

God ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten

En rapport från Miljöövervakningsenheten



GOD EKOLOGISK STATUS ENLIGT RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

**EN RAPPORT FRÅN MILJÖÖVERVAKNINGEN I
GÄVLEBORGS LÄN**



RAPPORT 2004:3

INNEHÅLL

Förord.....	1
God ytvattenstatus i Gävleborgs sjöar?.....	3
Ingen förurning i Gävleborgs sjöar!.....	3
Drygt 5 % av Gävleborgs sjöar kräver åtgärder mot höga näringsnivåer!.....	4
Är krom det stora problemet i Gävleborgs sjöar?.....	4
Ger Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag en rättvis bild av ytvattnets status i ett regionalt perspektiv?	5
Referenser.....	5
Metallanalyser av sjösediment från länet.....	6
Syfte.....	6
Material.....	6
Resultat	6
Diskussion	9
Sammanfattning	11
Referenser.....	11
Ingen förurning tack vare kalkning – Miljömålsuppföljning i Gävleborg....	12
Kalkning motverkar förurning.....	12
Riksinventeringen representerar alla länets sjöar.....	12
Liten avvikelse från jämförvärde kan ha flera orsaker	13
Sulfathalterna sjunker i sjöarna.....	13
Naturliga förurningen ökar?	14
PH- och alkalinitetsvärdena oförändrade	14
Sulfathalten i tidsseriesjöarna minskar stadigt.....	14
Absorbansen är oförändrad	15
pH- och alkalinitetsvärdena ökar sedan 80-talet.....	15
Beräkningsmodellen i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag baserad på sulfathalt.....	15
Ingen förurningspåverkan i Riksinventeringens vattendrag.....	16
Går förurning att finna i Gävleborg?	16
Kalkningsverksamhetens roll i den positiva förurningsbilden.....	16
Når vi målet ”Bara naturlig förurning”?.....	17
Referenser.....	17
Bedömning av miljöpåverkan från Iggesunds Bruk – produktionsförhållanden i Gårdsfjärden	18
Bedömning av tillstånd och påverkan.....	18
Provtagningsstationer utanför Iggesund.....	18
Fosfor, kväve och klorofyllhalter i Gårdsfjärden och referensen K 190	19
Avvikelsevärden för fosfor, kväve och klorofyll sommartid.....	19
Avvikelsevärden för fosfor, kväve och klorofyll vintertid	20
Sammanfattande bedömning och förslag till ytterligare undersökningar	21
Referenser	21
Sedimentkartering i Söderhamnsfjärden	22
Material och metoder	22
Resultat och diskussion -sedimentundersökning.....	22
Metaller.....	23
Organiska miljögifter	29
Sammanfattning	29
Referenser	30

FÖRORD

I december 2000 började Ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område) att gälla. Vattendirektivet utgör ett samlande ramverk för all vattenplanering och vattenvård inom EU. Det övergripande målet är att en god ekologisk vattenstatus uppnås och bibehålls inom unionen. Meningen är också att man på ett bättre sätt än tidigare ska kombinera arbetet med utsläppsnivåer av olika slag med normer och mål för kvalitén i yt- och grundvatten. Vattendirektivet innebär också en viktig förändring eftersom den framtida vattenplaneringen kommer att ske inom ramen för avrinningsdistrikt som administrerar arbetet inom ett eller flera sammanhållna avrinningsområden.

Enligt Artikel 5 i direktivet ska medlemsländerna senast till år 2004 ha genomfört en beskrivning och analys av alla vattendistrikt. Allt vatten ska lokaliseras, karaktäriseras, typindelas och den mänskliga påverkan ska kartläggas. För att sedan uppnå de fastställda målen för miljökvalitet ska avrinningsmyndigheten upprätta åtgärdsprogram och förvaltningsplaner.

Vi vet ännu inte riktigt vad som kommer att krävas för att kunna beskriva vattnen enligt Vattendirektivet men för att vara förberedda inför denna uppgift har Länsstyrelsen påbörjat arbetet genom att sammanställa ett dataregister över allt vi idag vet om länets vatten. En del av dessa data har utgjort underlag för fem korta artiklar som var och en beskriver olika delar av länets vatten sett ur Vattendirektivets perspektiv. I artiklarna har bedömningsgrunder för miljökvalitet –Sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, rapport 4913) och –Kust och hav (Naturvårdsverket, rapport 4914) använts för att bedöma vattnets tillstånd och om eventuell mänsklig påverkan föreligger. Bedömningsgrunderna kommer att utgöra ett viktigt verktyg i arbetet med Vattendirektivet för att bedöma om vi lever upp till direktivets krav på god vattenkvalitet.



God ytvattensstatus i Gävleborgs sjöar? *(Gunilla Lindgren)*

En bedömning av ett urval av länets sjöar enligt EU:s Vattendirektiv, med Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som redskap, visar att Bedömningsgrunderna behöver omfattande förbättringar för att ge en rättvisande bild av vattnets status. Dessutom måste den biologiska relevansen i klassindelningen utredas.

Metallanalyser av sjösediment från länet *(Maja-Lena Brännvall)*

Enlig Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag är de biologiska effekterna av den antropogena påverkan i länets sjöar mycket begränsade vad det gäller både yt- och bottensediment. Undersökningen har gett oss regionala jämförvärden som ett komplement till de jämförvärden för en naturlig, ursprunglig halt och bakgrundshalter för norra respektive södra Sverige som finns i Bedömningsgrunderna.

Ingen försurning tack vare kalkning

– Miljömålsuppföljning i Gävleborg *(Gunilla Lindgren)*

Om man använder Bedömningsgrundernas beräkningsmodell uppnåddes det regionala miljömålet "Högst 1 % av länets sjöar >5 ha får vara försurade" redan år 2000. Miljömålet uppnåddes tack vare kalkning, som skyddar de jonsvaga sjöarna i utsatta områden i länet. Den naturliga återhämtningen har ännu inte gett uttalad effekt på effektvariabler som pH och alkalinitet, men det finns anledning att se över doser och kalkningsintervall i syfte att anpassa kalkningsverksamheten till minskad försurning.

Bedömning av miljöpåverkan från Iggesunds Bruk

– Produktionsförhållanden i Gårdsfjärden *(Gunilla Lindgren)*

Recipienten i Gårdsfjärden är enligt Bedömningsgrunderna för kust och hav tydligt påverkad av utsläpp av fosfor och kväve. Halterna av kväve, fosfor och klorofyll i recipienten avviker tydligt från Bedömningsgrundernas jämförvärden.

Sedimentkartering i Söderhamnsfjärden *(Maja-Lena Brännvall)*

Halterna av de flesta undersökta metallerna visar på en måttlig påverkan i sedimentprofilerna. Ytsedimentproven indikerar nutida utsläpp av krom och koppar men generellt sett minskar halterna av metaller i ytsedimenten jämfört med de djupare liggande lagren. Ytsedimentprover från Söderhamnsfjärden visar att halterna av organiska miljögifter är relativt låga i området.

Pär Granström

GOD YTVATTENSTATUS I GÄVLEBORGS SJÖAR?

Gunilla Lindgren

År 2006 ska vatten i sjöar och vattendrag kunna bedömas enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten. Beroende på avvikelse från typspecifika referensförhållandena sker en klassificering av ekologisk status i klasserna *hög*, *god*, *måttlig*, *otillfredsställande* eller *dålig*, både för biologiska och vattenkemiska parametrar. Inom EU pågår arbete bl a med att ta fram handledning för bedömning av ytvattenstatus, såväl som referensförhållanden att jämföra med.

I Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NV 1999) bedöms vattnens *tillstånd* och *avvikelse från jämförvärde*. Den senare bedömningsmallen liknar den i Ramdirektivet. Även i Bedömningsgrunder sker indelning i fem klasser. Den ekologiska relevansen i Bedömningsgrunders klassindelning är dock för vissa variabler svag. I brist på biologisk koppling har en statistisk fördelning av halter inom tillståndsklasser tillämpats. Avvikelse från jämförvärde går att beräkna enligt Bedömningsgrunder bl a för totalfosforhalt i sjöar, alkalinitet och metallhalter i sjöar, vattendrag och sediment.

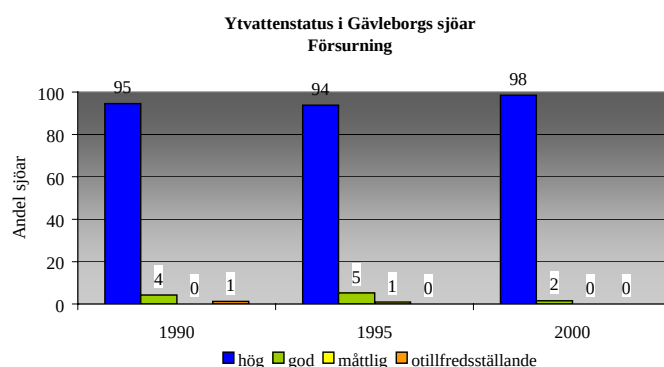
Vart sjätte år genomförs en rikstäckande sjö- och vattendragsinventering i Sverige. Sjöarna och vattendragen analyseras på ett stort antal vattenkemiska parametrar. Dessutom insamlas bottenfauna från ett urval av objekten.

I denna artikel presenteras en bedömning av ett urval vattenkemiska parametrar i Riksinventeringens sjöar i Gävleborg. Bedömningen görs med Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som redskap, men med terminologin hämtad från EG's Ramdirektiv för Vatten.

Ingen försurning i Gävleborgs sjöar!

Gävleborg är ett län med miljömålet "Bara naturlig försurning" uppfyllt vad gäller sjöar (fig 1). Enligt Bedömningsgrunders beräkningsmodell uppnår alla undersökta sjöar i länet "Hög" eller "God" ytvattenstatus. Försurningsläget har också förbättrats sedan 1990, då sjöar med "Måttlig" eller "Otillfredsställande" ytvattenstatus fortfarande förekom.

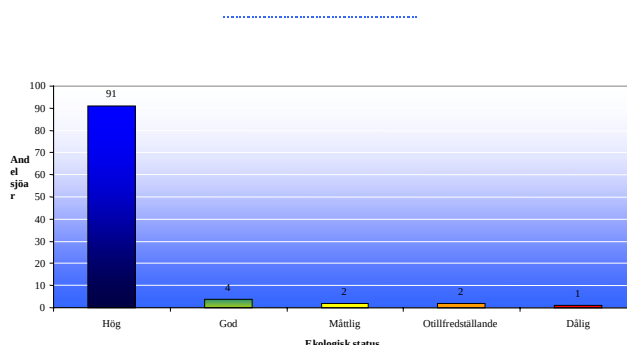
Detta kan i huvudsak ha tre olika orsaker: Naturlig återhämtning, förbättrad kalkningsverksamhet eller en bristfällig beräkningsmodell. Invändningar mot beräkningssättet finns. Bl a kritiseras den sk F-faktorn, ett mått på hur stor del av det antropogena svavelnedfallet som neutraliserats genom jonbytesreaktioner i marken i beräkningsmodellen. Vidare är kalkade sjöar undantagna, eftersom modellberäkning enligt Bedömningsgrunders modell inte kan utföras på dessa.



Figur 1. Fördelning i avvikelseklasser för försurningspåverkan 1990, 1995 och 2000 för sjöar i Gävleborg. Avvikelseklasserna motsvarar klasserna "Obetydlig", "Måttlig", "Stor", "Mycket stor" respektive "Extremt stor" avvikelse från jämförvärde i Bedömningsgrunder

Drygt 5 % av Gävleborgs sjöar kräver åtgärder mot höga näringsnivåer!

En liten andel (drygt 5 %) av Gävleborgs sjöar fyller inte kravet God ytvattenstatus vad gäller totalfosfor (fig 2). Den ekologiska relevansen för parametern totalfosfors klassindelning är liten, varför biologiska effekter inte omedelbart kan kopplas till de höga avvikelsevärdena. Klassindelningen i Bedömningsgrunder baseras helt på statistisk fördelning inom klasser. Vidare måste orsakerna till höga fosforhalter utredas, och källorna definieras, innan verkningsfulla åtgärder kan sättas in. Detta görs lämpligen med en källfördelningsmodell, där de olika fosforkällornas storlek och ursprung fastställs.

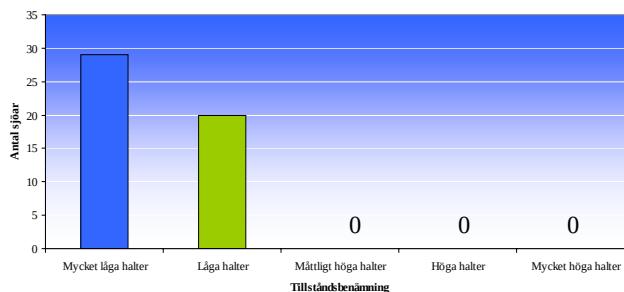


Figur 2. Fördelning i avvikelseklasser av totalfosfor för sjöar i Gävleborg 2000. Avvikelseklasserna motsvarar klasserna "Ingen eller obetydlig", "Tydlig", "Stor", "Mycket stor" respektive "Extrem" avvikelse från jämförvärde i Bedömningsgrunder.

Är krom det stora problemet i Gävleborgs sjöar?

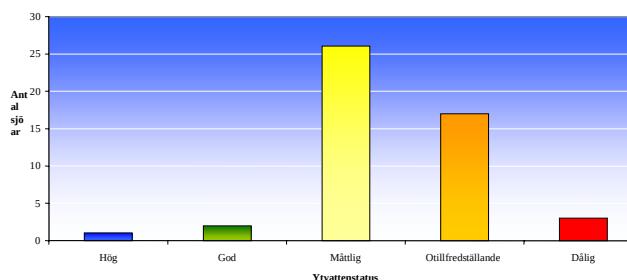
Med Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag kan också tillstånd och avvikelsevärden för olika metaller bestämmas. I Riksinventeringen analyseras en rad olika metaller, bl a krom. Utsläpp av krom härrör dels från järn- och stålindustrin, dels från garvningsprocessen av läder. Kromhalten varierar också naturligt beroende på berggrund, jordarter mm.

Halterna av krom i Gävleborgs sjöar är enligt bedömningsgrunder "mycket låga" eller "låga" (fig 3).



Figur 3. Antal sjöar i olika tillståndsklasser för krom i sjövattnen i Gävleborg 2000. Bedömning enligt Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Avvikelsevärdena från naturlig bakgrund är däremot alarmerande höga (fig 4). Centralt för bedömningen är om Gävleborg kan anses tillhöra norra eller södra Sverige. Bakgrundshalterna för krom bedöms vara högre i södra Sverige. Enligt Bedömningsgrunder avses emellertid med norra Sverige områden från Dalälven och norrut, vilket placerar större delen av Gävleborg i Norrland. De höga avvikelsevärdena för krom förklaras troligen av naturliga geologiska faktorer (se nästa artikel). Avvikelsen från God Ytvattenstatus är således varken möjlig eller angelägen att åtgärda.



Figur 4. Fördelning i avvikelseklasser av krom för sjöar i Gävleborg 2000. Avvikelseklasserna motsvarar klasserna "Ingen", "Liten", "Tydlig", "Stor" respektive "Mycket stor" avvikelse från jämförvärde vatten i Bedömningsgrunder.

Ger Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag en rättvis bild av ytvattens status i ett regionalt perspektiv?

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag kan inte användas som redskap för bedömning av ytvattenstatus utan förbättringar. En viktig fråga är vilka parametrar som ska användas vid bedömningen. EU's Vattendirektiv förordar biologiska parametrar. Väljer man vattenkemiska parametrar måste en koppling till biologi kunna göras. De parametrar som väljs måste vara relevanta att fokusera åtgärder på i de fall målet God ytvattenstatus inte uppfylls.

Behovet av såväl biologiska som vattenkemiska regionala referensvärden är stort. Utan sådana kan en skattning av ytvattenstatus på regional nivå försvåras eller bli felaktig.

Referenser

Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

METALLANALYSER AV SJÖSEDIMENT FRÅN LÄNET

Maja-Lena Brännvall

Syfte

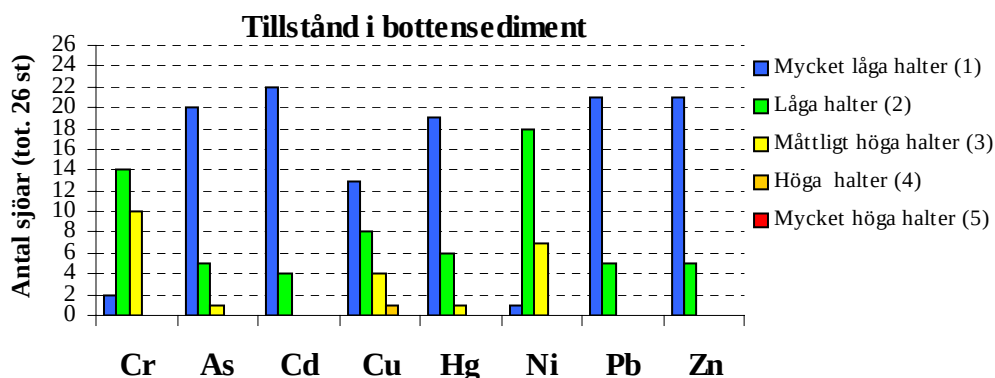
Studien gjordes för att få en uppfattning om dagens föroreningsnivå av metaller i länets sjöar, men också för att se hur dagens halter förhåller sig till tidigare nivåer. För att få en uppfattning om det antropogena inflytandet och eventuella biologiska effekter i provtagna sjöar, har metallhalterna utvärderats med hjälp av Bedömningsgrunder i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Vidare har regionala bakgrundsvärden tagits fram, utifrån de sjöar som analyserats i studien.

Material

Totalt provtogs sedimentprofiler från 26 stycken sjöar med en rörprovtagare, under försommaren 2000. Från varje sedimentprofil togs två prov ut, ett ytsedimentprov 0-1 cm och ett prov från sedimentnivån 25-26 cm och som här kallas bottensediment. Provet från sedimentnivån 25-26 cm (bottensediment) är taget för att representera ett prov som har mycket liten eller ingen antropogen påverkan. Metallerna As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn analyserades i uttagna sedimentprov. Sjöarna är valda så att hela länet blir representerat och att sjöarna inte är lokaliserade nära en punktkälla. Bland de utvalda sjöarna finns olika sjötyper representerade och många av sjöarna har varit eller är med i olika kontrollprogram både på nationell och regional nivå.

Resultat

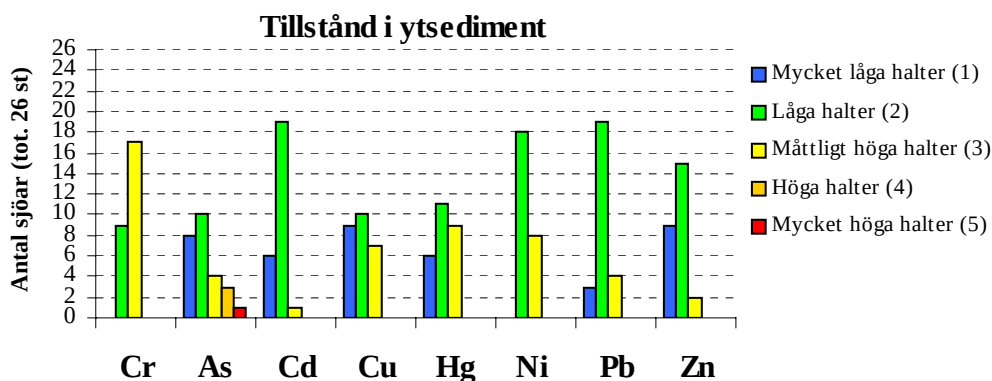
Uppmätta metallhalter har relaterats till den femgradiga skala som finns i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Detta gjordes både för *tillståndsbedömningen*, som baseras på eventuella biologiska effekter, och för *avvikelse från jämförvärdet* som indikerar den antropogena påverkan. Tillståndsvärdet för metallerna As, Cd, Hg, Pb och Zn är 1 (mycket låg halt) i bottensedimentet i minst 19 av totalt 26 sjöar. I återstående sjöar är tillståndsnivån huvudsakligen 2 (låg halt). För Cu har hälften av sjöarna klass 1 och resterande sjöar fördelar sig över klasserna 2, 3 och 4, med tyngdpunkten i klass 2. För Cu och Ni fördelar sig sjöarna över klass 2 och 3, För Ni har 18 sjöar tillståndsnivån 2 och merparten av övriga sjöar har klass 3. Den metall med de högsta tillståndsnivåerna är Cr, där tio sjöar har klass 3 och övriga har klass 2 i bottensedimentet (se figur 1a).



Figur 1a. Visar hur antalet sjöarna fördelare sig över klasserna 1 till 5 för respektive metall för *tillståndsvärdet*.

Tillståndsnivåerna är genomgående högre i ytsedimentet än i bottensedimentet, beroende på att ytsedimentet generellt har högre koncentration. För metallerna As, Cd, Hg, Pb och Zn leder den högre koncentrationen i ytsedimentet till att tillståndsnivån ökar ett eller flera steg i 12 till 19 av de undersökta sjöarna. För metallerna Ni, Cu och Cr, där koncentrationen till

största delen är oförändrad mellan yt- och bottensediment, (eller i vissa enstaka fall även minskar) är ökningen av tillståndsvärdet inte lika stor (figur 1b).



Figur 1b. Visar hur antalet sjöarna fördelare sig över klasserna 1 till 5 för respektive metall för *tillståndsvärdet*

När *avvikelse från jämförvärdet* (avvikelse= uppmätt värde/ jämförvärde) beräknas används ett *jämförvärde* som finns angivet i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Jämförvärdena skall representera bakgrundshalter i sjösediment, och finns framtagna för södra och norra Sverige. Det finns även jämförvärden som skall motsvara en ursprunglig naturlig halt. För vissa metaller finns därför tre olika jämförvärden, för andra metaller finns endast ett jämförvärde angivet i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999).

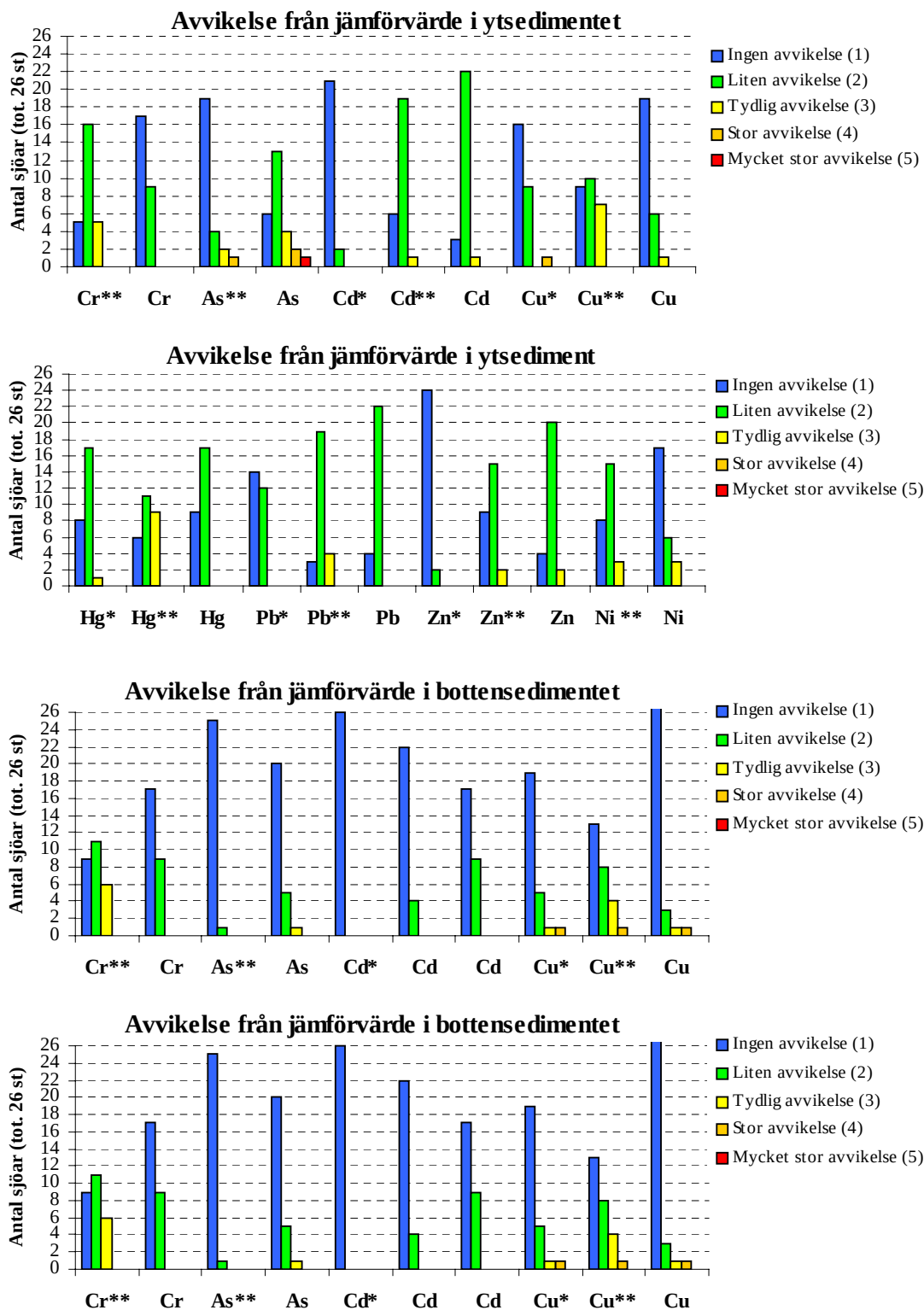
Ett regionalt bakgrundsvärde har tagits fram genom att ett medelvärde har beräknats på bottensediment från 24 av de undersökta sjöarna, två sjöar uteslöts (Norra Dellen och Södra Dellen) beroende på misstanke om tidiga föroreningar samt att dessa sjöar är betydligt större än övriga sjöar. I tabell 1 har beräknade regionala jämförvärden jämförts med framtagna jämförvärden i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). I tabell 1 kan vi se att de regionala bakgrundsvärdena för Cr, Cu, Hg och Ni är högre än samtliga jämförvärden i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). För metallerna Cd, och Zn är de regionala bakgrundsvärdena lägre än bakgrundshalterna för södra och norra Sverige, och för Pb är de regionala bakgrundsvärdena ungefär på samma nivå som bakgrundsvärdena för norra Sverige men lägre än för södra Sverige. För metallerna Co och As är de regionala bakgrundsvärdena även lägre än för den naturliga halten i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999).

Metall	Regional bakgrund (mg/kg ts)	Naturlig halt (mg/kg ts)	Bakgrund N Sverige (mg/kg ts)	Bakgrund S Sverige (mg/kg ts)
Cr	25.8 ± 10	15	15	15
As	4.8 ± 4	8	10	10
Cd	0.62 ± 0.2	0.3	0.8	1.4
Co	12.3 ± 8	15	saknas	saknas
Cu	25.1 ± 26	15	15	20
Hg	0.17 ± 0.1	0.08	0.13	0.16
Ni	12.7 ± 7	10	10	10
Pb	52.5 ± 34	5	50	80
Zn	122 ± 38	100	150	240

Tabell 1. Jämförvärdet *regional bakgrund* representerar de värden som beräknats från provtaget sediment. Jämförvärdena *naturliga halt*, *bakgrund N Sverige* och *bakgrund S Sverige* är hämtade från Bedömningsgrunder i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). *Naturlig halt* är den naturliga, ursprungliga halten i sedimentet och *bakgrund N Sverige* och *bakgrund S Sverige* representerar en "normal" halt i sedimentet dvs sedimentet är ej påverkat av några lokala punktkällor.

I figur 2 har *avvikelse från jämförvärdet* beräknats för Gävleborgs län samt för södra och norra Sverige. Klass 1 och 2 är dominerande i ytsedimentet och klass 1 dominerar i botten-

sedimentet när *avvikelse från jämförvärdet* beräknas. I figur 2 kan vi också se att den antropogena påverkan blir mindre när jämförvärdet ökar, vilket betyder att avvikelsevärdena beräknade med jämförvärden för södra Sverige visar mindre antropogen påverkan än när avvikelsevärden beräknas med regionala bakgrundshalter eller jämförvärden från norra Sverige.



Figur 2. Visar sjöarnas fördelning över de fem klasserna för *avvikelse från jämförvärdet*. Metaller med två asterixer (**) är beräknade med jämförvärden från norra Sverige, metaller med en asterix (*) är beräknade med jämförvärden från södra Sverige och slutligen är metaller utan asterisk beräknade på regionala bakgrundsvärden.

Diskussion

För att uppskatta antropogen påverkan används den femgradiga klassindelningen *avvikelse från jämförvärdet*, vilket innebär att klass 1 motsvarar en liten eller obetydlig påverkan från antropogena källor. Klass 2 till 4 representerar ett sediment som i ökande omfattning är förorenad av lokala eller mer diffusa källor, och slutligen klass 5 som visar tydlig påverkan av lokala källor. Klassindelningen baseras på variationen av halter i svenska sjöar, där klass 1-3 omfattar 95% av mätvärdena i underlagsmaterialet. Klasserna 4 och 5 representerar halter som finns i lokalt mycket belastade områden (Naturvårdsverket, 1999). Eventuella biologiska effekter kan bedömas med hjälp av den femgradiga skalan för *tillståndsbedömning*. Denna skala liknar skalan som används för *avvikelse från jämförvärdet*. Det innebär att klass 1 utgör en liten eller obefintlig risk för biologisk påverkan. Klass 2 innebär att sedimentet kan ha förhöjda metallhalter från punktkällor och / eller långdistansspridning. Klass 2 kan också inrymma halter som är naturliga i tex vissa geologiskt avvikande områden. Den förhöjda halten i klass 2 innebär att små biologiska effekter kan förekomma. Biologiska effekter förekommer i en successivt ökande grad i klass 3, 4 och 5. Klass 4 och 5 finns vanligtvis i områden som har mycket höga metallhalter.

Den antropogena påverkan och eventuella biologiska effekter tycks vara mycket begränsad i bottensedimentet i de undersökta sjöarna. För metallerna As, Cd, Hg, Pb och Zn eftersom tillståndsvärdet och avvikelse från jämförvärde till övervägande del tillhör klass 1. Observera att avvikelsevärdena för bottensedimentet beräknade med regionala bakgrundsvärden skall bli ungefär ett, eftersom de regionala bakgrundsvärdena baseras på ett medelvärde av värdena från bottensedimentet. De metaller som kan vara ett problem för länet är framför allt Cr men även i viss mån Cu och Ni. Detta innebär att fem, sju respektive tio sjöar har Cu, Ni och Cr-halter som kan ge biologiska effekter i bottensedimentet. Orsaken till dessa måttligt höga halter i bottensedimentet kan ha naturliga såväl som antropogena orsaker. De förhöjda metallhalterna kan ha sitt ursprung från lokala källor och långtransporterade luftdepositioner.

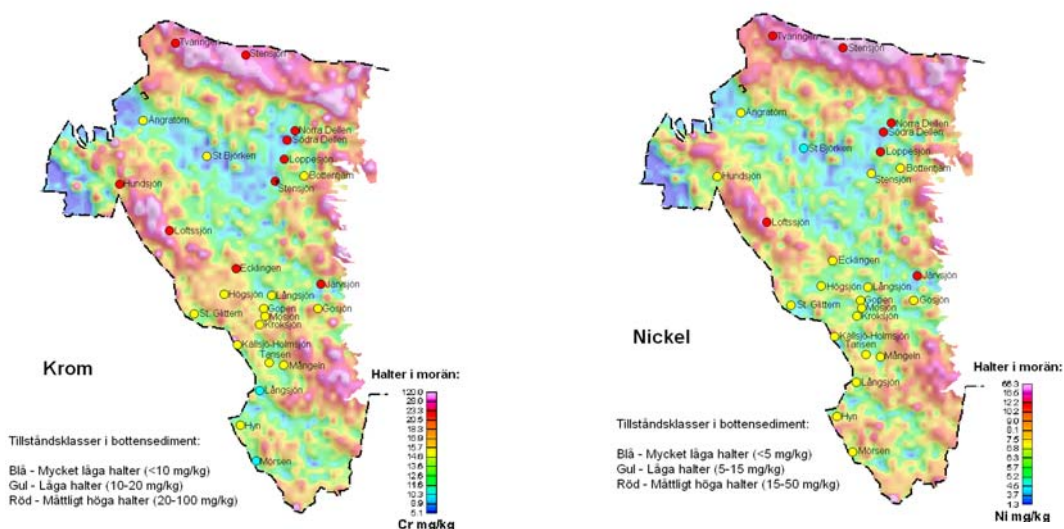
Variationen i bottensedimentet kan också orsakas av naturliga geologiska variationer. I figur 3a-c är analyserade sjöar utsatta på en morängeokemisk karta för metallerna Cr, Ni och Cu. I de tio sjöarna med måttligt höga kromhalter varierar koncentrationen mellan 21-51 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ med ett medelvärde på cirka 35 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, vilket innebär att halterna ligger inom den nedre delen av intervallet för klass 3 (20-100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) i tillståndsbedömningen. Sex av dessa sjöar är lokaliserade i områden med naturligt höga kromhalter, vilket också är den troliga förklaringen till den relativt höga Cr - koncentrationen i dessa sjöar. Koncentrationen är också ungefär densamma i ytsediment och bottensediment i dessa sjöar, vilket stärker förklaringen att de höga halterna beror på naturlig geologisk variation. Detta kan dock inte förklara de måttligt höga kromhalterna i sjöarna Norra Dellen, Södra Dellen, Loppesjön och Stensjön som enligt den geokemiska kartan (se figur 3a-c), ligger i ett område med naturligt låga koncentrationer för Cr, Ni och Cu. Kromhalten (21 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) i Stensjön ligger dock precis på gränsen till klass 2. Även Cu och Ni har klass 3 för *tillståndsbedömningen* i de tre sjöarna Norra Dellen, Södra Dellen och Loppesjön. I Norra Dellen och Loppesjön ligger kopparhalten strax över tillståndsgränsen för klass 3, till skillnad från kopparhalten i Södra Dellen samt nickel- och kopparhalterna i Södra Dellen, Norra Dellen och Loppesjön som samtliga ligger en bra bit in på intervallet för klass 3 för *tillståndsbedömningen*.

Förklaringar till de höga halterna för Cr, Ni och Cu i dessa tre sjöar kan vara lokala punktkällor emedan Dellenområdet har en lång kulturell historia. En annan förklaring kan vara att Dellensjöarna har mycket stora avrinningsområden som även inbegriper områden med högre naturliga koncentrationer. I övriga sjöar där Cu- och Ni- koncentrationen har klass 3 för *tillståndsbedömningen*, är de måttligt höga halterna troligen orsakade av naturliga orsaker eftersom dessa sjöar ligger i områden med naturligt höga halter i moränen (se figur 2).

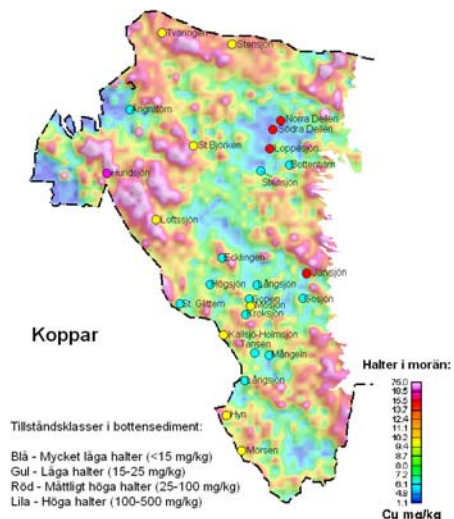
En annan viktig faktor är att 25-26 cm sediment representerar olika ålder i olika sjöar och den exakta åldern kan inte bestämmas utan datering. I en extremt oligotrof sjö kan 25 cm sediment motsvara cirka 300 år och i en eutrof sjö kan samma sedimentdjup representera cirka 70 år. Eftersom åldern ej går att fastställa utifrån sedimentdjupet kan de högre halterna i Norra Dellen, Södra Dellen och Loppesjön vara resultat av en högre sedimenttillväxt i dessa sjöar, varvid det antropogena inslaget ökar såväl från långtransporterade atmosfäriska depositioner som från lokala källor, eftersom en snabbare sedimenttillväxt resulterar i ett yngre sediment.

Det är viktigt med representativa regionala jämförvärden för att få en bra bild av förorenings-situationen i länet. Detta blir extra tydligt när olika jämförvärden används för att beräkna *avvikelsevärden* i länet (se figur 2), eftersom ett lägre jämförvärde visar på en större antropogen påverkan. För att få ett bakgrundsvärde som representerar länet krävs ett relativt stort antal sjöar samt att proverna är tagna på ett sedimentdjup som har liten eller obefintlig antropogen påverkan. Ett viktigt skäl till att jämförvärdena i Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) skiljer sig från de framtagna regionala bakgrundsvärdena är att Gävleborgs län till ytan är betydligt mindre än både norra Sverige och södra Sverige varvid lokala geologiska skillnader för respektive metall framträder tydligare. Det säkraste sättet att bestämma en sjös föroreningsnivå är att analysera prover relativt tät (tätare i ytan än längre ner i sedimentet) i en sedimentprofil som sträcker sig minst 1000 år bakåt i tiden och i vissa fall ännu längre bakåt beroende på vilken metall som skall undersökas. Nackdelen med detta är att det blir tämligen dyrt eftersom det krävs många analyser. Används istället ett bra representativt regionalt jämförvärde behövs endast ett eller ett fåtal ytprover för att relativt säkert bestämma sjöns föroreningsnivå.

Det är viktigt att rätt sedimentdjup väljs för att ett representativt bakgrundsvärde skall erhållas eftersom föroreningshistorien varierar för olika metaller. Bly och koppar är exempel på två metaller som spridits i den norra hemisfären under flera tusen år. Det innebär att Svenska sjöar har mottagit långtransporterade atmosfäriska blydepositioner i nästan 3000 år. Detta har resulterat i att blyhalten vid 25-26 cm i våra undersökta sjöar ej representerar något naturligt bakgrundsvärde. Den "naturliga" blyhalten i svenska sjösediment varierar mellan $2\text{-}15\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Brännvall, 2000). Medelkoncentrationen i analyserade sjöar i denna studie är cirka $40\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. I sju av sjöarna varierar koncentrationen mellan $2\text{-}14\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, det är dock troligt att blyhalten även ökat något i vissa av dessa sjöar beroende på långtransporterade blydepositioner från Europa.



Figur 3a och 3b. Visar de provtagna sjöarnas lokalisering och tillståndsnivån för koppar och nickel, utlagda på länets morän geokemiska karta för krom respektive nickel.



Figur 3c. Visar de provtagna sjöarnas lokalisering och tillståndsnivån för koppar, utlagda på länets morän geokemiska karta för koppar.

Trots att metallhalterna är högre i ytsedimentet än i bottensedimentet, är fortfarande den antropogena påverkan liten och de biologiska effekterna mycket begränsade i ytsedimentet. Eftersom endast två prov tagits ut, är det omöjligt att veta vad som hänt mellan dessa två prover. Det är därför mycket troligt att koncentrationen tidigare varit betydligt högre för flera av metallerna. Ett välkänt exempel på detta är bly som hade sina högsta halter i sjösediment runt 1975 och därefter har halterna stadigt minskat (Brännvall, 2000).

Metallanalyser i mossa från IVL har visat att koncentrationerna för metallerna As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb och Zn var som högst runt 1975. Långtransporterade atmosfäriska depositioner från kontinenten har varit huvudkällan för metallerna Zn, Pb, Cd och i viss mån As och Cu och dessa har minskat sedan sjuttioalet.

Utsläppen har även minskat för Cr, vars utsläpp huvudsakligen kom från lokala källor. Minskningen i mossa borde därigenom även återspegla sig i sjösediment. Därför är det mycket troligt att koncentrationen tidigare varit högre. Detta kan naturligtvis också variera mellan olika sjöar beroende på sjöns lokalisering, nederbörds mängder, avrinningsområdets utseende och storlek samt mängden organiskt material.

Sammanfattning

De biologiska effekterna och den antropogena påverkan i länets sjöar är mycket begränsad både i ytsediment och i bottensediment (25-26 cm) utifrån Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Det bör också uppmärksammas att graden av antropogen påverkan kan bedömas olika, eftersom jämförvärdet som används när *avvikelse från jämförvärde* beräknas, varierar mellan södra Sverige, norra Sverige och regionala bakgrundshalter. Metallerna Ni, Cu och Cr har haltnivåer som skulle kunna ge biologiska effekter och det gäller framför allt Cr. Troligen har de höga halterna för Cr, Ni och Cu framför allt sitt ursprung i lokala geologiska skillnader, men kan även vara orsakade av skillnader i sedimentationshastighet. Metallhalterna är genomgående högre i ytsedimentet än i bottensedimentet. Det är dock mycket troligt att koncentrationerna tidigare varit ännu högre, men att halterna minskat de senaste årtiondena. Genom att ta fram regionala jämförvärden har vi fått en mer nyanserad bild av föroreningsläget i länets sjöar.

Referenser

- Brännvall, M-L., 2000. Atmospheric lead pollution history in Sweden from ancient times to the present- A paleolimnological study. Avhandling, Umeå universitet.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- Sjöar och vattendrag. Rapport 4912, Naturvårdsverket.

INGEN FÖRSURNING TACK VARE KALKNING - MILJÖMÅLSUPPFÖLJNING I GÄVLEBORG

Gunilla Lindgren

Kalkning motverkar försurning

I Gävleborg kalkas drygt 600 sjöar och 100 mil vattendrag fördelat på 125 försurningsdrabbade åtgärdsområden. Kalkning av sjöar och vattendrag har en stark koppling till miljömålsarbetet. Kalkningen är en regional åtgärd som ger omedelbar effekt på tillståndet i försurade sjöar och vattendrag. Kalkningsverksamheten minskar andelen sura sjöar och vattendrag och bidrar därmed till att miljökvalitetsmålet "Bara naturlig försurning" uppfylls.

Kalkningsverksamheten startade för närmare 30 år sedan. Det är många gånger svårt att beskriva hur tillståndet i sjöarna tedde sig före kalkning. Vattenkemiska data från den tiden är gamla, ofta undermåliga och inte sällan obefintliga. Resurserna sedan kalkningen startade har ökat, kunskapen om vad som är viktigt att mäta likaså. Riksinventeringen, en riksomfattande sjöprovtagning, som för första gången genomfördes 1972 har successivt utökats. Så sent som 1985 mättes fortfarande inte sulfat eller klorid, två parametrar som ingår i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrags försurningsbedömning. Kalkningsverksamheten har på senare tid dessutom kritiserats för att åtgärda naturligt sura vatten och därmed förändra naturliga ekosystem och slösa med statens pengar. Å andra sidan har stora, genomgripande kvalitetsförbättringar såsom effektuppföljningsplaner, nationella kalkningsplanen och nu senast ny handbok för kalkning samt de förestående regionala åtgärdsplanerna väsentligt höjt kvaliteten på verksamheten.

Arbetet med att minska de försurande utsläppen har givit resultat. Svaveldepositionen från atmosfären har minskat. Halterna av sulfat i sjövattnet har på motsvarande sätt minskat. Det är emellertid fortfarande osäkert om sjö- och vattendragsförsurningen också minskar. "Markens minne", dvs den försurningspotential som finns lagrad i markskiktet, finns kvar även om den inte ökar lika mycket nu som tidigare.

I miljömålsuppföljningen används den rikstäckande Riksinventeringen och mätdata från de s.k. tidsseriesjöarna, av vilka fyra ligger i Gävleborg. Miljömålsuppföljning av miljökvalitetsmålet "Bara naturlig försurning" i Gävleborg beskriver och utvärderar försurningsläget i länets sjöar och vattendrag samt kalkningens betydelse för försurningens utbredning i länets vatten.

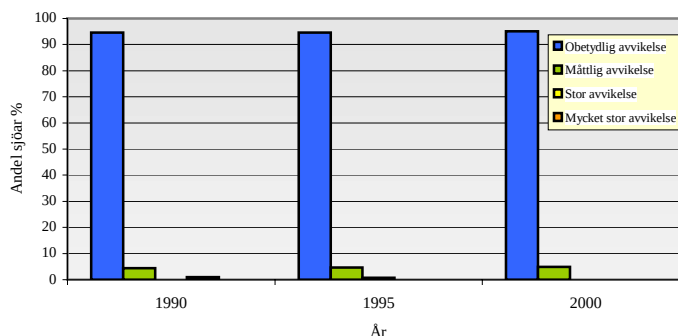
Riksinventeringen representerar alla länets sjöar

Riksinventeringen av sjöar och vattendrag, som genomförs var femte år i Sverige, representerar, genom sitt slumpmässiga urval av sjöar i olika storleksklasser, hela sjöpopulationen i landet. Antalet sjöar som ingått i Riksinventeringen i Gävleborg är tämligen stort, vilket ger en större säkerhet i miljömålsuppföljningen (tabell 1).

Tabell 1. Antal sjöar i Riksinventeringen i Gävleborgs län 1985, 1990, 1995 och 2000.

År	Antal kalkade sjöar	Antal okalkade sjöar
1985	34	307
1990	28	167
1995	46	212
2000	49	193

I Bedömningsgrunder för Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverkets handledning för bedömning av miljötillstånd, finns en modell för beräkning av avvikelse från jämförvärde för alkalinitet. Värdet går att beräkna för 1990, 1995 och 2000. 1990 fanns strax under en procent okalkade sjöar i Riksinventeringen som uppvisade *Mycket stor avvikelse* från jämförvärde. 1995 uppvisade en lika stor andel sjöar *Stor avvikelse* från jämförvärde. År 2000 hade alla sjöar *Obetydlig* eller *Måttlig avvikelse* från jämförvärdet (figur 1).



Figur 1. Avvikelse från jämförvärde för alkalinitet i Riksinventeringens sjöar 1990, 1995 och 2000.

Måttlig avvikelse innebär mindre än 50 % alkalinitetsförlust, vilket bedöms som ringa försurningspåverkan. Det regionala miljömålet för sjöar och vattendrag anger att högst 1 % av länets sjöar ska vara försurade vilket innebär att miljömålet är uppfyllt.

Liten avvikelse från jämförvärde kan ha flera orsaker

Det finns flera tänkbara orsaker till den synbara förbättringen i Gävleborgs sjöar.

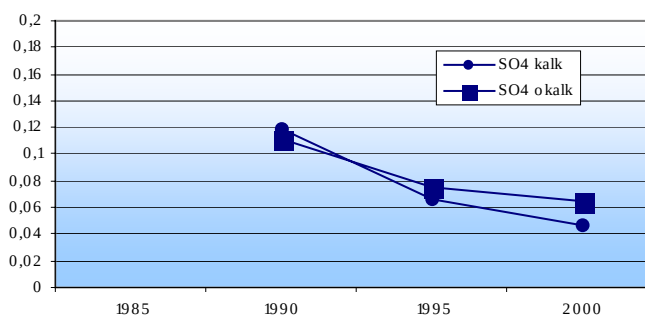
Svaveldepositionen har minskat vilket skulle kunna innebära att en naturlig återhämtning har påbörjats.

Modellen för beräkning av bakgrundshalt av alkalinitet har kritiserats. F-faktorn, ett mått på hur stor del av det antropogena svavelnedfallet som neutraliserats genom jonbytesreaktioner i marken i beräkningsmodellen, används för att uppskatta sambandet mellan surt nedfall och sjöförsurning. Den är framtagen ur data från 70-talet. Modellen bygger på vattnets sulfathalt i relation till beräknat bakgrundsvärde, vilket medför att försurningen antas försvinna då sulfathalten i vattnet minskar. Markprocesser, liksom nitratets betydelse för försurningen, omfattas inte av modellen.

Det är också tänkbart att effektivare kalkning minskat andelen försurade sjöar.

Sulfathalterna sjunker i sjöarna

Sulfathalten har sjunkit signifikant i Riksinventeringens sjöar mellan 1990 och 2000. 1990 var sulfathalten **högre** i kalkade än i okalkade sjöar. 2000 har halterna mer än halverats. Halten i kalkade sjöar har sjunkit mer och är **lägre** än i de okalkade år 2000 (figur 2). Det ligger nära till hands att tolka utvecklingen som att kalkade sjöar tidigare varit utsatt för hög deposition. Den markanta minskningen indikerar att sjöarna

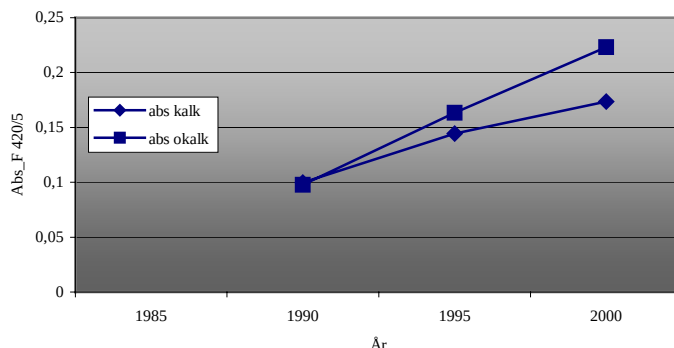


Figur 2. Icke-marina sulfathalter i Riksinventeringens sjöar 1990, 1995 och 2000.

naturligt har mycket låga sulfathalter och att depositionen av svavel minskat drastiskt. Den naturliga bakgrundshalten kan modellberäknas till ca 0,02 mekv/l (NV 1999). I förhållande till detta värde är sulfathalterna fortfarande något förhöjda.

Naturliga försurningen ökar?

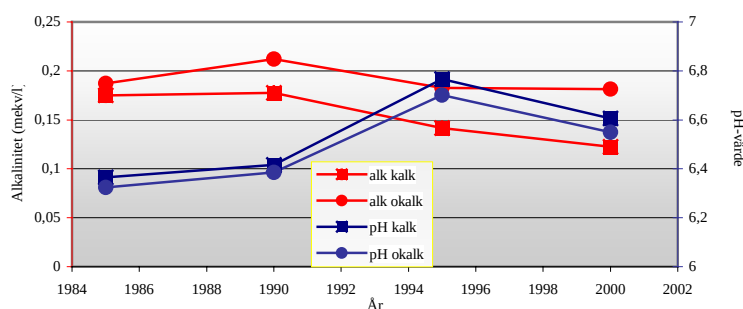
Under samma tidsperiod har absorbansen fördubblats (figur 3). Absorbansen, som är ett mått på vattenfärgen, kan användas för att beskriva halten av organiska anjoner i vattnet. Den ökade mer i okalkade än i kalkade sjöar.



Figur 3. Absorbans i kalkade respektive okalkade sjöar i Riksinventeringen 1990, 1995 och 2000.

pH- och alkalinitetsvärdena oförändrade

pH-värdet och alkaliniteten visar inte samma tydliga mönster som sulfat och absorbans. Alkaliniteten i kalkade sjöar är lägre än i okalkade. Eftersom kalkade sjöar ursprungligen är jonsvaga sjöar som har hög känslighet mot försurning är det positivt att den jonsvaga karaktären i sjöarna bevaras. (figur 4).

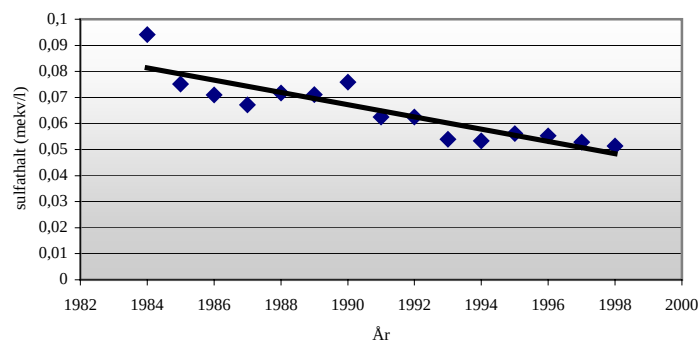


Figur 4. pH- och alkalinitetsvärdena i kalkade och okalkade sjöar i Riksinventeringen 1990, 1995 och 2000.

pH-värdet i sjöarna tenderar att öka och ökar även i förhållande till alkaliniteten (figur 4). Kalkade sjöar har ett något högre pH-värde än okalkade, något som kanske kan förklaras med deras lägre absorbans. Högre absorbans innebär en högre halt av organiska anjoner, vilka sänker pH-värdet.

Sulfathalten i tidsseriesjöarna minskar stadigt

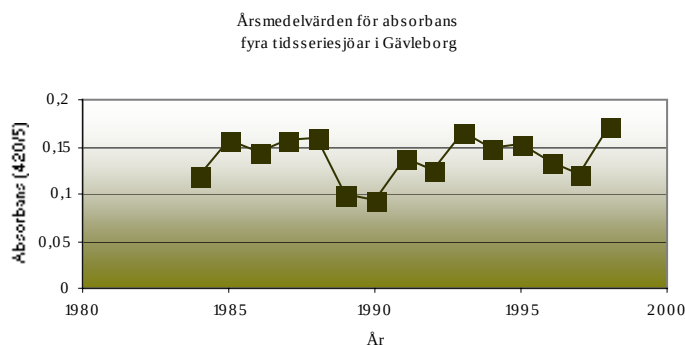
Från tidsseriesjöarna i Gävleborg finns mätvärden sedan 1984. De fyra sjöarna besöks flera gånger per år. I miljömålsuppföljningen får årsmedelvärdet för de fyra sjöarna representera trenden. Sulfathalten sjunker totalt sett i de fyra sjöarna (figur 5) och minskningen är signifikant ($r^2=0,79$, $p<0,001$).



Figur 5. Årsmedelvärden för icke-marint sulfat från fyra tidsseriesjöar i Gävleborg 1984-1998.

Absorbansen är oförändrad

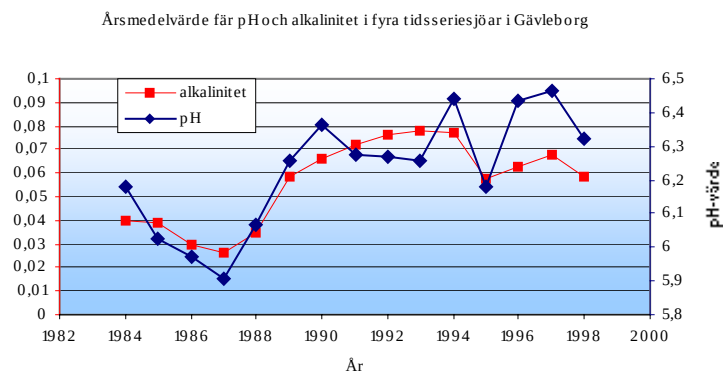
Absorbansen varierar mycket mellan åren. Vissa perioder är absorbansen hög, andra låg och förklaringen till variationen finns att hämta i vattenflödena. Regniga somrar är absorbansen högre, torra lägre. Under mätperioden finns ingen trend i absorbansen och riksinventeringens skenbara ökning kan bero på alltför glest provtagningsintervall (figur 6).



Figur 6. Årsmedelvärden för absorbans i fyra tidsseriesjöar i Gävleborg 1984-1998.

pH- och alkalinitetsvärdena ökar sedan 80-talet?

pH- och alkalinitetsvärdena i tidsseriesjöarna ökar sedan mitten av 80-talet. Då var värdena mycket lägre än idag. Sedan början av 1990-talet har emellertid pH och alkalinitet inte förändrats (figur 7). I tidsseriesjöarna, liksom i Riksinventeringen sjöar, kan man se en tendens att pH-värdet ökar i förhållande till alkaliniteten.



Figur 7. Årsmedelvärde för pH och alkalinitet i fyra tidsseriesjöar i Gävleborg 1984-1998.

Beräkningsmodellen i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag baserad på sulfathalt

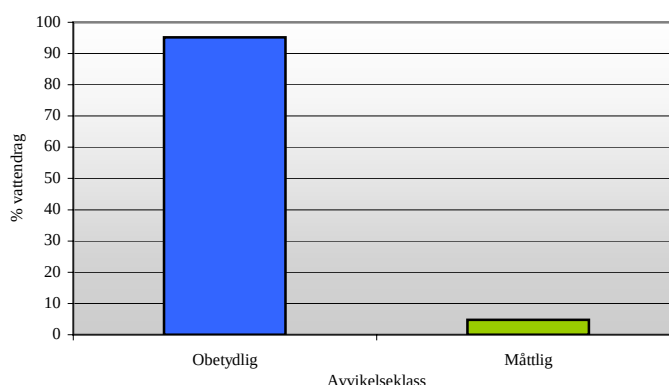
En möjlig förklaring till föroreningens förbättring är beräkningsmodellens konstruktion. Beräkningen av avvikelservärde antar att minskad sulfathalt i vattnet innebär minskad föroreningens påverkan, varför alk närmar sig alk_0 om uppmätt sulfat närmar sig bakgrunds-sulfathalten. Emellertid finns det som kallas "markens minne", den lagrade föroreningspotentialen som sänker pH-värdet vid höglöden utan att sulfathalten stiger.

Beräkning av bakgrundsalkalinitet enligt Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag:

$$Alk_0 = alk + (1 - (0,8 * \arctan(4,3(alk + 0,2)))) (SO_4 - SO_4^*)$$

Ingen försurningspåverkan i Riksinventeringens vattendrag

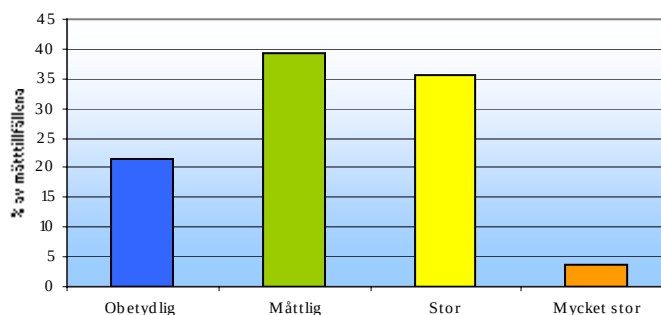
Antalet vattendrag i Riksinventeringen är inte så stort att det kan anses representera en större mängd vattendrag i Gävleborg. 9 kalkade och 33 okalkade vattendrag ingår i Riksinventeringen 2000. Beräkning av avvikelsevärde för alkalinitet i vattendragen ger samma positiva bild som sjöarna: Avvikelsen är *Obetydlig* eller *Måttlig* i alla okalkade vattendrag (figur 8).



Figur 8. Avvikelse från jämförvärde för alkalinitet i Riksinventeringens vattendrag i Gävleborg 2000.

Går försurning att finna i Gävleborg?

Med Bedömningsgrunders modell för beräkning av bakgrundsalkalinitet krävs en avsevärd försurningspåverkan för att avvikelsen ska bli större än *Måttlig* *avvikelse*. I Delsboområdet finns ett antal okalkade vattendrag som klassas som försurade. I dessa vattendrag klassar även Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag avvikelsen i ca 40% av de 28 *provtagningstillfällena* som *Stor* eller *Mycket stor* (figur 9). Sannolikt fungerar beräkningssättet sålunda åtminstone där försurningen är uttalad.



Figur 9. Avvikelse från jämförvärde för alkalinitet vid olika mätstillfällen i Fårmyrbäcken och Havssvalgbäcken, Delsbo.

Data från Cecilia Andrén, ITM

Kalkningsverksamhetens roll i den positiva försurningsbilden

Det underlag som finns före kalkning, från sjöar som kalkas, är ofta sporadiskt och med undermålig kvalitet. Arbetet med datainsamling och kvalitetssäkring har gjort stora framsteg sedan verksamheten påbörjades. Oavsett vilket underlag man har går det inte att uttala om hur kalkade sjöar skulle se ut ifall de inte kalkats. Det finns varken modeller eller tillförlitliga fältundersökningar som kan ge svar på vad som händer om man slutar kalka.

Det finns några skillnader mellan kalkade och okalkade sjöar som kan belysa situationen något. Kalkade sjöar har signifikant lägre **magnesiumhalt** än okalkade. Kalkade sjöar har också signifikant lägre **TOC-halt**, vilket är ett mått på organiska anjoner som bidrar till den naturliga försurningen.

Sammanfattningsvis pekar många faktorer på att kalkningen är nödvändig och att rätt sjöar kalkas. Kalkade sjöar är naturligt jonsvagare än okalkade (lägre magnesiumhalt, lägre sulfathalt) och därmed försurningskänsligare. De var så sent som för 10 år sedan utsatta för hög svaveldeposition, vilket återspeglas i **högre** sulfathalter i kalkade sjöar för 10 år sedan, **lägre** år 2000 jämfört med okalkade sjöar. Slutligen har kalkade sjöar lägre TOC-halt än okalkade, vilket –om än grovt - indikerar att inte enbart naturlig försurning åstadkommer låga pH-värden jämfört med de okalkade sjöarna.

Når vi målet "Bara naturlig försurning"?

Med Riksinventeringen och Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som underlag kan andelen försurade sjöar beräknas och anses representativa för länet i stort. Det regionala miljömålet "Högst 1 % av länets sjöar >5 ha får vara försurade" är uppnått år 2000.

För vattendrag däremot räcker inte Riksinventeringens material till för att ge en helhetsbild av länet. Det går därför inte att bedöma om det regionala miljömålet "Högst 15 % av sträckan rinnande vatten får vara försurad" är uppfyllt.

Miljömålet uppnås tack vare kalkning, som skyddar de jonsvaga sjöarna i utsatta områden i länet. Den naturliga återhämtningen har ännu inte gett uttalad effekt på effektvariabler som pH och alkalinitet, men det finns anledning att se över doser och kalkningsintervall i syfte att anpassa kalkningsverksamheten till minskad försurning. Det viktigaste i kalkningsverksamheten är fortfarande att få måluppfyllelse för kalkningen i form av en normaliserad flora och fauna i väntan på att försurningen ska släppa taget i länets vatten.

Referenser

Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

BEDÖMNING AV MILJÖPÅVERKAN FRÅN IGGESUNDS BRUK - PRODUKTIONSFÖRHÅLLANDEN I GÅRDSFJÄRDEN

Gunilla Lindgren

Bedömning av tillstånd och påverkan

Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för kust och hav" är ett verktyg för att bedöma miljökvaliteten i vår kust och våra hav. Varje miljöhot beskrivs med olika parametrar där varje parameter ger ett mått på tillståndet i miljön.

Jämförvärde kallas det värde som ska motsvara det opåverkade, naturliga tillstånd som borde råda. I Bedömningsgrunder beräknas jämförvärdet som medianvärde från opåverkade lokaler. Med hjälp av jämförvärdet kan påverkansgrad bedömas.

Inom EU:s arbete med Vattendirektivet pågår intensivt arbete med att ta fram s.k. referensförhållanden. Dessa ska användas för att bedöma ekologisk status i vattnet på ett liknande sätt som Bedömningsgrunder används.

Provtagningsstationer utanför Iggesund

Iggesunds Bruk är ett pappersbruk med Iggesundsfjärden och Gårdsfjärden som recipient. Bruket släpper ut ungefär 20 ton COD, 38 kg P och 283 kg N per dygn.

I Gårdsfjärden, utanför Iggesund, ligger station K 179, som räknas som den påverkade lokalen. Förutom bruket tillförs Gårdsfjärden även en del vatten från Delångersån. Längre ut, utanför Gårdsfjärden, ligger K190 (figur 1). Denna lokal utgör referens till K 179 i denna bedömning.



Figur 1. Provpunkternas läge utanför Iggesunds Bruk.

Fosfor, kväve och klorofyllhalter i Gårdsfjärden och referensen K190

I halten totalfosfor ingår både organiskt bunden fosfor och fosfor löst i vattnet. Löst fosfor, s k fosfat-fosfor, anger den tillgängliga delen näringsämne. Fosfor är ett näringsämne som oftast är begränsande för algproduktionen, dvs. tar fosfor slut avstannar algtillväxten. Klorofyllhalten är ett mått på produktionen av alger i vattenmassan.

Avvikelsevärden för fosfor, kväve och klorofyll sommartid

Avvikelse från jämförvärde

Avvikelsevärdena bestäms av hur stor skillnad det är mellan uppmätt värde och beräknat avvikelsevärde. Bedömningen delas in i fem klasser:

Ingen eller obetydlig påverkan

Liten påverkan

Tydlig påverkan

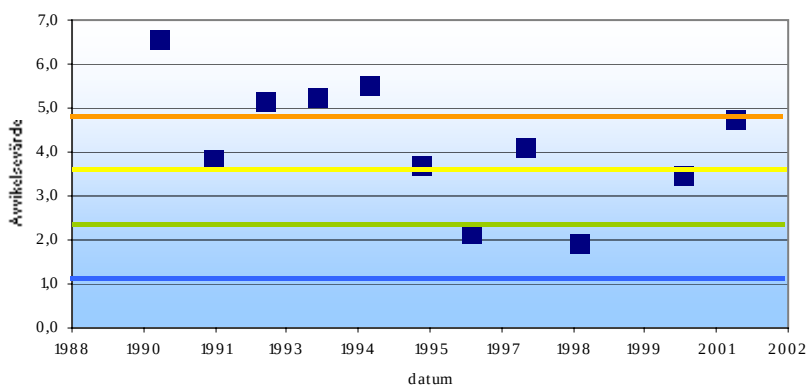
Stor påverkan Mycket stor påverkan

Fosfor är ett av de två viktigaste eutrofierande ämnena i vatten. Höga halter av fosfor orsakar ökad produktion med tillväxt av alger som följd.

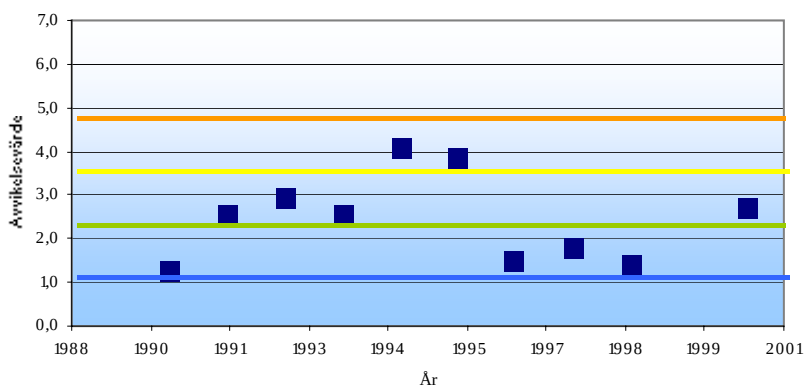
Avvikelsevärden för fosfor kan beräknas både för vinter och sommar.

Avvikelsevärdena för fosfor under sommaren är höga i recipienten (figur 2). Endast två av mät-värdena faller inom bedömningen *Liten påverkan* och ingen kan klassas som *Ingen eller Obetydlig påverkan*.

I referensen är avvikelsen från jämförvärde också förhöjd, men ligger genomgående på en lägre nivå (figur 3).

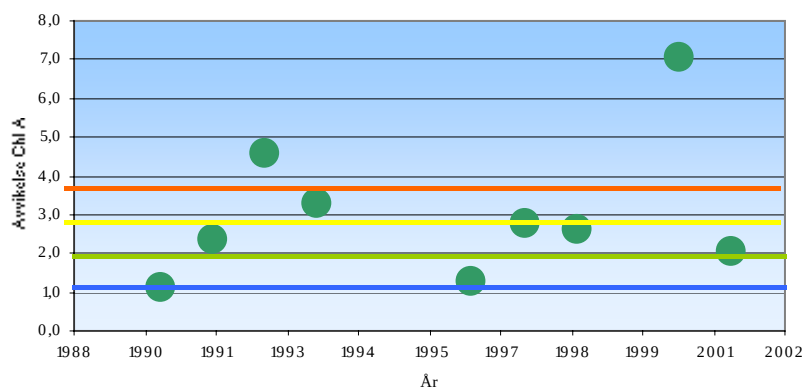


Figur 2. Avvikelsevärden för totalfosfor på lokal K 179 i Gårdsfjärden 1990-2001. Avvikelseklasserna anges som färgade linjer i figuren.



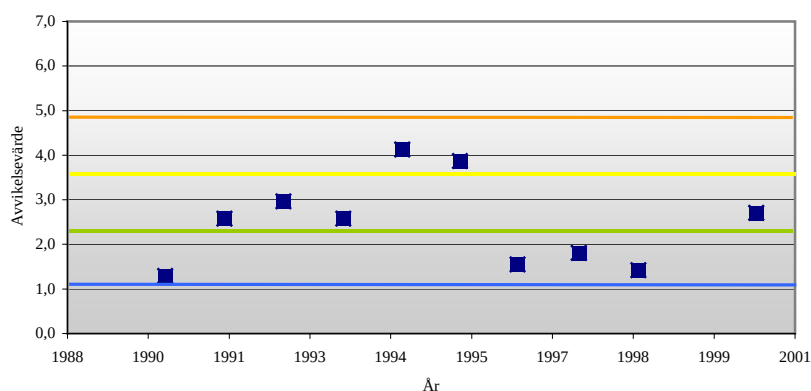
Figur 3. Avvikelsevärden för totalfosfor på referenslokal K 190 i Gårdsfjärden 1990-2001. Avvikelseklasserna anges som färgade linjer i figuren.

Klorofyll A-halten ger ett mått på eutrofierings-situationen i ett vatten. Halterna i Gårdsfjärden avviker genomgående mycket från jämförvärdet (figur 4). Avvikelsen är *Tydlig, Stor* eller *Mycket stor* och någon förbättring under 10-årsperioden kan inte skönjas.



Figur 4. Avvikelsevärden för klorofyll A på lokal K 179 i Gårdsfjärden 1990-2001. Avvikelseklasserna anges som färgade linjer i figuren.

Totalfosforhalterna i referenslokalen K 190 är förhållandevis höga (figur 5). Kvävehalterna däremot avviker oftast lite från jämförvärdet. Klorofyllhalterna avviker inte från jämförvärdet och produktionsförhållandena i referensen kan betecknas som tillfredsställande trots de något förhöjda fosforhalterna.



Figur 5. Avvikelsevärden för fosfor på lokal K 190 i Gårdsfjärden 1990-2001. Avvikelseklasserna anges som färgade linjer i figuren.

En sammanfattning av de genomsnittliga avvikelsevärdena för fosfor, kväve och klorofyll visar att avvikelsen från jämförvärde är högre för fosfor i Gårdsfjärden än i referensen. Kväve och klorofyll A avviker inte alls eller endast lite i referensen medan värdena i Gårdsfjärden avviker tydligt eller stort (tabell 1). K 179, recipientlokalen, har en högre närsaltbelastning än referensen K 190.

Tabell 1. Genomsnittliga avvikelsevärden under sommaren (enligt Bedömningsgrunder för Kust och Hav) för fosfor, kväve och klorofyll A i Iggesunds recipient åren 1988-2001.

Avvikelse	Tot-P	Tot-N	Chl a
K190 sommar	2,5	1,1	1,5
K179 sommar	4,2	1,8	3,9

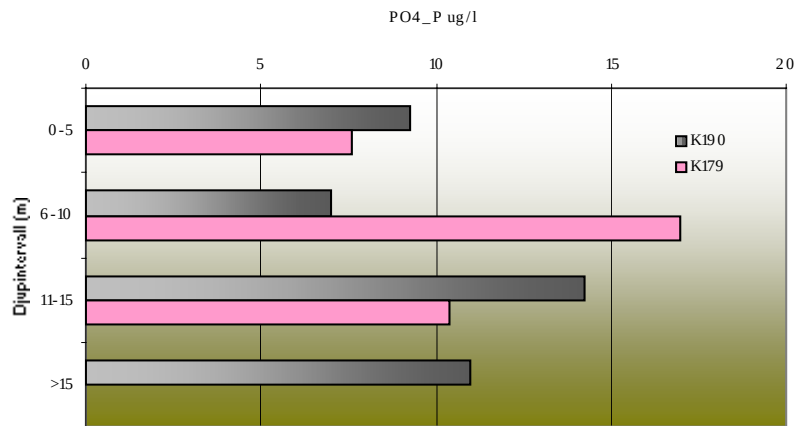
Avvikelsevärden för fosfor, kväve och klorofyll vintertid

Under vintern avviker inte fosfor- och kvävehalterna nämnvärt från jämförvärde, varken i recipienten eller i referensen (tabell 2).

Tabell 2. Genomsnittliga avvikelsevärden under vintern (enligt Bedömningsgrunder för Kust och Hav) för fosfor, kväve i Iggesunds recipient åren 1988-2001.

Avvikelse	Tot-P	Tot-N
K190 vinter	1,5	1,1
K179 vinter	1,6	1,5

Under vinterperioden ökar halterna av löst fosfor och kväve, eftersom produktionen är låg samtidigt som näringsämnen tillförs från land, via mineralisering etc. Halterna på vintern ger ett mått på närsalttillgången och därmed eutrofieringspotentialen. Sommarhalterna, som i regel är låga, ger hellre ett mått på vilka ämnen som är begränsande för systemet.



Figur 6. Fosfat-fosforhalt i olika djupintervall i lokalen K 179 (nära bruket) och K 190 (referens).

Fosfat-fosforhalterna skiljer sig inte mycket åt mellan provtagningsstationernas yt- och djupskikt utom i djupzonen 6 –10 m, där fosfat-fosforhalterna är mer än dubbelt så höga i recipienten än i referensen. I denna djupzon uppvisar recipienten en betydligt större eutrofieringspotential (figur 6).

Sammanfattande bedömning och förslag till ytterligare undersökningar

Recipienten Gårdsfjärden är tydligt påverkad av utsläpp av fosfor och kväve. En mer ingående studie av näringsämnenas härkomst samt en simulering av olika utsläppsreduktioner från Iggesunds bruk skulle vara användbart för att mer exakt kunna bedöma vilka miljöåtgärder som skulle ge störst positiv miljöeffekt på Iggesunds recipient. Metaller och toxiska substansers förekomst och miljöeffekter är hittills lite studerade. Eftersom även sådana ämnen ingår i brukets utsläpp bör även dessa studeras i recipienten inför det framtida miljöarbetet med att förbättra vattenkvaliteten utanför Iggesunds Bruk.

Referenser

Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljökvalitet- Kust och Hav. Rapport 4914.

SEDIMENTKARTERING I SÖDERHAMNSFJÄRDEN

Maja-Lena Brännvall

SGU har genomfört sedimentkartering och provtagning inom det kustområde i Söderhamns- och Ljusnefjärdarna där Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund bedriver recipientkontroll. Syftet med studien var att kartlägga sedimentets kvartärgeologiska sammansättning och uppbyggnad samt att finna lämpliga provtagningslokaler för återkommande recipientstudier. Undersökningen har bl.a. inneburit att fördelningen mellan erosions-, transport- och ackumulationsbottnar har kartlagts. Vidare har förekomsten av fiberbankar undersökts och analyser av metaller, organiska miljögifter och ^{137}Cs (cesium) har gjorts på provtaget sediment. Alla analysdata i denna rapport kommer från SGU:s rapport *Sedimentkartering i Söderhamnsfjärden* från 2002. Syftet med denna rapport är att komplettera SGU:s rapport.

Material och Metoder

Fältarbetet genomfördes i oktober 2001 och omfattade en bottenytinspektion samt en mätning efter mätlinjer med seismiska och hydroakustiska metoder inom provtagningsområdet. Utifrån dessa undersökningar valdes lämpliga provtagningsområden ut för miljökemiska analyser och för framtida recipientkontroll.

Sedimentproverna provtogs med ett för ”miljöprovtagning” specialkonstruerat dubbelpipigt Gemini lod. Den ena kärnan snittades i 1-cm skivor varefter proverna vägdes och frystorkades. Parallellkärnan från varje provtagning beskrevs, fotograferades och röntgades i fartygets laboratorium. Totalt provtogs nio längre sedimentprofiler (14h-3, 14h-5, 14h-11, 14h-13, 14h-16, 14h-18, 14h-22, 14h-33 och 14h-34). Från dessa kärnor togs fyra prover ut från 0-1 cm, 4-5 cm, 9-10 cm samt ca 40 cm. Dessutom togs ytterligare åtta stycken ytprover (14h-1, 14h-2, 14h-4, 14h-12, 14h-15, 14h-17, 14h-35, och 14h-36). I samtliga av dessa prover (totalt 44 stycken) analyserades metallerna Hg, Cd, Pb, Cu, As, Ni, Cr, Zn, Fe, Mn samt totalkol och organiskt kol (TOC). I följande åtta ytprover (14h-3, 14h-5, 14h-11, 14h-13, 14h-16, 14h-18, 14h-22, 14h-33 och 14h-34) analyserades dessutom PAH, PCB, THC (total kolväte) samt EOX. Begreppet EOX är en samlingsterm för EOCl och EOBr (extraherbar organiskt bunden klor respektive brom). Totalkväve analyserades endast i de 17 ytproverna. Metallanalyserna analyserades enligt svensk standard.

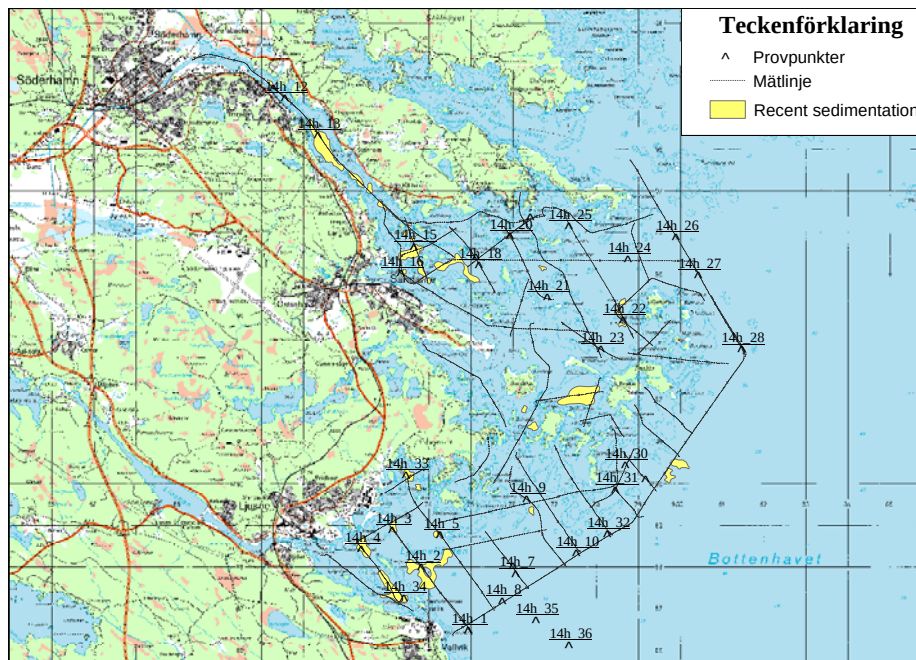
Aktiviteten av den radioaktiva isotopen ^{137}Cs har analyserats i de nio sedimentprofilerna. Det är utsläppen från Tjernobyl 1986 som har resulterat i en topp i sedimentet av ^{137}Cs . Genom att mäta aktiviteten på ^{137}Cs kan sedimentet dateras och sedimentkvalitet samt sedimentationshastigheten bestämmas.

Resultat och diskussion –sedimentundersökning

Resultaten av SGU:s bottenundersökningar har sammanställts i en kvartärgeologisk karta (SGU, 2002) där även upptäckta fiberbankar finns inlagda. Vidare har en sammanställning över lokaler med recent sedimentation inom det undersökta området gjorts (Figur 1). Provtagningsområdet karaktäriseras huvudsakligen av erosions- och transportbottnar samt mindre områden med recent sedimentation (ackumulationsbottnar) där områdena med recent sedimentation är lämpliga för fortsatt provtagning. Områden med recent sedimentation karaktäriseras inte helt och fullt som fullgoda ackumulationsbottnar eftersom landhöjningen i området på sikt kan orsaka erosion och transport av sedimenterat material inom området.

De riktigt bra ackumulationsbottnarna finns på större djup (20 m) och ligger utanför det undersökta området. Trots detta har ett antal provpunkter bedömts som lämpliga för återkommande recipientkontrollstationer (Figur 1). Bäst av dessa provtagningspunkter är 14h-

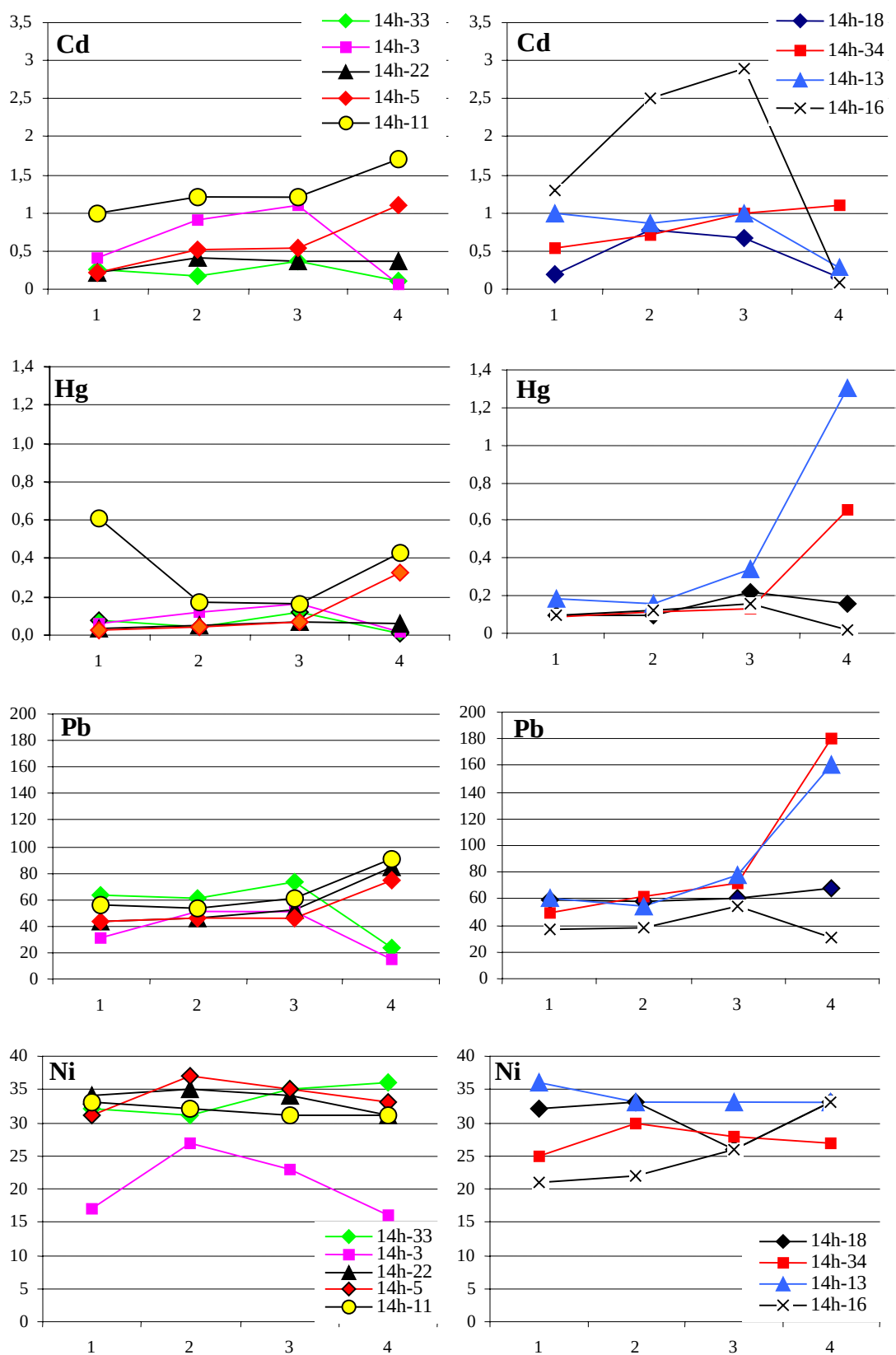
5, men även punkterna 14h-13, 14h-22 samt 14h-34 har bedömts som lämpliga provtagningspunkter för fortsatt recipientkontroll. Cesiummätningarna har visat att sedimentationshastigheten i området är relativt låg. Den största sedimentationstillväxten finns i provpunkt 14h-5 och är cirka 1 cm per år och den lägsta sedimentationstillväxten finns i provpunkterna 14h-3 och 14h-16 och är cirka 3 mm per år. Analyserna av ^{137}Cs visade att det troligen sker en kontinuerlig omlagring av sedimentet i provtagningspunkt 14h-11.



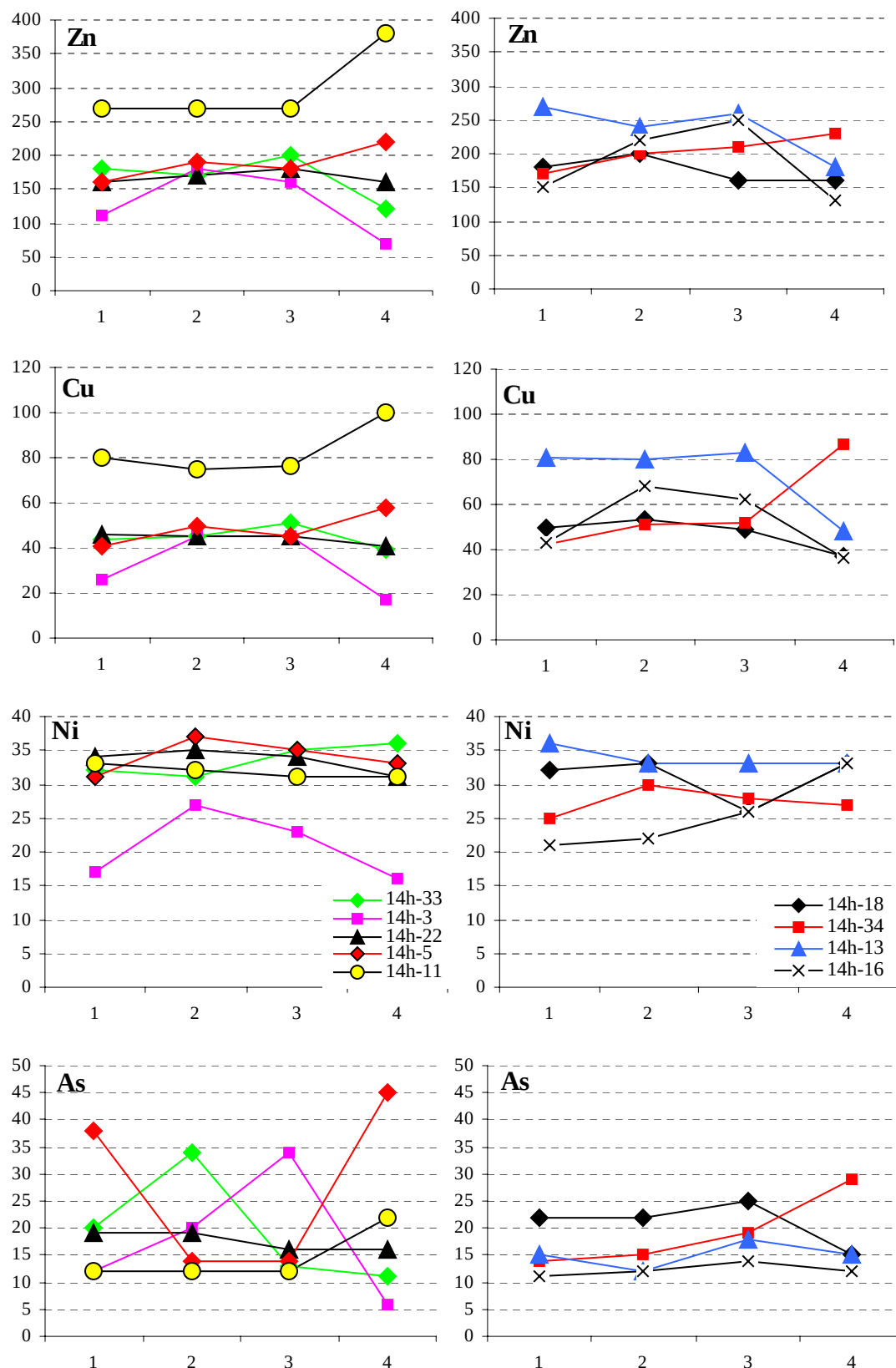
Figur 1. Visar provtagningsområdet med provpunkter och områden med recent sedimentation i Söderhamns- och Ljusnefjärden.

Metaller

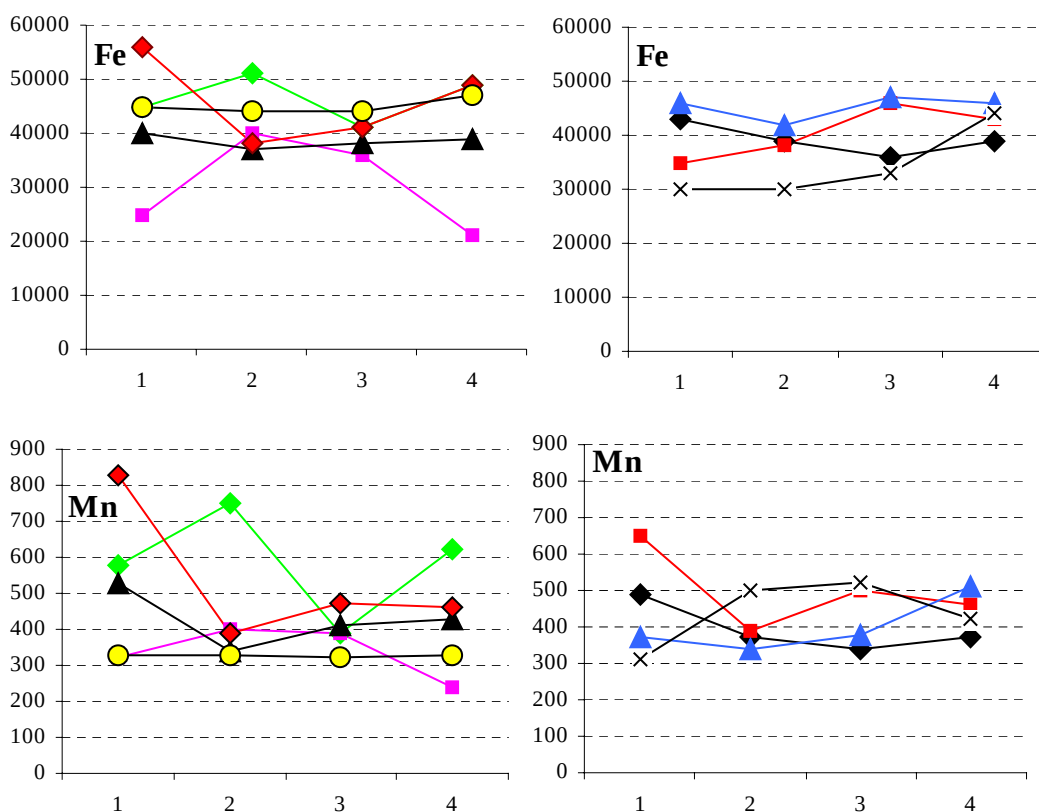
De högsta metallkoncentrationerna finns inte i ytprovet utan vanligtvis längre ner i sedimentprofilen, och detta gäller merparten av analyserade sedimentprofiler. Speciellt Pb har flera sedimentprofiler där den högsta koncentrationen finns i det djupast liggande sedimentet. Detta gäller även ett antal sedimentprofiler för metallerna Hg, Cu, Zn och Cd (Figur 2). I ett antal profiler är också koncentrationen relativt konstant, men trots detta tenderar koncentrationen att vara lägst i ytsedimentet (Figur 2). Denna haltninskning mot ytan visar att metallbelastningen har minskat de senaste 15-20 åren i Söderhamnsfjärden och Ljusnefjärden. Detta gäller inte hela Söderhamnsfjärden och Ljusnefjärden eftersom det finns sediment-profiler där koncentrationen ökar mot ytan och den högsta halten finns i ytsedimentet. Exempel på detta är Cu i 14h-13, As i 14h-5, Hg i 14h-11 och Zn i 14-13. För att göra en helhetsbedömning av varje metalls föroreningsnivå inom det undersökta området, har ett medelvärde beräknats på samtliga analyserade prov för respektive metall. Detta medelvärde har sedan använts för att kunna beräkna *avvikelse från jämförvärde* som finns beskrivet i Bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket, 1999). Vi finner då att Cu har klass 4 (stor avvikelse) i medeltal i sedimentet och att Cr, Hg, Cd, Zn, Pb och As har klass 3 (tydlig avvikelse), även om As ligger precis på gränsen till klass 3. Den metall som har de lägsta halterna är Ni som i medeltal har klass 1 (ingen avvikelse) i sedimentet. Totala antalet prover för samtliga metaller i de tre sedimentnivåerna 4-5 cm, 9-10 cm samt bottensedimentet är 27 stycken. Av dessa finns 14 stycken kopparprover, 10 stycken zinkprover, 9 stycken blyprover, 7 stycken kromprover, 4 stycken arsenikprover och 3 stycken kvicksilver- respektive kadmiumprover som har klass 4 eller 5.



Figur 2. Numreringen 1 till 4 på X-axeln visar sedimentdjup enligt punkt 1 = 0-1 cm, 2 = 4-5 cm, 3 = 9-10 cm och punkt 4 som motsvarar botten sediment dvs cirka 40 cm. Enheten på Y-axeln är $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ torrt sediment.



Figur 2. Numreringen 1 till 4 på X-axeln visar sedimentdjup enligt punkt 1 = 0-1 cm, 2 = 4-5 cm, 3 = 9-10 cm och punkt 4 som motsvarar bottensediment dvs cirka 40 cm. Enheten på Y-axeln är $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ torrt sediment.



Figur 2. Numreringen 1 till 4 på X-axeln visar sedimentdjup enligt punkt 1 = 0-1 cm, 2 = 4-5 cm, 3 = 9-10 cm och punkt 4 som motsvarar bottensediment dvs cirka 40 cm. Enheten på Y-axeln är $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ torrt sediment.

En tydligare bild av hur de fem klasserna för *avvikelse från jämförvärdet* varierar mellan olika metaller och sediment kan fås ur figur 3. Tabell 1 visar i vilka sedimentprofiler respektive metall har klass 4 eller 5. Nickel har genomgående låga halter i sedimentet.

Tabell 1. Metaller i klass 4 eller 5 från de olika sedimentprofilerna.

Provpunkt	Metall
14h-3	As
14h-5	As, Cu, Pb, Zn
14h-11	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
14h-13	Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
14h-16	Cd, Cr, Cu, Zn
14h-18	Cr, Cu, Pb
14h-22	Pb
14h-33	As, Cu, Pb
14h-34	Cu, Hg, Pb

De jämförvärden som används för att beräkna avvikelsen skall representera förindustriella halter längs Sveriges kust. I tabell 2 har ett medelvärde beräknats för de nio bottensedimentproverna. Detta värde har sedan jämförts med jämförvärdet i Bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 2. Medelvärden för de nio bottensedimentproverna med jämförvärden, avvikelse och avvikelseklass.

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	As	Ni	Cr
Medelvärde	0,33±0,43	0,55±0,60	81±58	183±89	51±26	19±12	30±6	47±10
Jämförvärde	0,04	0,2	25	85	15	10	30	40
Avvikelse	8,3	2,75	3,2	2,2	3,4	1,9	1,0	1,2
Klass	3	3	4	3	4	3	1	2

I tabell 2 kan vi se att endast Ni har genomsnittliga halter i bottensedimentet som motsvarar förindustriella koncentrationer. Bland resterande metaller är koncentrationerna genomgående

betyddigt högre i provpunkterna 14h-5, 14h-11, 14h-13 och 14h-34 än i övriga provpunkter. Halterna kan också vara relativt höga i övriga provpunkter, detta gäller speciellt Pb, Zn och Cu.

Av de 17 ytproverna (se tabell 3) har 14 stycken ytprover med klass 3, 4 och 5 för metallerna Zn och Cu följt av 13 lokaler för Pb och den lägsta *avvikelsen från jämförvärdet* i ytsedimentet har Ni (se tabell 2). De ytprovpunkter som har flest prover med klass 4 och 5 är 14h-5 följt av 14h-13, och för ytproverna i provtagningspunkterna 14h-1, 14h-2, 14h-4, 14h-11, 14h-17, 14h-18, 14h-22 och 14h-33 har minst 5 av totalt 10 metaller klass 3 eller högre. För Fe och Mn finns dock inga framtagna värden för *avvikelse från jämförvärdet* i Bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket, 1999). De genomgående lägsta metallkoncentrationerna återfinns i ytproverna 14h-35 och 14h-36, vilket är de provpunkter som ligger längst ut i fjärden.

Genom att använda tillståndsklassningen *avvikelse från jämförvärde* erhålls en möjlighet att få en överblick över regionala skillnader samt att identifiera områden med förhöjda föroreningshalter. Klassgränsen mellan 1 och 2 skall därför representera ett "naturligt normalvärde" vilket innebär att klass 1 skall motsvara förindustriella nivåer. Gränsen mellan klass 4 och 5 har lagts till den nivå där punktkällor tydligt påverkar halten. De mellanliggande klasserna 2, 3 och 4 visar en successivt ökande grad av antropogen påverkan (Naturvårdsverket, 1999).

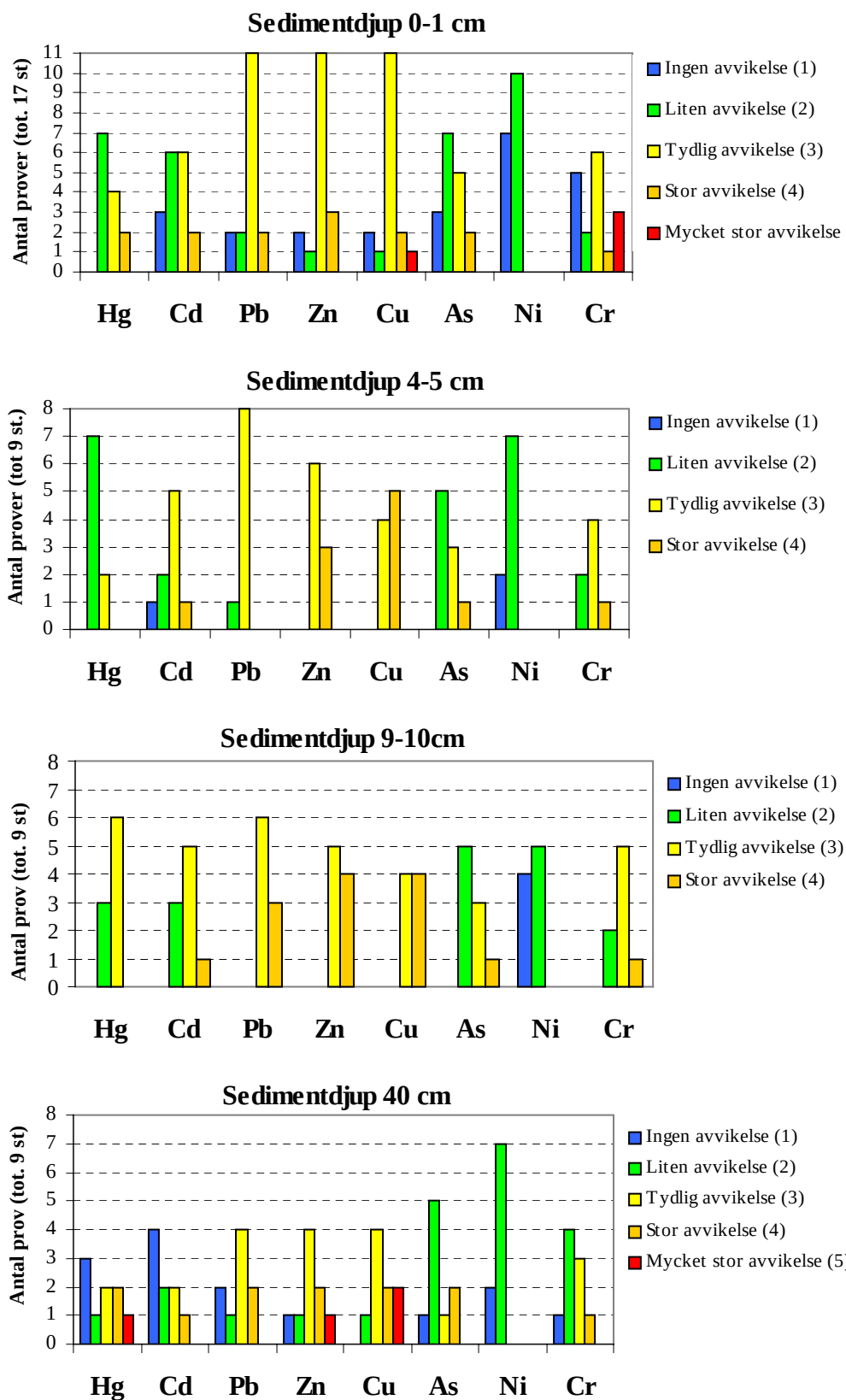
Tabell 3. Antal avvikelser från jämförvärdet i respektive avvikelseklass 3-5 för de analyserade metallerna.

Metall	Avvikelse från jämförvärde			Summa (Tot. 17 st)
	5	4	3	
Zn	0	3	11	14
Cu	1	2	11	14
Pb	0	2	11	13
Cr	2	2	6	10
Cd	0	2	6	8
As	0	2	5	7
Hg	0	2	4	6
Ni	0	0	0	0

Jämförvärdena som krävs för att beräkna *avvikelse från jämförvärde* (avvikelse = uppmätt värde / jämförvärde) är beräknade från referensprover tagna på ca 55cm djup längs Sveriges kust. Det går inte att säga något om biologiska effekter utifrån tillståndsklassningen *avvikelse från jämförvärde*. Det finns för få svenska studier att basera effektgränserna på och internationella studier kan inte fullt ut beskriva svenska arters känslighet.

Avvikelsevärdena visar också att ytsedimentet är något renare idag än tidigare. Eftersom merparten av metallproverna i ytsedimentet har klass 3 eller lägre (Figur 3) indikerar detta eventuellt en reducerad påverkan från lokala punktkällor. Det finns dock höga koncentrationer av Cr i ytsedimentet i provpunkterna 14h-13, 14h-15, 14h-16 och 14h-18 som visar på relativt kraftiga utsläpp av Cr i Söderhamnsfjärden. Även de höga Cu halterna i ytsedimentet i provpunkterna 14h-11, 14h-13 och 14h-15 bör noteras. De metaller som överlag har de högsta tillståndsnivåerna i Söderhamnsfjärden och Ljusnefjärden, både historiskt och idag, är Cu följt av Zn, Pb samt Cr. Det är svårt att se om det finns någon skillnad i föroreningsnivå mellan Söderhamnsfjärden och Ljusnefjärden utifrån befintliga analyser.

Koncentrationen kan variera relativt kraftigt mellan närliggande provtagningslokaler och skälen till detta är flera. Dels kan det ske en omlagring av sedimentet som till viss del kan upptäckas med hjälp av cesiumanalyser. Vidare kan vattenströmmar fördela föroreningarna något olika i fjärden.



Figur 3. Visar hur samtliga prov för respektive metall fördelar sig över de fem klasserna för avvikelse från jämförvärdet på respektive sedimentnivå.

De förhöjda halterna i djupare liggande sediment har till stor del sitt ursprung från nedlagda industrier. I utloppet till Söderhamnsfjärden har det tidigare bland annat funnits en sulfat- och en sulfittfabrik samt en tryckimpregneringsanläggning som har släppt ut Cr, Cu, As och PAH. Idag finns förutom avrinningen från Söderhamns stad även belastning från det kommunala reningsverket samt en kemisk industrin som förädlar tallolja. Även Ljusnefjärden har tidigare varit ett industriintensivt område med ett flertal metallindustrier samt sulfat- och sulfittfabriker. Idag finns i området bland annat träförädlingsföretag samt en massafabrik.

Organiska miljögifter

I tabell 3 och 4 finns resultaten samlade för medelvärden av totalkol, TOC (totalt organiskt kol) och kväve, samt *tillståndsnivåerna* för PAH, PCB och EOX. Medelvärdena för total kol och kväve överensstämmer väl med sedimentdata från andra delar av Bottenhavet och Östersjön (Håkanson et al., 1984). Resultaten visar också att organiskt kol utgör cirka 97% av allt kol. Halterna i ytsedimentet av de cancerogna PAHerna har genomgående *tillståndsnivån* 2, övriga PAHerna har *tillståndsnivån* 1. I de nio ytproverna varierar halten för EOXer mellan 0.39-5.6 mg* kg⁻¹*ts⁻¹. De högsta EOX halterna återfinns i provpunkterna 14h-3, 14h-11 och 14h-34. Detta innebär att *tillståndsnivån* för EOXer varierar mellan 2 och 3. Proverna för PCB har ej gått att analysera, eftersom halterna låg under analysmetodens detektionsgräns. Därigenom kan föroreningsnivån för PCB bedömas som mycket låg.

Tabell 3. Medelvärden av totalkol, TOC (totalt organiskt kol) och kväve.

Ämne	Viktsprocent torrt sediment (medelvärde)
Total kol	4.61 ± 1.73
TOC (total organiskt kol)	4.49 ± 1.72
Kväve	0.41 ± 0.18

Tabell 4. Tillståndsnivåerna för PAH, PCB och EOX.

Ämne	Tillståndsnivåer								
	14h-3	14h-5	14h-11	14h-13	14h-16	14h-18	14h-22	14h-33	14h-34
PAH	2	2	2	2	2	2	2		2
EOX	3	2	3	2	3	2	2	2	3
PCB	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Klassificeringen i *tillståndsnivåer* av organiska miljögifter i sediment har baserats på uppmätta halter i svenska kust- och utsjösediment. Detta material är sammanställt från bl a kustlänens länsstyrelser, rapporter från universitet och myndigheter samt ett större material från SGU. Klass 1 skall representera förindustriell tid, varför halterna skall vara runt 0 för organiska ämnen (av antropogen typ). Gränserna mellan klass 2 och 3 motsvarar ungefärligen de minimihalter som återfinns i prover tagna i områden långt från punktkällor. Gränsen mellan klass 4 och 5 har i allmänhet valts så att 95% av senare års haltvärden ligger under gränsen ifråga. Klassificeringen ger en överblick av regionala skillnader och en möjlighet att identifiera områden med förhöjda föroreningshalter. *Tillståndsklassningen* är inte kopplad till eventuella effekter på levande organismer (Naturvårdsverket, 1999).

Sammanfattning

SGUs bottenundersökning har resulterat i ett antal kvartärgeologiska kartor. Vidare har lokalerna 14h-5, 14h-13, 14h-22 samt 14h-34 har valts ut som lämpliga provpunkter för återkommande recipientkontroller. Metallerna Cr, Hg, Cd, Zn, Pb och As har igenomsnitt klass 3 för *avvikelse från jämförvärdet*, vilket betyder att sedimentprofilerna i genomsnitt visar en måttlig påverkan från lokala punktkällor. Den metall som i genomsnitt visar på de

största utsläppen från lokala punktkällor är koppar. I ytsedimentet har metallerna Zn, Cu, Cr och i viss mån Pb de högsta halterna. I Söderhamnsfjärden finns ytsedimentprover som indikerar nutida punktutsläpp av Cr och Cu. Nickel är den metall som genomgående har de lägsta halterna i Söderhamns- och Ljusnefjärdarna. Den generella haltminskningen av metaller i ytsedimentet jämfört med djupare liggande sediment, visar att utsläppen minskat till Söderhamns- och Ljusnefjärdarna under de senaste 15-20 åren.

Analyserade ytprover visar att föroreningsnivån för organiska miljögifter som högst har tillståndsnivån 3, vilket tyder på relativt låga halter. Även om halterna av PCB, PAH och EOX är relativt låga finns det inga garantier för att dessa haltnivåer inte skulle kunna ge upphov till biologiska effekter. Detta gäller även för EOX där cirka hälften av proverna hade tillstånd 3 och övriga prover tillstånd 2, men PAH där samtliga prover hade tillstånd 2. Det är viktigt att komma ihåg att halterna för organiska miljögifter generellt skall vara noll, när inga antropogena utsläpp förekommer.

Referenser

- Håkanson, L., I. Kulinski & H. Kvarnäs, 1984: Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. Naturvårdsverket, rapport 1905.
- Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljökvalitet- Kust och Hav. Rapport 4914.
- Sandkvist, Å (2002): Sedimentkartering i Söderhamnsfjärden. Sveriges Geologiska Undersökning.

GOD EKOLOGISK STATUS ENLIGT RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

EN RAPPORT FRÅN MILJÖÖVERVAKNINGEN I GÄVLEBORGS LÄN

är 2004 års 3:e rapport, utgiven av Länsstyrelsen i Gävleborg.

Rapporten kan beställas från:

Länsstyrelsen i Gävleborg
Miljöövervakningsenheten
801 70 Gävle

Telefon: 026-17 10 00

Webbplats: <http://www.x.lst.se>

RAPPORTER 2004:

- 2004:1 "Jag går till chefen" - Omvårdnadspersonals kunskap om Lex Sarah
-anmälningar samt granskning av kommunernas Lex Sarah-instruktioner
- 2004:2 1900-talets arkitektur- modernismen i Gästrikland & Hälsingland

ISRN LSTY-X-R-SE

ISSN 0284-5954

Tryck: Länsstyrelsen, 30 ex.



Länsstyrelsen
Gävleborg

Besöksadress: Borgmästarplan, 801 70 Gävle. **Telefon:** 026-17 10 00

Webbsida: www.x.lst.se