



BILAGA 2

Vattenkemi och sediment Metodik och analysparametrarnas innebörd

Metodik vattenkemi

Lufttemperatur och nederbörd

Data över lufttemperatur i form av månadsmedelvärden samt månadsnederbörd för år 2016 har inhämtats från SMHI:s meteorologiska stationer i Norrköping, Harstena, Linköping, Jönköping och Målilla. Tillsammans representerar stationerna väl väderförhållandena i hela avrinningsområdet.

Vattenföring

Samtliga uppgifter om vattenföringen har inhämtats från SMHI:s vattenweb som beräknade S-HYPE-värden (S-HYPE 2012_version_4_0_0).

Vattenkemi

Vattenprover har tagits med Ruttnerhämtare (Figur 1) enligt gällande svensk standard. Samtlig provtagningspersonal är utbildad och godkänd enligt Naturvårdsverkets föreskrift (SNFS 1990:11 MS:29) och provtagningsmetoderna är ackrediterade. Proverna har transporterats och förvarats enligt gällande svensk standard för vattenundersökningar. Analyserna har utförts av ALcontrol AB, ackrediteringsnummer 1006.

Analysvärden "mindre än" (<) har beräknats som halva värdet i samtliga beräkningar av medelvärden och transporter. Analysparametrarnas innebörd och bedömningsgrunder för dessa redovisas nedan.

Viss bedömning av analysresultaten för inlandsvatten har gjorts utifrån Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag" (Rapport 4913) och Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4. Resultaten för kustvatten har bedömts utifrån "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav" (NV Rapport 4914). För recipientvatten saknas bedömningsgrunder för järn, kobolt, mangan och aluminium.

Ramdirektivet för vatten, införlivat i svensk lagstiftning, har målet att alla vattenförekomster ska uppnå "god ekologisk status" till år 2021 eller 2027 för de med dispens. Utgångspunkten för att bedöma miljö kvaliteten i vattenförekomster är bedömningsskalor för så kallade kvalitetsfaktorer (biologiska, hydromorfologiska mm). Dessa skalor är uppdelade i fem statusklasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig. I denna rapport har följande kvalitetsfaktorer bedömts för perioden 2014-2016 enligt Havs- och Vattenmyndigheten (2013, uppdaterad 2015): Näringsämnen, Syre, Klorofyll respektive Siktdjup samt Näringsämnen i vattendrag. Bedömningen, som avser medelvärden för treårsperioden 2014-2016, har gjorts enligt Havs och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01).



Figur 1. Provtagning med Ruttnerhämtare. Foto: ALcontrol AB.

Transporter och arealspecifika förluster

Års- och månadsvisa flöden och transporter av fosfor, kväve och metaller (där de analyseras) vid 40 provpunkter inom Motala ströms avrinningsområde finns redovisade i Bilaga 6.

Beräkningarna har gjorts genom att uppmätta halter multiplicerats med aktuella dygnsvattenflöden (m³/s, S-HYPE 2012_version_4_0_0). Ämneshalter mellan de olika provtagningstillfällena beräknades genom linjär interpolation till dygnsmedelvärden. Summering av dygnstransporterna gav årstransporter av respektive ämne.

Uppgifter om respektive delavrinningsområdes yta har tillhandahållits av Länsstyrelsen i Östergötland.

Analysparametrars innebörd

Vattentemperatur (°C)

Temperatur mäts alltid i fält. Den påverkas bland annat av den biologiska omsättnings hastigheten och syrets löslighet i vatten.

Eftersom densitetsskillnaden per grad ökar med ökad temperatur, kan ett språngskikt bildas i sjöar under sommaren. Detta innebär att vattenmassan skiktas i två vattenvolymer med olika fysikaliska och kemiska egenskaper. Förekomst av temperatursprångskikt försvårar ämnesutbytet mellan yt- och bottenvatten, vilket medför att syrebrist kan uppstå i bottenvattnet där syreförbrukande processer dominerar.

Under vintern medför isläggningen att syresättningen av vattnet i stort sett upphör. Under senvintern kan därför också syrebrist uppstå i bottenvattnet.

pH-värde

Vattnets surhetsgrad anges som pH-värde. Skalan är logaritmisk, vilket innebär att pH 6 är 10 gånger surare och pH 5 är 100 gånger surare än pH 7. Normala pH-värden i sjöar och vattendrag är oftast 6-8. Regnvatten har ett pH-värde på 4,0-4,5.

Låga värden uppmäts som regel i sjöar och vattendrag i samband med snösmältning. Höga pH-värden kan under sommaren uppträda vid kraftig alg tillväxt, vilket är en konsekvens av koldioxidupptaget vid fotosyntesen.

Vid pH-värden under ca 5,5 uppstår biologiska störningar, t.ex. nedsatt fortplantningsförmåga hos vissa fiskarter, utslagning av känsliga bottenfaunaarter m.m. Vid värden under ca 5,0 sker drastiska förändringar och utarmning av organismsamhällen. Låga pH-värden ökar många metallers löslighet, och därmed giftighet, i vatten.

Alkalinitet (mekv/l)

Alkalinitet är ett mått på vattnets innehåll av syraneutraliserande ämnen, vilka främst utgörs av karbonat- och vätekarbonat. Alkaliniteten ger information om vattnets buffertkapacitet, d.v.s. förmågan att motstå försurning.

Konduktivitet (mS/m, 25 °C)

Konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga) är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet. De ämnen som vanligen bidrar mest till konduktiviteten i sötvatten är: kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat.

Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet. Konduktiviteten kan i en del fall också användas som indikation på utsläpp. Utsläppsvatten från reningsverk har ofta höga salthalter.

Vatten med hög salthalt är tyngre (har högre densitet) än saltfattigt vatten. Om inte vattnet omblandas kommer därför det saltrika utsläppsvattnet att inlagras på botten av sjöar och vattendrag.

Absorbans

Vattenfärg kan mätas på olika sätt. Inom ramen för detta undersökningsprogram analyseras absorbans vid 420 nm (abs/5cm) på filtrerat vatten. Absorbans är ett mått på vattnets färg, i första hand dess innehåll av humusämnen och järn. Mätning av absorbansen föredras framförallt vid låg vattenfärg eftersom precisionen är högre jämfört med mätningar med färgkomparator (färgtal).

I rinnande vatten är det främst humus som är styrande för färgvärdet, men vid grundvattenutflöde kan även järn- och manganhalterna ha betydelse. Absorbans vid 420 nm är bland annat viktig för beräkning av referensvärden för fosfor vid statusklassning av näringsämnen i sjöar och vattendrag.

Siktdjup (m)

Siktdjup ger information om vattnets färg och grumlighet. Det mäts genom att man sänker ned en vit skiva i vattnet och med vattenkikare noterar djupet när den inte längre kan urskiljas. Därefter drar man upp siktskivan tills man åter kan se den och noterar djupet. Medelvärdet av dessa djup utgör siktdjupet.

Grumlighet (FNU)

Grumligheten (eller turbiditeten) är ett mått på vattnets innehåll av suspenderade partiklar, vilket påverkar ljusförhållandet. Partiklarna kan bestå av lermineral eller organiskt material (humusflockar, plankton).

TOC (mg/l)

TOC (totalt organiskt kol) ger information om halten av organiskt material. TOC-halten ligger i intervallen 2-5 mg/l för näringsfattiga klarvattenssjöar, 10-25 mg/l för humösa sjöar och 5-15 mg/l för näringsrika sjöar. Vatten som är kraftigt förorenade med organiskt material kan ha värden överstigande 15 mg/l. Nedbrytningen av det organiska materialet förbrukar syre. TOC-halten ger därför även information om risken för låga syrgashalter.

Syrehalt (mg/l)

Syrehalten anger mängden syre som är löst i vattnet. Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad temperatur och ökad salthalt.

Syre tillförs vattnet främst genom omrörning (vindpåverkan, forsar) samt genom växternas fotosyntes. Syre förbrukas vid nedbrytning av organiskt material samt vid oxidation av ammoniumkväve.

Syrebrist kan uppstå i bottenvattnet i sjöar med hög humushalt, efter kraftig algblomning eller vid tillförsel av syreförbrukande utsläpp (organiskt material, ammonium). Risken för syrebrist är störst under sensommaren, särskilt vid förekomst av skiktning (se tidigare rubrik Vattentemperatur), samt i slutet av isvintrar. Om djupområdet i en sjö är litet kan syrebrist uppträda även vid låg eller måttlig belastning av organiska ämnen (humus, plankton). I långsamt rinnande vattendrag kan syrebrist uppstå sommartid vid hög belastning av organiskt material och ammonium.

Lägre syrehalter än 4 mg/l är ogynnsamt för många fiskarter. Forslevande bottenfaunaarter kan dock påverkas redan vid syrehalter mellan 5 och 6 mg/l.

Syremättnad (%)

Syremättnad är den andel som den uppmätta syrehalten utgör av den teoretiskt möjliga halten vid aktuell temperatur och salthalt. Vid 0 °C kan sötvatten t.ex. hålla en halt av 14 mg/l, men vid 20 °C endast 9 mg/l. Mättnadsgraden kan vid kraftig algutväxt betydligt överskrida 100 %.

Kväve (µg/l)

Totalkväve (Tot.-N) anger det totala kväveinnehållet i ett vatten. Kvävet kan föreligga dels organiskt bundet, dels som lösta salter. De senare utgörs av nitrat, nitrit och ammonium.

Kväve är ett viktigt näringsämne för levande organismer. Tillförsel av kväve anses utgöra den främsta orsaken till övergödningen (eutrofieringen) av våra kustvatten. Kväve tillförs sjöar och vattendrag genom nedfall av luftföroreningar, läckage från jord- och skogsbruksmarker samt utsläpp av avloppsvatten.

Nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) är en viktig närsaltskomponent som direkt kan tas upp av växtplankton och högre växter. Nitrat är lättroligt i marken och tillförs sjöar och vattendrag genom s.k. markläckage.

Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) är den oorganiska fraktion av kväve som bildas vid nedbrytning av organiska kväveföreningar. Ammonium omvandlas via nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) till nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) med hjälp av syre. Denna process tar ganska lång tid och förbrukar stora mängder syre. Oxidation av 1 kg ammoniumkväve förbrukar 4,6 kg syre. Många fiskarter och andra vattenlevande organismer är känsliga för höga halter av ammonium beroende på att gifteffekter kan förekomma. Giftig heten är beroende av pH-värdet (vattnets surhet), temperaturen och koncentrationen av ammonium. En del ammonium övergår till ammoniak som är giftigt. Ju högre pH-värde och temperatur desto större andel ammoniak i förhållande till ammonium (Alabaster & Lloyd 1982).

Enligt Naturvårdsverket (1969:1) är gränsvärdet för laxfisk (t.ex. öring och lax) 0,2 mg/l och för fisk i allmänhet (t.ex. abborre, gädda och gös) 1,5 mg/l. Det finns dock en del tåliga arter inom gruppen vitfiskar (t.ex. ruda, mört och braxen) som klarar högre halter.

Fosfor (µg/l)

Totalfosfor (Tot.-P) anger den totala mängden fosfor som finns i vattnet. Fosfor föreligger i vatten antingen organiskt bundet eller som fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$). Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten och alltför stor tillförsel kan medföra att vattendrag växer igen och syrebrist uppstår.

Kväve/fosfor-kvot

Kvoten mellan halterna av kväve och fosfor (N/P-kvoten) beskriver den relativa betydelsen av dessa ämnen och visar potentialen för massutveckling av blågrönalger.

Vid kväveöverskott regleras produktionen av fosfortillgången i vattnet. Ju större kväveunderskottet blir, desto större risk för massförekomst av kvävefixerande cyanobakterier (blågrönalger).

Klorofyll ($\mu\text{g/l}$)

Klorofyll a är ett av nyckelämnena i växternas fotosyntes. Halten klorofyll kan därför användas som mått på mängden alger i vattnet. Algernas klorofyllinnehåll är dock olika för olika arter och olika tillväxtfaser. Klorofyllhalten är i regel högre ju näringsrikare en sjö är.

Tungmetaller ($\mu\text{g/l}$)

Tungmetaller är metaller med densitet $>5 \text{ g/cm}^3$. De finns naturligt i miljön i förhållandevis låga halter. Till skillnad från flertalet naturligt förekommande ämnen tycks vissa tungmetaller - främst bly, kadmium och kvicksilver - inte ha någon funktion i levande organismer. I stället orsakar dessa metaller redan i små mängder skador på både djur och växter. Några tungmetaller, t.ex. zink, krom och koppar, är nödvändiga och ingår i enzymer, proteiner, vitaminer och andra livsviktiga byggstenar, men tillförseln till organismen får inte bli för stor.

Tungmetallerna är oförstörbara, bryts inte ner och utsöndras mycket långsamt från levande organismer. De är således exempel på stabila ämnen, som blir miljögifter för att de dyker upp i alltför stora mängder i fel sammanhang. Metallerna förekommer i olika kemiska former och är därigenom i olika grad tillgängliga för levande organismer. Metallerna kan förekomma lösta i vattnet i jonform eller som oorganiska och organiska komplex. De binds även till partiklar. Även tungmetallernas rörlighet i miljön skiftar beroende på deras fysikaliska och kemiska egenskaper.

Bedömningsgrunder och gränsvärden för metaller i vatten finns angivna i de senaste bedömningsgrunderna, Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19, Uppdaterad 2015-05-01) och gäller för prov som filtrerats före metallanalys (se nedanstående tabell). Dessa gäller särskilda förorenande ämnen (koppar, zink och krom) samt prioriterade ämnen (kadmium, kvicksilver, bly och nickel). Kvalitetsfaktorn Särskilda förorenande ämnen ska klassificeras till "god status" om övervakningsresultat visar att angivna värden inte överskrids vid någon övervakningsstation och med "måttlig status" om värdet överskrids. Samtliga värden för dessa metaller har sammanställts i följande tabell.

Metall	Årsmedelvärde	Maximalt enskilt värde	Referens
Krom (VI)	3,4 $\mu\text{g/l}$	-	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Zink	*5,5 $\mu\text{g/l}$	-	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Arsenik	0,5 $\mu\text{g/l}$	7,9 $\mu\text{g/l}$	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Koppar	*0,5 $\mu\text{g/l}$	-	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Kadmium	$\leq 0,08 \mu\text{g/l}$ (klass 1)	$\leq 0,45 \mu\text{g/l}$ (klass 1)	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
	0,08 $\mu\text{g/l}$ (klass 2)	0,45 $\mu\text{g/l}$ (klass 2)	
	0,09 $\mu\text{g/l}$ (klass 3)	0,60 $\mu\text{g/l}$ (klass 3)	
	0,15 $\mu\text{g/l}$ (klass 4)	0,90 $\mu\text{g/l}$ (klass 4)	
	0,25 $\mu\text{g/l}$ (klass 5)	1,5 $\mu\text{g/l}$ (klass 5)	
Kvicksilver		0,07 $\mu\text{g/l}$	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Bly	*1,2 $\mu\text{g/l}$	14 $\mu\text{g/l}$	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01
Nickel	*4 $\mu\text{g/l}$	34 $\mu\text{g/l}$	HVMFS 2013:19 uppdat. 2015-05-01

Analys ska utföras på filtrerat (0,45 μm) prov

För arsenik ska bakgrundsvärde dras bort vid förhöjd halt

*Avser biotillgängliga värden



I de fall bly, nickel, zink och koppar överskrider de halter som anges i bedömningsgrunderna enligt tabell ovan ska bedömning ske med avseende på den biotillgängliga delen, det vill säga den del av den lösta halten som beräknas tas upp av vattenlevande organismer. Som bakgrundsdata i beräkningar av biotillgänglig halt används pH-värde, kalciumhalt och halt av DOC (löst organiskt kol). Halten av TOC har i detta fall använts istället för DOC. Användning av TOC istället för DOC underskattar troligen de biotillgängliga halter varför 80 % av TOC-halten har använts vid beräkningarna. Följande beräkningsmodell för biotillgänglig halt har använts, Biotic Ligand Model, Version 3.0 (December 2015).

Gränsvärdet för kadmium är olika beroende på vattnets hårdhetsklass (klass 1: <40 mg CaCO₃/l, klass 2: 40 - <50 mg CaCO₃/l, klass 3 50 – 100 mg CaCO₃/l, klass 4 100 - <200 mg CaCO₃/l och klass 5 ≥200 mg CaCO₃/l).

Metodik sediment

Provtagning

Sedimentprovtagning vid 31 stationer (Tabell 1) utfördes under maj och juni 2016. Vid provtagning av bottensedimenten användes en rörhämtare av typ Kajak (Figur 2), tillverkad av Limnos, med innerdiametern 93 mm.

Rörhämtaren består av en kraftig PVC-cylinder med stålförstärkt spets. På röret kan en eller flera tyngder placeras för att den ska kunna tränga ner i sedimentet. I öppet läge och med konstant hastighet sänks rörhämtaren ned till botten där egentygden får den att tränga ner i sedimentet.

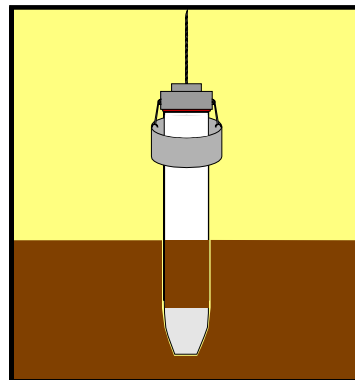
Vid varje station togs 5 delprov med rörhämtaren. Samlingsprov av ytskikten (0-2 cm) från de 5 propparna analyserades med avseende på torrsubstans, glödförlust, TOC, kväve, fosfor, tungmetaller och organiska föreningar på laboratorium. En sedimentpropp snittades vertikalt från botten till toppen för okulärbesiktning i fält med avseende på botten typ, konsistens, oljeförekomst, svavelvätelukt och färg. Fältprotokoll finns på ALcontrol Linköping. Proven har transporterats och förvarats enligt gällande standard.

Utvärdering

Analysresultaten sammanställdes i tabell och utvärderades enligt tillgängliga bedömningsgrunder och riktvärden. Bedömningar av analysresultat har gjorts utifrån Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag" (Rapport 4913), Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Förorenade områden" (Rapport 4918), Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) samt Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder (2013:19, uppdaterade 2015-05-01).

Analys

Samtliga prover har analyserats vid ALcontrol (ackrediteringsnummer 1006) i enlighet med svensk standard eller därmed jämförbar metod. Proverna inkom till ALcontrol i Linköping för analys. Fysikaliska och sedimentkemiska analysresultat redovisas i tabell i Bilaga 9.



Figur 2. Sedimentprovtagare av Kajak-typ ©.

Tabell 11. Provtagningsplatser med positionsangivelser för sedimentkemi i Motala ströms avrinningsområde år 2016

Station	Namn	X-koordinat	Y-koordinat	Kategori
Sed01	Svartån	6470300	1465800	SJÖ
Sed02	Östra Sommen	6432930	1468700	SJÖ
Sed03	Boren	6494660	1460230	SJÖ
Sed04	Norra Åsunden	6436200	1493880	SJÖ
Sed05	Södra Åsunden	6430720	1499230	SJÖ
Sed06	Ärlången	6466440	1499630	SJÖ
Sed07	Bönnern	6510600	1495000	SJÖ
Sed08	Dovern	6504650	1500800	SJÖ
Sed09	Roxen	6487900	1490350	SJÖ
Sed10	Glan	6502340	1508590	SJÖ
Sed11	Häcklasjön	6452350	1513250	SJÖ
Sed12	Yxningen	6460620	1531300	SJÖ
Sed13	Byngaren	6461500	1543050	SJÖ
Sed14	Inre Bråviken	6500750	1529200	KUST
Sed15	Slätbaken	6480870	1544290	KUST
Sed16	Trännöfjärden	6476560	1552990	KUST
Sed17	Hafjärden	6474000	1564740	KUST
Sed19	Orren	6458890	1558860	KUST
Sed20	Valdemarsviken	6452180	1548330	KUST
Sed21	Halsösund	6444700	1561310	KUST
Sed22	Ören	6410380	1495340	SJÖ
Sed23	Krön	6394340	1501360	SJÖ
Sed24	Bodasjön	6396300	1505150	SJÖ
Sed25	Yttre Bråviken	6497540	1560260	KUST
8	Vässledasjön	6403260	1439790	SJÖ
18	Ralången	6419000	1441500	SJÖ
26	Säbysjön	6429600	1448420	SJÖ
34	Sommen	6434750	1455200	SJÖ
36	Sommen ARV	6445870	1450840	SJÖ
606	Noen	6429260	1436530	SJÖ
	Skutbosjön	6509092	1498657	SJÖ

Sedimenttyper

I sjöars djuphålor sjunker partiklar ned kontinuerligt i tidsföljd och bildar **ackumulations sediment**, vilket karaktäriseras av torrsubstanshalter mellan 5 och 25 %. Glödgningsförlusten utgör vanligen 10-30 % av torrsubstansen. Sedimenteringen sker ostört, i det närmaste opåverkade av kraftiga vattenströmmar eller vågrörelser. Av den anledningen lämpar sig detta sediment för undersökning då den kemiska sammansättningen varierar förhållandevis lite. Denna sedimenttyp har stor förmåga att binda tungmetaller och organiska miljögifter t.ex. olja, PCB m.fl.

I strandzonen återfinns **erosions sediment**. Denna sedimenttyp har ofta torrsubstanshalter som överstiger 50 %. Beroende på inverkan av vågor, brant lutning eller strömmar sköljs hela tiden fina partiklar ut från sedimentet. Därför utgör ofta minerogena substanser (sand, sten, grus) merparten av sedimentet. Samtidigt bli andelen organiska ämnen låg. Erosions sediment kan omlagras av vågpåverkan och strömmar. Erosions sediment är också vanligt förekommande i vattendrag. Förmågan att binda metaller och organiska miljögifter är låg. Provtagning av denna sedimenttyp rekommenderas ej då halterna dels ofta blir missvisande låga och att dels risken för omlagring är stor.

Mellan strandzonen och djuphålorna där en måttlig lutning på botten förekommer finns **transportsediment**. Periodvis sker sedimentering och periodvis sker transport av sediment. Torrsubstanshalten ligger ofta mellan 25 och 50 % i denna sedimenttyp. Förmågan att binda tungmetaller och organiska miljögifter är måttlig. Omlagring av sedimenten kan förekomma.

Referensvärden (bakgrundsvärden) för t.ex. tungmetaller är som regel alltid baserade på ackumulations sediment. Halter i olika sedimenttyper, med skilda TS- och GF-halter, är ej helt jämförbara. I en sjö med samma belastning av metaller i hela sjön kan t.ex. blyhalten vara 10 mg/kg TS i erosionssedimentet, 50 mg/kg TS i transportsedimentet och 100 mg/kg TS i ackumulations sedimentet.

Sedimentkaraktärisering

När man tar ett sedimentprov är det viktigt att detta karaktäriseras. Färgen ger information om syreförhållandena. Ljusa sediment innebär höga syrehalter medan svarta sediment avspeglar syrebrist. När syret tar slut omvandlas oxiderat järn (III) till reducerat järn (II). Samtidigt bildas små mängder svavelväte.

Tillsammans bildar det reducerade järnet och svavelvätet järnsulfid som är en svart stabil förening. Genom att ta en profil av ett sediment kan man ofta dokumentera hur sedimentets syreförhållanden har varierat i tiden.

Det är också viktigt att dokumentera sedimentsorter. Klassning görs enligt följande :

- dy
- gyttja
- lera
- sand
- myrmalm

I många fall kan blandningar av olika sedimentsorter förekomma.

Dy består huvudsakligen av humus (organiskt material) som kommer från omgivande land (skog/myr). Dy är mörkbrun i färgen och påminner om torv i utseendet.

Gyttja består huvudsakligen av material som producerats i sjön (fina partiklar), t.ex. planktonrester. Färgen kan variera från ljusa kulörer till helt svart.

Lera består av mycket fina aluminiumsilikatpartiklar. Dessa grumlar lätt vattnet och kan bilda sammanhängande klumpar.

Sand består av grövre kiselpartiklar (kvarts = silikater).

Myrmalm kan utgöras av bruna eller svarta klumpar innehållande järn (brun) eller mangan (svart). Myrmalmen kan också bestå av en hård brun skorpa av järn som ligger på sedimentytan. En annan variant är bruna mynt- eller tallrikslika formationer som också huvudsakligen består av järn.

Analysparametrars innebörd

Torrsubstans

Torrsubstans TS (%) är den del av provet som återstår efter torkning (105 °C). Viktförlusten motsvaras av vattenhalten (100 - TS = vattenhalt, %).

Glödgningsförlust (GF)

Efter askning (550 °C) av ett torkat prov återstår den oorganiska (minerogena) delen av sedimentet. Denna kallas glödgningsrest. Den delen som försvinner (invägt torkat prov minus glödgningsrest) utgör glödgningsförlust. Glödgningsförlusten består till stor del av organiskt material.

En stor del av metallerna och organiska miljögifter är bundna till den organiska substansen. Vid jämförelse av olika sedimenttyper kan därför en korrelation till den organiska substansen öka jämförbarheten.

Totalkol och totalt organiskt kol

Livet vi känner är baserat på grundämnet kol. Av detta skäl kallas alla molekyler där kol- och väteatomer ingår för organiska. Icke-organiska ämnen är således de ämnen som innehåller vilket som helst av de över 110 övriga grundämnena, utom både kol och väte samtidigt. Trots detta känner vi idag till fler organiska ämnen än icke-organiska. Kol är universums fjärde vanligaste grundämne och endast väte, helium och syre är vanligare.

Analys av totalkol ger det totala innehållet av både organiskt och oorganiskt kol i sedimentet medan analys av totalt organiskt kol (TOC) ger den organiskt bundna andelen. Vid nedbrytning av organiska ämnen åtgår syre, varför TOC är ett mått på mängden syreförbrukande ämnen i sedimentet.

Totalkväve och -fosfor

Allmänt

Kväve är en av de viktigaste byggstenarna i allt biologiskt liv. För mycket kväve leder till övergödning av sjöar med igenväxning som följd, vilket i sin tur ger syrebrist vid nedbrytning av det organiska materialet. Totalkväve anger det totala kväveinnehållet i sedimentet. Kväve kan föreligga dels organiskt bundet, dels som lösta salter. De senare utgörs av nitrat- nitrit och ammonium.

Fosfor är ett viktigt växtnäringämne. Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten och alltför stor tillförsel kan medföra igenväxning med påföljande syrebrist. Totalfosfor anger det totala fosforinnehållet i sedimentet. Fosfor föreligger antingen bunden till organiska (t.ex. humus och alger) eller oorganiska (t.ex. lera) partiklar eller som fosfat.

Bedömningsgrunder

Nationella bedömningsgrunder för fosfor och kväve i sediment saknas.

Metaller

För allmän information om metaller se tidigare avsnitt om vattenkemiska parametrar.

För respektive metall som ingick i undersökningen görs nedan först en allmän beskrivning och därefter redogörs för de bedömningsgrunder som finns.

Klassificering av tillstånd enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999a) baseras på variation av halter i ytsediment i svenska sjöar. Klassindelningen är utformad så att klass 1-3 omfattar ca 95 % av mätvärdena i underlagsmaterialet. Klasserna 4 och 5 representerar halter som i allmänhet återfinns i lokalt belastade områden. Den högsta klassen (5) inbegriper endast de högsta uppmätta halterna i Sverige.

Arsenik

Allmänt

Arsenik och dess föreningar är giftiga och dagens användning grundar sig till stor del just på den egenskapen. Tidigare var den i särklass största användningen inom trävaruindustrin som träskyddsmedel och bekämpningsmedel. Arsenik har tillsammans med kreosot använts vid impregnering av träslipers på järnvägar. Andra användningsområden är som legeringsmetall och som glasråvara. Användningen har minskat kraftigt under senare år. Användningen av arsenik och arsenikföreningar har till största delen utgjorts av arsenik(V)oxid inom trävaruindustrin (träimpregnering). Minskningen beror på ändrade regler för användning av arsenik som träimpregneringsmedel. Impregneringsindustrin har ersatt arsenikmedlen med arsenikfria alternativ. Arsenik förekommer även naturligt i berggrunden.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende arsenikhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤5	Mycket låga halter
5-10	Låga halter
10-30	Måttligt höga halter
30-150	Höga halter
>150	Mycket höga halter

Koppar

Allmänt

Koppar är rödaktig, har klar lyster, är smidbar, tånjbar och en bra värmeledare. Koppar är den näst bäste ledaren för ström efter silver. Koppar är 100 % återvinningsbar, utan att den förlorar någon av sina egenskaper. Enligt nyligen framtagna data kommer 34 % av de 22 miljoner ton koppar som årligen används i världen från återvunnet material. Livslängden för olika kopparprodukter varierar stort, från hundra år eller mer i byggnader, till bara några få år i elektronisk utrustning. I fuktig luft, särskilt i närvaro av luftföroreningar, bildas ett brunt oxidskikt, som sedan kan omvandlas till en grön patina. Skiktet skyddar mot ytterligare korrosion. Koppar är livsnödvändigt för människor, djur och växter. Koppar förekommer i olika former och koncent-

rationer. Den finns i sjövatten, floder, växter, jorden och även i ren metallisk form. Koppar används dels olegerad, dels som basmetall i ett stort antal legeringar, i vilka man önskar uppnå vissa speciella egenskaper. Några vanliga kopparlegeringar är mässing, brons och nysilver. Termen används om en rad olika legeringar med koppar som basmetall och kan med fördel användas när legeringselementen och deras inbördes mängdförhållanden inte är kända, något som ofta är fallet till exempel när det gäller förhistoriska fynd som av slentrian ofta felaktigt bara kallas "brons".

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kopparhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤15	Mycket låga halter
15-25	Låga halter
25-100	Måttligt höga halter
100-500	Höga halter
>500	Mycket höga halter

Krom

Allmänt

Krom används ofta i legeringar. När krommetall exponeras för luft bildas ett tunt oxidskikt som skyddar resten av metallen. Krom används i stål för att göra detta rostfritt eller hårt. Det används också som prydnad på t.ex. bilar. Olika kromföreningar kan användas som pigment i glasyrer och färger. Krom används också i olika katalysatorer och för garvning av läder. I kombination med svavelsyra används olika kromatsalter till att binda en syreatom till ett derivat (oxidation). Krom framställs ur mineralet FeCr_2O_4 genom reduktion med aluminium eller kisel. Krom är ett livsviktigt spårämne som behövs för ämnesomsättningen, men för mycket krom är giftigt.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kromhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤10	Mycket låga halter
10-20	Låga halter
20-100	Måttligt höga halter
100-500	Höga halter
>500	Mycket höga halter

Nickel

Allmänt

Eftersom nickel är motståndskraftig mot oxidering används den bl.a. i mynt. Dess viktigaste användning är i legeringar. Nickel är magnetisk och ett av de fem ferromagnetiska grundämnena. Omkring 65 % av det nickel som konsumeras i västvärlden används för att framställa rostfritt

stål. Ytterligare 12 % används i superlegeringar. Kvarstående 23 % av nickelkonsumtionen delas mellan stållegeringar, uppladdningsbara batterier, katalysatorer och andra kemikalier, myntning, gjuteriprodukter och ytbehandling. Nickel ingår i flera enzymer. För vissa växter är nickel nödvändigt. Studier på kycklingar och råttor tyder på att nickel är viktigt för leverns funktion. I hög koncentration är nickel giftigt för de flesta livsformer. Nickel kan även orsaka allergi.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende nickelhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤5	Mycket låga halter
5-15	Låga halter
15-50	Måttligt höga halter
50-250	Höga halter
>250	Mycket höga halter

Zink

Allmänt

Korrosionsbeständiga zinkbeläggningar på stål är ett viktigt användningsområde för metallen. Andra användningsområden är i batterier och legeringar, som exempelvis mässing. Zinkblände, en zinksulfid, är den viktigaste zinkmalmen. Zinkproduktion innefattar rostning, lakning och slutligen pyrometallurgisk vinning eller elektrovinning. Zink är en vital mineral, nödvändig för allt liv. Enzymer med en zinkatom i sitt reaktiva centrum är vitt spridda inom biokemin, exempelvis alkoholdehydrogenas hos människan. Konsumtion av högre koncentrationer zink kan leda till ataxi, trötthet och kopparbrist. Zink kan återfinnas i alla celler, men har en särskilt hög koncentration i ögon, hud, hår, naglar, hjärna, hypofys, binjurar, könsorgan, sköldkörtel, lever och njurar. Fram till nu har man funnit mer än 70 enzymer som är beroende av zink, och nästan alla ämnesomsättningsprocesser är också det. Detsamma gäller hormonproduktionen i hypofysen, sköldkörteln, könsorganen och bukspottskörteln. Det främjar nagel- och hårväxten, bildandet av ben och läkandet av sår (zinkpasta på munsår). Zink är dessutom en förutsättning för utnyttjandet av järn och bildandet av blod, normal funktion av prostata och optimalt utnyttjande av A-vitamin. Zink är i mycket små halter nödvändigt för både växter och djur.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende zinkhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤150	Mycket låga halter
150-300	Låga halter
300-1000	Måttligt höga halter
1000-5000	Höga halter
>5000	Mycket höga halter

Kvicksilver

Allmänt

I Sverige är problemet med förhöjda kvicksilverhalter i miljön, främst höga halter i insjöfisk, gammalt och välkänt. Trots nationella insatser är nedfallet av kvicksilver fortfarande stort över Sverige, ca 4,2 ton per år, p.g.a. långväga lufttransporter främst från Europa men även från andra delar av världen. De årliga svenska utsläppen till luft beräknas vara 0,7 ton.

Kvicksilver och dess föreningar, främst metylkvicksilver, har framförallt negativa effekter på nervsystemet och dess utveckling, samt negativa effekter på hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet samt njurarna. Störningarna av nervsystemets utveckling och toxiciteten för det centrala nervsystemet är de känsligaste och mest väldokumenterade effekterna. Kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver av naturliga processer och bioackumuleras i näringskedjan. Metylkvicksilver överförs till fostret, det passerar blod-hjärnbarriären och hämmar troligen även vid låga halter den mentala utvecklingen. Befolkningsgrupper som äter mycket fisk, skaldjur och marina däggdjur, är särskilt utsatta.

Kvicksilverhalterna i insjöfisk överskrider WHO/FAO:s gränsvärde på 0,5 mg kvicksilver /kg fisk i hälften av Sveriges sjöar (vilket motsvarar ca 50 000 sjöar), vilket gör att kvinnor som planerar att skaffa barn snart, gravida och ammande mödrar rekommenderas att inte äta viss insjöfisk och vissa havsfiskearter för att undvika effekter på foster och nyfödda. Den övriga befolkningen bör högst äta dessa fiskar en gång per vecka enligt Livsmedelsverket.

En minskning med 80 % av kvicksilverhalterna i nedfallet krävs för att på sikt nå halter på maximalt 0,5 mg kvicksilver/kg fisk. Det finns även indikationer på att fortplantningen hos fiskätande däggdjur och fågel påverkas av de höga halterna i fisk. Trots att nedfallet av kvicksilver har minskat de senaste årtiondena är det inte tillräckligt för att förhindra att metallen ackumuleras. Halterna ökar med ca 0,5 % årligen i skogsmarkens översta lager och är i södra Sverige redan över de nivåer som visat sig ge effekter på markbiologiska processer och organismer. Detta kvicksilver utgör även en källa till metylkvicksilver genom urlakning till vattensystem.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödgning förlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kvicksilverhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤0,15	Mycket låga halter
0,15-0,30	Låga halter
0,30-1,0	Måttligt höga halter
1,0-5	Höga halter
>5	Mycket höga halter

Kadmium

Allmänt

Den största exponeringskällan för kadmium hos människa (den icke-rökande delen av befolkningen) är kosten. Kvinnor med låga järndepåer har generellt högre kadmiumbelastning, till följd av ett högre upptag av kadmium i magtarmkanalen, än män. Tusentals kvinnor i Sverige och långt fler i övriga Europa beräknas ha förhöjda kadmiumnivåer i njurarna.

Kadmium ansamlas framför allt i njurarna och det är också där som skador i första hand konstaterats. Vid ungefär samma exponeringsnivå då skador på njurar uppkommer har effekter på bentätheten observerats. Resultatet av senare tids forskning tyder på att effekter kan uppkomma vid lägre exponeringsnivåer (kadmiumbelastning) än vad som anges i tidigare riskbedömningar av kadmium.

Tillförseln av kadmium till åkermark främst via handelsgödsel och rötslam har minskat. Det sker dock fortfarande en genomsnittlig nettoökning av kadmiuminnehållet i åkermark. Den viktigaste åtgärden för att begränsa tillförseln till svensk åkermark är att begränsa nedfallet, vilket står för den övervägande delen av den totala kadmiumtillförseln.

Kadmiumhalten i den svenska skogsmarkens ytskikt ökade stadigt fram till mitten av 1980-talet, till halter som var tre till fem gånger högre än uppskattade naturliga halter. På senare tid har det minskade nedfallet i kombination med en ökad markförurning lett till att mer kadmium transporteras bort från de ytliga marklagren jämfört med vad som tillförs. Detta har inneburit att markens (mårlagrets) innehåll av kadmium börjat minska över stora delar av Sverige. Samtidigt har läckaget till vatten ökat. Inga storskaliga effekter (liknande de som orsakats av bly och kvicksilver på mikrobiologisk aktivitet) har kunnat påvisas som följd av kadmiumökningen i mark. Några effekter hos marklevande djur på grund av förhöjda kadmiumhalter har inte heller kunnat påvisas. Toxiciteten av kadmium i mycket mjuka vatten, typiska för nordiska förhållanden, skall undersökas ytterligare innan slutsatser för dessa vatten kan dras.

Bedömningsgrunder

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01) är gränsvärdet för kadmium i sediment **2,3 mg/kg torrsvikt**.

Bly

Allmänt

Exponering för bly kan ge skador på nervsystemet och medföra försämrad mental utveckling och intellektuell prestationsförmåga. Foster och små barn är speciellt känsliga. Andra effekter är högt blodtryck och ökad förekomst av hjärt- och kärlsjukdomar hos vuxna.

Sedan blyet i bensin ersattes med andra ämnen i början på 1990-talet har halterna av bly i blod hos barn minskat avsevärt, från 60 µg/l i slutet av 1970-talet till nuvarande ca 20 µg/l. Marginalen mellan uppmätta blyhalter i blod hos gravida och små barn och de nivåer där hälsoeffekter börjar uppträda är relativt liten, en faktor 2 till 5. En fortsatt övervakning av dessa grupper behövs därför.

Halter av bly i skogsmark i södra Sverige är i nivå med, eller högre än, de nivåer där effekter kan befaras. Det finns därför välgrundade misstankar om att bly redan idag ger negativa effekter i stora delar av svensk skogsmark. Detta kan innebära effekter på markorganismerna som lever i

det översta markskiktet. De förhöjda koncentrationerna innebär också risker för att metallen ska tas upp av däggdjur och fåglar som lever i skogslandskapet. Halterna är generellt högre i södra än i norra Sverige, vilket pekar på långväga transport. Luftdepositionen har dock minskat till följd av utfasningen av bly i bensin och minskade emissioner från industriella processer samt vid utvinningen av bly. Inom begränsade geografiska områden kan användning eller upplag av metalliskt bly ge förhöjda blyhalter i marken och vegetationen.

Bedömningsgrunder

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01) är gränsvärdet för bly och blyföreningar i sediment **130 mg/kg torrsvikt**.

Organiska miljögifter

Allmänt

Många organiska ämnen är byggstenar för allt liv och ingår i naturens ständiga kretslopp. Men det finns även vissa organiska föreningar, framförallt sådana som människan lärt sig att tillverka, som redan i låga halter utgör en risk för allt levande. Några av de allra giftigaste ämnen vi känner till är organiska ämnen som på ett eller annat sätt har hamnat i miljön. Risken för skador på människor, djur och växtlighet beror av ämnets stabilitet, giftighet och förmåga att bioackumuleras.

Akut giftiga ämnen kan tillfälligt eller permanent slå ut livsfunktioner eller vävnader. Andra ämnen kan vara skadliga på längre sikt, trots att de tillförs i betydligt mindre mängder. Dessa kan påverka centrala livsfunktioner, något som senare kan leda till exempelvis tumörer, störningar på hormonsystem och reproduktion eller immunförsvar.

Stabila ämnen, som inte lätt bryts ned i naturen, har särskilt stora förutsättningar att agera som miljögifter. Det beror dels på att effekten på omgivningen kan bli långvarig, dels att ämnena hinner spridas över stora områden innan de bryts ned. Ämnen som stannar kvar i miljön under lång tid kallas persistenta (långlivade). Livslängden beror både på ämnets egenskaper och omgivande miljö. I havens bottensediment kan det ta hundratals år för en viss mängd dioxin att halveras, medan samma mängd dioxin i luftens atmosfär bryts ned på bara några dygn.

Risken att ett stabilt ämne åstadkommer skador ökar om det har förmåga att bioackumuleras, det vill säga kan lagras i vävnader hos växter eller djur. Att ett ämne är fettlösligt är vanligtvis ett tecken på att det kan bioackumuleras. Fettlösliga ämnen kan ansamlas i betydligt högre halter i fettvävnader än i omgivningen.

Flera ökända, organiska miljögifter hör till gruppen halogenerade aromatiska kolväten. Dessa är i många fall både mycket giftiga, fettlösliga och långlivade. Exempel på sådana ämnen är PCB, DDT och dioxiner.

Industriella utsläpp av många organiska miljögifter har minskat. Men det är inte tillräckligt. Kemikalier används även i en rad olika produkter och dessa ämnen hamnar oavsiktligt i naturen så småningom.

Cancer, leverskador och beteendeförändringar är bara några exempel på skador som kan orsakas av organiska miljögifter. Andra ämnen, som uppmärksammats på senare år, påverkar hormonbalansen i kroppen.

Våra kunskaper om miljögifternas skadliga effekter bygger dock i stor utsträckning på studier av försöksdjur. Svenska forskare har visat att DDT, PCB och det bromerade flamskyddsmedlet PBDE orsakar hyperaktivitet hos de möss som utsatts för ämnena vid tidig ålder. Det är inte känt huruvida spädbarn är lika känsliga som möss, men det går inte att bortse från risken. Mot den bakgrunden är det oroande att halten av vissa typer av PBDE är oförändrad eller i vissa fall till och med fortfarande ökar i bröstmjölk.

Att urskilja vilka ämnen som ger upphov till skadliga effekter hos vilt levande djur eller hos människor är vanligtvis inte möjligt. Det beror främst på att människor och vilda djur utsätts för en komplex blandning av olika miljöföroreningar. Två eller flera ämnen kan samverka så att deras effekt förstärks eller försvagas. Det är därför möjligt att ämnena tillsammans ger en högre giftverkan, som inte ämnena var för sig kan orsaka. Detta gäller vissa bromerade flamskyddsmedel och PCB.

Mycket av de allmänna texterna under respektive ämne nedan har sitt ursprung i Kemikalieinspektionens hemsida (www.kemi.se).

Dioxin

Allmänt

Dioxiner och dibensofuraner är klorerade miljögifter som ibland sammanfattas som "dioxiner". De fullständiga namnen är polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) respektive polyklorerade dibensofuraner (PCDF).

Dioxiner och dibensofuraner bildas vid förbränning av organiskt material tillsammans med material som innehåller klor, t.ex. PVC-plast. De har inga användningsområden, men kan bl.a. bildas som föroreningar vid tillverkning av andra klorerade, organiska ämnen samt vid sopförbränning. Antalet tänkbara ämnen som kan bildas är 210 och 17 av dem anses som speciellt giftiga. Den giftigaste är 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin (TCDD).

PCDD och PCDF är lipofila, persistenta ämnen, d.v.s. de söker sig till fettrik vävnad och är motståndskraftiga mot nedbrytning. Därför anrikas de i näringskedjorna och människan exponeras väsentligen via födan, där framförallt fet fisk från förorenade vatten kan ha höga halter. Vissa kongener är särskilt benägna att anrikas. Sammantaget analyseras vanligtvis 17 olika toxiska PCDD- och PCDF-kongener.

Halterna av PCDD och PCDF i livsmedel har mätts i så kallade TCDD-ekvivalenter. Detta innebär att giftigheten hos de olika enskilda kongenerna sätts i relation till TCDD:s giftighet. Om en kongen är hälften så giftig som TCDD, får den en toxicitetsekvivalentfaktor (TEF) på 0,5. Genom att multiplicera koncentrationen för varje enskild kongen med dess TEF och därefter summera produkterna får man den totala halten av TCDD-ekvivaler (TEQ). Samtliga PCDD och PCDF verkar via samma mekanism, via den s.k. dioxin- eller Ah-receptorn, och ger upphov till samma effekter. Effekterna anses vara additiva och den senaste översynen av TEF gjordes under 2006 i WHO:s regi.

Dioxiner och dibensofuraner har påvisats i stora delar av miljön, i fisk, däggdjur och bröstmjolk hos människa. Vissa av föreningarna kan också bildas naturligt i miljön, men de mängderna är mycket mindre än från industriella processer.

Mätningar av PCDD och PCDF i utsläppen påbörjades i Sverige i mitten på 1980-talet. Sedan dess har de totala utsläppen avsevärt reducerats. Naturvårdsverket drog dock 2005 slutsatsen att det finns motiv för ytterligare begränsningar av bildning och spridning av dioxiner. Halterna i fisk från Östersjön sjönk mellan 1970- och 80-talen, men nu tycks haltminskningen ha avstannat i vissa områden. Halterna i modersmjolk har dock fortsatt sjunka under perioden 1996-2004.

Dioxiner och dioxinlika PCB:er misstänks bland annat kunna påverka centrala nervsystemet (hjärnan), hormonnivåer, immunförsvaret och fortplantningen samt orsaka cancer vid höga exponeringar. EU har fastslagit ett tolerabelt dagligt intag (TDI) för dioxiner och dioxinlika PCB:er på 2 pg/kg kroppsvikt och dag.

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) anger för dioxiner **20 ng/kg TS** för känslig markanvändning och 200 ng/kg för mindre känslig markanvändning. Riktvärdet för känslig markanvändning har använts vid bedömning i bilaga 9.

Dioxinliknande PCB

Allmänt

Flera PCB-kongener (s.k. plana PCB:er) inducerar effekter som liknar de som orsakas av klorerade dioxiner och dibensofuraner. Toxiciteten av sådana PCB-kongener uttrycks som TCDD-ekvivalensfaktorer (TEF:s). TEF:s för dioxinliknande PCB:er har rekommenderats av WHO och reviderades 2006. Om sådana TEF:s tillämpas på fisk- och modersmjölksprover finner man att dioxinlika PCB:er ger ett stort bidrag till den totala mängden TCDD-ekvivalenter (TEQ).

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) anger för dioxiner (TCDD-ekv WHO-TEQ) **20 ng/kg TS** för känslig markanvändning och 200 ng/kg TS för mindre känslig markanvändning. Riktvärdet för känslig markanvändning har använts vid bedömning i bilaga 9.

PCB

Allmänt

Polyklorerade bifenyler (PCB) är ett samlingsnamn för ett antal likartade ämnen som innehåller olika mycket klor. En bifenyl består kemiskt av två aromatiska ringar.

All nyanvändning av PCB förbjöds i Sverige 1978 och PCB har avvecklats successivt sedan dess, senast genom förordning SFS 2007:19. PCB är dock ännu ett globalt miljöproblem. PCB användes främst som isolering och smörjolja i kondensatorer samt i transformatorer, fogmassor, färg, självkopierande papper m.m. PCB finns även kvar i vår närmiljö, bland annat i vissa byggnader.

PCB är stabilt och bioackumuleras i miljön. PCB är mycket giftigt för vattenlevande organismer och ger störningar i fortplantningsförmågan hos fisk och vattenlevande däggdjur, t.ex. sälar. PCB har länge ingått i olika program för miljöövervakning och halterna har börjat sjunka i Östersjön sedan 1970-talet. Generellt sett har bestånden av olika arter börjat återhämta sig under 1980- och 1990-talen.

Bedömningsgrunder

För summa PCB-7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i förorenade havssediment finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918):

Ingen eller liten påverkan	<15
Trolig påverkan	15-80
Stor påverkan	80-400
Mycket stor påverkan	>400

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) anger för PCB-7 $8 \mu\text{g}/\text{kg}$ torrsubstans för känslig markanvändning och $200 \mu\text{g}/\text{kg}$ för mindre känslig markanvändning. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4918) har dock använts vid bedömning i bilaga 9 och markering har gjorts för klasserna "stor" eller "mycket stor" påverkan.

Polycykliska aromatiska kolväten

Allmänt

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är den största grupp av cancerogena ämnen som vi känner till idag. Gruppen PAH utgörs av flera hundra enskilda kemiska ämnen, över 500 olika PAH har t.ex. upptäckts i luftprover. PAH bildas när kol eller kolväten, t.ex. olika oljor upphettas utan att det samtidigt finns tillräckligt mycket syre för att ge en fullständig förbränning till koldioxid. Det kan ske i industriella processer, såsom vid krackning av petroleum, eller i förbränningsmotorer i bilar. Huvuddelen av all PAH används inte som enskilda föreningar utan förekommer i olika blandningar, t.ex. i olika typer av kol- och oljeprodukter.

Bilavgaser, slitage av bildäck och slitage av vägmateriäl är de största källorna till PAH i luften i de större städerna. Småskalig vedeldning, kresotimpregnerat virke, fabriker som tillverkar gummi och bensinstationer är andra källor till spridning av PAH. En stor del av föroreningarna som sprids i luften hamnar slutligen i vattenmiljön, där de kan uppsamlas i sedimenten. PAH bildas även naturligt i små mängder.

PAH består ur kemisk synpunkt av två eller flera kondenserade, aromatiska ringar. Bensen är det enklaste aromatiska kolvätet. Den består av sex kolatomer i en ring med en väteatom på varje kolatom. Med kondenserad menas att de aromatiska ringarna har en sida gemensam. En viktig egenskap är att ringarna sitter i samma plan.

Mycket av den biologiska verkan av PAH är kopplad till den plana strukturen hos molekylerna och dess förmåga att påverka DNA i cellkärnan. De flesta organismer kan omvandla PAH. De nedbrytningsprodukter som då bildas kan många gånger vara farligare än ursprungsmaterialet. I djur-

försök har många föreningar visat sig vara t.ex. cancerframkallande och kunna orsaka skador på arvsmassan. Föreningarna är också ofta klassificerade som cancerframkallande.

PAH är fettlösliga, oftast stabila och i en del fall bioackumulerande. Att föreningarna är stabila innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker.

I vattenmiljöer binds PAH framförallt till partiklar, som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattnekosystem nära utsläppskällor mest utsatta. Många PAH-föreningar ansamlas i ryggradslösa organismer i vattenmiljön och anrikas i näringskedjan. Till exempel har musslor dålig förmåga att bryta ner PAH, vilket leder till att föreningarna ansamlas i musslorna.

Bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918) finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla avseende PAH (mg/kg TS) för förorenad mark, se nedan. Dessa bedömningsgrunder för benso(a)pyren, benso(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-c,d)pyren, pyren, benso(k)fluoranten, benso(b)fluoranten, summa cancerogena PAH:er och summa övriga PAH:er har använts för bedömning i bilaga 9.

Påverkan av punktkälla	Ingen/liten	Trolig	Stor	Mkt stor
Fenantren	<0,5	0,5-2,4	2,4-12	>12
Benso(a)antracen	<0,4	0,4-2	2-10	>10
Benso(a)pyren	<0,4	0,4-2	2-11	>11
Benso(g,h,i)perylene	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Pyren	<0,6	0,6-3	3-16	>16
Krysen	<0,5	0,5-2,5	2,5-13	>13
Fluoranten	<1	1-5	5-24	>24
Benso(k)fluoranten	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Benso(b)fluoranten	<0,7	0,7-3,5	3,5-18	>18
Summa PAH	<5	5-26	26-130	>130
Summa canc. PAH	<2,5	2,5-13	13-65	>65
Summa övriga PAH	<2,7	2,7-13	13-70	>70

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) anger följande gränser för PAH (summahalter) med olika molekylvikt ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS), se nedan. Dessa bedömningsgrunder för PAH-låga (inklusive naftalen, acenaften, acenaftylen), PAH-medel (inklusive fluoren) och PAH-höga (inklusive dibens(a,h)antracen) har använts för bedömning i bilaga 9.

	Känslig markanvändning	Mindre känslig markanvändning
PAH-låg*	3000	15000
PAH-medel**	3500	20000
PAH-hög***	1000	10000

* naftalen, acenaften, acenaftylen

** fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren

*** bens(a)antracen, chrysen, bens(b)fluor-

ranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren), dibens(a,h)antracen, benso(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-c,d) pyren

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01) är gränsvärdet för **antracen 24 µg/kg torrsvikt** och **fluoranten 2000 µg/kg torrsvikt**. Gränsvärdena för antracen och fluoranten enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01) har använts vid bedömning i bilaga 9.

Tennorganiska föreningar

Allmänt

Tenn är en metall. Det finns fyra huvudgrupper av tennorganiska föreningar beroende på antal ingående organiska grupper: tetra-, tri-, di- och monoorganotennföreningar. Den organiska gruppen kan vara en alkylkedja eller en aromatisk ring. Vanliga alkylkedjor är butyl eller oktyl och en vanlig aromatisk ring är fenyl. Tri-, di- och monotennorganiska föreningar innehåller även fler kemiska grupper som kan vara oorganiska, t.ex. klorid eller organiska, t.ex. karboxylat.

Tetraorganiska tennföreningar används mest som råvara vid tillverkning av andra tennorganiska föreningar och förekommer inte i kemiska produkter.

Triorganiska tennföreningar fungerar som biocider och används i träskyddsmedel och båtbottnfärger samt som konserveringsmedel. De har allvarliga hälso- och miljöfarliga egenskaper. Användningen är starkt begränsad genom olika förbud.

Mono- och diorganiska tennföreningar används som stabilisatorer vid plasttillverkning. De kan också förekomma i tätningsmedel, lim, fogmassor och lacker, där de fungerar som katalysatorer i bindemedlet.

Hur giftiga de mono- och diorganiska tennföreningarna är beror på vilka alkylgrupper som ingår. Ett förslag till hälso- och miljöfarlighetsklassificering av dioktyl- och dibutyltennföreningar är under diskussion inom EU. Tillgängliga data tyder på att dibutyltennföreningar är mer giftiga än dioktyltennföreningar. Båda typerna av tennföreningar kan påverka immunsystemet vid upprepade exponering. Dibutyltennföreningar kan verka frätande eller irriterande på hud och ögon. Data tyder också på att dibutyltennföreningar kan ha reproduktionsstörande och mutagena effekter. Det finns även data som talar för att mono- och dibutyltennföreningar samt dioktyltennföreningar kan klassificeras som miljöfarliga. Monooktyltennföreningar är inte lättnedbrytbara i miljön, men det saknas effektdata för att kunna göra en bedömning om de bör klassificeras som miljöfarliga.

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) anger följande gränser för tri-, di- och monobutyltenn (µg/kg TS):



	Känslig markanvändning	Mindre känslig markanvändning
Tributyltenn	150	300
Dibutyltenn	1500	5000
Monobutyltenn	250	800

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (2013:19, uppdaterad 2015-05-01) är gränsvärdet för **tributyltennföreningar 1,6 µg/kg torrsvikt**. Rapporteringgränserna för flera prov varierade på grund av störningar i proven vilket resulterade i att gränsvärdet ofta var lägre än gällande rapporteringsgräns. Värdet för tributyltenn som inte var "mindre än värdet" har bedömts enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift. För mono- och dibutyltenn har Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2017-05-12) användes som bedömningsunderlag för markering i bilaga 9.

