

# **BILAGA 1**

## **Analysparametrarnas innebörd och bedömningsgrunder för vattenkemi**

## Olika variablers innebörd

Från och med undersökningsåret 1999 tillämpas Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder för miljökvalitet (Rapport 4913 – Sjöar och vattendrag). Nedanstående klassgränser har hämtats från rapporten. Vissa tillägg och avvikelser från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har gjorts (Tillämpningsförslag gällande bedömningsgrunder kemi, ALcontrol 2000). Skillnaderna kommenteras i efterföljande text.

Då inget annat anges, anser bedömningen årsmedelvärden i ytvatten (0,5 m). För pH och alkalinitet avses medianvärden och för syre i sjöar årlägst halter i bottenvatten (en meter över botten).

## Vattenkemi

### Vattentemperatur (°C)

Temperatur mäts alltid i fält. Den påverkar bl.a. den biologiska omsättningshastigheten 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 eller kraftiga regn. 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.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan vattnets tillstånd med avseende på pH (medianvärde) indelas enligt följande effektrelaterade skala:

> 6,8	Nära neutralt
6,5 – 6,8	Svagt surt
6,2 – 6,5	Måttligt surt
5,6 – 6,2	Surt
≤ 5,6	Mycket surt
Tillägg (ALcontrol)	
8 – 9	Högt pH-värde
> 9	Mycket högt pH-värde

### 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.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan vattnets tillstånd med avseende på alkalinitet (medianvärde) indelas enligt följande effektrelaterade skala:

>0,20	Mycket god buffertkapacitet
0,10–0,20	God buffertkapacitet
0,05–0,10	Svag buffertkapacitet
0,02–0,05	Mycket svag buffertkap.
≤ 0,02	Ingen/obetydlig buffertkap.

### 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.

### Färgtal (mg Pt/l)

Vattnets färg är främst ett mått på mängden humus (löst organiskt material) och järn i vattnet och är ofta en återspeglning av halterna av organiska ämnen (TOC). Humus består av svårnedbrytbara organiska ämnen som kommer från omgivande skogs- och myrmarker. Vid stor nederbörd sker stor utlakning av humusämnen från omgivande skogs- och myrmarker till vattnet. Även t.ex. ändrade grundvattennivåer, vattenföring, skogs-

avverkning och försurning kan påverka urlakningen till vattendragen.

Färgtal mäts genom att vattnets färg jämförs med en brun gul färgskala (platinaklorid). Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan en klassindelning med avseende på vattnets färgtal göras enligt följande:

≤ 10	Ej eller obetydligt färgat
10 – 25	Svagt färgat
25 – 60	Måttligt färgat
60 – 100	Betydligt färgat
> 100	Starkt färgat

Fotometermätningar av vattnets absorbans på filtrerat vatten vid 420 nm våglängd ger högre precision än mätningar av vattenfärg med färgkomparator, speciellt vid låg vattenfärg. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan en klassindelning med avseende på vattnets absorbans göras enligt följande:

≤ 0,02	Ej eller obetydligt färgat
0,02 – 0,05	Svagt färgat
0,05 – 0,12	Måttligt färgat
0,12 – 0,2	Betydligt färgat
> 0,2	Starkt färgat

### Siktdjup (m)

Siktdjupet visar hur ljusets nedträngning sammantaget påverkas av vattenfärg och grumlighet, och ger ett mått på hur djupt ned de gröna växterna kan växa i sjön. Siktdjupet i sjöar beror delvis på deras näringsrikedom genom att en riklig planktonproduktion gör vattnet grumligt. Även halten av humusämnen, vilka tillförs från marken i avrinningsområdet, har stor betydelse för siktdjupet.

Siktdjupet 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 till man åter kan se den och noterar djupet. Medelvärde av dessa djup utgör siktdjupet.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan en klassindelning med avseende på sjöars siktdjup göras enligt följande:

≥ 8	Mycket stort siktdjup
5 – 8	Stort siktdjup
2,5 – 5	Måttligt siktdjup
1 – 2,5	Litet siktdjup
< 1	Mycket litet siktdjup

Enligt Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav, Rapport 4914, kan klassindelning med avseende på siktdjup i kustvatten göras enligt följande:

≥ 5,4	Mycket stort siktdjup
4,0 – 5,4	Stort siktdjup
3,4 – 4,0	Medelstort siktdjup
2,5 – 3,4	Litet siktdjup
< 2,5	Mycket litet siktdjup

### Klorofyll a

Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) 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 ett vatten är.

Enligt Naturvårdsverket, Rapport 4913, görs en klassindelning i sjöar med avseende på klorofyllhalt i maj till oktober,  $\mu\text{g/l}$ , med beteckningar från låg (<2,0  $\mu\text{g/l}$ ) till extremt hög (>25  $\mu\text{g/l}$ ). Naturvårdsverkets bedömning harmoniserar ej med indelningen av biovolymen (växtplankton) där klass 1 motsvarar mycket liten biovolym. Därför

har vi gjort en modifiering av indelningen enligt följande:

≤ 2,0	Mycket låga halter
2,0-5,0	Låga halter
5,0-12,0	Måttligt höga halter
12,0-25,0	Höga halter
>25,0	Mycket höga halter

Enligt Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav, Rapport 4914, kan kustvattens halt av klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ), i ytvattnet under augusti, indelas enligt följande:

≤ 1,5	Mycket låg halt
1,5 – 2,2	Låg halt
2,2 – 3,2	Medelhög halt
3,2 – 5,0	Hög halt
> 5,0	Mycket hög halt

### Grumlighet (FNU)

Grumligheten (eller turbiditeten) är ett mått på vattnets innehåll av partiklar, såväl lerpartiklar som organiskt materia, vilket påverkar ljusförhållandet. Partiklarna kan bestå av lermineral och organiskt material (humusflockar, plankton). Sjöar fungerar som naturliga renings- och klarningsbassänger genom att organiska ämnen och partiklar sedimenterar till botten. Detta innebär att vattnets färg och grumlighet minskar betydligt efter större sjöar. På samma sätt minskar även halterna av fosfor och kväve.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan en klassning med avseende på grumligheten göras enligt följande:

≤ 0,5	Ej eller obetydligt grumligt
0,5 – 1,0	Svagt grumligt
1,0 – 2,5	Måttligt grumligt
2,5 – 7	Betydligt grumligt
> 7	Starkt grumligt

**TOC (mg/l)**

TOC (totalt organiskt kol) ger information om halten av organiska ämnen. TOC-halten ligger i intervallen 2-5 mg/l för näringsfattiga klarvattensjöar, 5-15 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.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan en klassindelning med avseende på TOC-halt göras enligt följande:

≤ 4	Mycket låg halt
4 – 8	Låg halt
8 – 12	Måttligt hög halt
12 – 16	Hög halt
> 16	Mycket hög halt

**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 organiska ämnen.

Syrebrist kan uppstå i bottenvattnet i sjöar med hög humushalt, efter kraftig

algbloomning eller efter tillförsel av syreförbrukande utsläpp (organiska ämnen, ammonium). Risken är störst under sensommaren, särskilt vid förekomst av skiktning (se rubriken Vattentemperatur), och 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 organiska ämnen och ammonium. Lägre syrehalter än 4-5 mg/l kan ge skador på syrekrävande vattenorganismer. Risken för syrebrist minskar dock om luftningen (d.v.s. omrörningen av vattnet) är god.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet i sjöar med avseende på syrehalt (årslägsta värde) indelas enligt:

≥ 7	Syrerikt
5 – 7	Måttligt syrerikt
3 – 5	Svagt syretillstånd
1 – 3	Syrefattigt tillstånd
≤ 1	Syrefritt/nästan syrefritt

Enligt Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav, Rapport 4914, kan tillståndet i kustvatten med avseende på syrehalt (årslägsta värde) indelas enligt:

≥ 8,6	Hög halt
8,6 – 5,7	Mindre hög halt
5,7 – 2,9	Låg halt
2,9 – 0	Mycket låg halt
H <sub>2</sub> S	Svavelväte

**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 algtillväxt betydligt överskrida 100 %.

Vattnets tillstånd med avseende på syre bedöms utifrån syrehalten (se rubriken Syrehalt).

### Salthalt (PSU)

Tidigare angavs salthalt i promille, men numera används enheten PSU (Promille Salinity Unit (salthalt i promille)).

### 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, vattendrag och havet genom nedfall av luftföroreningar, läckage från jord- och skogsbruksmarker samt genom utsläpp av avloppsvatten.

Nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) är en viktig närsaltkomponent som direkt kan tas upp av växtplankton och högre växter. Nitrat är lätttröligt i marken och tillförs sjöar och vattendrag genom s.k. markläckage. Under vegetationsperioden sjunker halterna i vattnet eftersom ämnena tas upp och binds upp i planktonbiomassa. Under vintern ökar halterna av löst kväve eftersom produktionen är låg i vattnet.

Ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N) är den oorganiska fraktion av kväve som bildas vid nedbrytning av organiska kväveföreningar. Ammonium omvandlas via nitrit (NO<sub>2</sub>-N) till nitrat (NO<sub>3</sub>-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. Giftigheten 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 1975).

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.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med avseende på totalkvävehalt (maj-oktober) i sjöar bedömas enligt:

≤ 300	Låga halter
300–625	Måttligt höga halter
625–1250	Höga halter
1250–5000	Mycket höga halter
> 5000	Extremt höga halter

Dessa gränser har tillämpats för medelhalter av värden uppmätta även under övriga delar av året. Tillståndsbedömningen i rinnande vatten har gjorts enligt samma normer.

Enligt Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav, Rapport 4914, kan kustvattens halt av kväve (µg/l), i ytvattnet under vintern, indelas enligt följande:

≤266	Mycket låg halt
266 – 350	Låg halt
350 – 490	Medelhög halt
490 – 756	Hög halt
> 756	Mycket hög halt

Under sommaren gäller följande indelning:

≤252	Mycket låg halt
252 – 308	Låg halt
308 – 364	Medelhög halt
364 – 448	Hög halt
> 448	Mycket hög halt

I Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder saknas klassgränser för ammoniumkväve. Följande indelning har därför föreslagits av KM Lab (numera ALcontrol) med utgångspunkt från Bedömningsgrunder för svenska ytvatten (SNV 1969:1):

< 50	Mycket låga halter
50–200	Låga halter
200–500	Måttligt höga halter
500–1500	Höga halter
> 1500	Mycket höga 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 (PO<sub>4</sub>-P). Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten och alltför stor tillförsel kan medföra att vattendrag växer igen och syrebrist uppstår. Under vegetationsperioden sjunker halterna av fosfatfosfor i vattnet eftersom det tas upp och binds upp i planktonbiomassa. Under vintern ökar halterna av löst fosfor eftersom produktionen är låg i vattnet.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med

avseende på totalfosforhalt (maj-oktober) i sjöar bedömas enligt nedanstående skala. Skalan är kopplad till olika produktionsnivåer, från näringsfattiga till näringsrika vatten:

≤ 12,5	Låga halter
12,5 – 25	Måttligt höga halter
25 – 50	Höga halter
50 – 100	Mycket höga halter
> 100	Extremt höga halter

Dessa gränser har tillämpats för medelhalter av värden uppmätta även under övriga delar av året. Tillståndsbedömningen i rinnande vatten har gjorts enligt samma normer.

Enligt Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav, Rapport 4914, kan kustvattens halt av fosfor (µg/l), i ytvattnet under vintern, indelas enligt följande:

≤23	Mycket låg halt
23 – 28	Låg halt
28 – 34	Medelhög halt
34 – 40	Hög halt
> 40	Mycket hög halt

Under sommaren gäller följande indelning:

≤15	Mycket låg halt
15 – 19	Låg halt
19 – 24	Medelhög halt
24 – 31	Hög halt
> 31	Mycket hög halt

### 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.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med avseende på kväve/fosfor-kvot (juni-september) i sjöar bedömas enligt följande:

≥ 30	Kväveöverskott
15 – 30	Kväve-fosforbalans
10 – 15	Måttligt kväveunderskott
5 – 10	Stort kväveunderskott
< 5	Extremt kväveunderskott

Vid kväveöverskott (N/P-kvot ≥ 30) är risken för blomning av blågrönalger liten, men risken ökar med ökande kväveunderskott (N/P-kvot < 30).

#### **Arealspecifik förlust av kväve och fosfor (kg/ha, år)**

Den arealspecifika förlusten i rinnande vatten, d.v.s. årstransporten dividerad med avrinningsområdets areal, beskriver

tillförseln av fosfor och kväve från avrinningsområden till sjöar och hav. Den utgör också ett indirekt mått på produktionsförutsättningarna för vattendragens växt- och djursamhällen.

Förlusterna av fosfor och kväve inkluderar tillförsel från alla källor uppströms mätpunkten. Den arealspecifika förlusten används för bedömning av förluster från olika marktyper i relation till normala förluster vid olika markanvändning. Eventuella punktkällors bidrag till arealförlusterna måste därför beaktas.

#### Tillstånd

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med avseende på arealspecifik förlust av kväve och fosfor (12 haltmätningar per år under 3 år samt dygnsvattenföring) bedömas enligt följande klassindelningar:

≤ 1,0	Mycket låga kväveförluster	Fjällhed och fattiga skogsmarker
1,0 – 2,0	Låga kväveförluster	Icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige
2,0 – 4,0	Måttligt höga kväveförluster	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark (t.ex. hyggesläckage), ogödslad vall
4,0 – 16,0	Höga kväveförluster	Åker i slättbygd
> 16,0	Mycket höga kväveförluster	Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning

≤ 0,04	Mycket låga fosforförluster	Opåverkad skogsmark
0,04 – 0,08	Låga fosforförluster	Vanlig skogsmark
0,08 – 0,16	Måttligt höga fosforförluster	Hyggen, myr- och torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark, ofta med vallodling
0,16 – 0,32	Höga fosforförluster	Åker i öppet bruk
> 0,32	Mycket höga fosforförluster	Erosionsbenägen åkermark

#### *Avvikelse*

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan avvikelser från jämförvärdet med avseende på arealspecifik förlust av kväve och fosfor bedömas enligt nedanstående klassindelning:



*Kväve*

≤ 2,5	Ingen eller obetydlig avvikelse
2,5 – 5	Tydlig avvikelse
5 – 20	Stor avvikelse
20 – 60	Mycket stor avvikelse
> 60	Extrem avvikelse

*Fosfor*

≤ 1,5	Ingen eller obetydlig avvikelse
1,5 – 3	Tydlig avvikelse
3 – 6	Stor avvikelse
6 – 12	Mycket stor avvikelse
> 12	Extrem avvikelse

**Allmänt om metaller**

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sjöar och vattendrag. Halterna varierar med avrinningsområdets berggrund och jordart. Vattnets surhet och innehåll av organiska ämnen påverkar också metallhalterna. Om vattnet innehåller höga halter av metaller påverkas vattnets organismer negativt.

Metaller med en densitet som är större än 5 gram per kubikcentimeter betecknas som tungmetaller. Exempel på tungmetaller är bly, krom, kadmium, koppar, arsenik, zink, nickel och kvicksilver. I dagligt tal kallas dessa tungmetaller också för ”skadliga” tungmetaller till skillnad från exempelvis järn, som per definition också är en tungmetall.

Tungmetaller är grundämnen, som 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 biologisk funktion i levande organismer. I stället orsakar dessa metaller redan i små

mängder skador då de tillförs både djur och växter.

En del 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 eller utsöndras mycket långsamt. De är således exempel på stabila ämnen, som blir miljögifter för att de dyker upp i alltför stora mängder i fel sammanhang.

Tungmetallernas giftverkan beror till stor del på att de binds hårt till organiska ämnen/strukturer i levande celler, vilket dels försvårar utsöndring (ger ackumulering) och dels bidrar till att olika cellfunktioner störs (gifteffekt).

Metallerna förekommer i olika kemiska former och är därigenom olika biotillgängliga för levande organismer. Metallerna kan vara lösta i vattnet i jonform, eller förekomma som oorganiska och organiska komplex. De binds även till partiklar och följer dessa. Också tungmetallernas egen rörlighet i miljön skiftar beroende på deras fysikaliska och kemiska egenskaper. Kadmium, arsenik, nickel och zink transporteras och sprids

mycket lätt, medan kvicksilver, bly, krom och koppar behöver speciella förhållanden för att kunna frigöras och ”vandras”.

### Tillståndsklasser

Enligt Naturvårdsverket (1999) kan metallhalter i vatten indelas i tillståndsklasser avseende metallhalter ( $\mu\text{g/l}$ ) enligt följande tabell:

<b>Bedömningsgrunder för miljö kvalitet</b>					
(klassificering saknas för järn, mangan och kobolt)					
	Mycket låga halter	Låga halter	Måttligt höga halter	Höga halter	Mycket höga halter
Arsenik	$\leq 0,4$	0,4-5	5-15	15-75	$> 75$
Bly	$\leq 0,2$	0,2-1	1-3	3-15	$> 15$
Kadmium	$\leq 0,01$	0,01-0,1	0,1-0,3	0,3-1,5	$> 1,5$
Koppar	$< 0,5$	0,5-3	3-9	9-45	$> 45$
Krom	$\leq 0,3$	0,3-5	5-15	15-75	$> 75$
Nickel	$< 0,7$	0,7-15	15-45	45-225	$> 225$
Zink	$< 5$	5-20	20-60	60-300	$> 300$

### Metaller i vattenmossa

Många av de ur miljösynpunkt intressanta metallerna förekommer i naturvatten i koncentrationsintervall mellan 0,01-10  $\mu\text{g/l}$ , (1  $\mu\text{g/l}$  = 0,001  $\text{mg/l}$ ). Vissa av dem kan påverka miljön redan vid så låga halter som 0,1  $\mu\text{g/l}$ . Detta ställer stora krav på provtagning och analys. I många fall kan det därför vara lämpligare att studera metallhalterna i organismer där de anrikas, t.ex. vattenmossa (*Fontinalis*). De senaste åren har analysmetoderna för metaller i vatten förfinats vilket har sänkt detektionsgränserna vid vattenanalyser. I föreliggande rapport har metallhalter analyserats både med hjälp av vattenmossa och med analyser av vatten.

Vattenmossa svarar påfallande snabbt på metaller i vattnet. En "jämviktshalt" som ligger 1000-10000 gånger högre än i vattnet nås redan inom några dagar. Samtidigt har vattenmossan dock en viss förmåga att kvarhålla haltpåslag från t.ex. tidigare belastningstoppar. Vid pH-värden omkring 7 föreligger inom koncentrationsintervallet 0,05-100  $\mu\text{g/l}$  i stort sett direkt proportionalitet mellan halter i mossa och vatten. Upptaget sjunker snabbt med minskande pH.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med avseende på metaller i vattenmossa ( $\text{mg/kg}$  TS) indelas enligt följande:

	Mycket låga halter	Låga halter	Måttligt höga halter	Höga halter	Mycket höga halter
Koppar	≤ 7	7 - 15	15 - 50	50 - 250	> 250
Zink	≤ 60	60 - 160	160 - 500	500 - 2500	> 2500
Kadmium	≤ 0,3	0,3 - 1,0	1,0 - 2,5	2,5 - 15	> 15
Bly	≤ 3	3 - 10	10 - 30	30 - 150	> 150
Kvicksilver	≤ 0,04	0,04 - 0,1	0,1 - 0,3	0,3 - 1,5	> 1,5
Krom	≤ 1,5	1,5 - 3,5	3,5 - 10	10 - 50	> 50
Nickel	≤ 4	4 - 10	10 - 30	30 - 150	> 150
Arsenik	≤ 5	0,5 - 3	3 - 8	8 - 40	>40

## Sediment

### 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 organiska ämnen.

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.

### 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.

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, dels för att halterna ofta blir missvisande låga och dels för att risken för omlagring är stor.

Mellan strandzonen och djuphålorna där en måttlig lutning på botten förekommer finns **transport sediment**. 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.

### **Färg och sediment sorter**

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 syrehalt har varierat i tiden.

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

- dy
- gyttja
- lera
- sand
- myrmalm

I många fall kan blandningar av olika sediment sorter förekomma.

Dy består huvudsakligen av humus (organiskt material) som kommer från omgivande land. 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.

### **Tillståndsklasser**

Enligt Naturvårdsverket (1999a) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm; ackumulationsbotten, TS <25 %, GF > 10 %) indelas i tillståndsklasser avseende metallhalter (mg/kg TS) enligt nedanstående tabell .

<b>Bedömningsgrunder för miljö kvalitet</b> (klassificering saknas för järn, mangan och kobolt)					
	Mycket låga halter	Låga halter	Måttligt höga halter	Höga halter	Mycket höga halter
Arsenik	≤5	5-10	10-30	30-150	>150
Bly	≤50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Kadmium	≤0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35
Koppar	≤15	15-25	25-100	100-500	>500
Krom	≤10	10-20	20-100	100-500	>500
Kvicksilver	≤0,15	0,15-0,3	0,3-1,0	1,0-5	>5
Nickel	≤5	5-15	15-50	50-250	>250
Zink	≤150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000

### Ytkoncentrering

Beroende på kompaktering (ihoptryckning), diffusion och olika syrehalter i sedimentskikten sker som regel en viss anrikning av metaller i ytsedimentet även vid opåverkade förhållanden. Metallerna är som regel till stor del bundna till organiskt material (humus). En del av metallerna kan också vara bundna till järnhydroxider. I ytan är de stora komplexa organiska molekyler utvecklade i hela sin yta, vilket ger många bindningsställen för metaller. Längre ned i sedimentet är de organiska materialet hoptryckt beroende på större tryck. Detta minskar ytan varvid förmågan att binda metaller blir lägre.

I de djupare sedimentskikten sker också en viss nedbrytning av organiskt material, vilket leder till frigörande av metaller. Samma process kan ge syrebrist i sedimentet, vilket gör att järn- bundna och oxidbundna metaller kan frigöras. Metallerna diffunderar mot ytan där syrehalterna är högre och kan då anrikas genom utfällning av oxider/hydroxider eller bindning till organiska ämnen. Som en tumregel kan man säga att skillnaden mellan yta och djupskikt kan vara upp till en faktor två utan att någon skillnad i belastning förekommit.

### Bakgrundshalter

Naturliga bakgrundshalter för sediment bör i första hand bestämmas utifrån lokalspecifika värden från djupare sedimentlager, som återspeglar de ursprungliga halterna i det aktuella området. För de flesta metallerna återfinns dessa halter i sedimentlager som avsattes för mer än 150 år sedan. Normalt återfinns dessa sedimentlager på ca 15-30 cm djup, men i t.ex. övergödda vatten (där sedimenteringshastigheten är stor) påträffas det 150 år gamla sedimentet betydligt längre ned.

### Bioturbation

I de översta tio centimetrarna av sedimentet finns bottendjur som till viss del blandar om sedimentet (bioturbation). Detta innebär att föroreningar både kan föras upp mot ytan och transporteras ned i djupare delar av sedimentet.

### Organiska stabila ämnen

#### Klorerade ämnen

Många klorerade substanser är fettlösliga och bioackumulerande (anrikas i näringskedjor) och har en mycket kraftig

giftverkan. De mest uppmärksammade föreningarna är polyklorerade bifenyler (PCB), DDT, dioxiner och massaindustrins utsläpp av klorföreningar. De klorerade substansernas giftighet är till stor del kopplad till att dessa har en hormoneffekt på djur och människor. Detta innebär att kroppens olika hormonsystem störs av miljögifterna, vilket t.ex. påverkar fortplantningsförmåga, ämnesomsättning m.m.

Minskningen av sälar i Östersjön har konstaterats bero på sterilitet till följd av PCB som anrikats i näringskedjan.

Den helt dominerande källan till utsläpp av klorerade organiska föreningar i Sverige har varit skogsindustrin. Orsaken var att en betydande del av den producerade massan blektes med klorgas. I samband med blekningen bildades klorerade organiska ämnen som sedan släpades ut i sjöar och vattendrag.

Flera av dessa föreningar har visat sig vara både bioackumulerande och giftiga, t.ex. olika klorfenoler och därmed besläktade ämnen. På grund av stor efterfråga på klorfritt papper (konsumenttryck) har andra blekningsmetoder (väteperoxid, ozon, klordioxid) tagit över som radikalt har minskat skogsindustrins utsläpp av klororganiska föreningar.

Bedömningsgrunder saknas för klororganiska ämnen i insjösediment (Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Rapport 4913, 1999a). Däremot finns bedömningsgrunder för vissa stabila organiska ämnen i förorenade havssediment (Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för förorenade områden, Rapport 4918, 1999c), vilka baseras på Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för kust och hav (Rapport 4914, 1999b).

För PCB<sub>7</sub> (d.v.s. summan av PCB 28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180) (mg/kg TS) i

förorenade havssediment finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla (Naturvårdsverket 1999c, Rapport 4918):

<0,015	Ingen eller liten påverkan
0,015-0,08	Trolig påverkan
0,08-0,4	Stor påverkan
>0,4	Mycket stor påverkan

Beroende på lägre halt organisk substans i marina sediment jämfört med sötvattensediment är haltnivåerna generellt lägre i marina sediment. Detta innebär att påverkan från punktkällor föreligger vid lägre haltnivåer i marina sediment än i sötvattensediment. Detta bör beaktas vid bedömningen av sötvattensediment utifrån angivna gränser.

#### Icke klorerade organiska ämnen

Av de icke klorerade organiska ämnena är det främst sådana som innehåller molekyllära ringstrukturer (cyklohexaner, aromatiska ämnen) samt sådana som har fettlösande egenskaper (lösningsmedel, oljeföreningar, enkla aromater och cyklohexaner) som kan ställa till problem i naturen.

Exempel på den första kategorin är PAH (polyaromatiska kolväten). PAH utgörs av organiska ämnen vars molekyler består av ringstrukturer. PAH förekommer i tjära, kreosot, asfalt och en rad olika oljeprodukter. Ämnet kan också bildas vid förbränning och förekommer även naturligt i små mängder. PAH bryts ned mycket långsamt i naturen. Vissa av de ingående ämnen har mutagen effekt (påverkar arvsanlag) och är cancerframkallande.

Till den senare kategorin hör t.ex. opolära alifatiska kolväten (ämnen som baseras på enkla kolkedjor som ingår i bensin, diesel och eldningsolja). Opolära kolväten används ofta som ett mått på oljehalten. Analysen av opolära alifatiska kolväten kan dock ge missvisande värden på

sediment som har hög halt organiskt material t.ex. dy.

Föreningar som har korta molekyler (kolkedjor, enkla ringstrukturer) är ofta akut giftiga men bryts samtidigt ned snabbt i naturen (sådana ingår t.ex. i bensin). Ämnen som består av långa molekyler (kolkedjor) och som är uppbyggda av komplicerade ringsystem är mindre akut giftiga men kan i stället vara mutagena (påverkar arvsanlagen) och/eller cancerframkallande. Dessa ämnen bryts ned långsamt i naturen. Vid syrefria förhållanden i bottensediment är nedbrytningshastigheten mycket långsam, vilket innebär att t.ex. olja kan finnas kvar flera tiotals år efter ett utsläpp.

Bedömningsgrunder saknas för PAH och opolära alifatiska kolväten (olja).

Haltnivåerna av olja (opolära alifatiska kolväten) i ackumulations sediment kan indelas enligt följande (mg/kg TS) (Håkansson L. 1989 muntlig uppgift).

<100	Låga halter
100-400	Måttligt höga halter
400-2000	Höga halter
>2000	Mycket höga halter

