-sec pois: avser att skydda toppredatorer, vid exponering för ämnet via näringskedjan
- ev QSdricksvatten: avser att skydda människor via intag av dricksvatten.

För samtliga ämnen beräknas i normalfallet och i den mån det är möjligt, QSpelag. Ämnets inneboende egenskaper avgör vilka QS-värden som i övrigt beräknas. QSsediment beräknas t.ex. för ämnen som binder till sediment och QSbiota för ämnen som ackumuleras i biologiska organismer. QSdricksvatten kan vara aktuellt att ta fram och tillämpas i så fall för vattenförekomster som används för dricksvattenuttag (här aktuellt för PFAS 11).

För att beräkna övergripande EQS räknas alla QS-värden om till vatten. Det lägsta vattenvärdet indikerar vilken exponeringsväg som är mest kritisk och i normalfallet är det detta värde som införs som övergripande "vatten-EQS" i den mån bedömningsgrunder för vattenfas är motiverade. I direktivet om prioriterade ämnen utgörs t.ex. vattenvärdet för PFOS inte av QSpelag utan bygger på QSbiota-hh efter omräkning till vatten. Det är samtidigt EQS-biota som ska användas i första hand eftersom osäkerheter tillkommer vid omräkning från biota till vatten.

Osäkerhetsfaktorer

Begreppet osäkerhetsfaktor är en översättning av "assessment factor" (AF) och är inte liktydigt med "säkerhetsmarginal". Tanken med att dividera de resultat som erhålls vid t.ex. laboratoriestudier med olika AF är att ta hänsyn till bl.a. skillnader mellan förhållanden på laboratoriet och i miljön. Man behöver också beakta för hur många arter man har undersökt ämnets toxicitet. Känsligheten hos olika arter kan variera. Värdet på AF styrs enbart av vilka osäkerheter som bedöms vara förknippade med det aktuella QS-värdet (se ovan). Att ett ämne biomagnifieras påverkar därför inte AF.

Vanligt förekommande värden på AF är t.ex. 10, 50 och 100. Det är bara om man har relativt god tillgång till underlag och för fler arter och taxa som man sätter lägre värden än så och AF 1 är i princip aldrig motiverat⁴⁰ eftersom det skulle innebära att man har fullständig kännedom om ämnets effekter i miljön, dvs. att det inte finns några som helst osäkerheter hos underlaget.

Halter vs. biologiska effekter

Bedömningsgrunder för SFÄ avser att säkerställa att effekter inte uppstår och värdena behöver kunna tillämpas generellt. Frånvaro av effekter på populationsnivå på en viss plats där halterna överstiger värdet ska därför

⁴⁰ Vi är medvetna om att detta har gjorts för t.ex. koppar inom ramen för biocidlagstiftningen men vill också informera om att den vägledning som används för att ta fram PNEC värden för biocider i detta hänseende har reviderats sedan dess.

inte ses som bevis på att värdet är orimligt lågt. De biologiska bedömningsgrunderna som ingår i HVMFS 2013:19 har vidare inte tagits fram för att svara på toxiska effekter utan främst helt andra påverkanstryck. Att biologiska bedömningsgrunder visar på "hög" eller "god" status samtidigt som halter av miljögifter är höga kan därför inte heller användas som grund för att bortse från den kemiskt satta bedömningsgrunden.

Fältstudier som även undersöker toxikologiska effekter av ett enskilt ämne på för ämnet känsliga organismer och "endpoints" (t.ex. dödlighet, reproduktion osv. beroende på vilken typ av effekter ämnet ger upphov till) kan däremot under vissa förutsättningar användas som underlag vid bedömning av vilken AF som är lämplig att tillämpa (här aktuellt för koppar i sediment). Detta kan motiveras eftersom AF bl.a. tillämpas för att ta hänsyn till skillnader mellan laboratoriet och verkligheten.

Bedömningsgrunderna för SFÄ (och prioriterade ämnen) har i huvudsak satts för enskilda ämnen eller avgränsade grupper av ämnen. Samverkanseffekter beaktas därför inte i dagsläget. Det här är en fråga som har diskuterats internationellt och HaV deltar aktivt som co-chair för en underarbetsgrupp till CIS chemicals och som arbetat fram förslag på metoder som kan användas för att även kunna utgå från övervakningsmetoder som undersöker ämnens toxiska effekter.

Naturlig bakgrund

Huruvida ett ämne är naturligt eller inte beaktas inte vid bedömning av vilken AF som ska anges. Däremot kan man välja att uttrycka värdet som ett "ARA"-värde ("added risk approach"). Det är då meningen att man ska subtrahera naturlig bakgrundskoncentration för ämnet innan man jämför mot bedömningsgrunden vid klassificeringen.

Frågan om hur man kommer fram till vad som är en naturlig bakgrundshalt väcktes av en av representanterna i referensgruppen. Inom ramen för det här arbetet har dock fokus behövt ligga på framtagande av bedömningsgrunder och, utöver vid ovan nämnda alternativ, påverkas värdena i sig inte av om ämnet är naturligt eller inte.

Parallellt pågår också internationellt arbete med att ta fram CIS-vägledning för implementeringen av bedömningsgrunder för metaller. I denna kommer det att ingå även vägledning för metodik för att bestämma naturlig bakgrund. Redan i befintlig vägledning (CIS 27) finns övergripande beskrivningar, även för mer "pragmatiska angreppssätt". Arbetet med att ta fram en separat vägledning för metaller är pågående och leds av Frankrike

och Nederländerna. Synpunkter har framförts även från svenskt håll på ett tidigt utkast⁴¹.

De bedömningsgrunder som nu beslutas uttrycks, med undantag för koppar i sediment, inte som ARA-värden.

Platsspecifika bedömningar

Bedömningsgrunderna som ingår i föreskrifterna behöver anges på nationell nivå och bedömningsgrunderna ska bl.a. rapporteras till EU-kommissionen. För ARA-värden och sådana bedömningsgrunder som uttrycks för biotillgänglig koncentration alternativt olika hårdhetsklasser gäller dock att även om ett övergripande EQS anges på nationell nivå tas således hänsyn till platsspecifika förhållanden. Vidare kan bedömningsgrunderna vara uttryckta för att man ska räkna om uppmätt halt utifrån TOC (här aktuellt för koppar och siloxaner i sediment). Det är dock för de flesta ämnen inte möjligt att ta fram den typen av bedömningsgrunder.

Under vissa omständigheter kan man också anta att bedömningsgrunderna inte går att tillämpa. Det kan t.ex. handla om områden där naturlig bakgrundshalt är kraftigt förhöjd. Initialt planerades en revidering även av föreskrifterna angående skrivningar om naturlig bakgrund inom ramen för expertbedömningar men vi valde sedan att återuppta detta arbete i samband med den större översynen av föreskrifterna, då hela expertbedömningsparagrafen ändå ses över.

Förtydliganden och ytterligare analyser avseende nitrat

Tidigare förslag på nitrat

Inför revideringen av HVMFS 2013:19 genom HVMFS 2015:14 föreslogs bedömningsgrunder för nitrat (bl.a. årsmedelvärdet 0,16 mg/l nitratkväve), utifrån ett förslag som tagits fram av dåvarande ITM och på uppdrag av vattenmyndigheterna och Naturvårdsverket.

Värden för nitrat infördes sedan inte i föreskrifterna i samband med den revideringen. Det främsta skälet var att underlaget behövde ses över och detta skulle inte hinnas med inom tidsramen⁴². Parallellt diskuterades då

⁴¹ De synpunkter som framförts har i huvudsak baserats på synpunkter inhämtade från SGU och SLU.

⁴² Från remissammanställningen 2015: "Underlaget skulle behöva förbättras och värdet bedöms vara orealistiskt lågt satt, men det är just nu inte möjligt att ta fram

också framtagande av en bedömningsgrund för nitrat som näringsämne⁴³. HaV bedömde det som viktigt att försäkra sig om att inte två olika nitratvärden på sikt skulle tillämpas för ett och samma ämne och vattenförekomst, varav det ena värdet baseras på toxicitet och det andra på näringsämnesaspekter.

Utredningen av bedömningsgrunder för kväve ur övergödningsperspektiv mynnade sedan bl.a. ut i ett förslag på DIN/P-kvot för sådana sjöar och vattendrag som är kvävebegränsade⁴⁴. Det är också detta förslag som legat till grund för den här remissens förslag på bedömningsgrunder för näringsämnespåverkan avseende kväve (men som nu inte införs).

Författarna drog i rapporten slutsatsen att med förslag på DIN/P-kvot kommer förhöjda halter nitrat kunna beaktas genom att tot-N även omfattar denna kvävefraktion. Författarna lyfter också ett kunskapsbehov om effekterna av nitrat i vatten från gruvvatten, då de kan innehålla höga halter kväve i regioner som ofta är kvävebegränsade och annars inte påverkats av övergödning.

Ett värde som etablerats i Kanada (Canadian Water Quality Guidelines) som långtidsvärde för att skydda akvatiskt liv omnämndes i samma rapport men författarna såg ingen anledning att införa särskilda bedömningsgrunder för nitrat utöver det värde som finns i nitratdirektivet. Notera också att nitratvärdet i nitratdirektivet inte är ett allmänt gällande gränsvärde för ytvatten (se "Nitrat i andra direktiv" nedan).

Toxiciteten hos nitrat styrs inte av fosforhalt, varför HaV valde att föreslå bedömningsgrunder *både* för DIN/P och nitrat i remissen. Bedömningsgrunder för DIN/P lyfts ut men bedömningsgrunder för nitrat i limnisk miljö införs och är nu efter ytterligare översyn drygt 13 gånger högre än det tidigare förslaget från 2014 och strax över det kanadensiska värde som citerats av SLU

Nitrat i andra direktiv

Flera remissinstanser har anfört att nitrat redan regleras genom nitratdirektivet och några har nämnt behov av reglering av nitrat+nitrit för att även ta hand om de bestämmelser som anges i fisk- och musselvattenförordningen.

alternativt värde där t.ex. bakgrund också beaktas. Värdet stryks därför tills vidare."

⁴³ Dels utifrån behovet av bedömningsgrunder för kväve för att ha verktyg för att föreslå åtgärder mot kväveläckage till havet, dels var sådana bedömningsgrunder motiverade för kvävebegränsade sjöar i norra Sverige med låg kvävedeposition.

⁴⁴ Fölster, J. och Djodjic, F. 2015. "Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag" Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2015:12.

Nitratdirektivets värde härstammar från dricksvattendirektivet

Några av de remissinstanser som är kritiska till att införa bedömningsgrunder för nitrat ifrågasätter behovet utifrån att nitrat redan ingår i nitratdirektivet. Ett värde för nitrat (50 mg/l, vilket motsvarar 11,5 mg/l nitratkväve) ingår visserligen i nitratdirektivet⁴⁵. Värdet 50 mg/l kommer dock ursprungligen från dricksvattendirektivet⁴⁶ och avser således att skydda mänsklig hälsa vid exponering för nitrat. Höga nitrathalter kan i kroppen omvandlas till nitrit, som i sin tur kan omvandla blodets hemoglobin till methemoglobin, som medför att blodets syreupptagande förmåga minskar (se även NV rapport 5180).

Livsmedelsverket anger i sina föreskrifter⁴⁷ att en nitrathalt över 50 mg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Värden som överstiger 20 mg/l (dvs. 4,7 mg nitratkväve/l) är ”tjänligt med anmärkning”. Man tar också höjd för samtidig exponering för både nitrat och nitrit, genom att summan av {nitrathalten delat med riktvärdet för nitrat} och {nitrithalten delat med riktvärdet för nitrit} inte får överstiga 1.

Av SGUs rapport 2013:01 (Bedömningsgrunder för grundvatten) framgår att 50 mg nitrat/l gäller för allt grundvatten (inte bara grundvattenförekomster). Värdet är infört som riktvärde även i SGUs föreskrifter (SGU-FS 2008:2), och värdet 20 mg/l anges som ”utgångspunkt för att vända trend”. Överskrider dessa nivåer i de grundvattenförekomster som ingår i vattenförvaltningsarbetet ska åtgärder sättas in. Vattenmyndigheterna kan dock sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden för grundvatten. Det framgår specifikt att lägre riktvärde kan behöva anges för nitrat i grundvatten om det behövs för att skydda anslutande ytvattenförekomster⁴⁸ eller terrestra grundvattenberoende ekologiska system.

Notera att för grundvatten är halter över 2 mg/l nitrat (dvs. ca 0,5 mg/l nitratkväve) förknippad med mänsklig påverkan, såsom jordbruk men även avloppspåverkan (SGU rapport 2013:01).

För grundvatten har således dricksvattendirektivets värden (och som omfattar nitratdirektivets värde) införts men för ytvatten är situationen annorlunda. Nitratdirektivets (och dricksvattendirektivets) värden har inte införts som allmänt gällande regel för ytvatten i Sverige. Istället används

⁴⁵ Rådets direktiv 91/776/EEG om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket

⁴⁶ Rådets direktiv 98/83/EG om kvaliteten på dricksvatten

⁴⁷ Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten

⁴⁸ Förekomst av denitrifikation behöver dock beaktas (vid utströmning av grundvatten i strandzoner och i våtmarker), se SGU rapport 2013:01 sid 55.

värdet (50 mg nitrat/l) som utgångspunkt av Jordbruksverket i samband med deras översyn av vilka områden som ska identifieras som "nitratkänsliga". Det är därför lite missvisande att utgå ifrån att det "räcker med att det finns ett värde för nitrat i nitratdirektivet". Däremot finns en koppling mellan de områden som har identifierats som "nitratkänsliga" och krav enligt avloppsvattendirektivet.

Den slutsats som kan dras är att det inte föreligger någon risk för dubbelreglering gentemot nitratdirektivet då det värdet, i motsats till grundvatten, inte har införts som en allmän regel för ytvatten. En annan slutsats är att dricksvattendirektivets värde som anger att det är "otjänligt" hamnar på nästan samma nivå som det som nu införs som maximal tillåten koncentration i föreskrifterna. Införandet av bedömningsgrunder för nitrat bedöms således innebära ett stärkt skydd för dricksvattenproduktion där råvatten hämtas från ytvatten.

Fiskvattendirektivet och fisk- och musselvattenförordningen

Av remissunderlaget framgick att ett skäl för att införa bedömningsgrunder för silver utgår ifrån ett behov av att ta hand om de regleringar som ingår i fisk- och musselvattenförordningen (Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten). Förordningen bygger på äldre direktiv och som har upphört att gälla. Förordningen har inte med något värde för nitrat men däremot för nitrit, ammoniak och ammonium:

- För nitrit anges riktvärdet 0,01 respektive 0,03 mg nitrit/l för laxfiske respektive övriga fiskvatten.
- För ammoniak anges 0,005 mg/l som riktvärde och 0,025 mg/l som gränsvärde för både laxfiske och övriga fiskvatten.

Värdena kommer från fiskvattendirektivet från 1978. Direktivet har, genom vattendirektivet, upphört att gälla men förordningen gäller fortfarande i svensk rätt och en förutsättning för att denna ska upphöra är att de ingående regleringarna kan tas omhand, se även Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:15 med förslag på hur detta skulle kunna göras. De flesta parametrar som ingår i förordningen och där skyddsnivån baseras på samma bedömningar som görs vid framtagande av bedömningsgrunder för SFÄ har redan omhändertagits. Det gäller t.ex. koppar, zink och ammoniak. Och även om något individuellt värde för ammonium inte har införts utgår man från ammoniumhalter när man beräknar halt ammoniak i ett prov (se fotnot till värden för ammoniak i HVMFS 2013:19). Av rapporten framgår att man i de flesta situationer som uppstår kan utgå ifrån att det införda ammoniakvärdet i HVMFS 2013:19

kommer att ge samma eller högre skyddsnivå än de bestämmelser som anges i fisk- och musselvattenförordningen.

Att införa ett värde för nitrit har ännu inte övervägts trots att ämnet är mer toxiskt än nitrat, eftersom de värden som anges för SFÄ ska användas för att kunna bedöma uppmätta halter i ytvatten. Eftersom nitrit är så pass instabilt är det problematiskt att provta och analysera ämnet. Genom att införa SFÄ-bedömningsgrunder för nitrat kan man anta att man får ett visst skydd även mot nitrit-toxicitet. I praktiken analyseras ofta [nitrat+nitrit] men nitrit utgör en liten andel av summan.

Det är inte möjligt att kvantifiera detta skydd mer än att så länge nitrithalten är minst 1000 gånger längre än nitrathalten så innebär infört nitratvärde förmodligen även ett skydd mot nitrit-toxicitet.

Nitrat som SFÄ eller allmän fysikalisk-kemisk parameter?

SLU framför i sitt yttrande bl.a. att det är "logiskt att klassa nitrat och sulfat till kategorin "allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer" eftersom nitrat i grunden är ett näringsämne och sulfat är en av de dominerande negativa joner som orsakar salthalten i våra sötvatten". Flera andra remissinstanser lyfter liknande frågeställningar.

Även innan HaVs remiss skickades ut framfördes en relaterad fråga av SLU, då specifikt relaterat till nitrat⁴⁹:

"Vattendirektivet är tämligen tydligt på vilka ämnen som är huvudsakligen förorenande ämnen och som kan pekas ut som SFÄ. Vattendirektivets bilaga V punkterna 1.2.1 – 1.2.5 reglerar närsalter som en kvalitetsfaktor. Dessa motsvaras av 5 kap. 2 § 3 punkten i MB. I bilaga V i vattendirektivet regleras även genom punkten 1.2.6 vad som ska vara kvalitetsfaktor. Där står "Medlemsstaternas arbete med att ta fram miljökvalitetsnormen för de förorenande ämnen som anges i punkterna 1-9 i bilaga VIII till skydd för vattenlevande biota ska ske enligt nedanstående bestämmelser...". I Bilaga VIII listas de ämnen som ska anses som huvudsakliga förorenande ämnen. Där kommer näringsämnen först som punkt nummer 11: "Ämnen som bidrar till eutrofiering (särskilt nitrater och fosfater)". Eftersom punkt 11 ligger utanför punkterna 1-9 så kan vi inte tolka det på annat sätt än att eutrofierande ämnen som nitrat och fosfat *uttryckligen ska exkluderas* från att regleras som kvalitetsfaktor. Är vår tolkning av lagstiftningen riktig d.v.s. att nitrat *inte ska regleras* som kvalitetsfaktor och utpekas som SFÄ?"

⁴⁹ "Kan nitrat vara kvalitetsfaktor och särskilt förorenande ämne enligt Vattendirektivet och Miljöbalken?", skriftlig förfrågan den 28 februari 2018 (se HaV dnr 1670-15).

HaV tolkar den aktuella skrivningen i direktivet som att man särskilt bör beakta ämnen som passar in i kategorierna 1-9. De av SFÄ-arbetsgruppen "nominerade" ämnena hamnar också i huvudsak i denna kategori. Men detta utesluter inte att även ämnen som inte passar in i kategori 1-9 också *får* beaktas under kvalitetsfaktorn SFÄ och att de då är metodiken i CIS 27 som behöver användas för att ta fram bedömningsgrunder. Här kan särskilt nämnas att flera av de ämnen som nu är med på bevakningslistan inte heller passar in i kategori 1-9⁵⁰. Hit hör t.ex. flera aktiva substanser i läkemedel.

HaV anser att även om nitrat ingår i en parentes på rad 11 som exemplifierar två viktiga näringsämnen så ska detta inte tolkas som att nitrat (och andra näringsämnen) inte samtidigt kan vara toxiska för vattenlevande organismer och bedömningsgrunder kan därför behöva tas fram för att även skydda mot ämnets toxicitet. Ett förtydligande infördes i remissunderlaget för att tydliggöra att ett och samma ämne kan vara förknippat med flera olika typer av problematik och ammoniak nämndes som ett exempel. Det torde vara välkänt att ämnet är toxiskt, samtidigt som det också är välkänt att det kan förekomma i områden med övergödningsproblem.

SLU framför dock också, som enda remissinstans, att inte heller ammoniak bör hanteras som SFÄ, eftersom det är ett naturligt förekommande ämne och att ämnet istället borde "ha en vanlig bedömningsgrund".

HaV gör inte samma tolkning eller bedömning och vad som ska anses vara en "vanlig bedömningsgrund" varierar. Ammoniak ingår redan i föreskrifterna med bedömningsgrunder baserade på ämnets toxicitet. Det torde dessutom vara tydligt att ammoniak var med i fiskvattendirektivet (och därmed nu i fisk- och musselvattenförordningen) för att skydda fisk mot just toxiska effekter, varför metodik för att ta fram bedömningsgrunder baserat på ämnets toxicitet (CIS 27) är tillämplig. Att lyfta ut ammoniak som SFÄ anser vi är olämpligt då vi i så fall inte längre har tagit om hand de bestämmelser som införts genom fisk och musselvattenförordningen.

En fråga angående det korrekta i att även inkludera nitrat, som SFÄ, med tanke på att ämnet nämns inom parentes som exempel på ämnen som

⁵⁰ Kategorierna lyder " 1. Organiska halogenföreningar och ämnen som kan bilda sådana föreningar i akvatisk miljö. 2. Organiska fosforföreningar. 3. Organiska tennföreningar. 4. Ämnen och beredningar eller nedbrytningsprodukter av dessa för vilka det har påvisats att de har cancerogena eller mutagena egenskaper eller sådana egenskaper som i eller via vattenmiljön kan påverka steroidogena funktioner, sköldkörtelns funktioner, fortplantningen eller andra endokrina funktioner. 5. Svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska, toxiska ämnen. 6. Cyanider. 7. Metaller och deras föreningar. 8. Arsenik och dess föreningar. 9. Biocider och växtskyddsmedel."

bidrar till övergödning, i kategori 11⁵¹, har i samband med remissen även ställts internationellt och till EU-kommissionen men man kan inte se att det finns något hinder för detta i direktivet⁵².

Att införa två olika koncentrationer för ett och samma ämne, beroende på om värdet framräknats för att skydda mot övergödning eller för att skydda mot toxicitet är dock olämpligt. I sådana situationer bör det lägsta värdet anges, för att på så sätt skydda mot båda aspekterna.

Inför remissen togs ett parallellt förslag på bedömningsgrunder för att beakta övergödning fram (DIN/P). Detta utgår dock inte specifikt från halten nitrat, eftersom det är den sammanlagda halten kväve som är avgörande och dessutom samtidig förekomst av fosfor. Vi ser därför inte att det finns någon konflikt mellan dessa två typer av bedömningsgrunder i limnisk miljö och detta är inte skälet till att DIN/P nu lyfts ut.

Ytterligare analys av värdena som ingick i förslaget för marin miljö har också gjorts. För marin miljö finns skäl att lyfta ut bedömningsgrunder för nitrat som SFÄ, eftersom de "tröskelvärden" för kväve som anges i HVMFS 2012:18 i samtliga fall är lägre (skarpare) än de marina värdena som ingick i remissen. Notera att värdena uttrycks för DIN och då ingår inte bara nitrat utan även nitrit och ammonium. Men även om man utgår ifrån att allt kväve utgörs av nitrat-kväve så är värdena betydligt lägre än de toxicitetsbaserade värdena för marin miljö. Notera dock att värdena uttrycks med olika enheter. Årsmedelvärdet för nitrat i marin miljö och som föreslogs i remissen är 10 mg/l (som TRA dvs. utan att hänsyn till naturlig bakgrund ska tas), vilket motsvarar 710 µmol/l. Detta är betydligt högre än det högsta av de värden som redan anges för DIN.

Det allra högsta värdet som anges i HVMFs 2013:19 bilaga 5 och som motiverar en sänkning till måttlig status är betydligt lägre än det värde som föreslogs för nitrat som SFÄ i marin miljö. Med tanke på att allt kväve som ingår i parametern DIN kanske inte utgörs av nitrat kan man anta att värdena i praktiken är ännu skarpare än så vad gäller nitrat-kväve.

Dvs. för nitrat i marina vatten är det övergödningsspekter som är mest kritiskt och som därför bör styra nivå på värde som tillämpas vid statusklassificering. För limniska vatten har dock bedömningsgrunder för nitrat saknats helt än så länge.

Ytterligare analys av nitratpåverkan från avloppsreningsverk

⁵¹ Kategori 11 lyder "Ämnen som bidrar till eutrofiering (i synnerhet nitrater och fosfater)."

⁵² Fråga och svar har diarieförts under HaV dnr 1308-17.

Flera av de synpunkter som har framförts på nitrat avser konsekvensbeskrivningen avseende avloppsreningsverk. HaV har med anledning av synpunkterna ytterligare utrett vilka halter av nitrat som kan tänkas förekomma i de recipienter som tar emot renat avloppsvatten.

NFS 2016:6 anger utsläppskrav av kväve från kommunala reningsverk. Reningsverk med fler än 10 000 pe anslutna får inte släppa ut mer än 15 mg/l N-tot och reningsverk med fler än 100 000 pe får inte släppa ut mer än 10 mg/l N-tot om utsläppet sker i kustvattenområdet från norska gränsen till och med Norrtälje⁵³. Redan detta indikerar att halterna i dessa recipienter sällan eller aldrig kommer att överskrida 2,2 mg/l så länge reningsverket klarar dessa krav och inte ligger vid en mycket känslig recipient. Om man antar att allt kväve utgörs av nitrat, vilket i sig är en överskattning av risken, räcker det med spädfaktorn 4,5 för större reningsverk och spädfaktorn 6,8 för mindre reningsverk för att halterna i mottagande recipient ska bli lägre än 2,2 mg/l. Som jämförelse kan nämnas att en spädfaktor på 10 brukar användas som "default" i riskbedömningar och när exakt spädfaktor inte är känd och brukar anses som relativt konservativ⁵⁴. Man kan inte utesluta att det förekommer fall där spädfaktorn är lägre än 10, i synnerhet vissa tider på året. Notera dock att det här rör sig om jämförelser med ett årsmedelvärde.

Före rening utgörs det mesta av kvävet i avloppsvatten av ammoniumkväve. En viss "kväverening" får man genom det biologiska reningssteget men vid vissa reningsverk behövs och har särskild kväverening införts, för att klara kraven ovan. I dessa fall kan just andelen nitrat vara högre än ammonium⁵⁵. Det kan även förekomma nitrifikation sommartid vid reningsverk som inte har kvävereningskrav.

Något särskilt övervakningsprogram av recipienter som tar emot avloppsvatten finns inte. För att ytterligare utreda vilka halter som kan tänkas förekomma specifikt i reningsverksrecipienter redovisas utsläppsstatistik från över 200 reningsverk nedan (siffrorna är baserade på ett uttag från SMP för samtliga reningsverk i Sverige från året 2016)⁵⁶.

Samtliga reningsverk som har rapporterat användbara uppgifter för att uppskatta nitratkoncentration i utgående vatten är med i uttaget – oavsett om de har infört kväverening eller inte, och oavsett om de är förlagda till

⁵³ Kravet kan också efterlevas som minst 70 % reduktion.

⁵⁴ Se t.ex. Naturvårdsverkets handbok 2010:3 och Europeisk vägledning inom kemikalieriskbedömning.

⁵⁵ Kvävereningen är normalt uppbyggd i två steg: i det första steget som nitrifikation, så att ammonium omvandlas till nitrat och i det andra steget som denitrifikation – en långsammare process – som leder till att nitrat omvandlas till kvävgas, och som i sin tur avleds till luft.

⁵⁶ Året 2016 valdes istället för 2017 eftersom materialet har hunnit kvalitetsgranskas i högre grad.

kusten⁵⁷ eller inlandet. Några verk (N=32) har rapporterat nitratkoncentration, andra (N=202) har rapporterat N-tot och ammoniumkvävekoncentration. I det senare fallet har vi antagit att differensen mellan N-tot och ammonium-kväve utgörs av nitrat-kväve. I samtliga fall avses nitratkvävehalten.

Spädfaktorn i varje enskilt fall är okänd men om spädfaktorn 10 ansätts är det bara i två av dessa över 200 fall man kan identifiera en liten risk för att 2,2 mg nitratkväve/l överskrids på årsbasis. I dessa två fall hamnade de beräknade halterna efter spädning på 2,3 respektive 2,5 mg/l, dvs. troligen inom felmarginalen för den här typen av grova uppskattningar.

	Rapporterad (nitrat+nitrit)-kvävehalt i utgående vatten (N=32)	Nitrathalt i utgående vatten uppskattad utifrån rapporterade utsläpp av Ntot och ammonium-kväve (N=202)
medel	5,9	7,4
median	5,85	5,82
max	12	25
min	0	0
Antal verk där halten efter 10 ggr spädning är minst 2,3 mg/l	0	2

Årsmedelvärdet för nitrat kommer troligen inte att överskridas i vattenförekomster som är utsatta för påverkan från reningsverk annat än i de fall då det även förekommer betydande utsläpp från andra källor och/eller recipienten är mycket känslig (dvs. har en spädfaktor som understiger 10 på årsbasis).

Ytterligare analys av nitratpåverkan från jordbruk

Jordbruksverket har nyligen gjort en översyn av nitratkänsliga områden och i denna presenterar de uppdaterade tabeller gentemot de som ingick i vårt remissmaterial och de bekräftar den slutsats som drogs i konsekvensanalysen.

Länsstyrelsen i Norrbotten framhåller vidare i sitt yttrande att de ”tror det är väldigt liten risk för överskridanden av nitrat i ytvatten i anslutning till jordbruksområden i norr” och detta antagande styrks av de kartor som

⁵⁷ Bedömningsgrunder för nitrat i marin miljö införs inte.

redovisas ovan och där det framgår att halterna normalt är lägre i norra delen av Sverige.

Kompletterande underlag i form av nitrat+nitrit-kvävehalter från provtagningar inom ramen för recipientkontrollen under perioden 2001-2006 har dessutom erhållits från Länsstyrelsen i Skåne. Nitrathalten och andel jordbruksmark i avrinningsområdet korrelerar och visar uppskattningsvis att värdet 2,2 mg/l överskrids i områden med minst ca 50 % jordbruksmark. Samtidigt är det tydligt av underlaget att status avseende fosfor korrelerar med ökad nitratkvävehalt. Bara i ett fall överskreds årsmedelvärdet för nitrat marginellt (uppmätta halter på strax över 2,2 mg/l) samtidigt som fosforhalten inte motiverade måttlig eller sämre status.

Det underlag vi har fått in under remisstiden samt analys av ytterligare underlag motiverar inga ändringar av de slutsatser som drogs i konsekvensanalysen. Årsmedelvärdet för nitrat kommer troligen inte att överskridas i vattenförekomster som är utsatta för påverkan från jordbruk mer än i de fall då en övergödningsproblematik redan har konstaterats.