



LÄNSSTYRELSEN I
STOCKHOLMS LÄN

RAPPORT

1999:15



**Hur mår
sjöarna i länet?**

**Resultat från inventeringen
av näringsämnen, surhet och
metaller i 269 av länets sjöar 1995**

Miljö- och planeringsavdelningen

Fotografier på framsidan

Albysjön, Uttran och Dröpplan (Pär-Olof Danielsson)

Långsjön (Mattias Jansson)

Albysjön	Långsjön
Uttran	
Dröpplan	

Rapportproduktion: Kaj Török

Förord

Denna rapport presenterar resultatet från 1995 års riks- och länsinventeringen av sjöar och vattendrag i Stockholms län. Inventeringen genomförs vart femte år och utvärderas regionalt av länsstyrelsen, som har ansvaret för länets regionala miljöövervakning. Den regionala för-tätningen av riksinventeringen, länsinventeringen, har till syfte att ge en högre upplösning i länet än vad den nationella undersökningen kan ge.

Syftet med riks- och länsinventeringen är att beskriva geografiska och tidsmässiga variationer i sjöar och vattendrag när det gäller försurningsläge, näringstillstånd, spårmetaller och delar av den biologiska mångfalden. Resultatet från inventeringen kan användas som ett beslutsunder-lag för regionalt mål- och åtgärdsarbete.

I rapporten jämförs förhållandena i sjöarna 1995 med tidigare inventeringar. En säkrare tolk-ning av storskaliga förändringar erhålls emellertid från undersökningarna i länets referenssjö- ar, som provtas fler gånger årligen. Därför ingår även jämförelser med dessa i rapporten.

Störst vikt har lagts på presentationen av förhållanden och förändringar i sjöarna. Detta beror på att det finns ett betydande underlagsmaterial från sjöarna, då inventeringen 1995 liksom tidigare gånger, omfattade ett stort antal av länets sjöar. En nyhet med 1995 års inventering är att den för första gången också provtagit ett antal mindre vattendrag (20 st). Dessutom är det första gången man har mätt metallkoncentrationen i vattnet och räknat antalet bottendjur i strandkanten.

I länsinventeringen utökades antalet undersökta sjöar från 24 till 269 slumpvis utvalda. Den utökning var möjlig genom en kombination av statliga medel för regional miljöövervakning och medel från Landstingets miljövårdsfond. Landstinget har även bidragit med medel vid tidigare länstäckande sjöinventeringar.

Rapporten är skriven av Anders Wilander och Lars Eriksson (bottenfauna) vid Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. En utvärdering av riksinventeringen för hela Sverige finns i Naturvårdsverkets rapport 4813 ”Riksinventeringen 1995. En synop-tisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag”, Wilander m.fl. 1998.

Stockholm december 1999



Doris Solander
Miljöövervakningschef

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
INLEDNING	12
UNDERLAG	13
HUR SER DE VATTENKEMISKA FÖRHÅLLANDENA UT OCH HUR HAR DE FÖRÄNDRATS I LÄNETS SJÖAR?	17
SURHET 17	
Förändringar 21	
Vad berättar anjonerna? 26	
Vad skapar surhetstillståndet? 27	
BETYDELSEN AV DEPOSITION AV FÖRSURANDE ÄMNEN 29	
Kritisk belastning för försurande ämnen 29	
VÄXTNÄRINGSÄMNEN 39	
Fosforföreningar 39	
Kväveföreningar 44	
ORGANISKT MATERIAL 48	
SPÅRMETALLER 53	
Förhållanden mellan metallkoncentrationer och pH-värde samt organiskt material 54	
Järn och mangan 55	
VILKEN VATTENKVALITET ÄR TYPISK FÖR LÄNETS SJÖAR?	58
VATTENDRAG	63
HUR SER ETT NORMALT ÅR UT?	65
BOTTENFAUNA.....	72
INLEDNING 72	
VATTENDRAG 73	
SJÖAR 74	
REFERENSER	78
BILAGOR	79
Bilaga A. Koncentrationer av uppmätta parametrar för Stockholms län och Sverige presenterade som frekvensfördelningar. RI95.	
Bilaga B. Beräkningsmetoder för kritisk belastning	
Bilaga C. Klassificering av vattenkemi enligt Bedömningsgrunder (SNV 1990).	
Bilaga D. Bottenfauna. Värdering av enskilda vattendrag och sjöar inom RI95.	

Sammanfattning

Tillstånden i sjöar och vattendrag är inte konstanta. Variationer i klimatet styr både de vattenkemiska förhållandena och vattenorganismerna. Även långsamma naturliga förändringar sker, grunda sjöar växer igen medan djupare kan få en annan strandvegetation vid tilloppen. Storskalig, långväga deposition av olika ämnen ger upphov till variationer i vattenmiljön. Mänsklig aktivitet såväl i form av förändringar i markanvändning som genom punktutsläpp ger därtill en ökad variation. Långtidsstudier är nödvändiga för att i möjligaste mån kunna skilja den naturliga variationen från mänsklig påverkan. Det är därför en viktig uppgift för miljöövervakningen att göra återkommande utvärderingar av förhållandena, både vad gäller tillstånd och förändringar. Denna rapport utgår främst från den riksinventering av sjöar och vattendrag som genomfördes hösten 1995.

I Stockholms län har 269 slumpvis valda sjöar undersökts. Prover analyserades med avseende på större konstituent, närsalter och organiskt material. För ett mindre antal sjöar bestämdes därtill koncentrationer av några spårmetaller och djuren i strandzonen studerades.

Provtagning för vattenkemi och bottenfauna genomfördes dessutom i 20 mindre vattendrag i länet. Även dessa valdes slumpmässigt, i detta fall utgående från SMHI:s vattendragsregister.

I viss utsträckning kan jämförelser mellan förhållandena 1995 och vid tidigare riksinventeringar av sjöar göras. En säkrare tolkning av storskaliga förändringar erhålls emellertid utifrån de mer intensiva undersökningarna i totalt 17 sjöar i länet, bland andra de så kallade kalkreferenssjöarna (även benämnda tidsseriesjöar) som gjorts sedan 1983. För några sjöar påbörjade Länsstyrelsen dessutom provtagningar tidigare, så att tidsserien blir längre.

Rapporten behandlar näringsämnen (eutrofiering), surhetstillstånd och spårmetaller. Dessutom redovisas tolkningar av bottenfaunaprovtagningar. Därmed behandlas fyra av de nationella miljö kvalitetsmålen: Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning, Bara naturlig försurning och Giftfri miljö. Större vikt har lagts på presentation av förhållanden och förändringar i sjöar än för vattendrag. För sjöar finns ett större material och dessutom är korttidsvariationen oftast mindre i dessa.

Surhet/försurning

Surhetstillstånd beskrivs utgående från alkalinitet och pH-värde. Försurning definieras som den minskning av vattnets alkalinitet (ANC) som orsakas av mänsklig påverkan. Därav följer att ett vatten som är surt på grund av humussyror inte är försurat, men kan trots det vara surt.

Länet har högre pH-värden, högre halter av sulfat och alkalinitet än genomsnittet av landets alla sjöar. Andelen vatten med aciditet ("negativ alkalinitet") var endast 2 procent i Stockholms län, medan landets genomsnitt ligger på 13 procent. Den höga sulfathalten torde bero på att länets sjöar och deras tillrinningsområden legat lägre än högsta marina kustlinjen och fortfarande är påverkade av sulfat med marint ursprung. Vidare har kalksten, med sitt ursprung i Gävlebukten, under istiden transporterats ned till främst de nordliga delarna av länet och lett till att pH-värden och koncentrationerna av alkalinitet är höga. Värdena är dock lägre än de i Uppsala län, men avsevärt högre än de i Södermanlands län. Skillnaderna återspeglar naturligtvis den nämnda intransporten av kalksten.

kalций. Sjöar med högre halter av baskatjoner och alkalinitet förekommer så gott som uteslutande vid en altitud lägre än ca 30-35 m. Men sjöar med låga halter finns också i där.

Beräkningar visar att om de höga sulfathalterna tillförts som svavelsyra skulle enbart denna kunna orsaka de låga pH-värdena i sjöarna. En annan källa till surhet är emellertid humussyror. Koncentrationerna av humusämnen är mellan tio och tusen gånger högre än vad som krävs för de lägsta pH-värdena och naturlig surhet är därför rimligen betydande orsak till låga värden i många av länets sjöar. Men dessa kan ha försurats ytterligare av deponerad svavelsyra.

Det minskade nedfallet av svavelföreningar från luften har medfört en viss återhämtning efter den höga belastningen under 1970-talet. I 74 sjöar togs prover vid riksinventeringarna 1979, 1985, 1990 och 1995. En enkel beräkning visar att, som medianvärde, minskade sulfatkoncentrationen med 0,015 milliekvivalenter/l,år. Endast i något fall skedde en ökning. Minskningen är alltså ett direkt svar på minskningen i deposition av svavel. Man kan förvänta sig att en återhämtning skall synas i form av en ökning av alkaliniteten i vattnen. Så är också fallet i 28 av sjöarna, medan den i övriga sjöar inte ändrades eller minskade. Orsaken till detta är att det sura nedfallet ökade utlösning av baskatjoner och samtidigt skedde en fastläggning av sulfat i marken. I samband med den minskande depositionen minskar följaktligen koncentrationen av baskatjoner och därmed sker ingen eller endast en svag ökning av alkalinitet. Dessutom tvättas tidigare fastlagd sulfat ut.

Kalkreferenssjöarna (tidsseriesjöarna) medger en bättre beskrivning av dessa förändringar eftersom de har provtagits kontinuerligt flera gånger per år. I samtliga sjöar minskade sulfatkoncentrationen, som medianvärde för 15 sjöar med 0,008 milliekvivalenter/l,år. Samtidigt ökade alkaliniteten i alla sjöar utom Hamträsk, ökningen som medianvärde var 0,001 milliekvivalenter/l,år. Den lilla ökningen i alkalinitet har ännu inte gett upphov till någon mätbar förhöjning av pH-värdena.

Kritisk belastning av försurande ämnen

Försurningsskador på organismer i sjöar, i första hand fisk, upptäcktes i slutet av 60-talet. En diskussion följde beträffande orsakerna och i vad mån de har naturligt eller mänskligt ursprung. För att kunna beräkna hur stor tålighet mark och vatten har mot försurning skapades uttrycket kritisk belastning: "Den högsta deposition av syra som inte åstadkommer kemiska förändringar, vilka leder till långsiktiga skadliga effekter på väsentliga egenskaper hos ekosystemet."

Först utvärderades enbart svaveldepositionens betydelse och för detta används vanligen en "Steady state water chemistry model". Den kräver enbart vattenkemiska data och specifik avrinning och kan alltså lätt tillämpas på de flesta vatten. I och med att svavelutsläppen minskat och kväveutsläppen snarast ökat krävs modeller för bägge dessa försurande ämnen. I denna rapport används "First order acidity balance model" (FAB). Eftersom kväveföreningar i större utsträckning än svavel omsätts biologiskt måste processer såsom upptag i skog samt fastläggning och denitrifikation i mark ingå. Det krävs alltså betydligt mer information om sjöns tillrinningsområde för att göra en sådan beräkning.

Länets sjöar är i huvudsak tåligare mot försurning än genomsnittet för landets sjöar. I länets södra delar finner man länets mest försurningskänsliga vatten. Naturligtvis kan en känslig sjö förbli "icke försurad" om depositionen är låg. Är däremot depositionen av syra större än sjöns kritiska belastning (tålighet) bör den vara försurad eller

tionen varierar mycket mellan åren. Om depositionen av baskatjoner inkluderas skulle endast 5 av de 260 utvärderade sjöarna ha en deposition av syra som överskrider den kritiska belastningen.

FAB-modellen ger inte ett unikt mått på depositionens effekt eftersom den beräknar den sammanlagda effekten av både svavel och kväveföreningar. Däremot ger den en indelning av depositionens effekt i sex klasser, varav en för icke överskridande (N). För 15 av sjöarna i länet sker ett överskridande av den kritiska belastningen av försurande ämnen. För 14 av dessa krävs en minskning av svaveldepositionen. För de flesta sjöarna kan en kombination av reducerad deposition av både svavel- och kväveföreningar leda till att överskridandet försvinner. Endast i ett fall (Stora Alsjön i Södertälje) har beräkningarna visat att en minskning av kvävedepositionen är nödvändig för att inte belastningen av syra skall vara för stor. Överskridandet är dock mycket litet för kvävedepositionen.

Eutrofiering

Övergödning av sjöar och vattendrag beror främst på ökat tillförsel av fosforföreningar, men även tillförsel av kväveföreningar kan ha betydelse. Det resulterar i algblomningar och ökning av vattenväxter. Även vattenlevande djur påverkas, särskilt om algproduktionen leder till syrgasbrist under sensommar och vinter.

Stockholms läns sjöar har högre totalfosforhalter än Sverige som helhet, dvs. de är näringsrikare. Fem sjöar har fosforkoncentrationer över 100 µg/l. Norrtälje, Upplands Väsby och Vallentuna kommuner har vardera minst två sjöar bland de med de tio högsta koncentrationerna. De flesta av de tio sjöarna med de lägsta halterna ligger i Värmdö kommun. Sjöarna med låga halter förekommer på alla altituder och är alla dominerade av skog i tillrinningsområdet. Det finns, med ett undantag, ingen eller föga bebyggelse i avrinningsområdet. Lågt belägna sjöar kan ha såväl höga som låga halter, medan högt belägna endast undantagsvis har höga halter. Effekten av öppen mark är inte påtaglig, även om en ökande andel öppen mark i tillrinningsområdet som regel innebär högre koncentrationer. Likaledes finns inte den förväntade relationen mellan andelen samhälle i tillrinningsområdet och halterna. Avledning av såväl avlopps- som dagvatten till kustområden torde vara orsaken. Samhällena belastar alltså inte alls eller bara måttligt de flesta av de närbelägna sjöarna.

Förändringar i länets sjöar kan beskrivas genom en jämförelse av förhållandena i de 64 sjöar, som undersökts vid varje riksinventering sedan 1979. Påtagligt är att koncentrationerna i de fattigaste sjöarna knappast förändrats, medan de sjunkit i de näringsrika. Förändringen är ett resultat av olika åtgärder, framförallt avledning av avloppsvatten. Ett exempel på detta är Blåkaren vid Herräng, där koncentrationen minskade från nära 300 µg/l under 70- och 80-talet till omkring 30 µg/l nu. Andelen sjöar med en totalfosforhalt över 40 µg/l minskade från 25 procent under 1979 till 10 procent 1995.

Halterna av totalkväve i länet klassas påfallande ofta som höga eller mycket höga (klasserna 4 och 5). De var påtagligt högre i länet än i Sverige som helhet. I jämförelse med landets sjöar var halterna av ammoniumkväve klart högre, medan nitrathalterna endast var obetydligt högre. Orsaken till detta är okänd, men kan vara att flera sjöar provtogs först efter isläggning och att därmed en viss mineralisering av organiska kväveföreningar till ammonium hunnit ske.

Av stort intresse vore att följa förändringar hos de oorganiska kväveföreningarna. Eftersom data saknas vid några riksinventeringar och koncentrationerna har en stor

Organiskt material

Stockholms län har i jämförelse med landets sjöar högre halter av organiskt material (TOC), medan vattenfärgen (absorbans) varierar ganska likartat. Riktigt klara vatten förekommer dock inte i länet och andelen vatten med mycket höga färgvärden är lägre än för hela landet.

Sjöar med höga koncentrationer av TOC ligger i områden med stor andel skog och ofta även våtmark. De minst brunfärgade vatten förekommer nästan uteslutande i avrinningsområden på Södertörn med hållmarker.

Spårmetaller

Spårmetaller analyserades endast på 45 sjöar. En klassning av tillståndet baserad på Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1990) har gjorts. Av den framgår att länet har låga halter av kadmium, nickel och zink. Dessa tre metaller har låga eller måttligt höga halter (klasserna 2 eller 3). Bly, krom, arsenik och koppar förekom däremot i några sjöar i höga halter (klass 4).

Koncentrationer av metaller i vatten beror dels på tillförseln, naturlig och antropogen, dels på vattenkemiska förhållanden, främst pH-värde och organiskt material. Vanligen medför ett lågt pH-värde och en hög halt av organiskt material att metalljonen inte fälls ut. För riksinventeringens alla sjöar gjordes beräkningar av förhållandet mellan metallkoncentration och dessa vattenkemiska faktorer. Med dessa ekvationer kan värden beräknas för Stockholmsjöarna och dessa kan alltså ge en viss indikation på en förväntad koncentration. En avvikelse antyder därmed att vattnet på något sätt är påverkat. Koncentrationerna av zink i Turingen, Drevviken, Trekanten, Jälnan, Järlasjön är avsevärt högre än de förväntade. Vidare förefaller kadmiumkoncentrationer höga i Lejondalssjön och Jälnan. Icke förväntade höga halter av bly förekommer i Bornan, Turingen, Malmsjön, Getaren, Lejondalssjön, Trekanten och Jälnan.

Halterna av aluminium har inom riksinventeringen 1995 analyserats på flera olika sätt. Av störst intresse är dels den totala monomera fraktionen, dels labilt oorganiskt aluminium. Den senare fraktionen, alltså fria aluminiumjoner med olika positiv laddning, är den som normalt anses som toxisk. Endast två sjöar; Stora Alsjön (Södertälje) och Svartsjön (Huddinge) har halter över den lägsta toxiska nivån (25 µg/l), och koncentrationen i Svartsjön överskrider även gränsvärdet för mer tolerant organismer (75 µg/l).

Vilken vattenkvalitet är typisk för länets sjöar?

Typvärden är avsedda att användas för att enkelt identifiera avvikande sjöar, som kan kräva ingående undersökningar. I ett avsnitt redovisas därför typiska värden på vattenkemin för sjöar i några olika kategorier; belägna i norr och söder, högt eller lågt och med skog, åker eller samhällen som dominerande del i tillrinningsområdet.

Bottenfauna

Bottenfauna är en lämplig organismgrupp för att studera effekter av fysikalisk-kemiska förhållanden på organismer. Det finns såväl arter som har en ettårig livscykel i vattnet som de som lever flera år. Därför kan både kortvarig och långvarig påverkan upptäckas. Antalet arter av ryggradslösa djur i sötvatten är mycket stort. Vissa är mycket svåra att bestämma och då krävs specialistkunskap och mikroskopstudier av dissekerade djur. För att få ett likartat material sammanställdes därför en lista omfattande cirka 580 organismgrupper (taxa) som skulle urskiljas vid undersökningen.

Ingen rödlistad art fanns bland tagna proverna. Detta kan bero på att provtagningen inte syftar till att finna sällsynta arter utan att ge en bild av "normala" förhållanden i sjön eller vattendraget. Sök efter rödlistade arter måste ske i de specifika miljöer där de kan finnas.

Bränningeån och Igelbäcken är två åar, vilkas artsammansättning visar att de är påverkade av organiska/eutrofierande ämnen. Antalet taxa i dessa åar är mycket mindre än medel för vattendrag i länet och för hela riket. I Bränningeån svarar tre taxa, nattsländan *Hydropsyche angustipennis*, fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermyggor (*Chironomidae*), för nästan 98 procent av totalfaunan. Ungefär motsvarande förhållanden råder i Igelbäcken där *Oligochaeta* och *Chironomidae* svarar för nästan 80 procent av totalfaunan. I Skillebyån och Söderängsån visar bottenfaunans artsammansättning å andra sidan på en mycket god vattenkvalitet. Antalet taxa är en god bit över medel för såväl länet som för hela riket.

Sjöarna i Stockholms län har däremot ett kvalitetsindex som är lika med eller något bättre än medelvärdet för hela riket. Antalet organismgrupper är således fler än medel för hela riket. Detta gäller också surhetsindexen samt diversitetsindexen. Frösjön i Norrtälje är den sjö som har den lägsta mångfalden på bottenfaunan. Faunan domineras här av fjädermyggor (*Chironomidae*), 100 av totalt 113 individer i provet. Långsjön även den i Norrtälje kommun, å andra sidan, har en rikare biologisk mångfald än riket i genomsnitt.

Inledning

Tillståndet i sjöar och vattendrag är naturligtvis inte konstanta. Variationer i klimatet styr både de vattenkemiska förhållandena och vattenorganismernas förekomst. Även långsamma naturliga förändringar sker, grunda sjöar växer igen och kustnära sjöar avsnörs från Östersjön. Mänsklig påverkan både i form av storskalig långväga deposition av olika ämnen och genom förändringar i markanvändning och punktutsläpp ger upphov till ytterligare variationer i vattenmiljön.

Det är en viktig uppgift för miljöövervakningen att göra återkommande utvärderingar, såväl vad gäller tillstånd som förändringar. Denna rapport baseras främst på den riksinventering av sjöar och vattendrag som genomfördes hösten 1995, vilken utökades av länsstyrelsen för att ge en mer detaljerad bild av förhållandet i länet. Därtill utvärderas förändringar med hjälp av data för länets referenssjöar.

Tillstånd och förändringar i länets sjöar har utvärderats tidigare av Andersson m.fl. (1994). Den rapporten baserades på riksinventeringen 1990 och resultat för referenssjöar (även kallade tidsseriesjöar). Dessförinnan sammanställdes resultat beträffande luftföroreningars påverkan på såväl vatten som mark av Pekkari och Tirén (1987).

Rapporten behandlar förhållanden beträffande näringsämnen (eutrofiering), surhet och spårmetaller. Dessutom redovisas tolkningar av bottenfaunaprovtagningar. Därmed behandlas fyra av de nationella miljö kvalitetsmålen; Levande sjöar och vattendrag, ingen övergödning, bara naturlig försurning och giftfri miljö. I första hand behandlas sjöar, för vilka ett större material finns tillgängligt och dessutom är korttidsvariationen mindre för dessa än för vattendrag.

Underlag

Det finns ett gott underlag för bedömning av tillstånd och förändringar i länets sjöar och vattendrag, främst beträffande vattenkemiska förhållanden.

Utvärderingen baseras i första hand på resultaten från riksinventeringen av sjöar och vattendrag hösten 1995 (RI95). Ett slumpvis, stratifierat val av sjöar gör att en god bild erhålls av tillståndet i länets och landets sjöar. I länet utökades antalet provtagna sjöar utöver de nationella så att sammanlagt 269 sjöar provtogs (tabell 1). Därmed provtogs nästan hälften av länets sjöar med en yta större än fyra ha. Det totala antalet sjöar i länet är enligt SMHI:s register nu 788 sjöar större än 0,01 km². Länsstyrelsens sjöregister omfattar ca 850 sjöar. Prover analyserades med avseende på större konstituenten, närsalter och organiskt material (Wilander m.fl. 1998). För ett mindre antal sjöar bestämdes dessutom koncentrationer av några spårmetaller och togs prover för litoralfauna (tabell 2).

Tabell 1. Antal provtagna sjöar i olika storleksklasser i Stockholms län och Sverige (RI95).

Område	Antal	Storleksklass (sjöyta) km ²					Totalt
		0,04-0,1 (E)	0,1-1 D	1-10 C	10-100 B	>100 A	
AB	total	217	291	53	3	1	565
	provtagna	78	138	50	2	1	269
	% provtagna	36	47	94	67	100	48
Sverige	total	29472	15510	3282	745	23	48310
	provtagna	1543	1493	989	157	20	4113
	% provtagna	5	10	30	21	90	8,5

Tabell 2. Antal särskilda analyser för provtagna sjöar i olika storleksklasser i Stockholms län och Sverige.

Område	Analys	Storleksklass (sjöyta) km ²					Totalt
		0,04-0,1 (E)	0,1-1 D	1-10 C	10-100 B	>100 A	
AB	metall		26	16	3	0	45
	bottenfauna		3	2	0	0	5
Sverige	metall	418	350	207	58	6	1039
	bottenfauna	266	251	143	36	4	700

Kringfakta för de undersökta sjöarna framgår av tabell 3. Värdena redovisas som minimum- och maximumvärden samt som percentiler.

Faktaruta. Vad är en percentil.

För att beskriva hur en storhet varierar i t.ex. ett område kan man använda olika spridningsmått. Ett är att beskriva förhållandena som percentiler. På så sätt kan man redovisa låga, höga och normala förhållanden. Exempelvis höjd över havet för de undersökta sjöarna (jfr Tabell 3); 10 procent av sjöarna ligger lägre än 4,0 m ö.h., 25 procent lägre än 7,9 m ö.h. och så vidare. Hälften av alla sjöar ligger lägre än och lika många högre än 50 percentilen (medianvärdet) dvs. 17,8 m. En fördel med medianvärdet framför medelvärdet är att det inte påverkas av extremt höga värden. Detta framgår väl av värdena för arealer.

Tabell 3. Kringinformation för provtagna sjöar (RI95) (n=269).

Parameter	Percentil					Medelv.	Minimum	Maximum
	10	25	50	75	90			
H.ö.h. m	4,0	7,9	17,8	30,0	40,7	20,6	0,30	80,9
Areal km ²	0,05	0,07	0,172	0,774	1,92	5,09	0,006	1122
Skog %	43	57,5	68,5	77,5	84	65,3	0	98
Samhälle %	0	0	0	6,5	29	7,4	0	82
Våtmark %	0	0,8	2,9	6,3	13	5,1	0	46
Öppen mark %	0	1,0	5,6	13	21	8,9	0	60

Stockholms län har en ungefär dubbelt så stor andel åkermark (17,0%) som hela landet (7,8%) och fem gånger större andel bebyggd mark (13,6%). Andelen skogsmark är däremot något lägre (43,8%) och andelen sjöar är endast ungefär hälften av den för riket (SCB 1993).

Avrinningsområdena för de provtagna sjöarna i länet har som regel en större andel skog och en mindre andel öppen mark än länet som helhet.

Alla sjöar har, förutom sitt namn, ett sjönummer som är koordinaterna för dess utlopp och som ges av SMHI. Dessutom har länsstyrelsen en särskild numrering av flertalet av länets sjöarna. De första siffrorna anger huvudavrinningsområdet för sjön (tabell 4). De fem första siffrorna i länsstyrelsens sjönummer anger huvudavrinningsområde. För sjöar som avvattnas av mindre, av SMHI icke numrerade vattendrag redovisas avrinningsområdet med först numret för det nordligare belägna vattendraget, sedan följer 0 och därefter numret för vattendraget som ligger närmast söder ut. De sista tre siffrorna anger löpnummer inom området.

Provtagning för vattenkemi och bottenfauna skedde i 20 vattendrag i länet (tabell 5). Även dessa valdes slumpmässigt, i detta fall utgående från SMHI:s vattendragsregister. Endast vattendrag med avrinningsområden i två storleksklasser ingick.

Tabell 4. Huvudavrinningsområden i Stockholms län (SMHI).

Nummer	Namn	Areal km ²
56	Olandsån	881
57	Skeboån	483
58	Broströmmen	227
59	Norrtäljeån	352
60	Åkerströmmen	396
61	Norrström	22639
62	Tyresån	251
63	Trosaån	572

Tabell 5. Antal provtagna vattendrag i de två valda storleksklasserna i Stockholms län och Sverige.

Område	Storleksklass (avrinningsområde) km ²		Totalt
	15–50	50–250	
AB	13	7	20
Sverige	367	340	707

I viss utsträckning kan jämförelser göras mellan förhållandena 1995 och vid tidigare riksinventeringar av sjöar. Riksinventeringar har tidigare genomförts 1972, 1979, 1985 och 1990 (tabell 6).

Tabell 6. Genomförda riksinventeringar. För referenser se Wilander m.fl. (1998).

Tid	Antal sjöar	Typ	Referens
Augusti 1972	1250	nationell	Johansson och Karlgren 1974, Dietrichson 1975
Våren 1975	1000	nationell	Dietrichson 1975
1977-1980	8000	länsvis	Johansson och Nyberg 1981, Bernes 1981
Vintern 1985	6900	nationell	Bernes 1986
Vintern 1990	4018	nationell	Bernes 1991

Riksinventeringarna är dock bara stickprov i tiden och ger därmed en ofullständig och osäker bild av förändringar. En säkrare tolkning av storskaliga förändringar kan däremot erhållas utifrån mer intensiva undersökningar som gjorts sedan 1983 i totalt 9 sjöar i länet, de s.k. kalkreferenssjöarna (Wilander 1997). Syftet med den undersökningen var, som namnet antyder, i första hand att ge kunskap om försurningstillstånd och förändringar som har betydelse för kalkningsverksamheten. Senare vidgades målsättningen så att sjöarna skall vara lokalt opåverkade referenser (tidsseriersjöar) som genom regelbunden, långsiktig provtagning och analys ger en vidare kunskap om vattenkemiska tillstånd och förändringar. För några sjöar påbörjade länsstyrelsen provtagningar tidigare än kalkreferensprogrammet, (jfr Tabell 7). Stora Envättern i Södertälje kommun är en s.k. intensivsjö med ett tätare provtagningsprogram (Persson 1996).

Tabell 7. Tidsseriesjöar som undersökts regelbundet i Stockholms län.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	Kommun	Antal prover	Startår	Slutår
Acksjön	655420	159049	63000-026	Södertälje	112	1974	Pågår
Barsjön	661205	164835	59060-091	Norrtälje	52	1976	1993
Hampträsk	657941	165710	61062-103	Värmdö	176	1951	Pågår
Hundsjön	655831	159511	62063-136	Södertälje	247	1951	1993
Korsmosjön	657837	165564	61062-043	Värmdö	176	1972	1995
Kullaträsk	657424	165233	61062-126	Värmdö	128	1979	1996
Långviksträsket	657129	165329	61062-136	Värmdö	170	1951	Pågår
Skären	661382	164532	59060-095	Vallentuna	35	1984	1995
Stora Alsjön	655469	159188	62063-125	Södertälje	232	1974	Pågår
Stora Envättern	655587	158869	63000-021	Södertälje	386	1972	Pågår
Svartsjön	656016	162798	62063-038a	Huddinge	60	1947	Pågår
Svarträsk	657423	165116	61062-127	Värmdö	143	1974	1992
Svulten	660947	164416	59060-099	Vallentuna	52	1972	Pågår
Tornbergasjön	655914	162702	62063-039	Haninge	123	1974	1990
Tärnan	660688	164478	59060-138	Vallentuna	43	1984	Pågår
Vidsjön	657550	164826	61062-141	Värmdö	114	1979	Pågår
Yngern	656206	159170	61000-137	Södertälje	134	1972	Pågår

Resultat från de analyser som utförts finns tillgängliga på Institutionen för miljöanalys hemsida <http://www.ma.slu.se/>

Hur ser de vattenkemiska förhållandena ut och hur har de förändrats i länets sjöar?

I det följande avsnittet redovisas tillståndet i länets sjöar utifrån riksinventeringen 1995 (RI95), som tillsammans med av länsstyrelsen provtagna sjöar, omfattade 269 sjöar i länet. Det är nästan hälften av alla sjöar med en yta större än fyra hektar. Betydelsen av olika omgivningsfaktorer för vattenkvaliteten är svår att säkert klarlägga. De områden, som ligger nära sjön kan ha avsevärt större betydelse än längre bort belägna markavsnitt. Tillståndet klassificeras enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder (se bilaga C).

Surhet

Ett av Sveriges miljömål är att vi endast skall ha ”naturlig försurning”. Regeringens förslag innebär att de försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål.

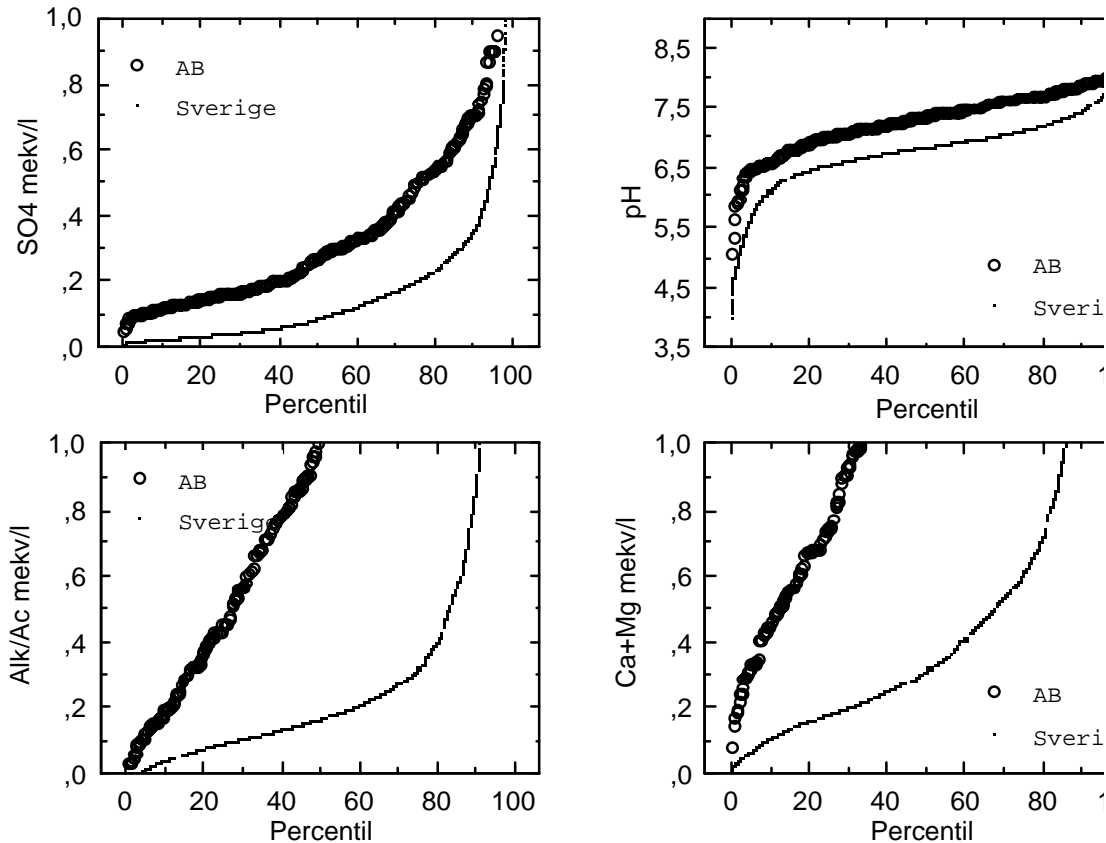
Faktaruta Surhet och försurning

Surhetstillstånd brukar beskrivas utgående från alkalinitet, ANC (Acid Neutralisation Capacity, syraneutraliserande kapacitet) och pH-värde. Dessa tre mått är beroende varandra på olika sätt. Alkaliniteten beskriver koncentrationen av främst vätekarbonat som är den viktigaste bufferten mot försurning i nära neutrala vatten. I ANC ingår dessutom organiska anjoner, som i viss mån kan neutralisera tillförd syra. Det innebär att en kompensering för humussyror görs. Värdet på ANC är lika med det för alkalinitet i klara (icke humösa) vatten och högre än alkaliniteten i bruna vatten. Dessa två mått på surhet anges i mekv/l.

pH-värdet är en logaritmisk funktion av vätejonkoncentrationen. När pH-värdet är en enhet är således vätejonkoncentrationen tio gånger högre. Det finns ett logaritmiskt förhållande mellan vätekarbonatkoncentrationen och pH-värdet i vatten utan organiskt material och vid konstant koldioxidkoncentration. När koldioxid bildas genom naturlig nedbrytning av organiskt material sänks pH-värdet. Minskningen kan vara upp till en enhet, samtidigt förblir koncentrationerna av alkalinitet och ANC konstanta. Den naturligt stora variationen hos pH-värdet betyder att pH är mindre lämpat för att beskriva försurning.

Försurning bör definieras som en förändring av vattnets syra-bas tillstånd (alltså en minskning av alkalinitet eller ANC) som orsakas av mänsklig påverkan. Därav följer att ett vatten som är surt på grund av humussyror inte är försurat, men kan trots det vara surt.

Den senaste jämförelsen mellan förhållandena i Stockholms län och Sverige som helhet baseras på riksinventeringen hösten 1995 (RI95). Av den framgår att länet hade högre pH-värden, högre halter av sulfat och alkalinitet än landets sjöar (figur 1). Även kalciumhalterna var högre. Andelen vatten med aciditet (”negativ alkalinitet”) var endast 2 procent i Stockholms län i motsats till landets 13 procent. De högre sulfathalterna torde bero på att länets sjöar och deras tillrinningsområden legat lägre än högsta marina kustlinjen och fortfarande är påverkade av sulfat med marint ursprung. Vidare har kalksten, med sitt ursprung i Gävlebukten, under istiden transporterats ned till främst de nordliga delarna av länet och finns i dessa jordar. Därför är att såväl pH-värden som koncentrationerna av alkalinitet och kalcium+magnesium avsevärt högre i jämförelse med Sveriges sjöar. Värderna är dock lägre än de i Uppsala län, men mycket högre än de i Södermanlands län. Skillnaderna återspeglar naturligtvis den nämnda intransporten av kalksten.



Figur 1. Surhetsvariabler. Jämförelse mellan vattenkemiska förhållanden i Stockholms län och Sverige (RI95). Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall. För alla redovisade parametrar är halterna förhållandevis betydligt högre än i Sveriges sjöar. Länets sjöar är kalkrikare och mindre påverkade av syra.

En karta (figur 2) över alkalinitetskoncentrationer vid RI95 visar att de flesta vatten i den nordliga delen har god eller mycket god buffertkapacitet mot försurning, klassat enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1990). Endast två sjöar i detta område har en mycket svag buffertkapacitet (klass 4). I länets södra del finns däremot flera buffertsvaga vatten. Här ligger också länets kalkade sjöar.

Endast sex sjöar hade vid provtagningen ett pH-värde under 6,0. Samtliga dessa har mycket bruna vatten (motsvarande >200 Pt mg/l) och har alltså merparten av sin surhet från naturligt förekommande humussyror. I tabell 8 redovisas de sjöar som hade de tio lägsta pH-värdena vid RI95. Som regel är de relativt högt belägna och präglas av skog och våtmark.

Tabell 8. pH-värde Sjöar med de tio lägsta pH-värdena. RI95

Sjö	X	Y	Lstsjönr	Kommun	pH	TOC mg/l	H.ö.h m	Skog %	Våtm %
Svartsjön	656016	162798	62063-038a	Huddinge	5,11	10,1	81	60	25
Stora Alsjön	655469	159188	62063-125	Södertälje	5,34	15,5	52	46	44
Solsjön	662400	166380	59060-003	Norrtälje	5,66	88	15	98	0
Almsjön	656412	158952	61000-145	Södertälje	5,85	34,8	47	71	13
Mårdsjön	661568	164461	59000-097	Norrtälje	5,91	13,3	50	52	46
Stora Dröpplan	655325	159065	63000-025	Södertälje	5,96	16,1	63	70	15
Svulten	660947	164416	59060-099	Vallentuna	6,01	11,6	56	85	0
Bårsjön	656880	159745	61000-118	Södertälje	6,1	15,2	54	74	13
Långviksträsket	657129	165329	61062-136	Värmdö	6,1	14,7	26	64	28
Lundesjön	656503	159709	62063-113	Södertälje	6,21	21,2	30	74	7,1

Ingen av dessa sjöar undersöktes med avseende på bottenfauna, varför några biologiska effekter av låga pH-värden inte är belagda.

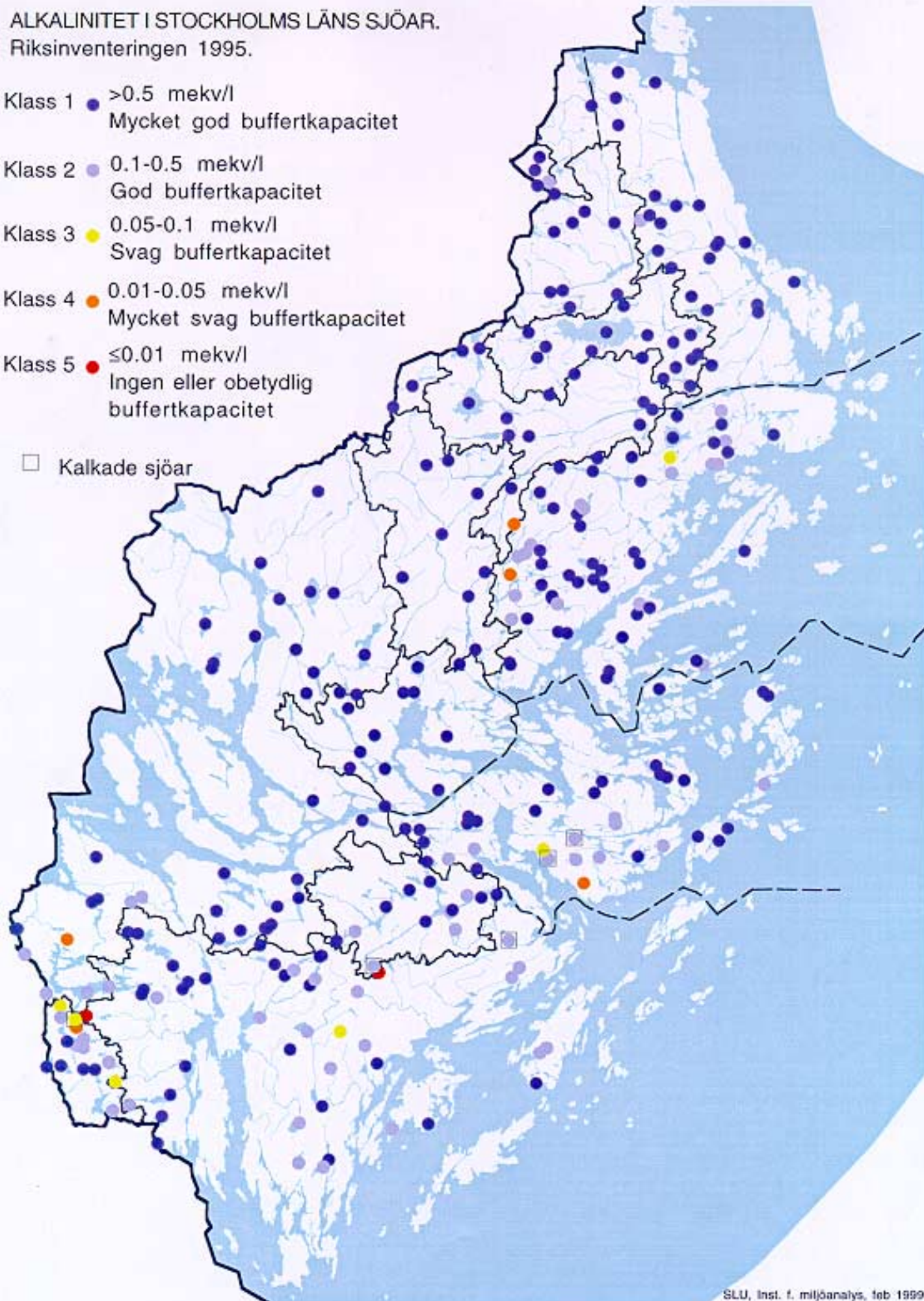
pH-värdena påverkas av flera faktorer bl.a. koldioxidkoncentrationen. Denna varierar avsevärt under året. Alkaliniteten är däremot oberoende av detta och ger därmed ett stabilare mått på surhetstillståndet. Åtta av de tio sjöarna med de lägsta pH-värdena var bland de med de lägsta värdena på alkalinitet (tabell 9).

Tabell 9 Alkalinitet. Sjöar med de tio lägsta koncentrationerna. RI95.

Sjö	X	Y	Lst sjönr	Kommun	Alk mekv/l	TOC mg/l	H.ö.h m	Skog %	Våtm %
Svartsjön	656016	162798	62063-038a	Huddinge	-0,015	10,1	80,9	60	25
Stora Alsjön	655469	159188	62063-125	Södertälje	-0,005	15,5	52	46	44
Långviksträsket	657129	165329	61062-136	Värmdö	0,028	14,7	25,6	64	28
Mårdsjön	661568	164461	59000-097	Norrtälje	0,031	13,3	50	52	46
Almsjön	656412	158952	61000-145	Södertälje	0,035	34,8	47	71	13
Stora Dröpplan	655325	159065	63000-025	Södertälje	0,038	16,1	63	70	15
Svulten	660947	164416	59060-099	Vallentuna	0,045	11,6	56	85	0
Stora Envättern	655587	158869	63000-021	Södertälje	0,066	8,9	62	67	11
Solsjön	662400	166380	59060-003	Norrtälje	0,066	88	15	98	0
Vidsjön	657550	164826	61062-141	Värmdö	0,087	9,8	32	81	9

ALKALINITET I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

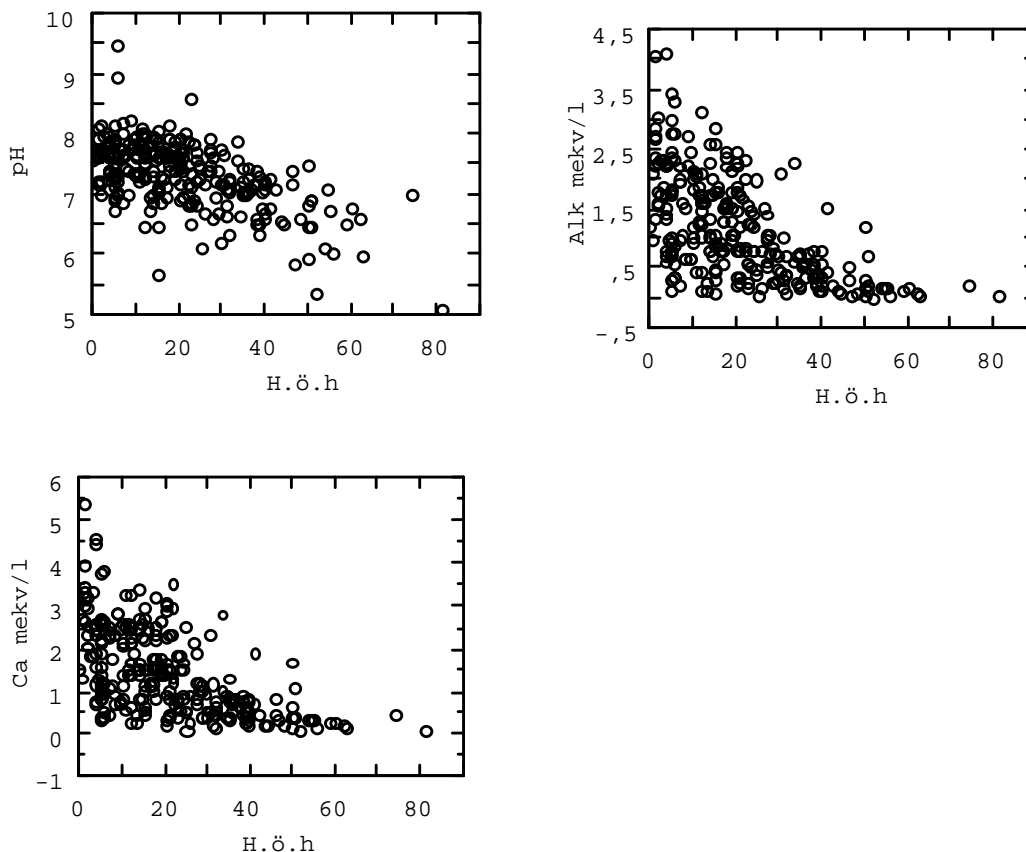
- Klass 1 ● >0.5 mekv/l
Mycket god buffertkapacitet
- Klass 2 ● 0.1-0.5 mekv/l
God buffertkapacitet
- Klass 3 ● 0.05-0.1 mekv/l
Svag buffertkapacitet
- Klass 4 ● 0.01-0.05 mekv/l
Mycket svag buffertkapacitet
- Klass 5 ● ≤ 0.01 mekv/l
Ingen eller obetydlig buffertkapacitet
- Kalkade sjöar



SLU, Inst. f. miljöanalys, feb 1999

Figur 2. Alkalinitet. Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder

kvartärgeologiska förhållandena varierar med altituden (höjden över havet). Högt belägna råden har tidigt svallats rena från finkorniga partiklar när markytan steg över havet och kan vara rena hållmarker. Det urtvättade materialet sedimenterade istället på lägre belägna råden. Högre belägna områden har därför en lägre vittringshastighet än de som ligger lägre. Eftersom altituden på några surhetsparametrar framgår av figur 3. Således har högt belägna områden som regel låga pH-värden, låg alkalinitet och låg kalciumhalt (Jacks 1993). Det lägsta mätta pH-värdet gällde följaktligen den högst belägna sjön, som dessutom hade en mycket hög halt av kalcium. Sjöar med högre halter av basjoner och alkalinitet förekommer så gott som uteslutande vid en altitud lägre än ca 30-35 m. Men sjöar med låga halter finns också i dessa områden. Tirén och Solander (1996) visade att detta beror på att av inlandsisen transporterat kalksten lakats ut i ytliga marklager. Sjöar som försörjs med vatten från dessa områden har låga halter, medan sådana där vattnet tillförs från djupare marklager kan ha högre halter.



Figur 3. Betydelsen av sjöns altitud (höjd över havet) för pH-värde och koncentrationerna av alkalinitet och kalcium. Högre belägna sjöar har lägre pH-värden och koncentrationer.

Förändringar

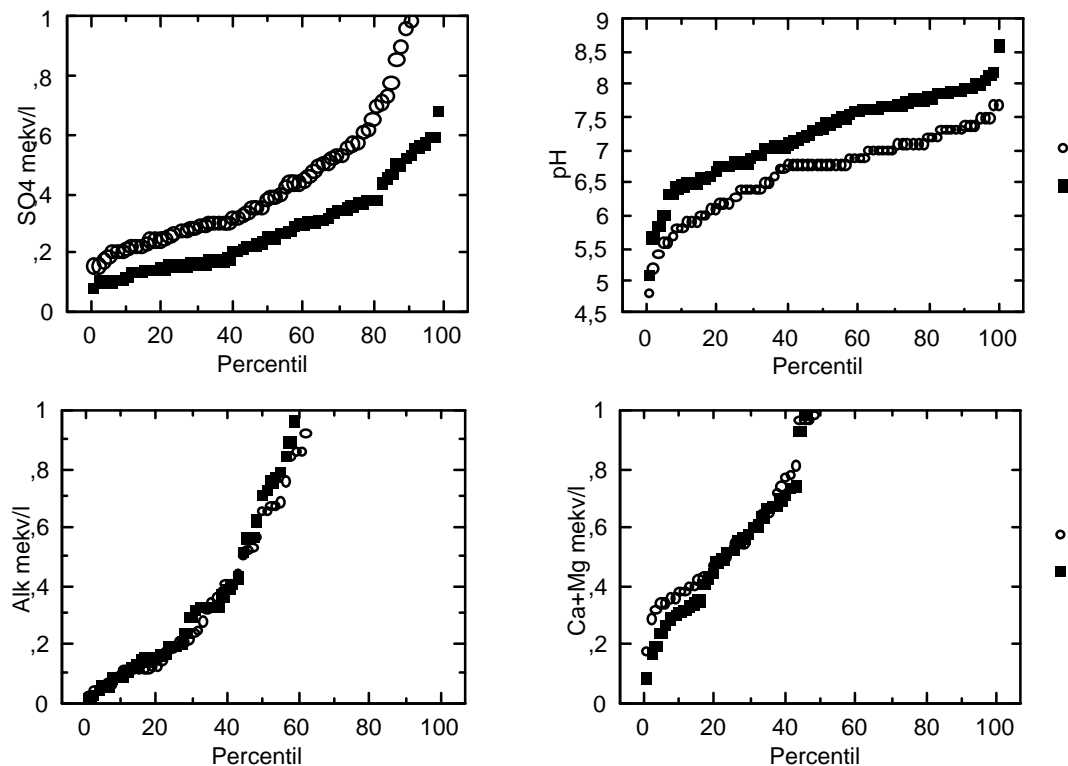
Den minskade nedfallet av svavelföreningar har möjliggjort en viss återhämtning efter den höga belastningen under 1970-talet (Hallgren Larsson m.fl. 1997).

I 74 sjöar togs prover vid riksinventeringarna 1979, 1985, 1990 och 1995. Förändringen i syra-bastillstånd (alkalinitet) kan alltså belysas för dessa sjöar. Årstidsvariationen är emellertid stor för bland annat pH-värdet och eftersom provtagningar skett vid olika årtider försvaras eller omöjliggörs korrekta utvärderingar av förändringar med tiden för denna. Mindre känsliga parametrar är bland andra sulfat och alkalinitet. Sulfat analyserades vid provtagningarna 1985, 1990 och 1995. En enkel beräkning visar att, som medianvärde, minskade sulfatkoncentrationen med 0,015 mekv/l,år. Endast i något fall skedde en ökning. Denna förändring är alltså ett direkt svar på minskningen i deposition av svavel. Man kan

förvänta sig att en återhämtning skall synas i form av en ökning av alkaliniteten i vattnen. Så är fallet i 28 av sjöarna, medan den i övriga sjöar inte ändrades eller minskade.

Orsaken till detta är att det sura nedfallet ökat utlösning av baskatjoner (kalcium och magnesium) och samtidigt har en fastläggning av sulfat skett i marken. I samband med den minskande depositionen minskar följaktligen tillförseln av baskatjoner till vattnen, genom minskad vittring och jonbyte i marken, och därmed sker ingen eller svag ökning av alkalinitet. Dessutom sker en uttransport av tidigare fastlagd sulfat till vattnet.

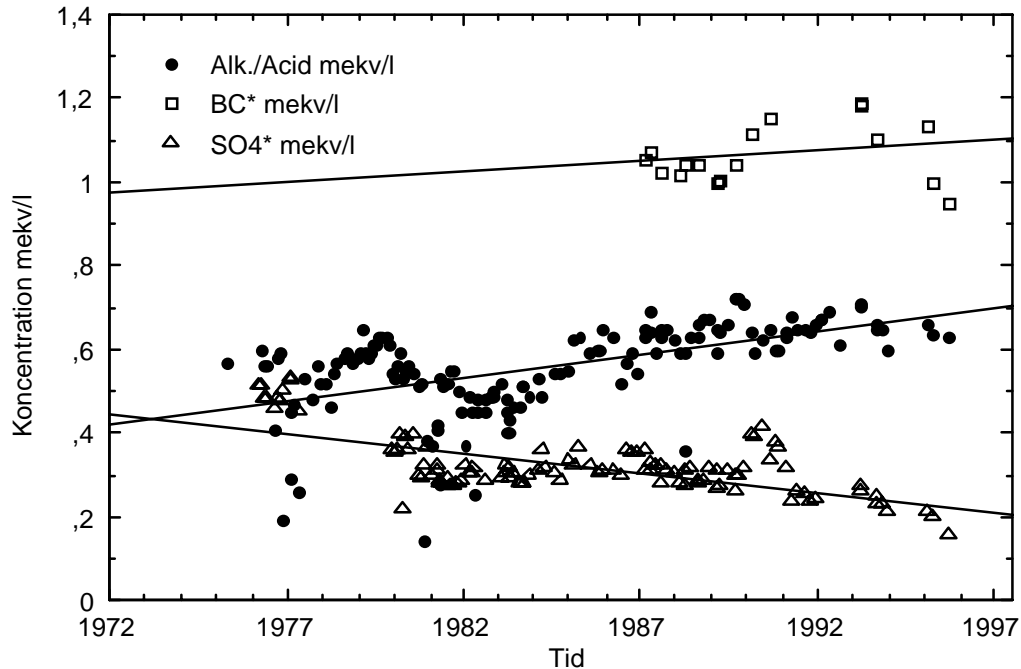
Riksinventeringarna 1990 och 1995 gjordes med samma metodik, men olika säsonger, den första under vintern och den andra under hösten. Av figur 4 framgår att sulfatkoncentrationen minskat avsevärt mellan de två provtagningstillfällena. De gäller såväl det låga koncentrationsintervallet, där källan i huvudsak kan vara deposition och vid högre koncentrationer där sulfatet främst har geologiskt ursprung. pH-värdena var högre 1995, men detta beror troligen på säsongsskillnader. pH-värdet är nämligen ofta högt under sensommar och tidig höst när vegetationen (både fytoplankton och undervattensvegetation) bundit kolsyra. Senare under hösten och vintern bryts organiskt material ned och kolsyra återbildas. Vid isläggning avgår inte heller kolsyra till luften, vilket kan leda till kraftig övermättnad och därmed sänkta pH-värden. Att återhämtningen under denna period inte givit stort utslag antyds av de obetydliga skillnaderna för alkalinitet och kalcium+magnesium. I det lägsta haltområdet för kalcium+ magnesium skedde t.o.m. en minskning.



Figur 4. Vattenkemiska surhetsparametrar. Frekvensfördelning för Stockholms län. RI90 och RI95. Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall. 1995 var sulfathalterna lägre än 1990 medan alkalinitet och baskatjoner (Ca+Mg) inte ändrats nämnvärt. PH-värdena var högre, vilket åtminstone delvis beror på skillnader vinter (1990) och höst (1995).

Den kraftiga minskningen av svaveldepositionen som skett sedan 1970-talet återspeglas i förändringar i sjöarnas vattenkemi. Det har ovan belysts utgående från riksinventeringarna. Kalkreferenssjöarna (tidsseriesjöarna) medger emellertid en bättre beskrivning av dessa förändringar. Nedan beskrivs förändringarna med avseende på alkalinitet, sulfat och bas-kationer (BC*) för fyra referenssjöar (figurer 5 - 8). Förändringar beskrivs här med linjär regression. I några fall kan denna beräkning ge otillförlitliga resultat och skall ses som indikativa för förändringar under mätperioden.

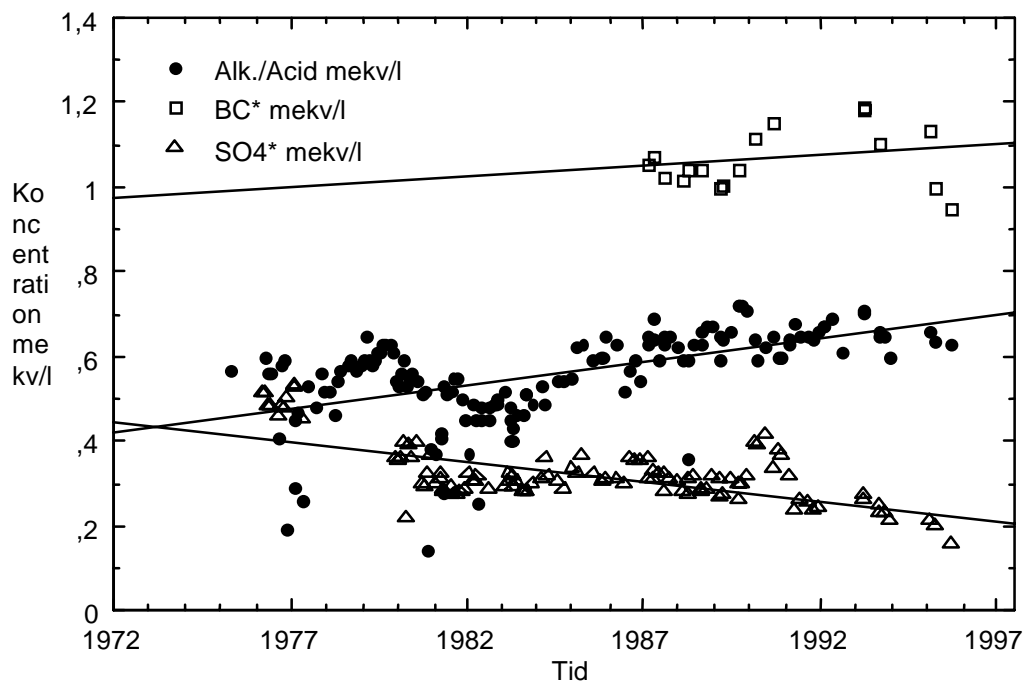
Korsmosjön (figur 5) har en relativt hög alkalinitet och är alltså inte hotad av försurning. Under mätperioden ökade alkaliniteten med ungefär samma hastighet som sulfatkoncentrationen minskade (+0,011 respektive -0,009 mekv/l,år).



Figur 5. Surhetsparametrar. Förändringar i Korsmosjön, Värmdö kommun.

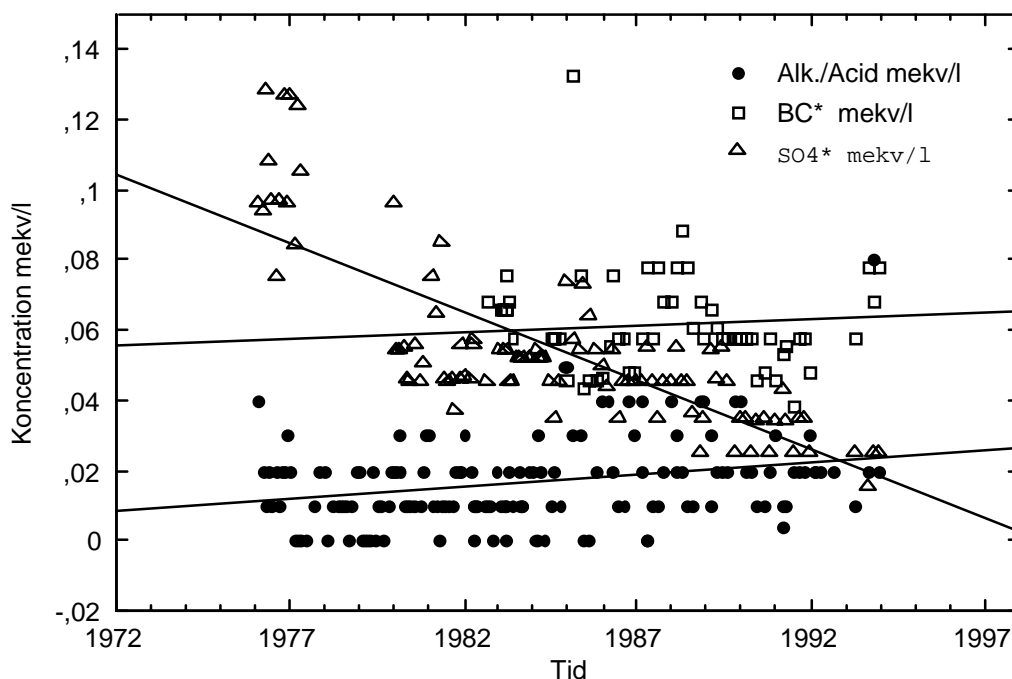
Hundsjön saknade tidigare alkalinitet (figur 6). Eftersom den då hade en viss, men okänd aciditet kan förändringen inte beräknas tillförlitligt, hastigheten är alltså ett minimumvärde. Även i detta fall har en betydande minskning av sulfatkoncentrationen skett (-0,005 mekv/l,år).

Korsmosjön (figur 5) har en relativt hög alkalinitet och är alltså inte hotad av försurning. Under mätperioden ökade alkaliniteten med ungefär samma hastighet som sulfatkoncentrationen minskade (+0,011 respektive -0,009 mekv/l,år).



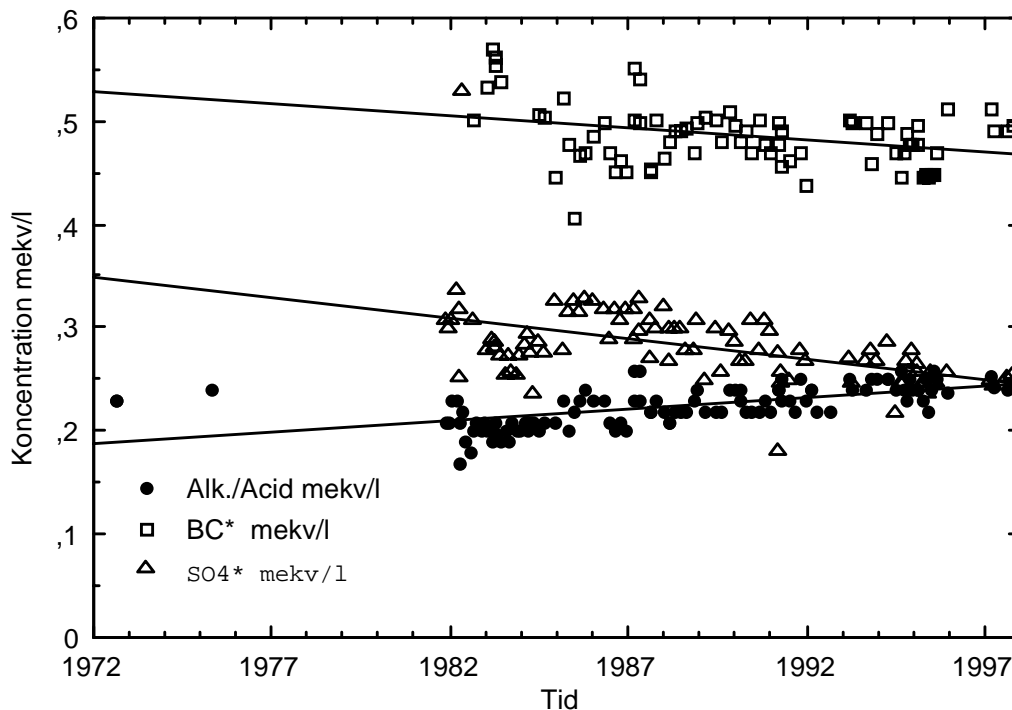
Figur 5. Surhetsparametrar. Förändringar i Korsmosjön, Värmdö kommun.

Hundsjön saknade tidigare alkalinitet (figur 6). Eftersom den då hade en viss, men okänd aciditet kan förändringen inte beräknas tillförlitligt, hastigheten är alltså ett minimumvärde. Även i detta fall har en betydande minskning av sulfatkoncentrationen skett (-0,005 mekv/l,år).



Figur 6. Surhetsparametrar. Förändringar i Hundsjön, Södertälje kommun.

Yngern (figur 8) har en god status ur försurningssynpunkt. Mönstret, med en minskning av sulfatkoncentration och baskatjoner och en ökning av alkalinitet, återupprepas även för denna sjö.



Figur 8. Surhetsparametrar. Förändringar i Yngern, Södertälje kommun.

Den sammantagna bilden av förändringar i referenssjöarna framgår av tabell 10. I samtliga sjöar minskade sulfatkoncentrationen, som medianvärde för 15 sjöar med 0,008 mekv/l,år. Samtidigt ökade alkaliniteten i alla sjöar utom Hampträsk, ökningen som medianvärde var 0,001 mekv/l,år. I sjöar där värden saknas för alkalinitet var alkaliniteten noll i början av mätperioden men senare analyserades aciditet (negativa värden som alkalinitet). Därför kan inga beräkningar göras för dessa. Minskningen i sulfatkoncentration fylls alltså inte upp av en motsvarande ökning av alkaliniteten. Detta beror på att halterna av baskatjoner som regel minskar, minskad vittring och minskat jonbyte mellan deponerad vätejon och utbytbara baskatjoner är orsaken.

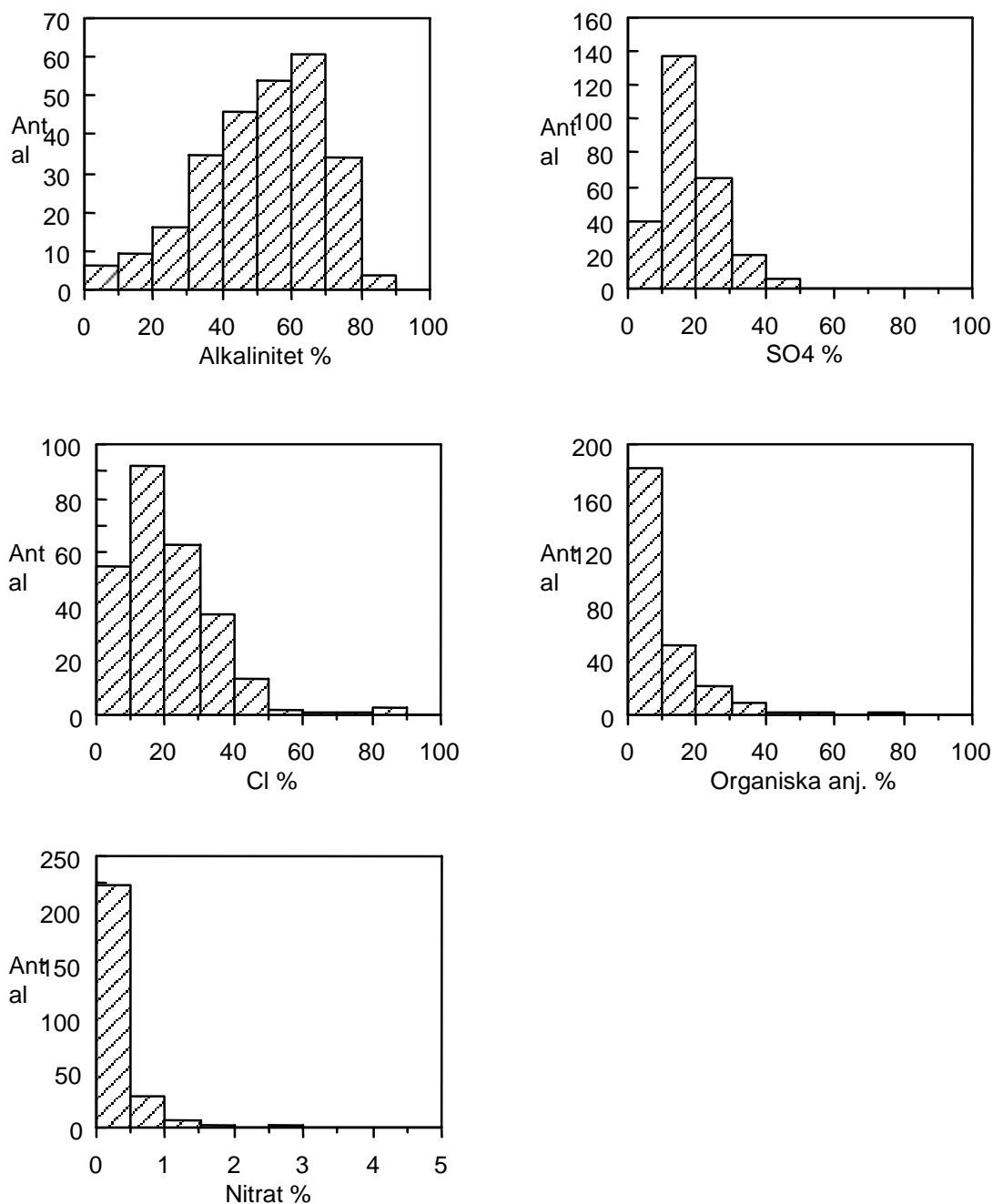
Den lilla förändringen i alkalinitet ger ännu inte upphov till någon förskjutning i pH-värden (tabell 10).

Tabell 10. Surhetsparametrar. Förändringar inom undersökningsperioden för referenssjöar (jfr Tabell 7). Linjär regression.

Sjö	Alkalinitet		SO4		BC*		pH	
	mekv/l,år	r2	mekv/l,år	r2	mekv/l,år	r2	enh/år	r2
Acksjön	0,007	0,34	-0,012	0,48	-0,015	0,07	0,006	0,01
Barsjön	0,001	0,08	-0,006	0,74			-0,002	0,00
Hampräsk	-0,001	0,00	-0,009	0,49	-0,006	0,19	-0,002	0,00
Hundsjön			-0,004	0,22	0,0002	0,01	0,019	0,08
Korsmosjön	0,011	0,30	-0,009	0,38	0,005	0,05	0,005	0,01
Kullaträsk	0,006	0,36	-0,006	0,09	-0,006	0,1	-0,011	0,02
Långviksträsket	0,001	0,09	-0,008	0,55	-0,001	0,11	0,018	0,08
Skären	0,008	0,62	-0,003	0,28	0,005	0,31	0,011	0,02
Stora Alsjön	0,000	0,01	-0,008	0,46	-0,003	0,21	-0,006	0,01
Stora Envättern	0,001	0,14	-0,005	0,63	-0,002	0,24	0,010	0,02
Svartsjön			-0,004	0,42	-0,002	0,69	-0,007	0,07
Svartträsk			-0,012	0,27				
Svulten	0,001	0,01	-0,011	0,75	-0,004	0,13	-0,019	0,07
Tornbergasjön			-0,012	0,11			-0,007	0,00
Tärnan	0,002	0,12	-0,005	0,41	-0,003	0,13	0,007	0,01
Vidsjön	0,000	0,00	-0,005	0,34	-0,004	0,15	-0,017	0,03
Yngern	0,002	0,39	-0,003	0,28	-0,002	0,07	-0,012	0,06

Vad berättar anjonerna?

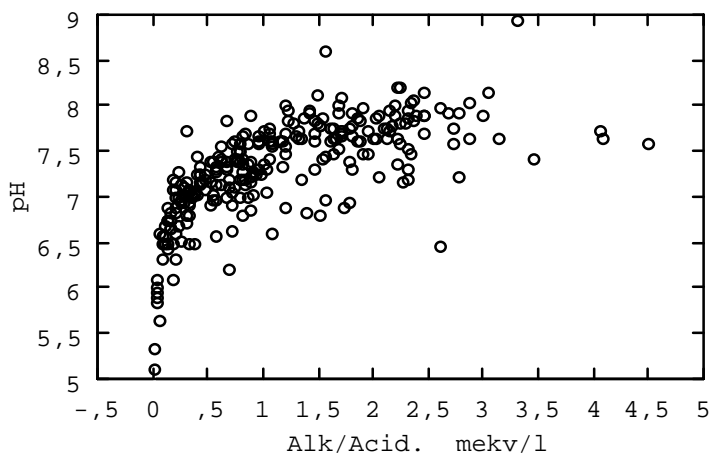
De negativa jonerna i vatten benämns anjoner. I svenska vatten dominerar ofta alkalinitet (vätekarbonat) som anjon (figur 9). Det beror på att vätekarbonat bildas vid vittring av de flesta mineral som förekommer i jorden, alltså inte bara från kalksten. Sulfat kan frigöras vid oxidation av sulfidmineral och tillförs dessutom genom depositionen. Läckage från fossilt marina lager kan också förekomma. De senare källans betydelse framgår tydligt av den relativt höga andelen klorid i många vatten i Stockholms län. I havsvatten är sulfathalten ungefär en tiondedel av kloridens. De vatten som har en mycket hög andel klorid är sådana där Östersjöns vatten tränger in, t.ex. Andersvedjedjupet och Gräsvarpet som ingår i Utålskedjans sjösystem. Utloppet från Skogsviken (Norrtälje kommun, 662813 167016) har troligen muddrats eftersom sjön har en relativt hög kloridhalt.



Figur 9. Andelar av olika anjoner i Stockholms läns sjöar. Alkalinitet (vätekarbonat) är den viktigaste anjonen i de flesta vatten. Sulfat och klorid finns i stora andelar i många vatten, men endast klorid dominerar i några saltpåverkade sjöar. Intressant är situationen för organiska anjoner. Dessa representerar ju humussyror, som har en naturligt försurande effekt. Nitrat är endast några få procent av den totala halten av anjoner.

Vad skapar surhetstillståndet?

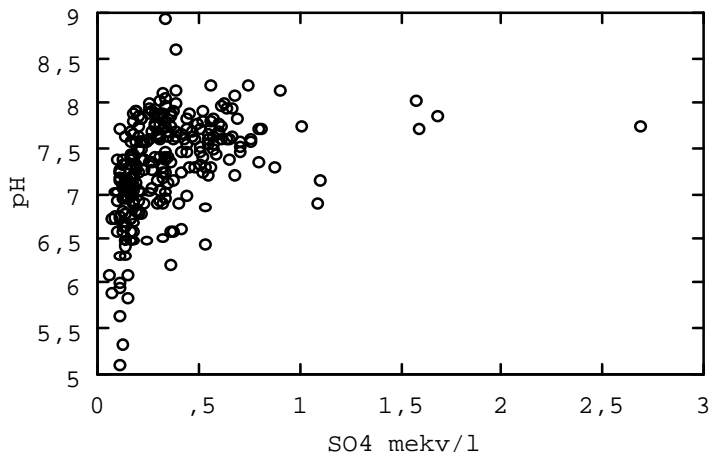
I de flesta vatten styrs pH-värdet av jämvikten för karbonatsystemet, ofta koncentrationen av vätekarbonat. Men, som framgår av figur 10, är variationen stor särskilt vid lite högre pH-värden. Detta beror på jämvikten mellan koncentrationerna av koldioxid och vätekarbonat. Halten av koldioxid är inte alltid konstant, den är låg under produktionsperioden på sommaren och hög under hösten. Ett högt koldioxidtryck leder till sänkning av pH-värdet. Dessutom bidrar humusämnen till variationen.



Figur 10. Förhållandet mellan pH-värde och alkalinitet.

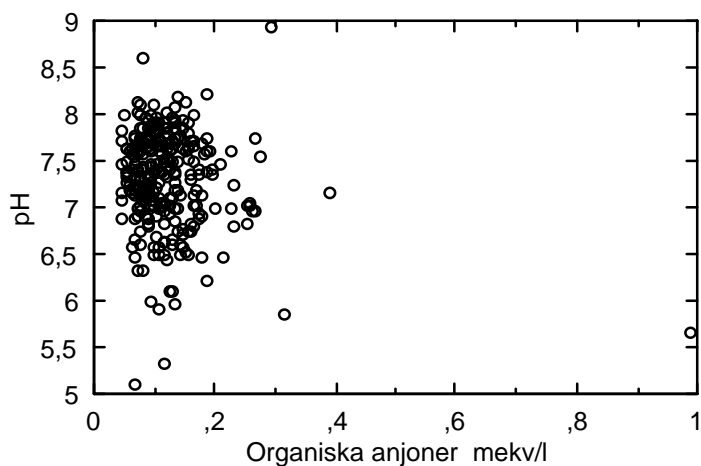
Ett surt vatten har tagit emot syra, och förutom vätejonen även den motsvarande anjonen. Man kan alltså i viss mån genom att jämföra koncentrationen av vätejon och olika anjoner få en indikation på vilken syra som kan dominera i det sura vattnet.

Halten av sulfat är i alla länets vatten så stor att enbart svavelsyra skulle kunna förklara ett lågt pH-värde. Men, som framgår av figur 11, är halterna som regel högre vid högre pH-värden. Detta beror på att en stor andel sulfat har sitt ursprung i markens mineral, i några fall pyrit från marina avlagringar i andra fall från kalkstenens svavelinnehåll. Vid vittringen frigörs inte bara sulfat utan även vätekarbonat, som höjer pH-värdet samt kalcium.



Figur 11. Förhållandet mellan pH-värde och sulfatkoncentration.

En annan källa till surhet är humussyror. Dessa bildas naturligt vid ofullständig nedbrytning av organiskt material och lakas ut från marken till vattnen. Ingen påtaglig relation finns mellan pH-värde och halten organiska anjoner, men koncentrationerna av organiska anjoner är mellan tio och tusen gånger högre än vad som krävs för de lägsta pH-värdena (figur 12). Humusämnen skulle alltså ensamma kunna svara för surheten i alla länets sjöar.



Figur 12. Förhållandet mellan pH-värde och koncentrationen organiska anjoner (humussyror).

Betydelsen av deposition av försurande ämnen

Försurningsskador på organismer i sjöar upptäcktes i slutet av 60-talet. En diskussion följde beträffande orsakerna, i vad mån det hade naturligt eller antropogent ursprung. Ett steg mot en tydligare bild var uttrycket kritisk belastning, som skapades vid en konferens i Skokloster 1988:

”Den högsta deposition av syra som inte åstadkommer kemiska förändringar, vilka leder till långsiktiga skadliga effekter på väsentliga egenskaper hos ekosystemet.”

Definitionen har sedan dess utvecklats ytterligare. Eftersom pH-värdet naturligt varierar åtskilligt under året och dessutom styrs både av naturliga förhållanden som kalk i marken och humusämnen är det ej mest lämpat som mått på kemisk ändring. Istället har ANC (Acid Neutralising Capacity) valts för detta. I ANC (buffertkapaciteten) ingår både alkalinitet (vätekarbonat) och organiska anjoner (humusämnen). Därmed får man ett värde som ger resultatet av alla naturliga processer som påverkar syra-basförhållandet och dessutom påverkas direkt av försurning.

Kritisk belastning för försurande ämnen

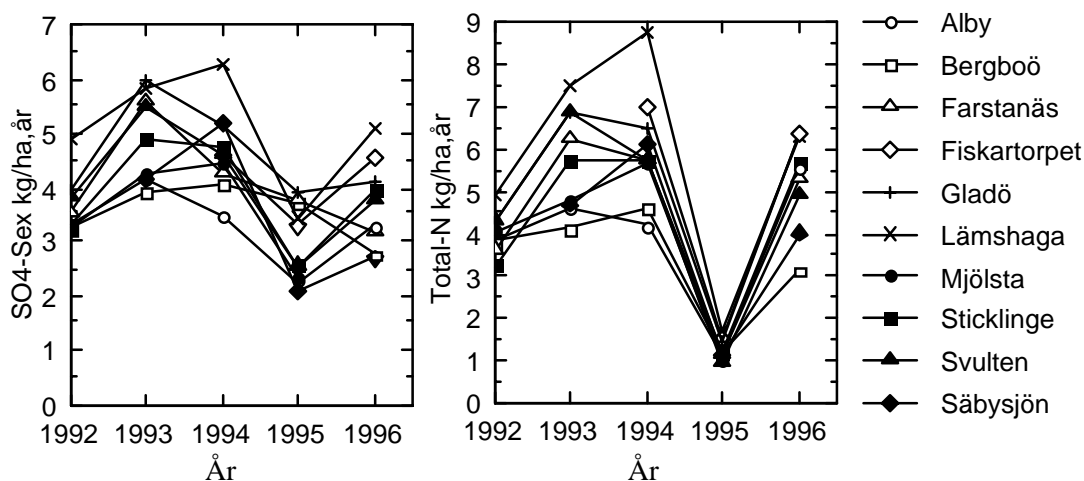
Tidigare utvärderades enbart svaveldepositionens betydelse och för detta användes vanligen en enkel beräkning; ”Steady state water chemistry model” som utvecklats av Henriksen. Den kräver enbart vattenkemiska data och specifik avrinning och kan alltså lätt användas på de flesta vatten. I och med att svavelutsläppen minskat och kväveutsläppen snarast ökat har det blivit viktigt att utveckla modeller för bägge dessa försurande ämnen. I denna rapport används en modell utvecklad av Posch m.fl. (1997); First order acidity balance model (FAB). Eftersom kväveföreningar i större utsträckning omsätts biologiskt måste processer såsom upptag i skog, fastläggning och denitrifikation i mark ingå. Det krävs alltså betydligt mer information om sjöns tillrinningsområde för att göra en beräkning med denna modell. En mer detaljerad beskrivning av modellernas uppbyggnad och förutsättningar finns i bilaga B.

Vid utvärderingen av RI95 användes depositionsvärden, som beräknats med den så kallade Sverigemodellen (SMHI och IVL). I länet mäts deposition vid flera stationer (Hallgren Larsson m.fl. 1997) och här har som underlag valts data för de tio stationer där deposition mätts under fyra-fem år (tabell 11).

Tabell 11. Deposition. Stationer där deposition mätts inom länet.

Beteckning	Namn	X	Y	Antal år	Startår	Sista år
A1	Bergby	660742	162739	1	1996	Pågå
A 5	Sticklinge	658640	163155	5	1992	Pågå
A 21	Alby	660730	160390	5	1992	Pågå
A 24	Säbysjön	659290	161770	4	1993	Pågå
A 35	Farstanäs	655415	160470	5	1992	Pågå
A 40	Lämshaga	657830	164845	5	1992	Pågå
A 44	Gladö	656550	162325	5	1992	Pågå
A 54	Mjölsta	663440	163700	5	1992	Pågå
A 90	Svulten	661010	164390	5	1992	Pågå
A 91	Bergboö	666860	166330	5	1992	980930
A 93	Fiskartorpet	658415	162890	3	1994	970930
A 94	Ulriksdal	658705	162545	1	1997	Pågå

Variationen mellan år är stor, vilket framgår av figur 13. En viktig orsak till skillnaderna mellan åren är att nederbörden varierat. Medianvärdet för alla stationer och år var 590 mm, med en högsta nederbörd på 685 mm under 1993/94, följt av 651 mm under 1994/95 och en lägsta nederbörd på endast 381 mm under 1995/96.



Figur 13. Deposition av icke marint svavel och total-kväve vid länets mätstationer. Öppet fält. Variationen mellan år är mycket stor.

Iögonenfallande är att skillnaderna mellan stationernas värden är mindre än mellan de olika åren (jämför figur 13 och tabell 12). Det tycks inte heller finnas någon klar gradient mellan stationerna. Utgående från medianvärdet för varje mätstation har depositionen beräknats för varje sjös avrinningsområde definierat från sjöns koordinater.

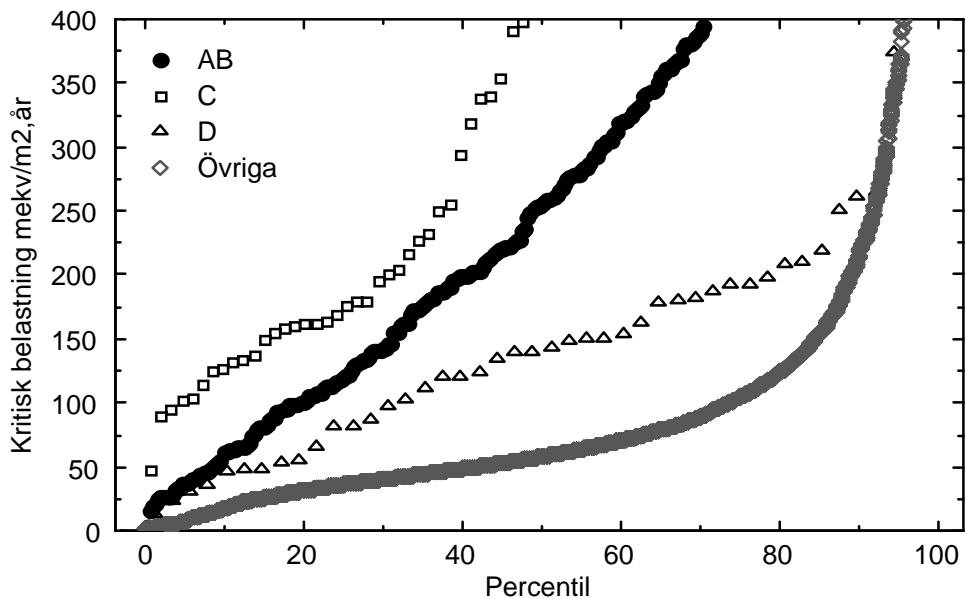
Tabell 12. Deposition. Uppmätt deposition av icke marint sulfat, baskatjoner och totalkväve. Öppen mark och krondropp (Länsstyrelsens regionala miljöövervakningsdata).

Beteckning	SO4* mekv/m2.år			BC* mekv/m2.år			N mekv/m2.år		
	Medel	Min	Max	Medel	Min	Max	Medel	Min	Max
Öppen									
A 5	25	16	31	18	15	23	40	9	41
A 21	21	14	26	10	8	15	30	8	40
A 24	22	13	33	12	7	26	31	8	44
A 35	24	20	35	17	10	20	38	8	45
A 40	32	22	39	19	13	28	45	12	63
A 44	26	24	37	16	9	22	46	10	49
A 54	23	15	28	12	10	17	34	7	40
A 90	24	16	34	12	11	15	35	7	49
A 91	23	17	26	14	10	24	27	9	33
A 93	28	21	29	24	19	26	46	11	50
Krondropp									
A 5	56	43	69	84	72	88	53	45	63
A 21	47	27	54	74	63	99	28	22	40
A 24	47	28	54	72	61	81	29	23	37
A 35	39	24	52	64	53	78	30	19	40
A 40	61	37	74	92	73	118	40	34	56
A 44	68	43	86	96	76	104	33	31	56
A 54	42	26	52	65	51	91	17	16	40
A 90	51	36	72	78	64	90	33	26	45
A 91	56	34	65	88	77	118	28	21	38
A 93	56	56	56	78	76	81	49	37	61

Kritisk belastning och överskridande för svavelföreningar

För att kunna jämföra länet med övriga Sverige presenteras data beräknade på samma sätt, dvs. för överskridande med deposition enligt Sverigemodellen för 1994. Ett lågt värde på kritisk belastning innebär att sjön och dess omgivning är känslig för sur deposition.

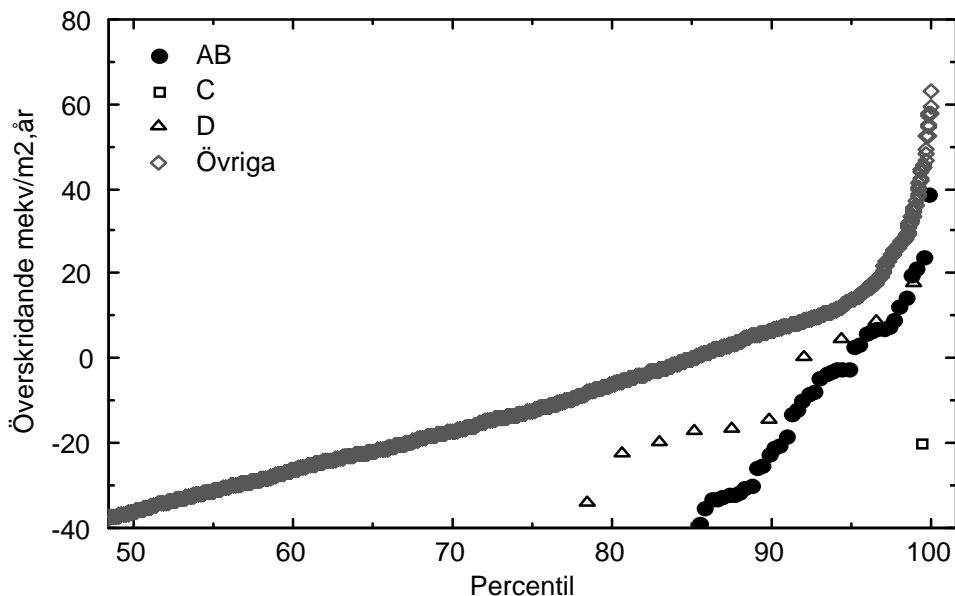
Frekvensfördelningen i figur 14 visar att, trots att några känsliga sjöar finns länet, så är en övervägande andel mindre känsliga. Andelen mycket känsliga och känsliga sjöar är 8,2 procent i Stockholms län, endast 1,3 procent (1 sjö) i Uppsala län och 15,9 procent i Södermanlands län. En så stor andel som 38 procent av Sveriges sjöar tillhör denna grupp. Detta förhållande beror på kalkpåverkan, som är störst i Uppsala län närmast den geologiska källan i Gävlebukten och minskar successivt i Stockholms och Södermanlands län.



Figur 14. Kritisk belastning för svaveldeposition (SSWCM). Frekvensfördelning för Stockholms, Uppsala och Södermanlands län samt för övriga Sverige. Stockholms län har känsligare vatten än Uppsala län, men de är tåligare än de i Södermanland och övriga Sverige.

Naturligtvis kan en känslig sjö förbli opåverkad av försurning om depositionen är låg. Är däremot depositionen av syra större än sjöns kritiska belastning (tålighet) bör den vara försurad eller försurningshotad.

I figur 15 jämförs Stockholms län med de närbelägna länen. Störst andel sjöar där den kritiska belastningen är överskriden finns i landets samlade sjöar med 14 procent. I Stockholms län överskrids den kritiska belastningen endast i 5 procent av sjöarna.



Figur 15. Överskridande av kritisk belastning för svavel vid deposition enligt Sverigemodellen (RI95). Andelen överskridanden i Stockholms län är 5%, Uppsala län 0%, Södermanlands län 9% samt i övriga Sverige 14%.

För Stockholms län har en mer detaljerad beräkning av depositionen gjorts (se ovan) och värdena på depositionen av svavel har därmed ökat med ungefär 8 mekv/m²,år. Därmed ändras värdena på överskridanden och andelen överskridanden ökade från 5,3 procent till 7,0 procent av sjöarna. Som framgår av figur 13 ovan så är mellanårsvariationen för depositionen avsevärt större än skillnaden mellan de två beräkningssätten för depositionen. Denna variation ger inte alltid en direkt effekt på sjön, utan sjöns vattenkemi påverkas oftast mer av medelsituationen. Förekomsten av känsliga vatten framgår av figur 16.

Värden för deposition baserade på mätstationerna i länet är något högre än de som användes vid utvärderingen av riksinventeringen. Förekomsten av sjöar med överskridande framgår av figur 19.

Sjöar där överskridande av kritisk belastning förekommer finns i avrinningsområdena 59, 59060 samt 61-63 (tabell 13). De är alltså, med två undantag, belägna i södra länsdelen.

Tabell 13. Överskridande av kritisk belastning för svavel, utan och med deposition av baskatjoner. Icke överskridande redovisas som negativa värden. RI95.

Sjö	X	Y	ARO	pH	Alk./Acid mekv/l	Överskri dande mekv/ m ² ,år	Överskridande, inkl. BC dep. mekv/m ² ,år
Svartsjön	656016	162798	62	5,11	-0,015	45,2	28,9
Vidsjön	657550	164826	61062	6,33	0,087	27,3	8,3
Svulten	660947	164416	59060	6,01	0,045	26,7	14,8
Långviksträsket	657129	165329	61062	6,1	0,028	25,8	7,3
Stora Alsjön	655469	159188	62063	5,34	-0,005	17,2	0,7
Stora Dröpplan	655325	159065	63	5,96	0,038	12,1	-4,3
Grävstasjön	654650	159553	62063	6,59	0,09	10,6	-6,0
Mårdsjön	661568	164461	59	5,91	0,031	10,0	-2,5
Trehörningen	656093	162737	62	6,99	0,198	9,7	-6,5
Lugneträsk	657454	165520	61062	6,93	0,273	9,1	-9,5
Stora Envättern	655587	158869	63	6,60	0,066	8,7	-7,6
Bårsjön	656880	159745	61	6,10	0,171	8,6	-7,6
Transjön	655281	162326	62063	6,49	0,093	7,2	-9,3
Malmsjön	656946	159871	61	6,90	0,193	6,0	-10,2
Tjursjön	655960	164440	62063	6,67	0,153	4,1	-13,5
Långsjön	653652	161811	62063	6,68	0,106	3,0	-13,6
Djupträsk	656080	164535	62063	6,44	0,124	1,5	-16,1

KRITISK BELASTNING I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

Klass 1 ● > 100 mekv/m²,år

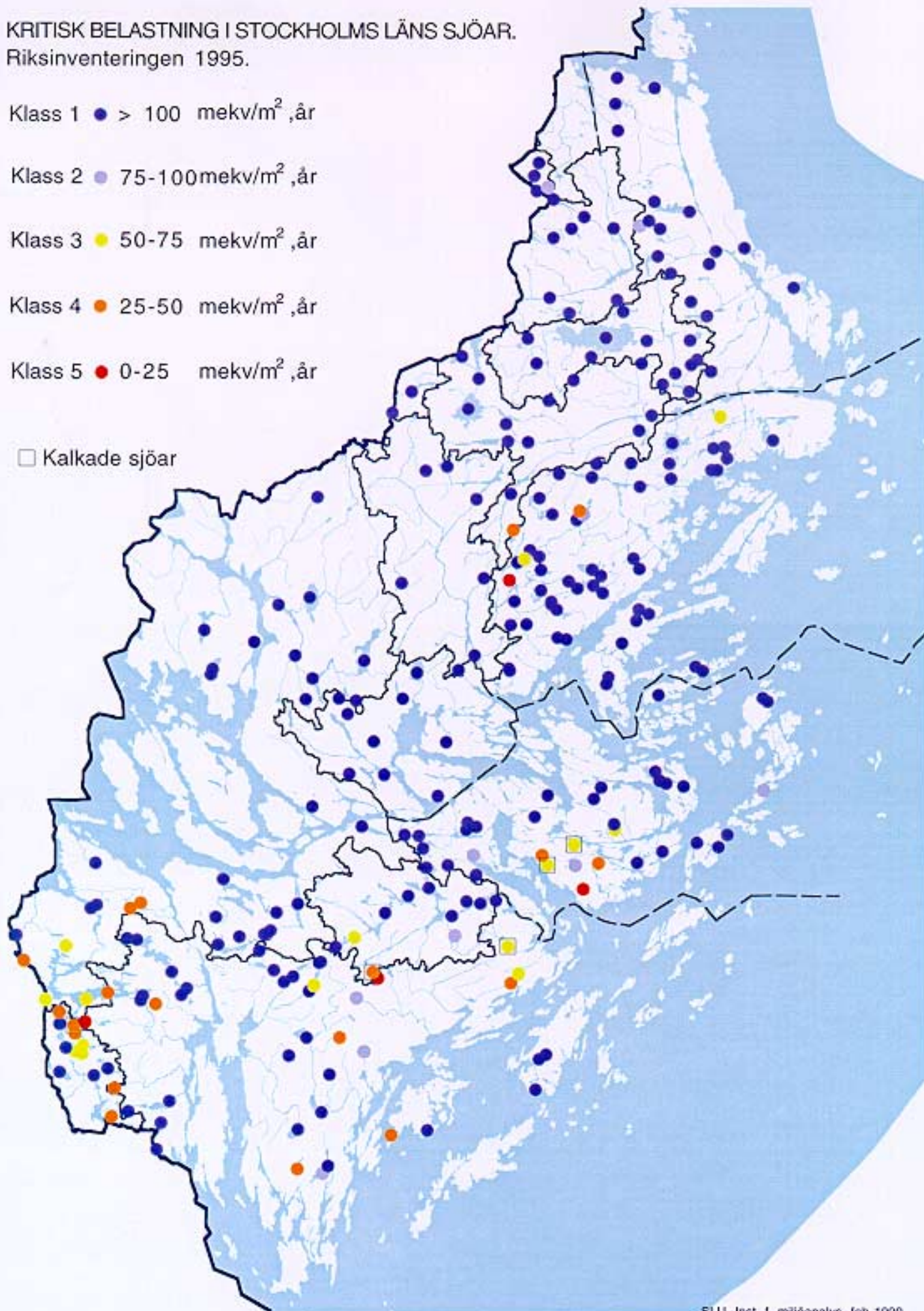
Klass 2 ● 75-100 mekv/m²,år

Klass 3 ● 50-75 mekv/m²,år

Klass 4 ● 25-50 mekv/m²,år

Klass 5 ● 0-25 mekv/m²,år

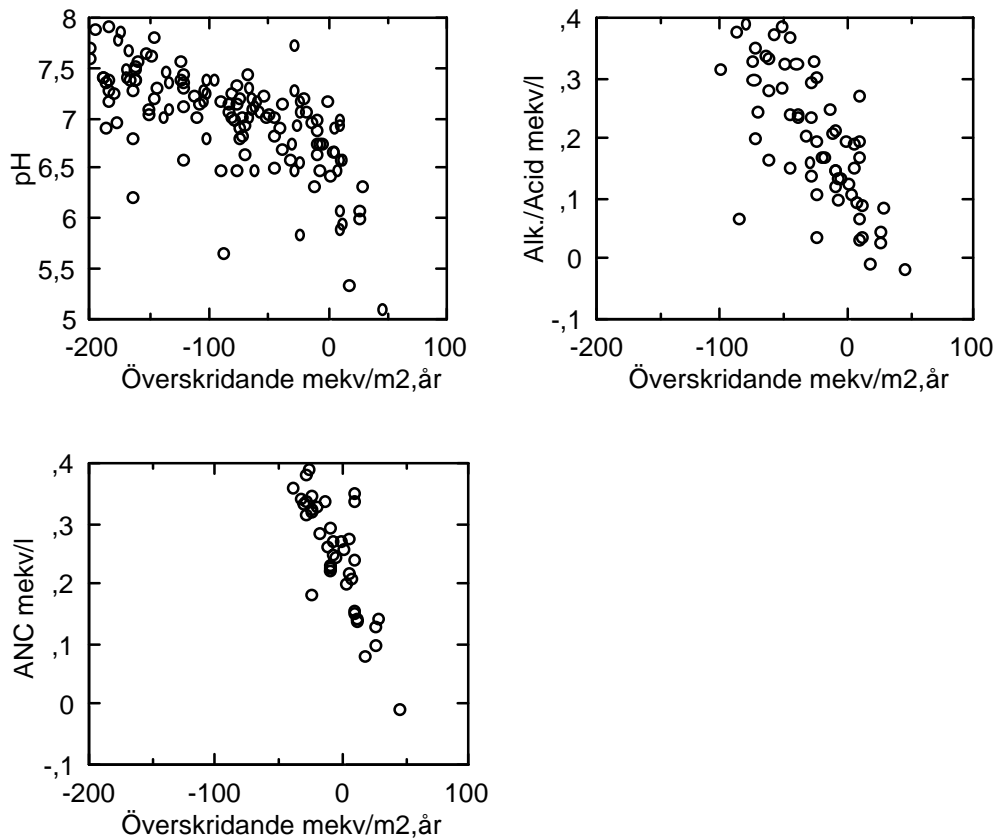
□ Kalkade sjöar



SLU, Inst. i miljöanalys, feb 1999

Figur 16. Kritisk belastning (CL) för svavel beräknad enligt Steady State Water Chemistry Model.

I vad mån surhetstillståndet beror på försurning antyds i figur 17. Vatten med låga pH-värden och ett överskridande av syradeposition bör vara försurade medan övriga snarast är naturligt sura. Bland annat på grund av koldioxidens betydelse för pH-värdet finns flera vatten med låga pH-värden och utan överskridande. Bilden är därför tydligare mellan överskridande och alkalinitet. En jämförelse mellan dessa två och den för ANC, som ju inkluderar organiska anjoner dvs. humusämnen, visar slutligen på en mer distinkt skillnad mellan naturligt surt och försurat vatten. Sjöar med låga ANC-värden har också, som förväntat, ett överskridande av kritisk belastning. Några sjöar med beräknat överskridande och ett ANC större än 0,2 mekv/l kan däremot knappast vara försurade. En orsak till detta resultat kan vara att depositionen av baskatjoner inte ingått i beräkningen. Depositionens innehåll av baskatjoner har ju en neutraliserande effekt. En annan orsak kan vara att de vattenkemiska förhållandena endast baseras på ett prov.



Figur 17. Förhållandet mellan överskridande av kritisk belastning och några vattenkemiska parametrar. Flertalet sjöar utan beräknat överskridande hade både tillfredsställande pH-värden och koncentrationer av alkalinitet och ANC.

Anledningen till att depositionen inte tagits med i beräkningen är en extra säkerhetsmarginal skapas. Variationen i deposition mellan åren är stor, som framgår av tabell 12 ovan, och en viss säkerhetsmarginal kan vara befogad. I tabell 14 finns dock en beräkning där depositionen av baskatjoner ingår. Enligt den skulle endast fem av de undersökta sjöarna (Svartsjön, Vidsjön, Svulten, Långviksträsket och Stora Alsjön) ha en deposition av syra som överskrider den kritiska belastningen.

Det är alltså klart att beräkningen av överskridande snarast ger en överskattning av försurningstillståndet än en underskattning.

Kritisk belastning för försurande svavel- och kväveföreningar (FAB-modell).

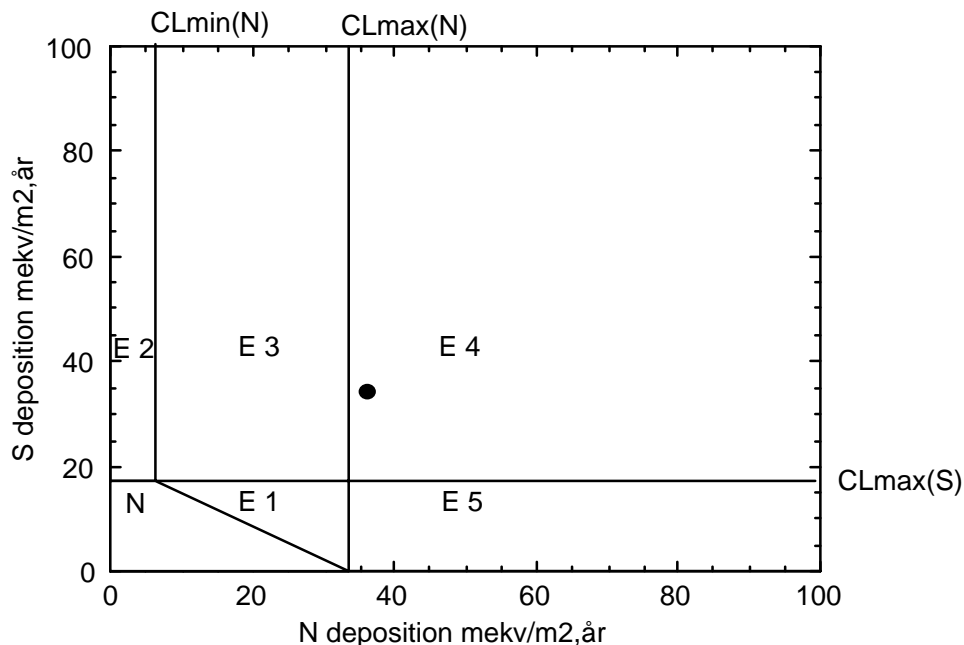
Betydelsen av kväveföreningar som försurande faktorer har ökat i samband med att depositionen av svavel minskat. Dessa ingår vid beräkningar enligt FAB-modellen (se bilaga B).

Faktaruta Kväveföreningar som försurande ämnen

Nedfallet av kväveföreningar kan orsaka försurning av mark och vatten. Kväveföreningar ingår i mycket större utsträckning än svavelföreningar i olika biologiska processer och deras betydelse som försurande ämne är därför svårare att värdera än svavelföreningarnas. Ammoniumjonen ersätts om den tas upp i vegetationen av en försurande vätejon, medan nitratjonen byts ut mot en basisk hydroxyljon. Vanligen oxideras tillgänglig ammonium till nitrat i mark och vatten och därmed bildas också syra (salpetersyra). Höga halter av nitrat i ytvatten som inte påverkas av utsläpp indikerar en försurande effekt av kväveföreningar.

Varje sjö, med sitt tillrinningsområde har olika känslighetsvärden för belastningen av svavel- och kväveföreningar. Ett område med aktivt växande skog tar upp en större mängd kväve än ett med öppen mark. Samtidigt tar träden upp baskatjoner, vilket får en försurande effekt. Eftersom några av modellens processer är beroende av hur stor depositionen är, kan effekter av eventuella förändringar, främst för kväveföreningar, inte kvantifieras utan beräkningar.

FAB-modellen klassar depositionens effekt i sex klasser, varav en för icke överskridande (N i figur 18). För femton sjöarna i länet sker ett överskridande av den kritiska belastningen på grund av hög deposition av försurande ämnen (tabell 14). För sjöar som klassas i E 2-E 4 krävs en minskning av svaveldepositionen. Endast i ett fall (Stora Alsjön) har beräkningarna visat att en minskning av kvävedepositionen är nödvändig (klass E 4) för att inte den belastningen av syra skall vara för stor. Överskridandet är dock mycket litet för kvävedepositionen. Men för klasserna E1, E 3 och E4 kan en kombination av reducerad deposition av både svavel- som kväveföreningar leda till att överskridandet försvinner (N).



Figur 18. Stora Alsjön. Beräkning av överskridande av S- och N-deposition (FAB-modell). Punkten beskriver depositionen för sjön. Området E4 innebär att såväl N som S deposition måste minskas för att inte ett överskridande skall förekomma (N, streckade ytan).

De sjöar för vilka ett överskridande beräknats finns i tabell 14 . Antalet sjöar med ett beräknat överskridande ökar i jämförelse med Steady State-modellen eftersom kvävedepositionens försurande effekt har tillkommit. Liksom i fallet med beräkningen för enbart S-deposition finns flera vatten med relativt höga, icke förväntade värden på alkalinitet. Detta beror delvis på att depositionen av neutraliserande baskatjoner inte tagits med i beräkningen.

Tabell 14. Försurning. Sjöar med överskridande av kritisk belastning för svavel- och kväveföreningar (FAB-modell). Överskridande anges som klass enligt figur 19. RI95.

Sjö	X	Y	ARO	pH	Alk./Acid mekv/l	SO4* mekv/l	Eklass
Långsjön	653652	161811	62063	6,68	0,106	0,156	E3
Vårtan	654291	159514	63	6,65	0,15	0,112	E1
Grävstasjön	654650	159553	62063	6,59	0,09	0,157	E3
Transjön	655281	162326	62063	6,49	0,093	0,127	E3
Stora Dröpplan	655325	159065	63	5,96	0,038	0,102	E3
Stora Alsjön	655469	159188	62063	5,34	-0,005	0,110	E4
Stora Envättern	655587	158869	63	6,6	0,066	0,149	E3
Tjursjön	655960	164440	62063	6,67	0,153	0,118	E3
Svartsjön	656016	162798	62063	5,11	-0,015	0,093	E4
Bårsjön	656880	159745	61	6,1	0,171	0,131	E3
Malmsjön	656946	159871	61	6,9	0,193	0,207	E3
Långviksträsket	657129	165329	61062	6,1	0,028	0,046	E3
Vidsjön	657550	164826	61062	6,33	0,087	0,096	E3
Gärdsträsket	657870	165722	61062	7,18	0,197	0,098	E1
Mårdsjön	661568	164461	59	5,91	0,031	0,060	E3

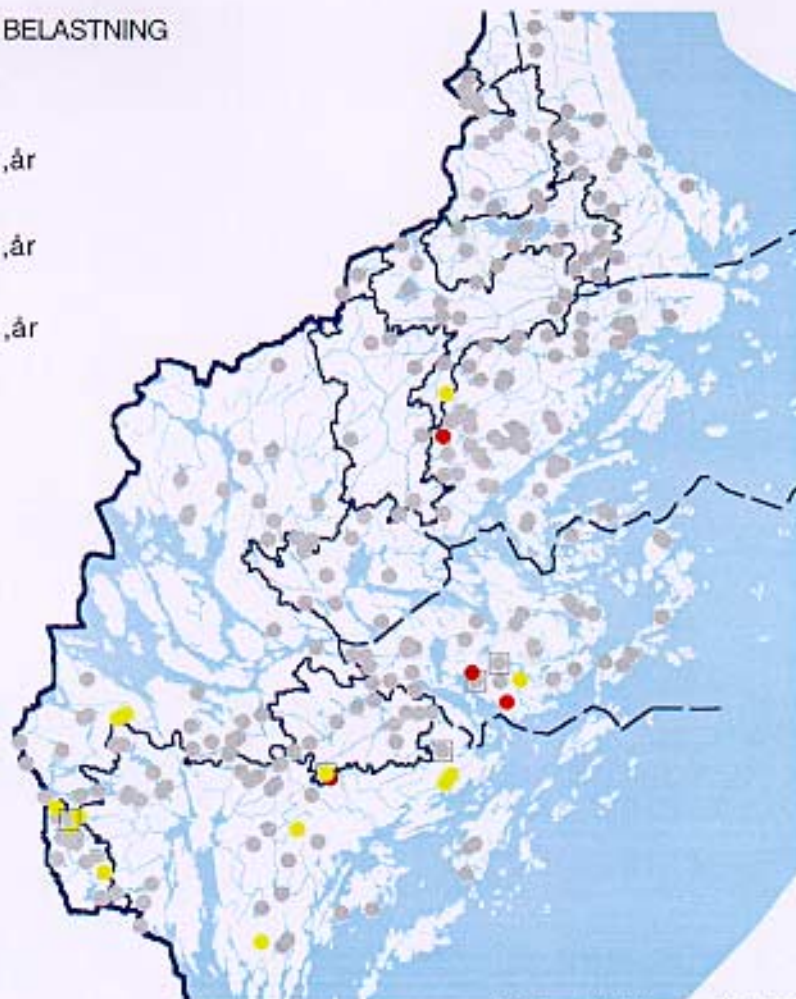
Lokaliseringen av sjöar med överskridanden enligt FAB-modellen visas i figur 20. Endast överskridandeklasser anges. Därför visar inte kartan omfattningen av ett överskridande.

Det är klart av ovanstående utvärdering att endast ett mindre antal sjöar i länet är påtagligt påverkade av deposition av sura ämnen. Genomgången har inte inkluderat de sjöar som kalkas för närvarande, men de tillhör rimligen denna grupp. Några naturligt sura sjöar finns också, vilket framgår av jämförelser mellan överskridande av kritisk belastning och t.ex. pH-värde eller alkalinitet.

Detta resultat avviker betydligt från den utvärdering av skogsjordar som utförts av Odlare (1996). Hon fann att för en majoritet av de undersökta 91 skogsprovytorna överskreds markens neutraliseringsförmåga.

ÖVERSKRIDANDE AV KRITISK BELASTNING
I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

- Klass 1 ● < 0 mekv/m ,år
- Klass 2 ● 0-20 mekv/m ,år
- Klass 3 ● 20-50 mekv/m ,år
- Kalkade sjöar

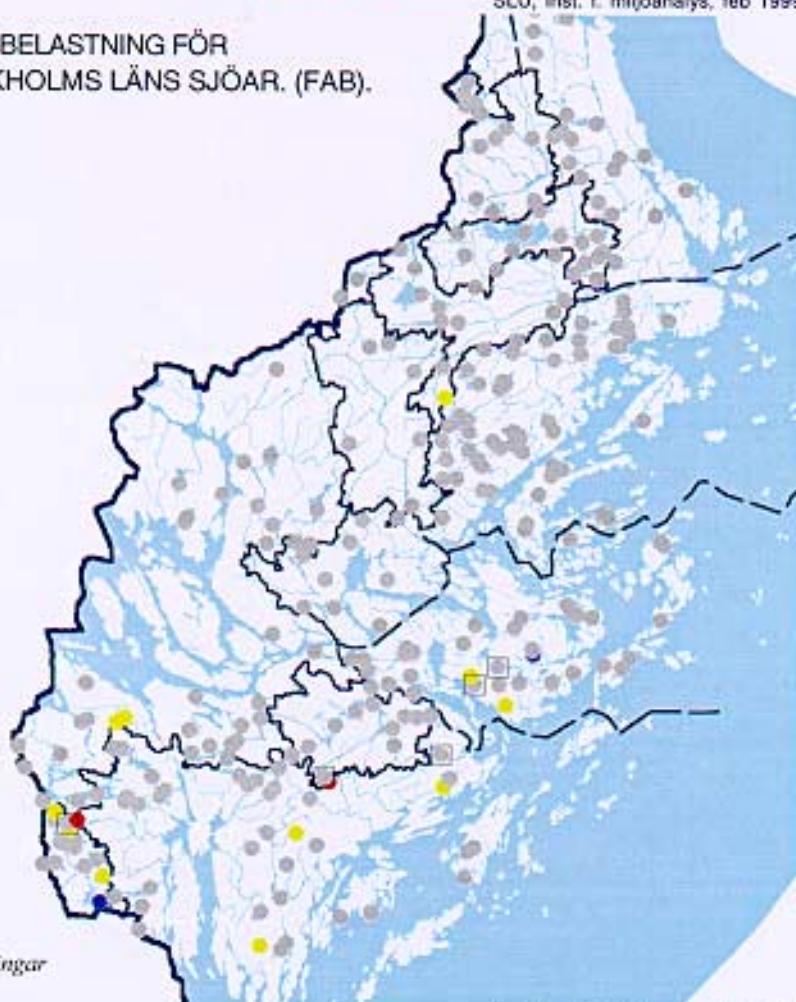


Figur 19. Överskridande av kritisk belastning för försurande svavel.

SLU, Inst. f. miljöanalys, feb 1999

ÖVERSKRIDANDE AV KRITISK BELASTNING FÖR
SVAVEL OCH KVÄVE I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR. (FAB).
Riksinventeringen 1995.

- E1
- E3
- E4
- N
- Kalkade sjöar



Figur 20. Överskridande av kritisk belastning för svavel- och kväveföreningar (FAB modell).

SLU, Inst. f. miljöanalys, feb 1999

Stockholms läns sjöar som helhet synes alltså vara mindre drabbade av surt nedfall än sjöar i andra sydliga län. Nästan uteslutande är det sjöar i länets södra del som försurats. Utav de fyra sjöar för vilka ingen ändring av alkalinitet kunde beräknas har endast Svartsjön ett överskridande av kritisk belastning (tabell 10). En genomgång av mätvärdena visar som väntat inte heller på någon återhämtning för denna sjö, medan förbättringar i alkalinitet har skett för Hundsjön och Svartträsk. Sammanfattningsvis synes återhämtning, om än svag, ske i de flesta av de av länets försurade vatten som inte överbelastas av sur deposition. Men ytterligare minskningar av depositionen av sura ämnen krävs för att de överbelastade sjöarna skall kunna återhämta sig.

Växtnäringsämnen

Regeringens förslag till målsättning är ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.”

Som ett mått på övergödning (eutrofiering) kan koncentrationerna av växtnäringsämnen användas. Vanligen är fosfor det mest begränsade ämnet och därför det mest intressanta att värdera. Kväveföreningarnas betydelse är svårare att bedöma. I bruna vatten är nämligen en stor del av total-kväve bundet i organisk form och därmed mindre tillgängligt för växtplankton. Halterna av oorganiska kväveföreningar (nitrat och ammonium) varierar mycket under året, och kan vara så låga under slutet av sommaren att då kväve kan vara begränsande.

Faktaruta eutrofiering

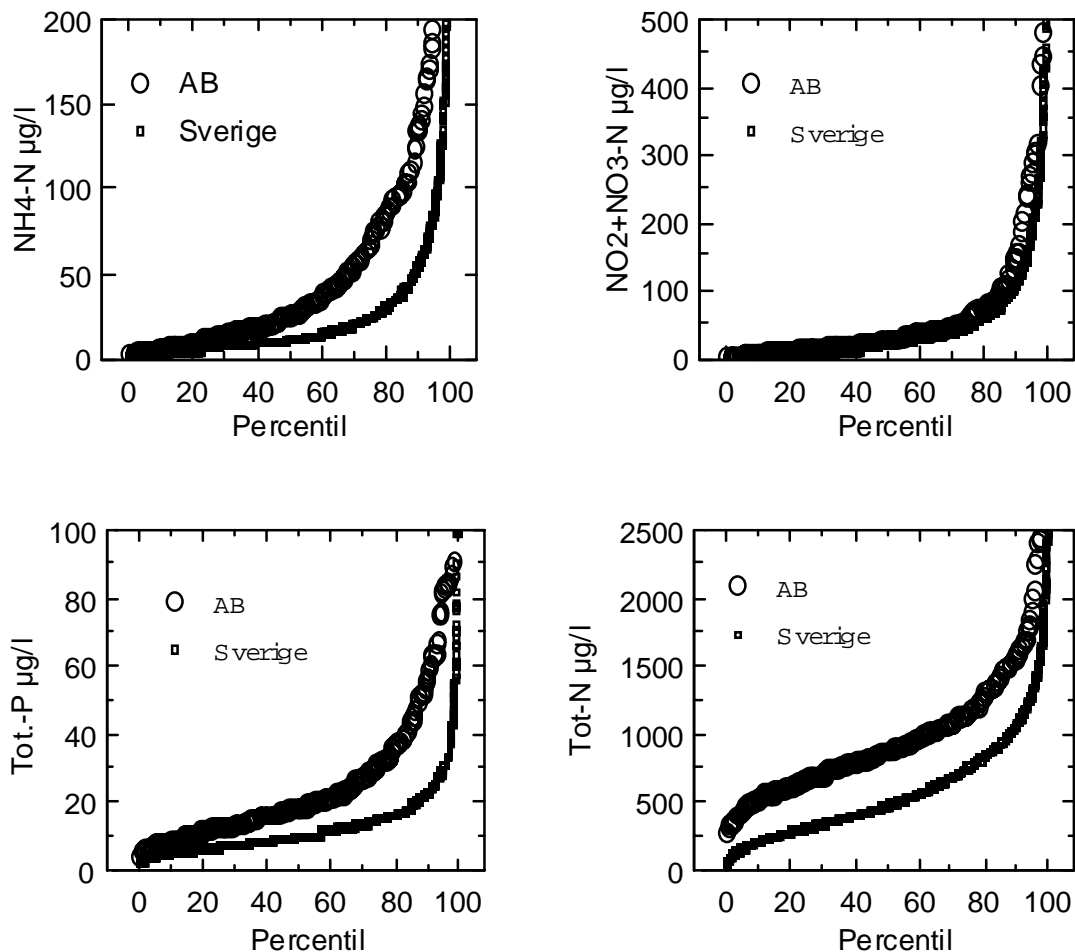
Eutrofiering i egentlig mening avser en förändring mot ett näringsrikare tillstånd. Orsaken är ökad tillförsel eller tillgänglighet av växtnäringsämnen. De växtnäringsämnen som reglerar algproduktion är i första hand fosfor- och kväveföreningar. I svenska sjöar förekommer fosfor vanligen i relativt underskott och är därmed det mest begränsade ämnet. Ofta inbegripes även effekten av näringsstillförseln i eutrofieringsbegreppet, såsom ökad produktion av växtplankton (planktonblom) samt påväxtalger och större vattenväxter, ändrad artsammansättning inom alla organismgrupper och minskat siktdjup på grund av ökad algförekomst.

Fosforföreningar

Främst redovisas förhållandena beträffande totalfosfor beroende på att halterna av fosfatfosfor varierar avsevärt under året. Under hösten stiger koncentrationen i samband med att nedbrytningen av de alger och växter som producerats under sommaren.

Stockholms läns sjöar har högre halter än Sverige som helhet (figur 21).

Den geografiska fördelningen av olika tillståndsklasser för totalfosfor visas i figur 22.



Figur 21. Närsalter. Jämförelse mellan vattenkemiska förhållanden i Stockholms län och Sverige (RI95). Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall. Halterna av total-kväve och total-fosfor är relativt högre än i Sveriges sjöar.

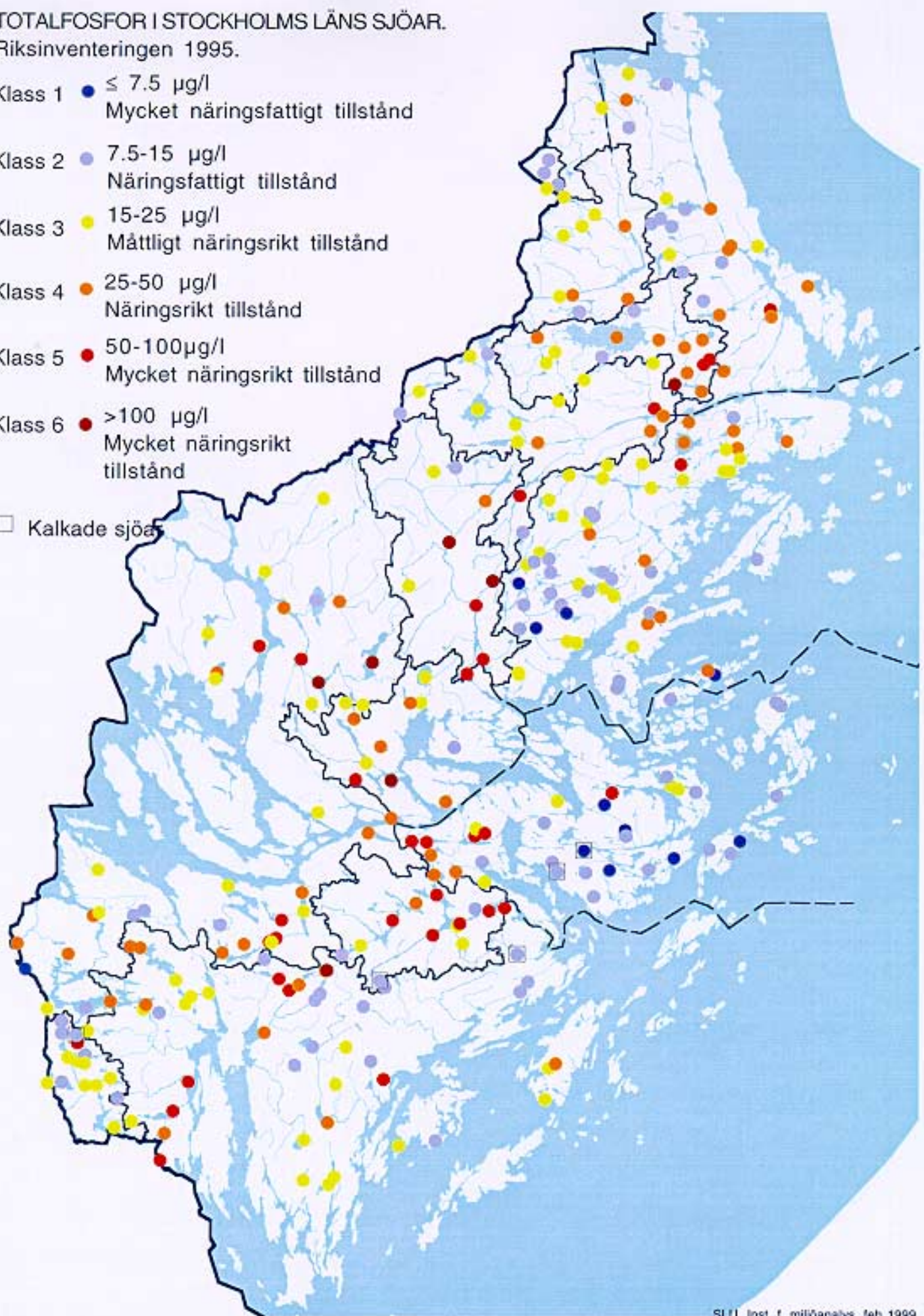
Fem sjöar har koncentrationer över 100 µg/l (tabell 15). Norrtälje, Upplands Väsby och Vallentuna kommuner har vardera minst två sjöar bland de med de tio högsta koncentrationerna av totalfosfor. I flera fall rör det sig om sjöar som numera avlastats från avlopp, men där sedimenten fortfarande tillför mycket fosfor. Exempel på detta är Norrviken, Vallentunasjön och Kvarnsjön. Flertalet är som väntat grunda och vegetationsrika.

I länet har det skett en medveten avlastning av inlandsvattnen. Det har skett genom att behandlat avloppsvatten avletts till havet.

De flesta av de tio sjöarna med de lägsta halterna ligger i Värmdö kommun (tabell 16). Sjöarna med låga halter förekommer på alla altituder och är alla dominerade av skog i tillrinningsområdet. Det finns, med två undantag, ingen eller föga bebyggelse i avrinningsområdet. I dessa fall rör det sig om fritidsområden.

TOTALFOSFOR I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

- Klass 1 ● $\leq 7.5 \mu\text{g/l}$
Mycket näringsfattigt tillstånd
- Klass 2 ● 7.5-15 $\mu\text{g/l}$
Näringsfattigt tillstånd
- Klass 3 ● 15-25 $\mu\text{g/l}$
Måttligt näringsrikt tillstånd
- Klass 4 ● 25-50 $\mu\text{g/l}$
Näringsrikt tillstånd
- Klass 5 ● 50-100 $\mu\text{g/l}$
Mycket näringsrikt tillstånd
- Klass 6 ● $>100 \mu\text{g/l}$
Mycket näringsrikt tillstånd
- Kalkade sjöar



SLU, Inst. f. miljöanalys, feb 1999

Figur 22. Totalfosfor. Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder

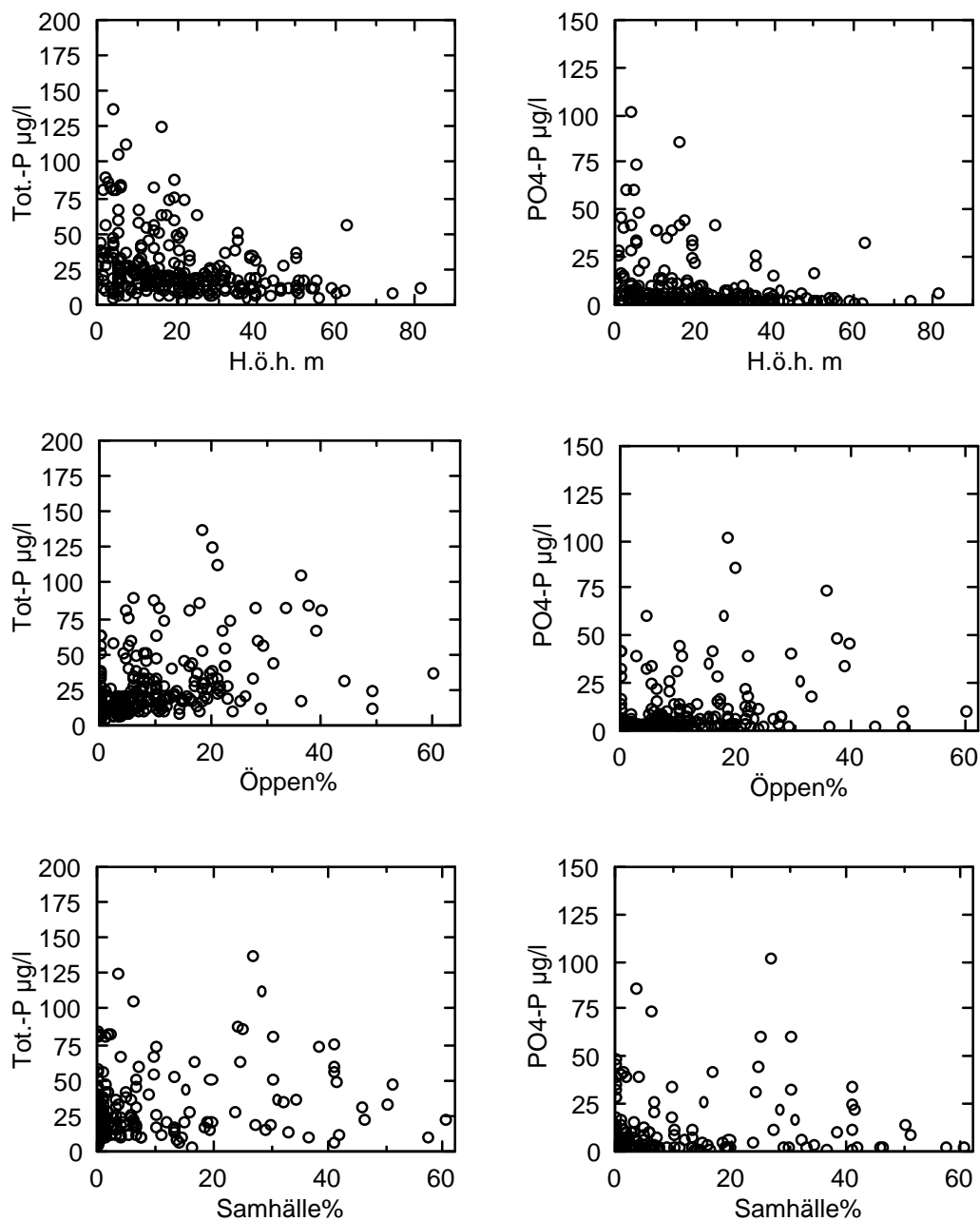
Tabell 15. Total-fosfor. Sjöar med de tio högsta koncentrationerna. RI95.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	Kommun	Tot-P µg/l	Samh %	Öppen %
Gräfstaviken	663377	166301	58000-002	Norrtälje	910	0	16
Norrviken	659728	161988	61000-015	Upplands Väsby	138	27	18
Norrsjön	660974	164098	60000-009	Vallentuna	126	3,6	20
Vallentunasjön	659771	162546	61000-022	Vallentuna	114	28	21
Lappkärret	658538	162870	60061-020a	Stockholm	107	6	36
Råstasjön	658548	162439	60061-018	Solna	91	78	6
Kvarnsjön	656609	161475	61000-100	Botkyrka	89	24	9,6
Edssjön	660010	161773	61000-013	Upplands Väsby	87	25	18
Kvilundasjön	663621	166652	58000-003	Norrtälje	85	0	37
Jälnan	662018	164428	59000-014	Norrtälje	84	1,7	10

Tabell 16. Total-fosfor. Sjöar med de tio lägsta koncentrationerna. RI95.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	Kommun	Tot-P µg/l	H.ö.h m	Skog %	Sam h%
Lugneträsk	657454	165520	61062-131	Värmdö	4	21	67	16
Nästräsket	657810	167100	61062-086	Värmdö	6	4	68	0
Storenaren	660584	164999	59060-126	Österåker	6	37	82	0
Svulten	660947	164416	59060-099	Vallentun a	6	56	85	0
Mörtsjön	656224	158429	61000-147	Södertälje	7	44	0	0
Kvarnsjön	657601	166303	61062-112	Värmdö	7	7	35	41
Björträsk	657687	165215	61062-124	Värmdö	7	28	79	0
Hamträsket	657941	165710	61062-103	Värmdö	7	15	75	0
Kastmyra- träsket	658251	165459	61062-041	Värmdö	7	17	79	0
Lillträsket	659830	166797	59060-165	Österåker	7	5	73	0

Betydelsen av några olika omgivningsfaktorer för fosforkoncentrationerna visas i figur 23. Lågt belägna sjöar kan ha såväl höga som låga halter, medan högt belägna endast undantagsvis har höga halter. Effekten av öppen mark är inte påtaglig, även om en ökande andel som regel innebär högre koncentrationer. Ett starkare förhållande än detta är förväntad, men definitionen på öppen mark inbegriper såväl intensivt odlad jordbruksmark som ängsmark och tomtmark. Likaledes finns inte den förväntade relationen mellan andelen samhälle i tillrinningsområdet och halterna. I detta fall torde avledning av såväl avloppssom dagvatten vara orsaken. Samhällena belastar alltså inte alls eller bara måttligt de flesta av de närbelägna sjöarna.



Figur 23. Fosforhalternas beroende av några omgivningsfaktorer (altitud, andel öppen mark och samhälle). Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall. Endast lågt belägna sjöar har riktigt höga halter. Betydelsen av öppen mark eller samhällen i tillrinningsområdet är liten.

Förändringar med avseende på total-fosfor i länets sjöar kan beskrivas genom en jämförelse av förhållandena i de 64 sjöar, som undersökts vid varje riksinventering sedan 1979 (tabell 17). Påtagligt är att koncentrationerna i de fattigaste sjöarna knappast förändrats, medan de sjunkit i de näringsrika. Förändringen kan ses som ett resultat av olika åtgärdsprogram. Ett exempel på detta är Blåkaren vid Herräng, där koncentrationen minskade genom avledning av avlopps-vatten från nära 300 $\mu\text{g/l}$ under 70- och 80-talet till omkring 30 $\mu\text{g/l}$ nu. Andelen sjöar med en halt över 40 $\mu\text{g/l}$ minskade från 25 procent under 1979 till 10 procent 1995.

Bilden av ingen eller föga förändring i de fosforfattiga vattnen stöds av förhållandena i referenssjöarna.

Tabell 17. Frekvensfördelning för total-fosfor ($\mu\text{g/l}$) vid riksinventeringar i Stockholms län (n=ca 64).

Percentil	1979	1985	1990	1995
10	8	8	7	9
25	13	12	10	12
50	20	18	18	17
75	40	33	28	28
90	55	52	48	40

Kväveföreningar

Halterna av totalkväve i länet klassas påfallande ofta som höga eller mycket höga (klasserna 4 och 5) (figur 24).

I jämförelse med Sveriges sjöar var halterna av ammonium klart högre, medan nitralthalterna endast var obetydligt högre (bilaga A). Orsaken till detta är okänd, men kan vara att flera sjöar provtogs först efter isläggning och att därmed en viss mineralisering av organiska kväve-föreningar till ammonium hunnit ske. Även halterna av totalkväve var påtagligt högre i länet än i Sverige som helhet.

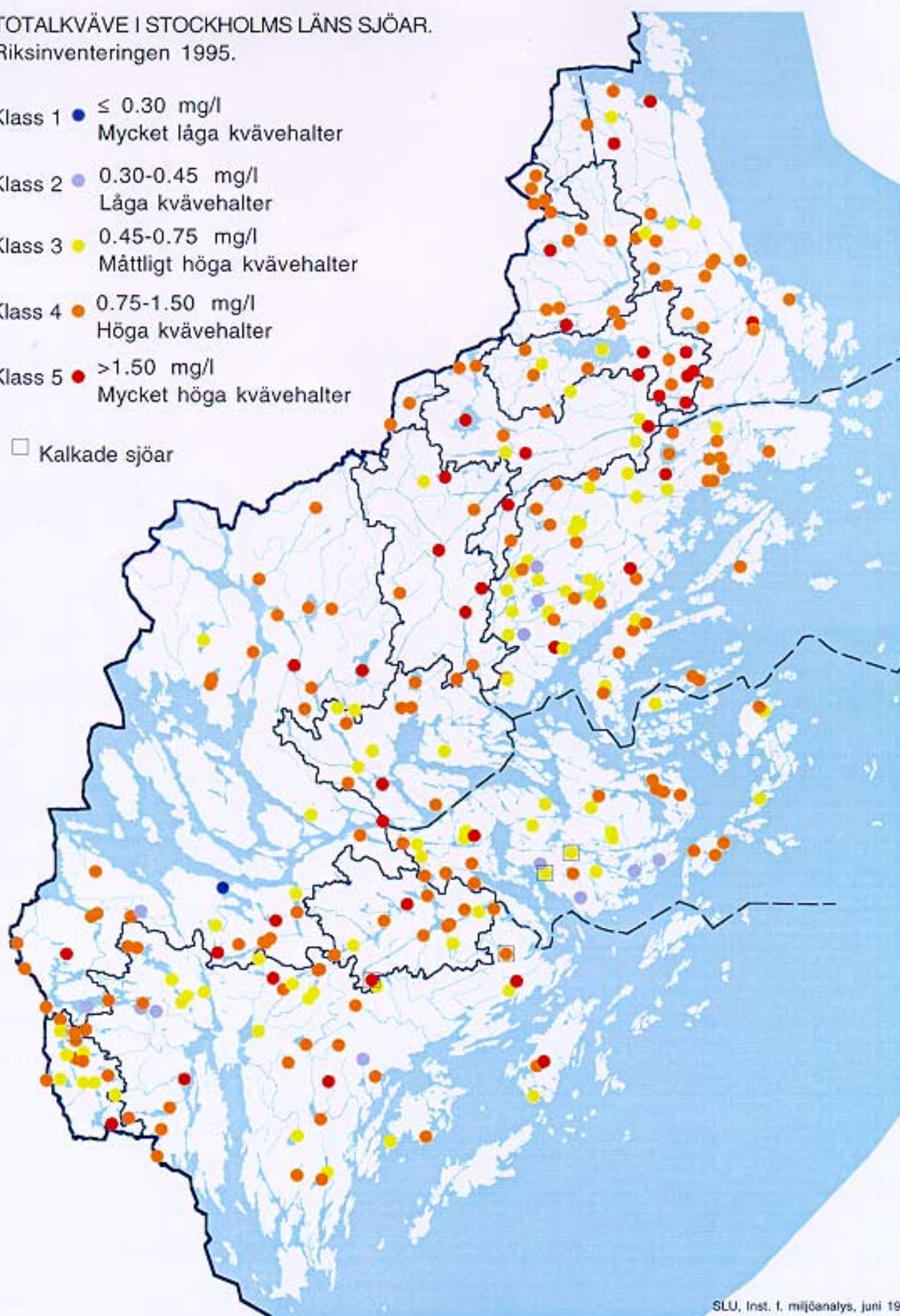
Sjöarna med de högsta koncentrationerna av total-kväve framgår av tabell 18. Påfallande många ligger i Norrtälje kommun. I de fall då de organiskt bundna kväveandelen är stor är naturligtvis halterna korrelerade till TOC. Fyra av sjöarna med de högsta halterna, Gräftstaviken, Mört-sjön, Kvilundasjön och Solsjön, återfinns således bland de med de högsta halterna TOC (tabell 21). Koncentrationerna i dessa är sannolikt naturliga och beror på utlakning av humusämnen från marken.

Tabell 18. Total-kväve. Sjöar med de tio högsta koncentrationerna av total-kväve. RI95.

Sjö	Y	X	Lstsjönr	Kommun	Tot-N $\mu\text{g/l}$	H.ö.h m	Sko g%	Sam h%	Öppen %
Gräftstaviken	166301	663377	58000-002	Norrtälje	7350	1	81	0	16
Norrsjön	164098	660974	60000-009	Vallentuna	3250	16	68	3,6	20
Mörtsjön	164951	665192	57000-007	Norrtälje	3050	22	85	0	0
Kundbysjön	164643	662663	59000-020	Norrtälje	2620	10,7	61	1,9	22
Kvilundasjön	166652	663621	58000-003	Norrtälje	2590	6	47	0	37
Jälnan	164428	662018	59000-014	Norrtälje	2550	14	83	1,7	10
Gräsvarpet	167458	664289	57058-065	Norrtälje	2460	4	77	1,2	16
Oskären	165941	661224	59060-103	Norrtälje	2430	14	80	0	13
Värnbergssjön	166722	663682	58000-004	Norrtälje	2410	6	40	0	33
Solsjön	166380	662400	59060-003	Norrtälje	2310	15	98	0	0

TOTALKVÄVE I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

- Klass 1 ● ≤ 0.30 mg/l
Mycket låga kvävehalter
- Klass 2 ● 0.30-0.45 mg/l
Låga kvävehalter
- Klass 3 ● 0.45-0.75 mg/l
Måttligt höga kvävehalter
- Klass 4 ● 0.75-1.50 mg/l
Höga kvävehalter
- Klass 5 ● >1.50 mg/l
Mycket höga kvävehalter
- Kalkade sjöar



SLU, Inst. f. miljöanalys, juni 1998

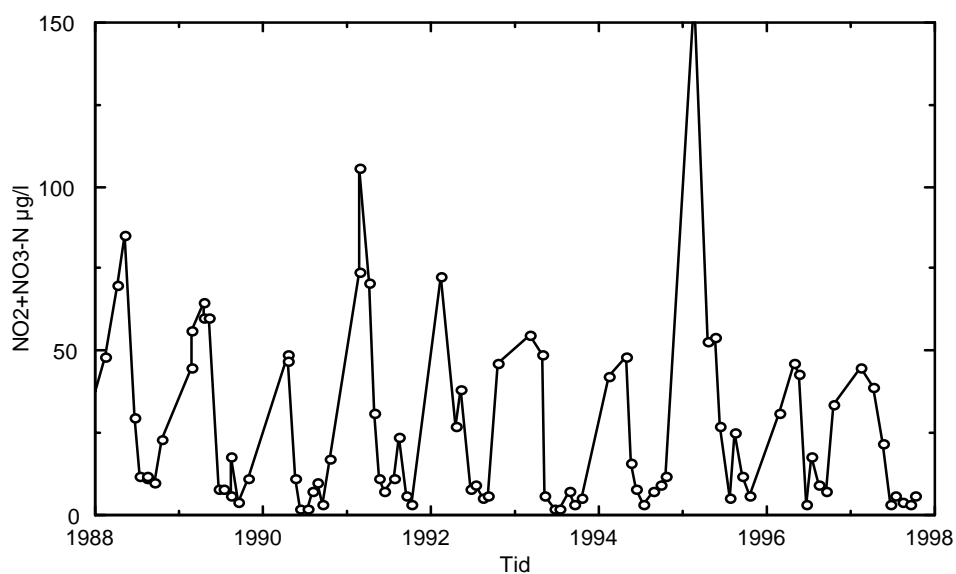
Figur 24. Totalkväve. Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder

Nitrathalten dominerar totalkvävekonzentrationen i tre av sjöarna (tabell 19), källan torde vara jordbruk. Kundbysjön påverkas av utsläpp från reningsverket i Rimbo.

Tabell 19. Nitrat-kväve. Sjöar med de tio högsta koncentrationerna av summan nitrat och nitrit-kväve. RI95.

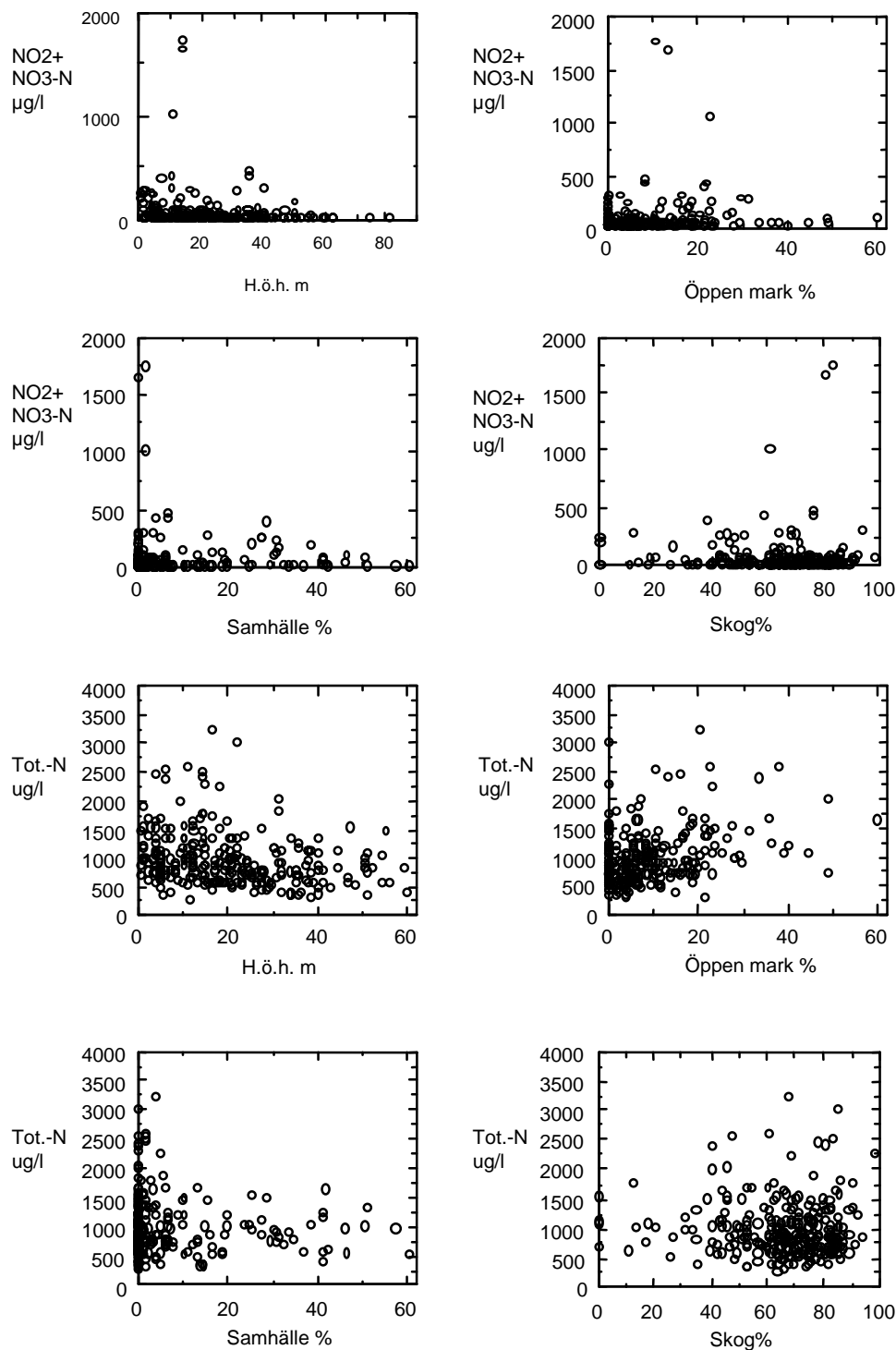
Sjö	X	Y	Lstsjönr	Kommun	NO ₂ -N µg/l	Sam h%	Öppen %
Norrsjön	660974	164098	60000-009	Vallentuna	2950	3,6	20
Jälnan	662018	164428	59000-014	Norrtälje	1760	1,7	10
Oskären	661224	165941	59060-103	Norrtälje	1670	0	13
Kundbysjön	662663	164643	59000-020	Norrtälje	1020	1,9	22
Bysjön	656222	162092	62063-098	Botkyrka	482	6,6	8,3
Bocksjön	656211	162071	62063-097	Botkyrka	445	6,6	8,3
Kyrksjön	654491	160230	62063-141	Södertälje	434	4,0	22
Vallentunasjön	659771	162546	61000-022	Vallentuna	403	28	21
Muskan	654353	162104	62063-044	Nynäshamn	318	3,1	17
Storträsket	659837	163789	60000-005	Österåker	318	0	2,5

Nitratkoncentrationen stiger snabbt under hösten och ofta även under vintern. Ett sent provtagen sjö kan således ha en högre halt än som provtogs tidigare. Under vegetationsperioden sjunker koncentrationen snabbt och kan under sensommaren gå mot noll (figur 25). Vid en hög belastning av kväve, antingen från tillflöden eller genom deposition kan koncentrationen förbli hög. I det senare fallet talar man om övermättnad, dvs. markens kapacitet att tillgodogöra sig deponerade kväveföreningar överskrids. Den korta observationsperioden för Stora Envättern antyder knappast att något sådant förhållande utvecklats.



Figur 25. Nitratkoncentrationen i Stora Envättern. Årstidsvariationen är mycket stor för biologiskt aktiva ämnen (som nitrat).

Liksom fallet är för fosforföreningarna finns ingen korrelation mellan halten av nitrat och andelen öppen mark (figur 26), ej heller för övriga omgivningsparametrar. På samma sätt saknas enkla relationer mellan halterna av total-N och omgivningsparametrarna (figur 26). En viktig orsak är att dessa ämnen är biogena, alltså att de i stor utsträckning påverkas av organismer både på land och i vattnet.



Figur 26. Kvävehalternas beroende av några omgivningsfaktorer (altitud, andel öppen mark, skog och samhälle). Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall.

Av stort intresse vore att följa förändringar hos de oorganiska kväveföreningarna. Eftersom data saknas vid några riksinventeringar och de oorganiska kväveföreningarna har en stor årstidsvariation kan jämförelser endast göras för total-N, som har en mindre årstidsvariation. Inga påtagliga förändringar kan konstateras utgående från data från de för tre riksinventeringar gemensamma sjöarna (tabell 20). En viss minskning av andelen sjöar med höga koncentrationer syns dock.

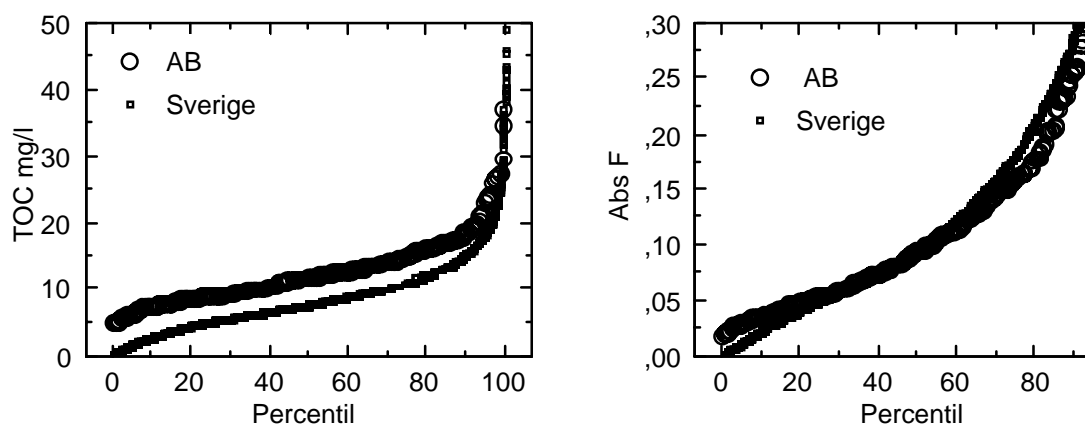
Tabell 20. Frekvensfördelning för total-kväve ($\mu\text{g/l}$) vid riksinventeringar i Stockholms län (n64).

Percentil	1985	1990	1995
10	498	402	497
25	690	530	648
50	1000	830	873
75	1380	1188	1150
90	1660	1890	1544

Organiskt material

Vid de olika undersökningarna har organiskt material analyserats på olika sätt. Den totala halten har på senare tid bestämts som totalt organiskt kol (TOC). En stor del av det organiska materialet kommer från omgivande mark i form av humusämnen. Dessa är färgade och halterna kan uppskattas genom mätning av färgtal (Pt) eller som de här redovisas som absorbans mätt i fotometer vid 420 nm (AbsF). Om man multiplicerar det värdet med 500 erhålls en god uppskattning av färgtalet.

Stockholms län har i jämförelse med Sveriges sjöar högre halter av organiskt material (TOC), medan absorbansvärdena varierar ganska likartat (figur 27). Riktigt klara vatten förekommer dock inte i länet och andelen vatten med mycket höga färgvärden är lägre än för hela landet.



Figur 27. Organiskt material. Jämförelse mellan vattenkemiska förhållanden i Stockholms län och Sverige (RI95). Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall. Stockholms län har något högre halter organiskt material (TOC) relativt svenska sjöar. Riktigt klara vatten saknas i länet.

En karta över halterna av TOC i länet finns i figur 28. Flertalet sjöar med höga halter ligger i den norra delen av länet. Sjöar med höga koncentrationer av TOC ligger i områden med stor andel skog och ofta även våtmark (tabell 21). Källan för det organiska materialet är alltså skogen, som bildar ett humustäcke från vilket organiskt material lakas ut till vattnen.

Tabell 21. Totalt organiskt kol, TOC. Sjöar med de tio högsta koncentrationerna RI95.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	TOC mg/l	Abs F	Kommun	H.ö.h. m	Skog %	Våtm. %
Solsjön	662400	166380	59060-003	88	2,11	Norrtälje	15	98	0
Mörtsjön	665192	164951	57000-007	37	0,515	Norrtälje	22	84	7,7
Almsjön	656412	158952	61000-145	35	0,911	Södertälje	47	71	13
Kvilundasjön	663621	166652	58000-003	30	0,168	Norrtälje	6	47	6,5
Insjön	664575	167909	57058-035	27	0,267	Norrtälje	2	79	1,7
Hundsjön	662392	165487	59060-067	27	0,439	Norrtälje	17	81	13
Gräfstaviken	663377	166301	58000-002	27	0,138	Norrtälje	1	81	0
Lervassaträsk	655083	164875	62063-014	27	0,459	Haninge	6	69	25
Horssjön	661975	162040	61000-027	26	0,362	Sigtuna	31	70	20
Trihörningen	665340	166016	57058-048	26	0,45	Norrtälje	23	77	0

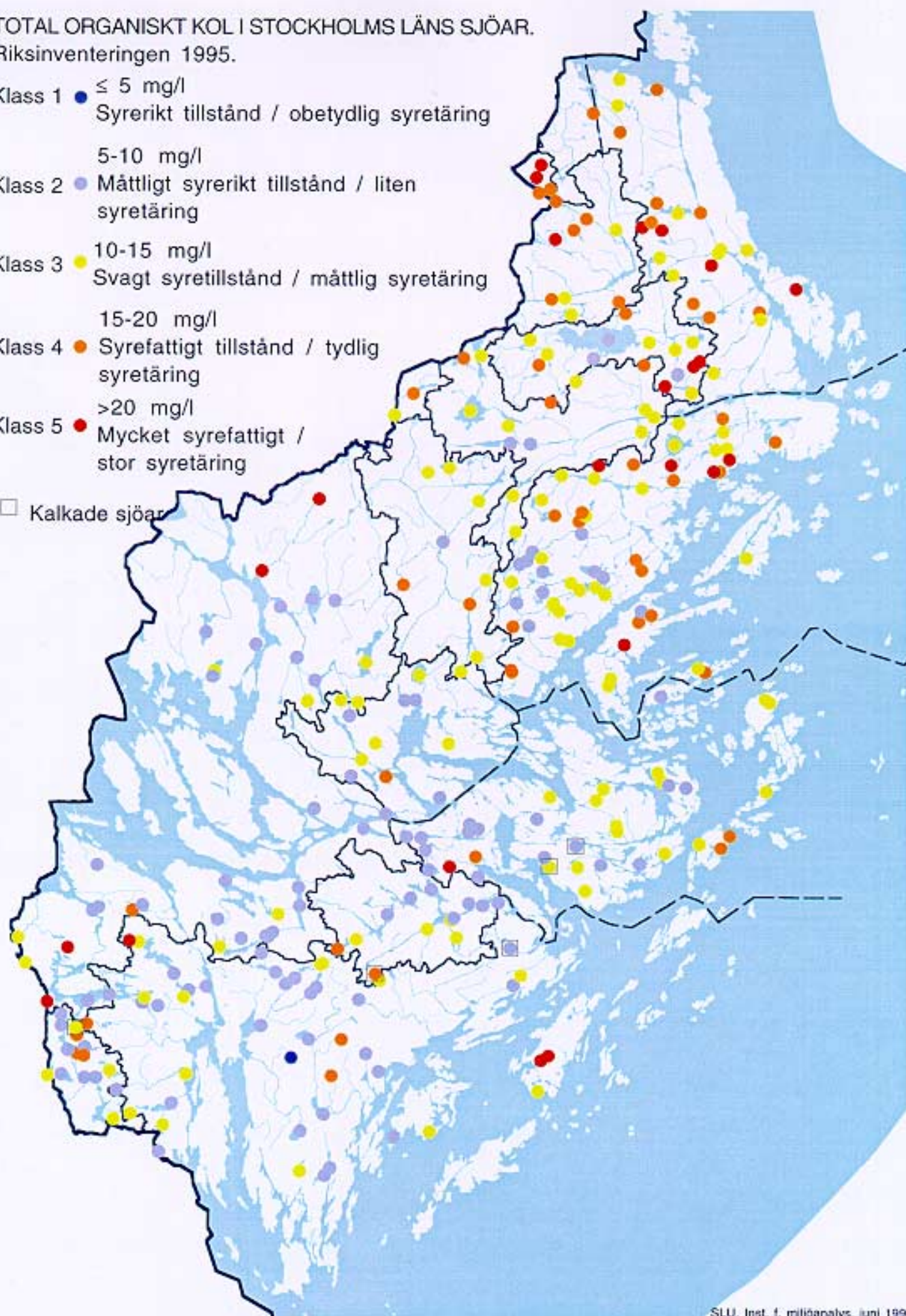
De lägsta halterna av TOC finns i sjöar med, som regel, stor andel skog men liten andel våtmark (tabell 22). De är ofta åsgropssjöar som Fagersjön, Grindsjön och Lagen eller omgivna av hållmarker såsom Uddsjön. En lång uppehållstid för vattnet, alltså ett litet tillrinningsområde i förhållande till sjövolymen, leder också till ett vatten med låg halt organiskt material. De är i de flesta fall svagt färgade, motsvarande ett färgtal på 15-20.

Tabell 22. Totalt organiskt kol, TOC. Sjöar med de tio lägsta koncentrationerna. RI95.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	TOC mg/l	Abs F	Kommun	H.ö.h. m	Skog %	Våtm. %
Fagersjön	655060	161703	62063-080	4,9	0,031	Nynäshamn	38	63	5
Grindsjön	655284	161919	62063-047	5,1	0,024	Botkyrka	32	75	1
Bornsjön	657245	160890	61000-109	5,1	0,029	Salem	11,3	63	0
Trekanten	657902	162594	61000-090	5,2	0,024	Stockholm	11	20	0
Segersjön	656558	161420	61000-104	5,2	0,028	Botkyrka	18	18	0
Uddsjön	654076	162966	62063-060	5,3	0,029	Haninge	5	48	0
Flaten	657143	163427	62000-008	5,7	0,023	Stockholm	21,7	40	0
Turingen	656875	159257	61000-129	5,9	0,046	Södertälje	5,9	65	3,1
Kvarnsjön	656609	161475	61000-100	6,0	0,028	Botkyrka	19	53	0
Lagen	661084	165433	59060-110	6,0	0,030	Österåker	27,7	66	0,8

TOTAL ORGANISKT KOL I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

- Klass 1 ● ≤ 5 mg/l
Syrerikt tillstånd / obetydlig syretäring
- Klass 2 ● 5-10 mg/l
Måttligt syrerikt tillstånd / liten syretäring
- Klass 3 ● 10-15 mg/l
Svagt syretillstånd / måttlig syretäring
- Klass 4 ● 15-20 mg/l
Syrefattigt tillstånd / tydlig syretäring
- Klass 5 ● >20 mg/l
Mycket syrefattigt / stor syretäring
- Kalkade sjöar



SLU, Inst. f. miljöanalys, juni 1998

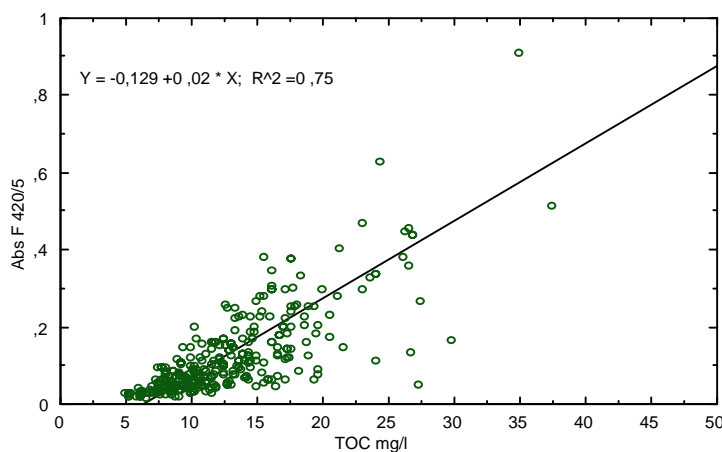
Figur 28. Totalt organiskt kol, TOC. Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder

De minst brunfärgade vatten förekommer nästan uteslutande i avrinningsområden i eller söder om Norrström (tabell 23). Trots att det är en god korrelation mellan vattenfärg och halten organiskt material (TOC) finns bara tre av de svagast färgade sjöarna bland de tio med de största TOC-värdena. Även i detta fall rör det sig om åsgropssjöar eller sjöar belägna i områden med stor andel berg.

Tabell 23. Vattenfärg. Sjöar med de tio största absorptionsvärdena. RI95.

Sjö	X	Y	Lstsjönr	Abs F	TOC mg/l	Kommun	H.ö.h m	Skog %	Våtm %
Bobäcken	654889	162780	62063-041	0,019	6,4	Haninge	1	31	2,6
Storsjön	657464	165993	61062-119	0,02	6,1	Värmdö	5,3	52	2,1
Lövtorpsträsket	658406	166564	61062-077	0,02	8,7	Värmdö	5	63	0
Skären	660590	166008	59060-153	0,022	8,9	Österåker	24,7	53	7,2
Flaten	657143	163427	62000-008	0,023	5,7	Stockholm	21,7	40	0
Grindsjön	655284	161919	62063-047	0,024	5,1	Botkyrka	32	75	1,0
Trekanten	657902	162594	61000-090	0,024	5,2	Stockholm	11	20	0
Lugneträsk	657454	165520	61062-131	0,026	8	Värmdö	21	68	0
Yngern	656206	159170	61000-137	0,027	6	Södertälje	38,4	65	3,3
Segersjön	656558	161420	61000-104	0,028	5,2	Botkyrka	18	18	0

Sjöar med hög halt av TOC och relativt låg absorptions är ofta vegetationsrika som t.ex. Gräftstaviken, Kvilundasjön, Lappkärrret och Värnbergssjön (figur 29).

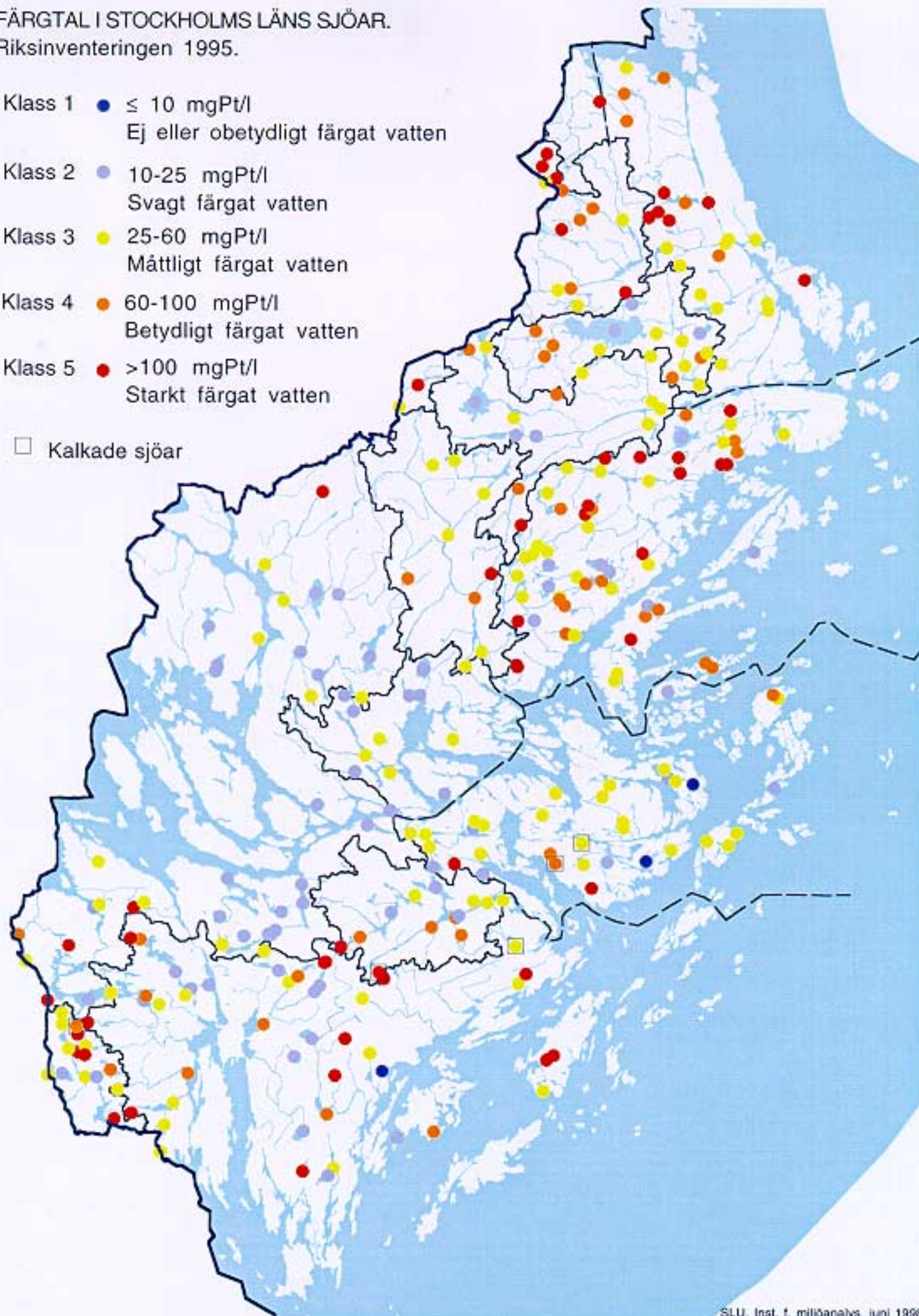


Figur 29. Förhållandet mellan vattenfärg (Abs F) och organiskt material (TOC) för vatten i Stockholms län (RI95). Sjöar med hög halt TOC och svag färg (Abs F) är sannolikt påverkade av organiskt utsläpp eller hög produktion i sjön.

Hur de färgade vatten fördelar sig inom länet visas i figur 30. Vatten med kraftig färg förekommer i stort sett över hela länet.

FÄRG TAL I STOCKHOLMS LÄNS SJÖAR.
Riksinventeringen 1995.

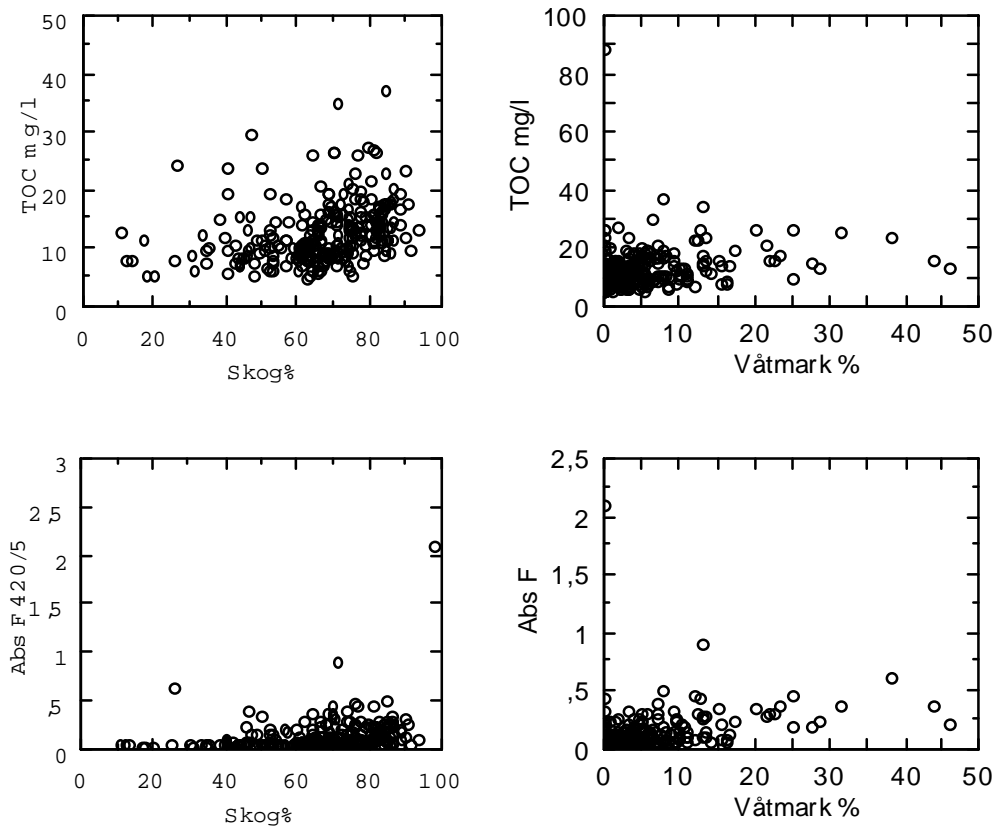
- Klass 1 ● ≤ 10 mgPt/l
Ej eller obetydligt färgat vatten
- Klass 2 ● 10-25 mgPt/l
Svagt färgat vatten
- Klass 3 ● 25-60 mgPt/l
Måttligt färgat vatten
- Klass 4 ● 60-100 mgPt/l
Betydligt färgat vatten
- Klass 5 ● >100 mgPt/l
Starkt färgat vatten
- Kalkade sjöar



SLU, Inst. f. miljöanalys, juni 1998

Figur 30. Absorbans (vattenfärg). Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder

Sjöns altitud har ingen påtaglig styrande effekt på vare sig TOC eller absorbans (vattenfärg). En viss betydelse har däremot andelen skog, men först då andelen överstiger 60-70 procent är effekten klart synlig (figur 31).



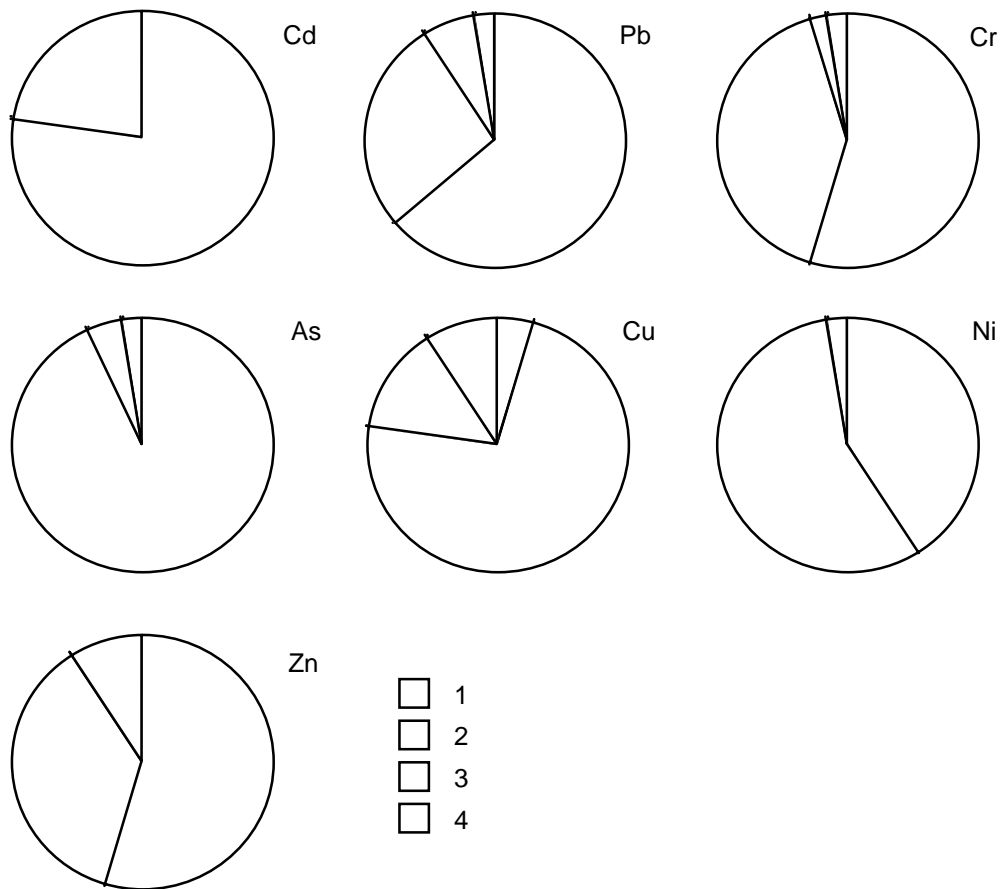
Figur 31. Förhållandet mellan andel skog och våtmark i avrinningsområdet och organiskt material (TOC och absorbans).

Spårmetaller

Många spårmetaller är giftiga i högre koncentrationer. Regeringens mål är att en giftfri miljö skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.

Spårmetaller analyserades endast på 45 sjöar inom RI95. En statistisk beskrivning av koncentrationerna finns i bilaga A. Lägre halter än i övriga Sverige finns i länet för järn, zink, bly och kadmium. I länet är halterna högre för krom, kobolt, nickel och vanadin. Orsaken till dessa förhållanden är svår att fastställa, men sannolikt har berggrunden en stor betydelse för de höga halterna.

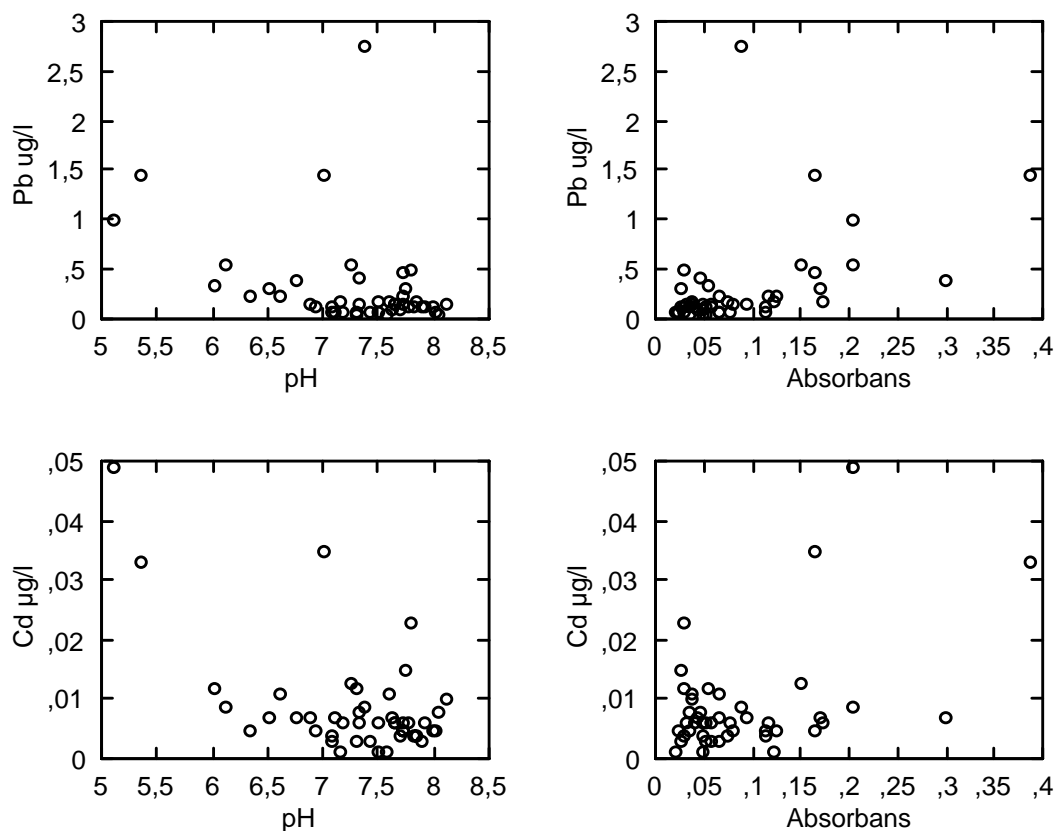
En klassning av tillståndet beträffande tungmetaller utgående från RI95 och baserade på Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1990) har gjorts. Av figur 32 framgår att länet enligt dessa Bedömningsgrunder har låga halter av kadmium, nickel och zink. Ingen av dessa tre metaller hade en koncentration som klassats högre än klasserna 2 eller 3 (låga eller måttligt höga halter). Bly, krom, arsenik och koppar förekom i några sjöar i höga halter (klass 4).



Figur 32. Tillståndsklassning av metallhalter för sjöar provtagna inom RI95.

Förhållanden mellan metallkoncentrationer och pH-värde samt organiskt material

Koncentrationer av metaller i vatten beror dels på tillförseln, naturlig och antropogen, dels på vattenkemiska förhållanden, främst pH-värde och organiskt material. Vanligen medför ett lågt pH-värde och en hög halt av organiskt material att metalljonen förblir i lösning och inte fälls ut (figur 33). Exempel på sjöar där sådana förhållandena gynnar höga halter av zink, bly och kadmium är Stora Alsjön i Södertälje kommun och Svartsjön (656016 162798) i Huddinge.



Figur 33 Förhållandet mellan koncentrationer av bly och kadmium och pH-värde samt vattenfärg (absorbans). I sjöar med relativt låga pH-värden och hög vattenfärg var halterna aldrig riktigt låga.

För riksinventeringens sjöar gjordes beräkningar av förhållandet mellan metallkoncentration och dessa vattenkemiska faktorer (Wilander m.fl. 1998). På så sätt beräknade värden kan alltså ge en viss indikation på en förväntad koncentration och en avvikelse antyder därmed att vattnet på något sätt är påverkat.

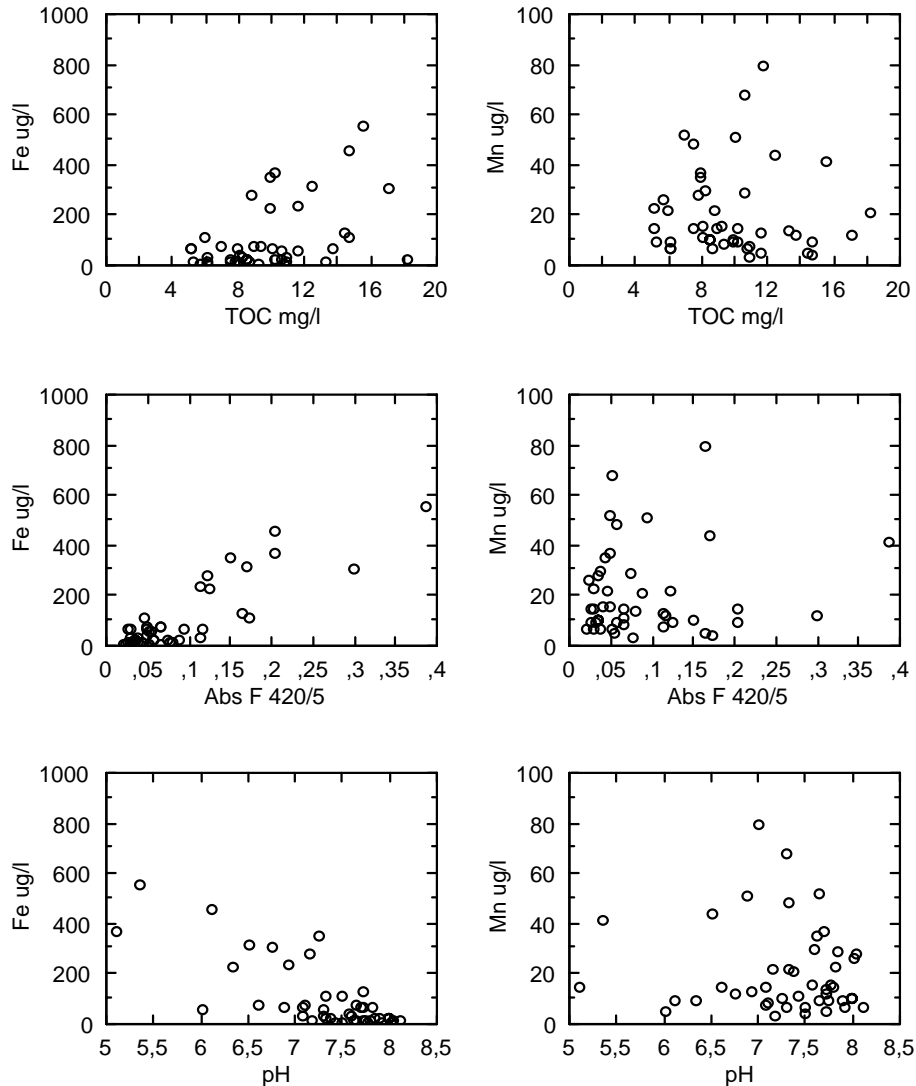
Koncentrationerna av zink i Turingen, Drevviken, Trekanten, Jälnan, Järlasjön är avsevärt högre än de som beräknats utgående från ekvationer uppställda för Sveriges sjöar. Vidare förefaller kadmiumkoncentrationer höga i Lejondalssjön och Jälnan. Icke förväntade höga halter av bly förekommer i Bornan, Turingen, Malmsjön, Getaren, Lejondalssjön, Trekanten och Jälnan. I Jälnan är järn och manganhalterna de högsta som mättes i länet. De höga halterna kan alltså tolkas som en effekt av frigöring från syrgasfria sediment. Sjön var vid provtagningen islagd, men eftersom nitrathalten var hög har inte vattnet blivit helt syrgasfritt.

För Turingen, Drevviken, Trekanten och Järlasjön är de höga halterna möjliga att förklara som påverkan från utsläpp. Lejondalssjön har varit påverkad av djurhållning i närområdet, men det borde inte direkt betyda en höjning av metallhalter. Getaren har höga blyhalter i bäcktorv, vilket styrker den höga halten i sjöns vatten.

Järn och mangan

Järn och mangan tillförs sjöar och vattendrag nästan uteslutande från marken genom markvatten eller grundvatten. De förekommer vanligtvis i lösning endast under syrgasfria (reducerade) förhållanden eller bundna till organiskt material. Vid provtagningen bör vattnen ha varit väl syresatta och därför bör metallkoncentrationerna vara väl korrelerade till halten av organiskt material (TOC) eller bättre till humusämnen (som absorbans). Av figur 34 framgår

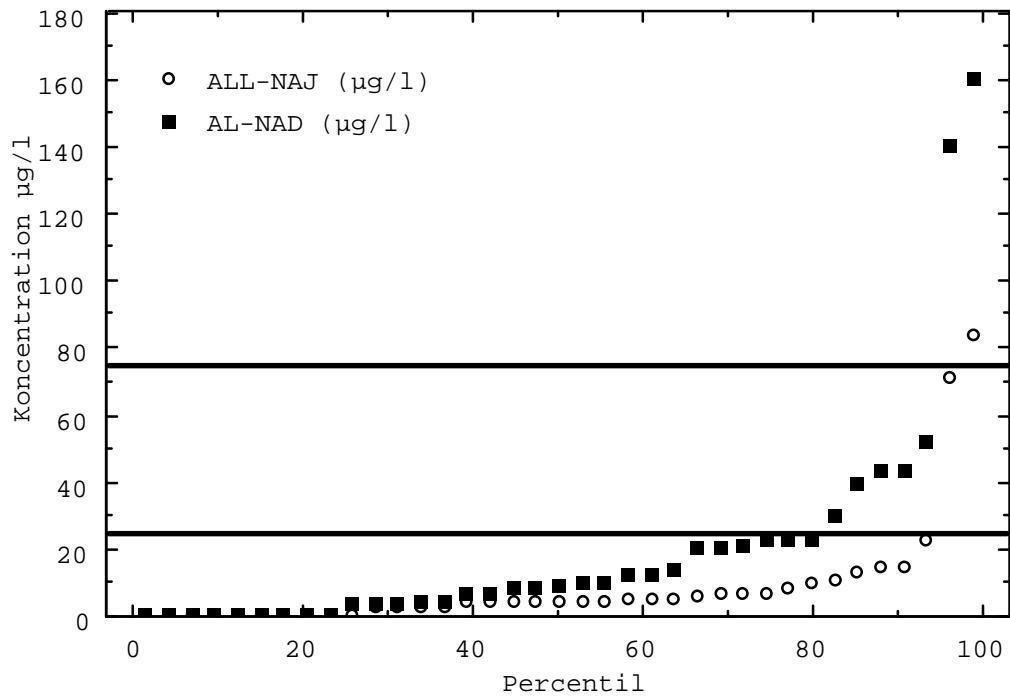
att så är fallet för järn, men inte för mangan. Ett negativt samband finns dessutom mellan järnkonzentrationer och pH-värdet. En möjlig förklaring till att mönstret för mangan skiljer sig kan vara att mangan oxideras långsammare än järn och alltså kan finns kvar i lösning eller kolloidal form under en längre tid än järn. Extremt höga koncentrationer av järn och mangan förekom i Jälnan. Dessa åtföljs inte av höga halter av TOC, utan är sannolikt orsakade av utlösning från syrgasfria sediment.



Figur 34. Förhållanden mellan järn och mangan och TOC, vattenfärg och pH-värde. Stockholms län RI95. Skalan på y-axeln kan vara beskuren för att beskriva ett intressant koncentrationsintervall.

Halterna av aluminium har inom RI95 analyserats på flera olika sätt. Av störst intresse är dels den totala monomera fraktionen, dels labilt oorganiskt aluminium. Den senare fraktionen, alltså fria aluminiumjoner med olika positiv laddning, är den som normalt anses som toxic. I figur 35 visas frekvensfördelningen för de provtagna sjöarna i länet och toleransgränser för känsliga (25 µg/l) och mindre känsliga organismer (75 µg/l). Endast två vatten (Stora Alsjön 655469 159188, Södertälje och Svartsjön 656016 162798, Huddinge) har halter över den lägsta toxiska nivån. Dessa har de lägsta pH-värdena av de analyserade sjöarna (5,34 resp. 5,11), vilket förklarar de höga halterna. Men samtidigt är de förhållandevis bruna och därmed binds trots detta cirka hälften av totalt monomert aluminium till humusämnen.

Sjöarna tillhör de med de lägsta pH-värdena bland de 268 provtagna och borde alltså representera färre än 1 procent av länets slumpvis valda sjöarna. Tyvärr provtogs inte bottenfauna i dessa sjöar inom RI95. Men Lingdell och Engblom (1991) nämner, utgående från undersökningar av bottenfauna, bägge sjöarna som påverkade av försurning.



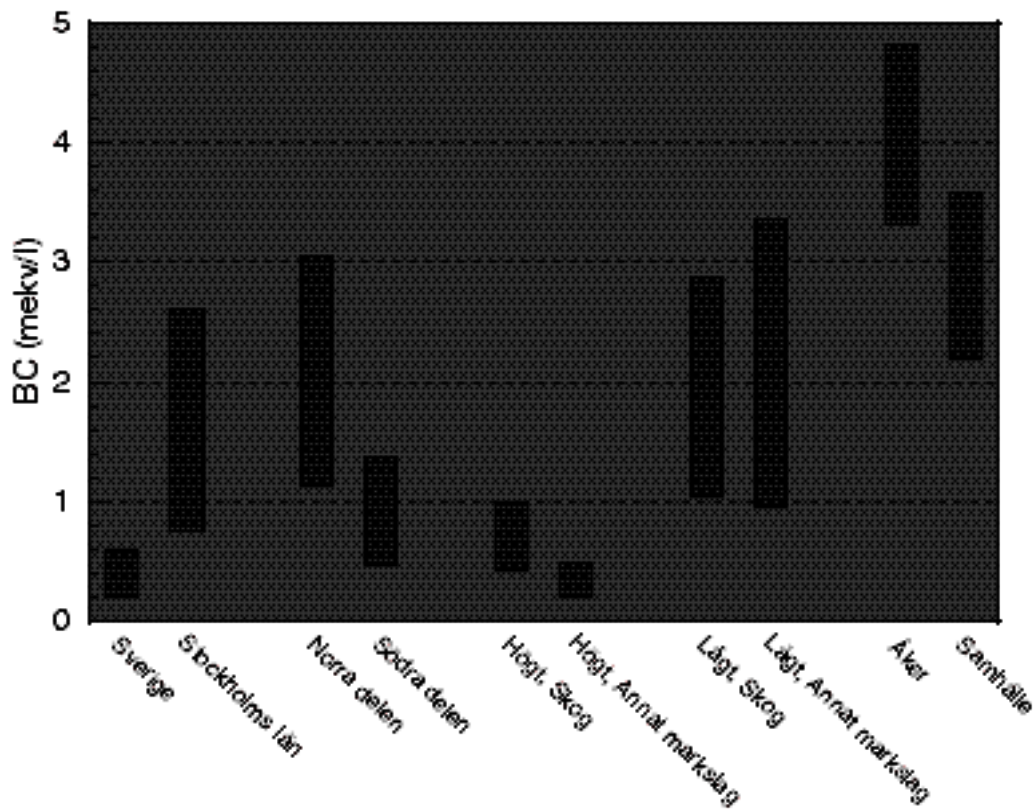
Figur 35. Aluminium. Frekvensfördelning för totalt monomert aluminium (AL_NAD) och labilt oorganiskt aluminium (ALL_NAJ) i Stockholms län. Linjerna anger toleransgränserna för känsliga (25 µg/l) respektive mer toleranta organismer (75 µg/l). Endast två sjöar har koncentrationer av labilt aluminium (ALL_NAJ) högre än lägsta toleransgräns.

Vilken vattenkvalitet är typisk för länets sjöar?

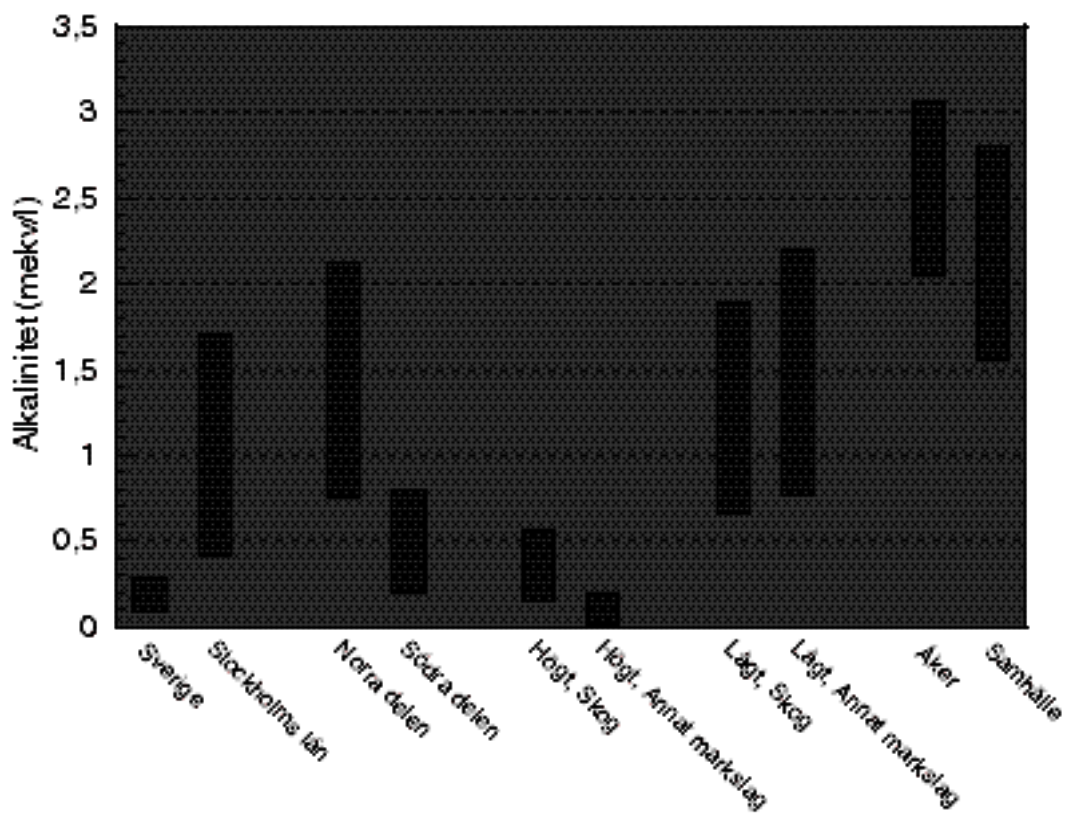
Att redovisa den typiska vattenkvaliteten för ett områdes sjöar är vanskligt. Utgående från RI95 och för några omgivningsfaktorer ges nedan några riktvärden baserade på koncentrationsintervallet mellan 25 (lågt värde) och 75 (høgt värde) percentilerna. Det betyder att hälften av sjöarna har en koncentration inom detta intervall och följaktligen har den andra hälften lägre eller högre värden. Årstidsvariationen är särskilt stor för pH-värde och nitratkoncentrationen. Därför redovisas endast nitrat och dessa värden skall användas med försiktighet och för jämförelser med andra värden för höstprovtagningar.

Typiska värden, som staplar, för åtta typer av avrinningsområden i Stockholms län visas i figurerna 38-42. Dessutom redovisas typiska värden för såväl Sverige som hela länet. Sjöar med mer än 20 procent samhälle har uteslutits vid beräkningarna för alla typer utom just för samhälle som områdestyp (235 sjöar). En uppdelning har gjorts i nordligt och sydligt belägna sjöar. Vidare visas typiska värden för lågt och høgt belägna sjöar (gräns 35 m över havet) samt med en skogsandel över 60 procent i tillrinningsområdet. Ett samhälles påverkan på sjön i dess avrinningsområde är naturligtvis helt beroende i vad mån vatten förs till sjön. För att försöka finna områden där bebyggelse kan ha betydelse för sjöns vattenkvalitet sattes gränsen vid 50 procent.

Høgt belägna sjöar har, som förväntat, lägre halter av baskatjoner och alkalinitet (figurer 36 och 37). Förekomsten av hållmark på urberggrund gör att halterna av baskatjoner i høgt belägna sjöar med annat markslag än skog är mycket låga. Likaledes förväntat är att de nordligt belägna sjöarna har en kraftigare kalkpåverkan. Sjöar med åkermark som dominerande markslag har en høgre alkalinitet och høgre halter av baskatjoner. Detta skapas av markfaktorer som naturligt hänger samman med åkermark, som ofta är mer finkorniga och bördigare. De høgre koncentrationerna av alkalinitet och baskatjoner är knappast en effekt av närliggande samhälle, utan istället beroende på de mer lättvittrade jordar som är vanligare i bebyggd mark.

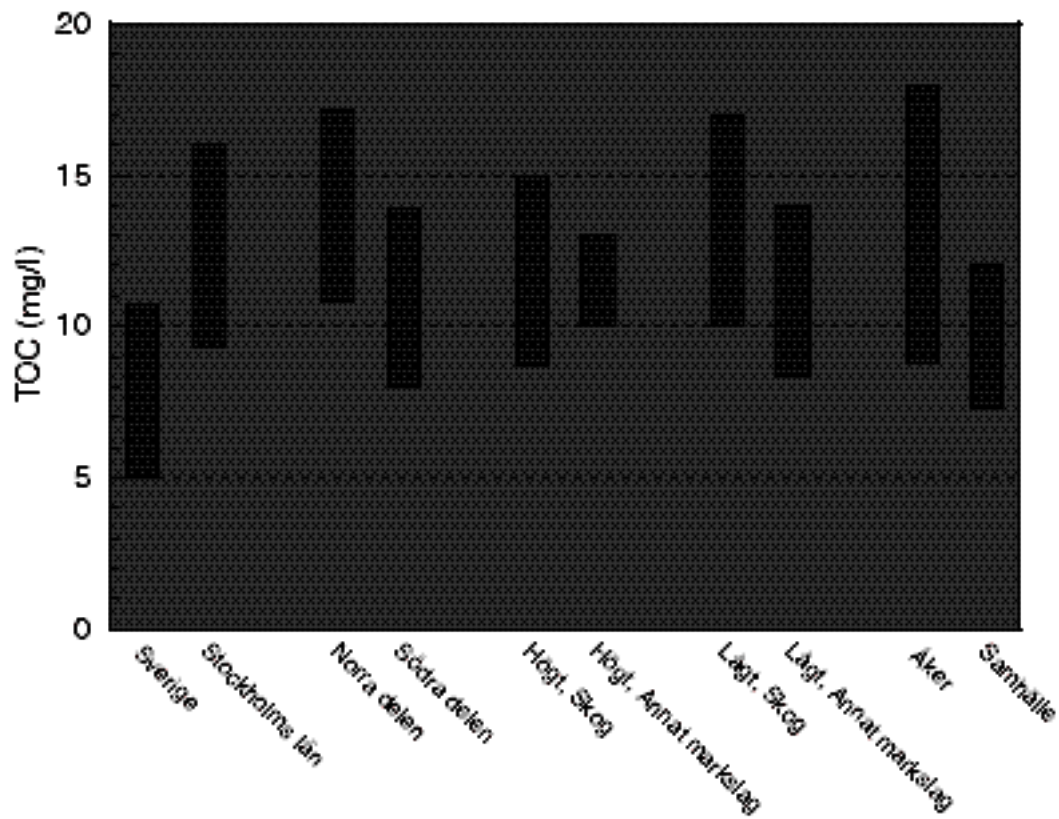


Figur 36. Typiska koncentrationer av baskatjoner (BC) i olika typer av sjövatten (RI95).



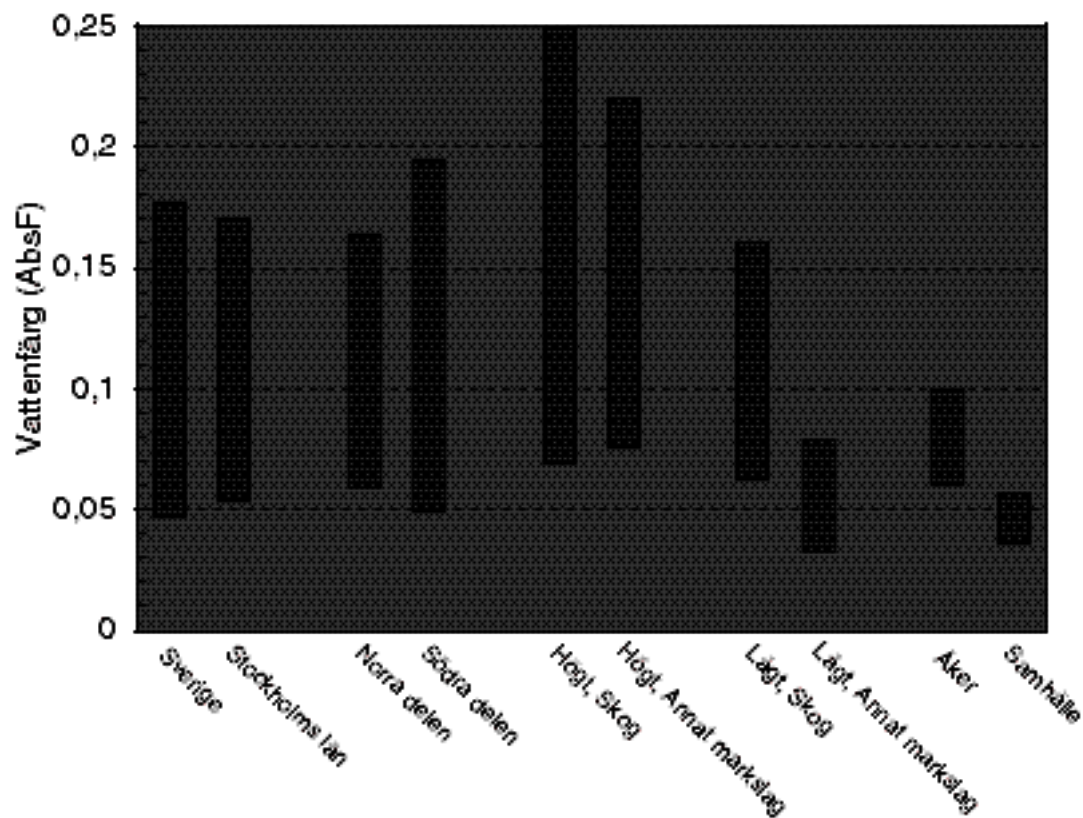
Figur 37. Typiska koncentrationer av alkalinitet i olika typer av sjövatten (RI95).

De nordliga sjöarna har högre halter av organiskt material (TOC) men har inte högre färg (figurer 38 och 39). Sjöar omgivna av åkermark har en förväntat höghalt av TOC, med stor variation och de är svagt färgade, dvs. tillförseln av humusämnen är låg.



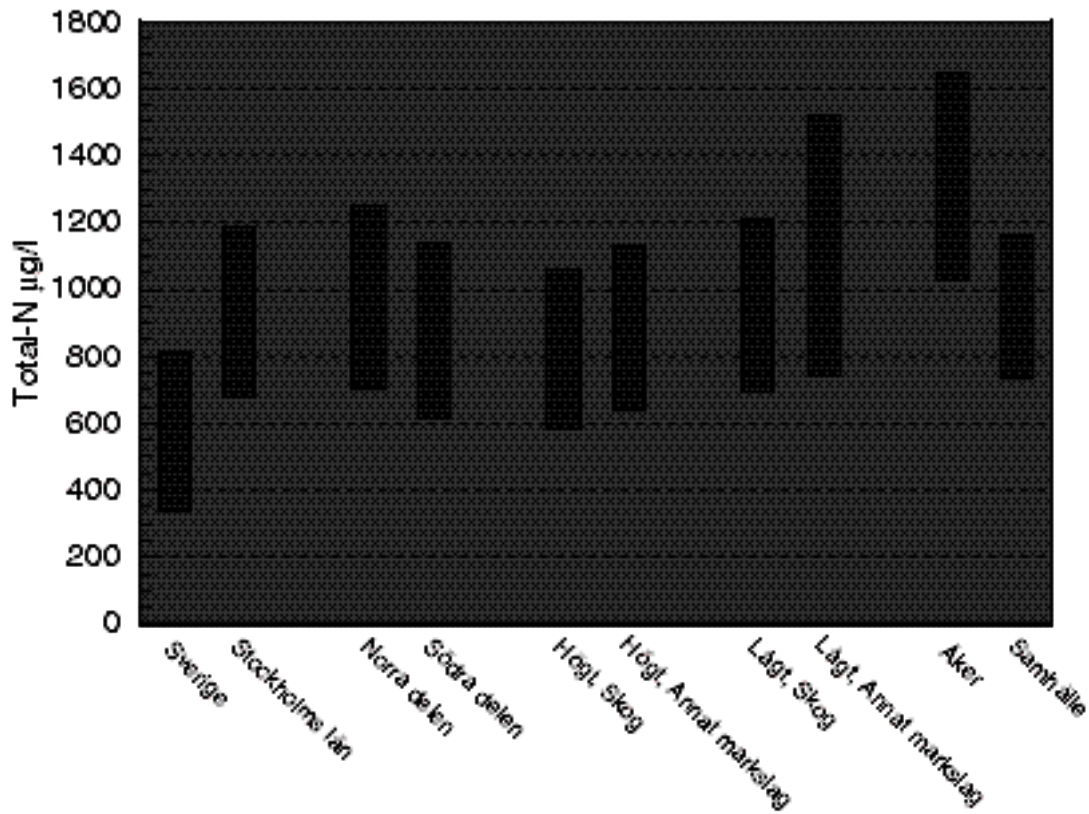
Figur 38. Typiska koncentrationer av totalt organiskt kol (TOC) i olika typer av sjövattnen (RI95).

De kraftigast färgade vatten ligger högt och är ofta omgivna av skog. Lägt belägna sjöar, särskilt med liten andel skog är svagare färgade.



Figur 39 Typisk vattenfärg (som absorbans) i olika typer av sjövattnen (RI95).

Lågt belägna sjöar har högre halter av total-N än de högre belägna. De högsta halterna är dock mest typiska för sjöar omgivna av åkermark.

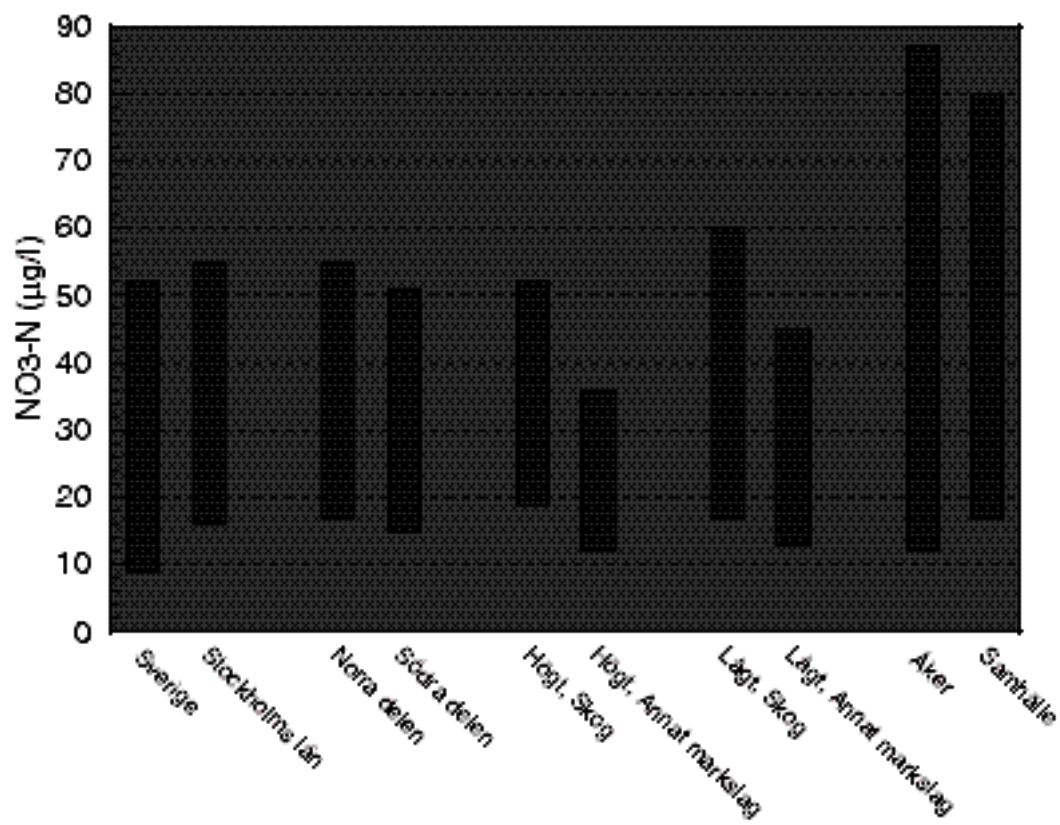


Figur 40 Typiska koncentrationer av total-kväve i olika typer av sjövattnen (RI95).

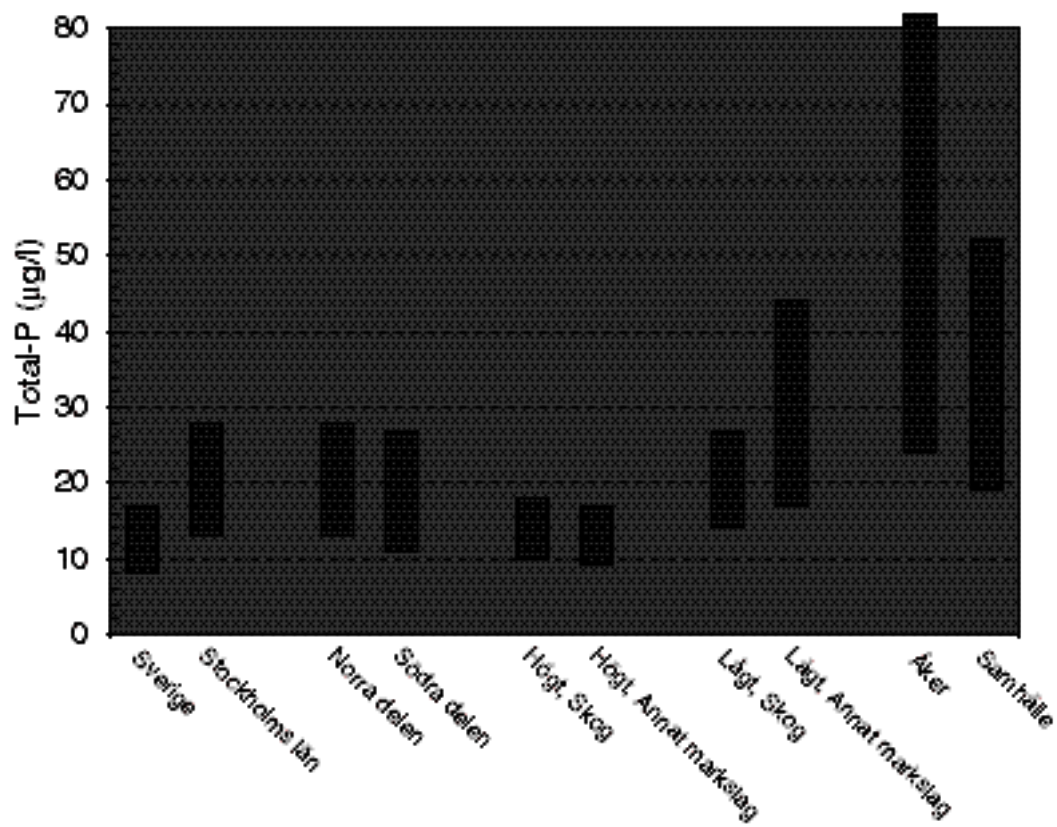
Utläckage av näringsämnen från åkermarken syns tydligt som förhöjda koncentrationer av total-P och total-N och i någon mån även för nitrat (figurerna 40-42). Variationen för nitrat är mycket stor i sjöar med hög andel åker eller samhälle.

Typiskt för de högt belägna sjöarna är låga halter av total-P. Kännetecknande för de sjöar i åkermark och med samhällen i tillrinningsområdet har höga halter.

Slutsatsen är att vattenvårdande åtgärder i samhällen har förhindrat allvarlig påverkan i de flesta av de undersökta sjöarna.



Figur 41. Typiska koncentrationer av nitrat-kväve i olika typer av sjövattnen (RI95).



Figur 42. Typiska koncentrationer av total-fosfor i olika typer av sjövattnen (RI95).

Vattendrag

Variationen i vattendrag är avsevärt större än den i sjöar. Därav följer att ett stickprov inte nödvändigtvis är typiskt för vattendragets vattenkemi. Om vi behandlar vattendragens kemi som en helhet kan en del av variationen beroende på provtagningstidpunkt minska. Liksom för sjöarna gäller resultaten endast för hösten och naturligtvis egentligen endast för hösten 1995. För att ge ett bättre perspektiv på förhållandena i länets vattendrag visas, förutom de för hela riket, även data för Uppsala och Södermanlands län (tabell 24). Länets vatten har i förhållande till hela Sverige högre pH-värden och högre koncentrationer av baskatjoner och alkalinitet. Typiskt är att värdena för länet är lägre än de för Uppsala län, men samtidigt högre än de för Södermanland. Närsaltskoncentrationerna är högre i länet än i hela landets vattendrag. Däremot är de lägre än de i de omgivande länens vattendrag. Detta är sannolikt en effekt av större andel åkermark i de andra länen. Förhållandena för organiskt material är däremot inte entydiga. Få vattendrag i länet har låga absorbansvärden i förhållande till Sverige som helhet, samtidigt finns få med hög färg. Både Uppsala och Södermanlands län har högre absorbansvärden än Stockholm. Länet har genomgående högre halter av TOC än hela landet. Dock förekommer inte lika höga koncentrationer som i de närliggande länen.

Tabell 24. Vattendrag. Frekvensfördelning för några vattenkemiska parametrar. Icke kalkpåverkade vattendrag. Totalt antal för Sverige 570, Stockholms län 19, Uppsala och Södermanlands län 15. RI95.

Område	Percentil				
	10	25	50	75	90
pH					
Total	6,40	6,68	6,91	7,18	7,48
AB	6,68	7,06	7,26	7,44	7,56
C	7,23	7,37	7,48	7,73	7,77
D	6,53	6,92	7,03	7,19	7,29
Alk. mekv/l					
Total	0,086	0,149	0,254	0,570	2,061
AB	0,704	1,304	2,056	2,922	4,263
C	2,494	2,824	2,996	3,835	4,240
D	0,386	0,571	0,604	1,271	1,651
BC* mekv/l					
Total	0,206	0,275	0,471	1,122	3,447
AB	1,228	1,908	3,015	4,299	6,585
C	3,432	3,906	5,104	5,935	6,492
D	0,739	1,048	1,388	2,935	3,462

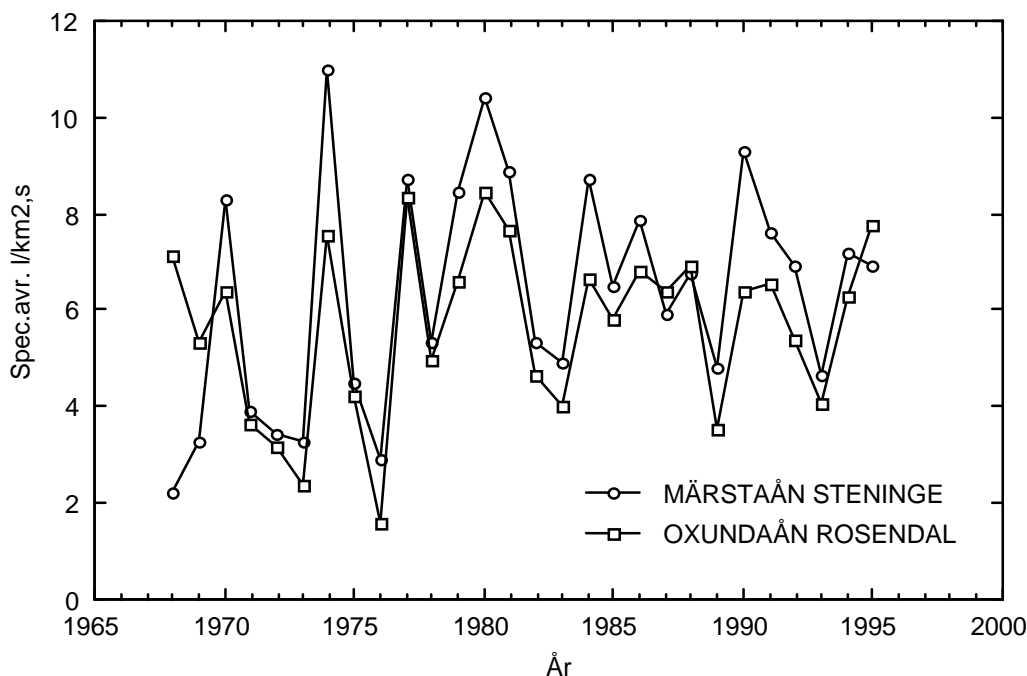
fortsättning på tabell 24. Vattendrag. Frekvensfördelning för några vattenkemisk parametrar. Icke kalkpåverkade vattendrag. Totalt antal för Sverige 570, Stockholms län 19, Uppsala och Södermanlands län 15. RI95.

Område	Percentil				
	10	25	50	75	90
SO4 mekv/l					
Total	0,035	0,048	0,107	0,384	0,756
AB	0,224	0,314	0,623	0,936	1,457
C	0,456	0,610	0,855	1,855	2,615
D	0,262	0,333	0,504	0,632	1,867
NO23-N µg/l					
Total	4	11	46	249	1052
AB	31	75	221	475	781
C	92	181	311	536	794
D	33	111	267	789	2131
Tot-N µg/l					
Total	191	309	561	1166	2367
AB	592	718	1023	1350	2498
C	514	859	1195	1412	2163
D	722	995	1320	2256	4493
Tot.-P µg/l					
Total	6	9	16	28	64
AB	19	22	28	43	68
C	28	32	67	93	114
D	19	27	45	60	62
Abs F					
Total	0,030	0,057	0,110	0,188	0,280
AB	0,047	0,082	0,100	0,157	0,189
C	0,055	0,076	0,123	0,202	0,268
D	0,068	0,080	0,108	0,152	0,215
TOC mg/l					
Total	2,5	5,1	7,8	11,5	15,6
AB	8,1	9,1	10,3	13,6	17,2
C	6,3	7,4	12,8	17,1	22,4
D	6,5	10,2	10,8	13,0	13,4

Hur ser ett normalt år ut?

Variationen mellan år, så kallad årsmån, beskrivs bäst för vattendrag. Dessa reagerar som regel snabbt på förändringar, medan sjöar med en längre uppehållstid i viss mån jämnar ut förhållandena. För att beskriva förhållandena mer generellt har värdena beräknats som arealkoefficienter.

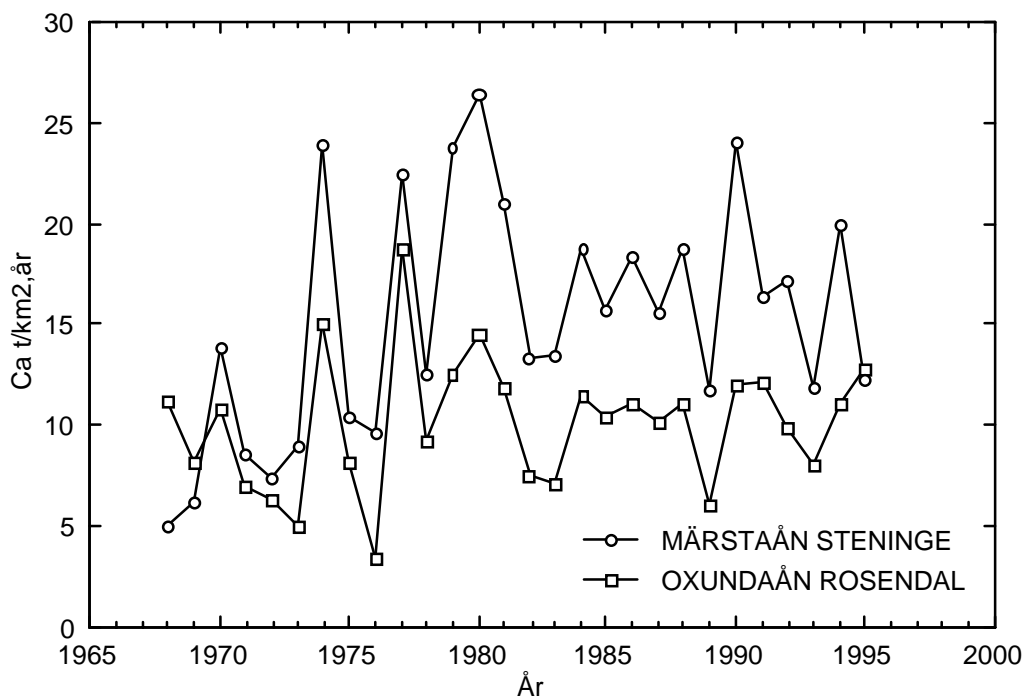
Avrinningen kan väl exemplifiera den klimatiska variationen (figur 43). Extremt våta år var 1974, 1980 och 1990, medan 1976, 1983 och 1989 hör till de torrare under perioden. Detta påverkar naturligtvis transporten av olika ämnen.



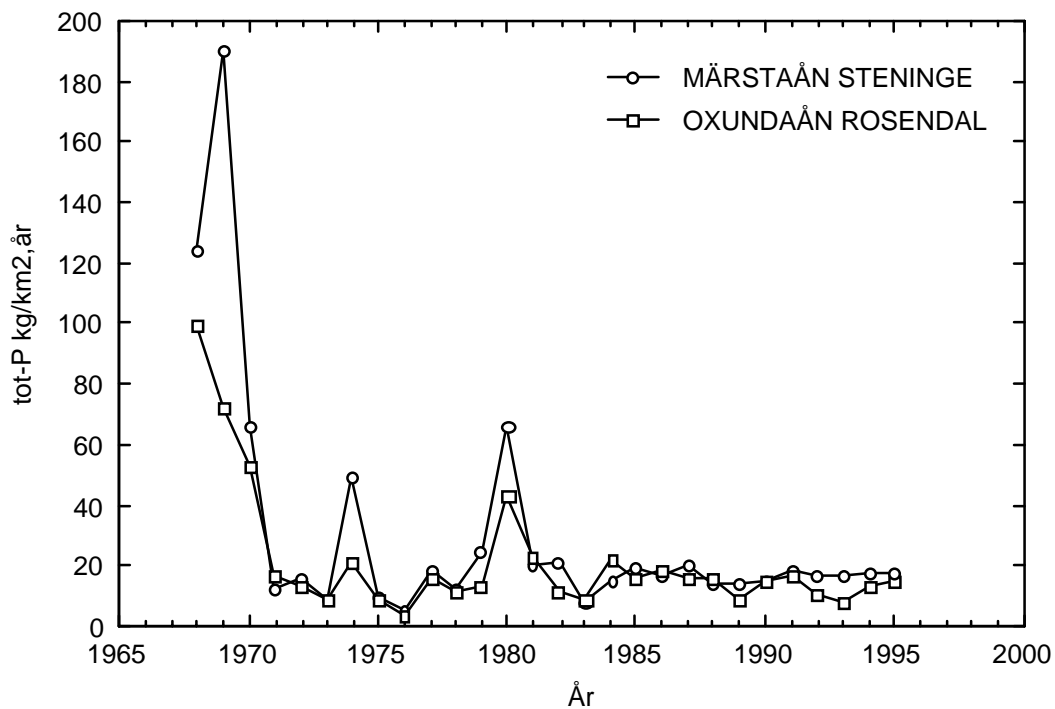
Figur 43. Vattenföring i Märstaån och Oxundaån.

Kalcium är ett ämne som knappast påverkas av mänsklig aktivitet i de två vattendragen. Variationen i transport följer därför väl vattenföringens (figur 44).

Transporten av fosfor är däremot i hög grad påverkad av mänsklig aktivitet i dessa två avrinningsområden. De höga värdena under slutet av 60-talet beror på kommunala utsläpp, som sedan åtgärdats (figur 45). Men effekten på transporten under högvattensåren 1974 och 1980, liksom lågvattensåren syns ändå tydligt.

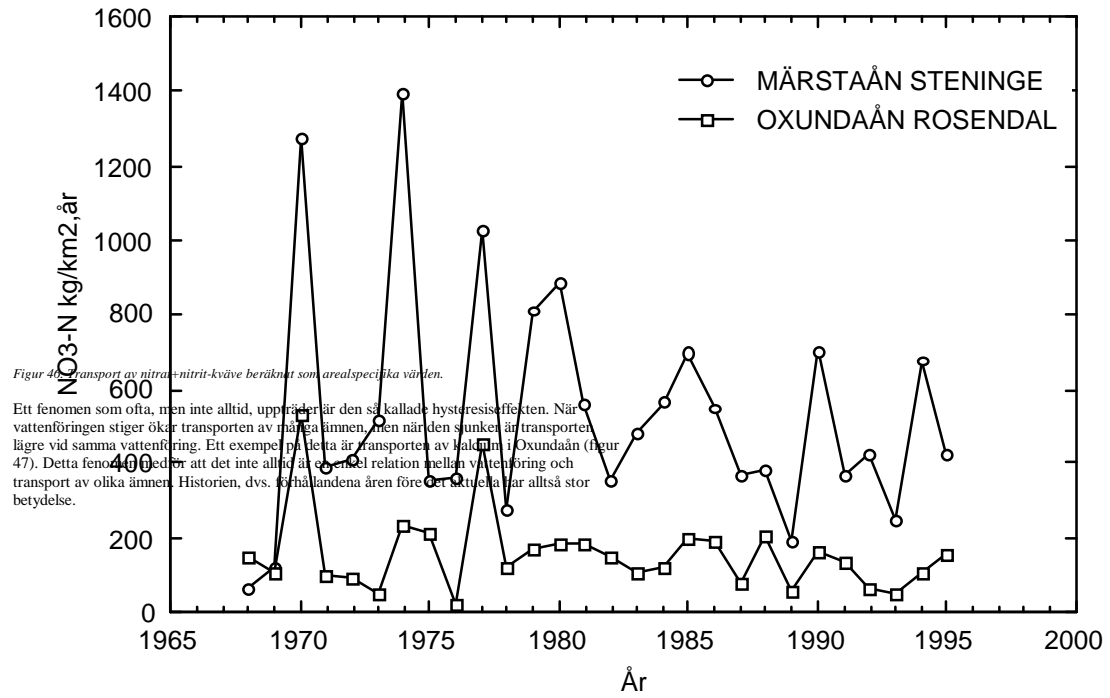


Figur 44. Transport av kalcium beräknat som arealspecifika värden.



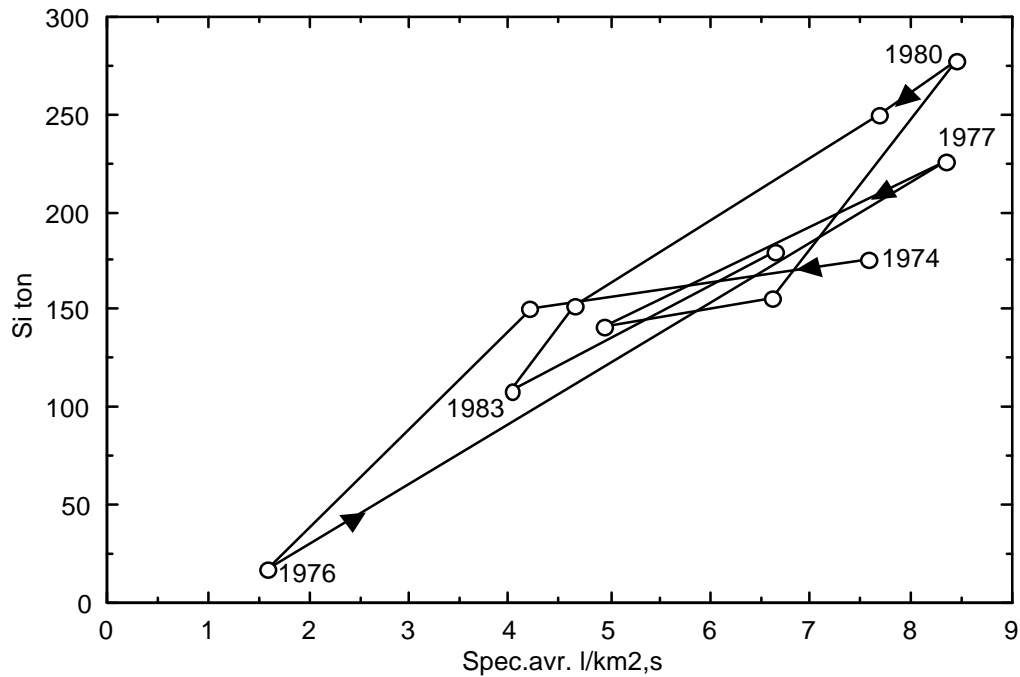
Figur 45. Transport av total-fosfor beräknat som arealspecifika värden. Den kraftiga minskningen före 1971 är ett resultat av olika reningsåtgärder. Förhöjningarna 1974 och 1980 beror på hög vattenföring (jfr fig. 43).

Källor för nitrat är i första hand jordbruk. Nitrat är dessutom mycket biogent aktivt och rörligt i jorden. Därför är olikheterna mellan åren betydligt större än för fosfor. Trots det framträder till exempel sekvensen torr, våt och torr för åren 1989-91 även för nitrattransporten (figur 46).



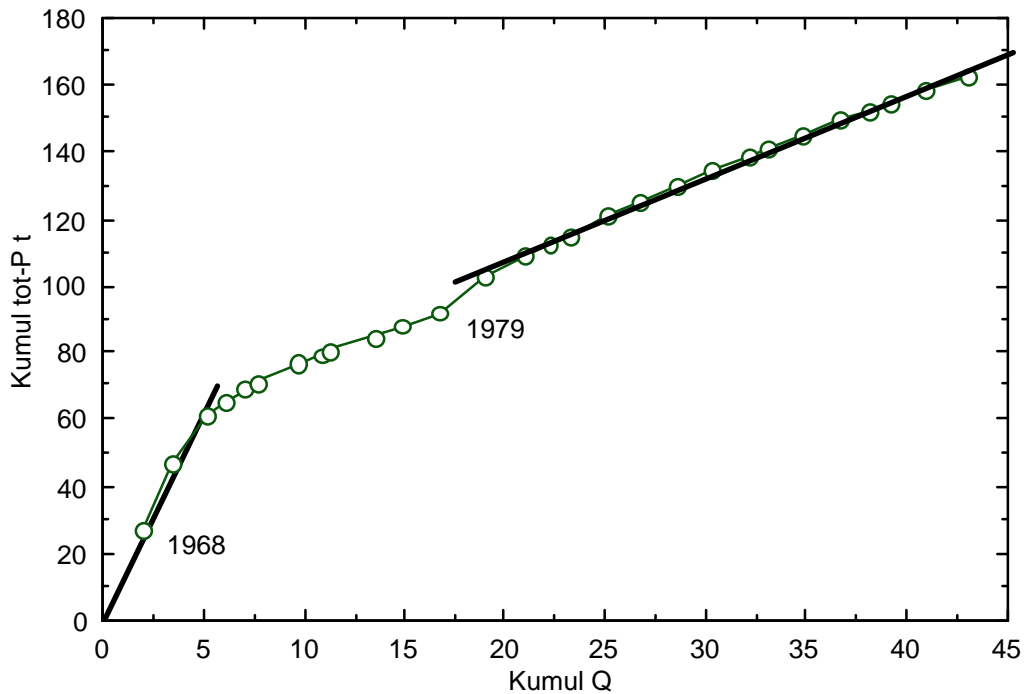
Figur 47. Exempel på hysterisiseffekt för transport av kalcium. Oxundaån. Vid ökande avrinning ökar transporten av kalcium och när vattenföringen minskar ändras transporten av kalcium snabbare.

Kisel reagerar inte på samma sätt som kalcium, ingen hysteresiseffekt syns i figur 48.



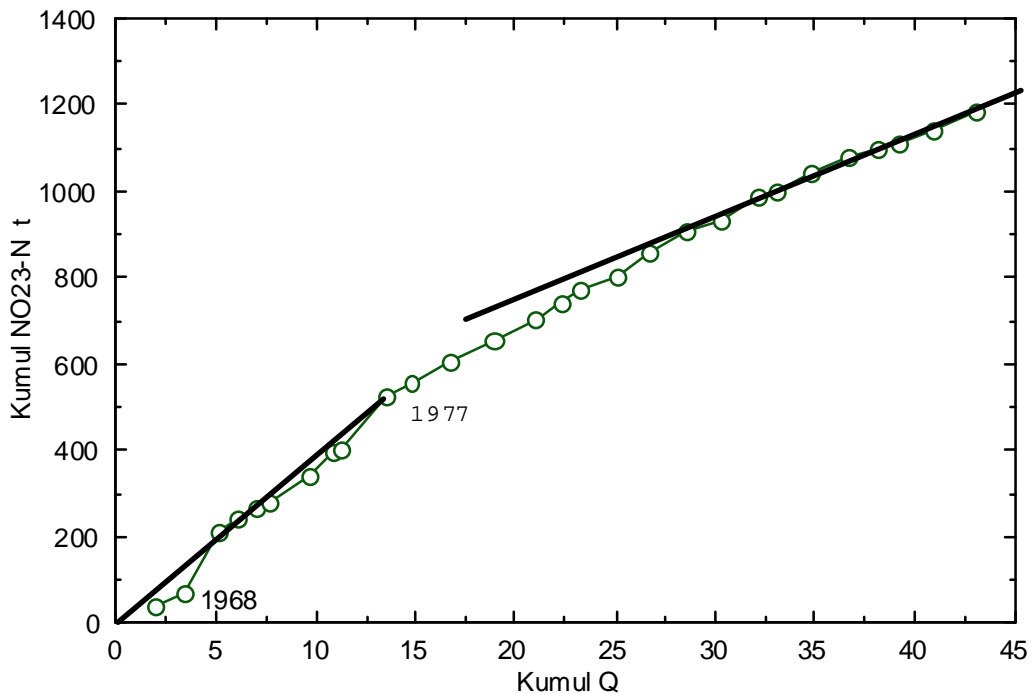
Figur 48. Förhållandet mellan transport av kisel och vattenföring. Oxundaån.

Ett sätt att åskådliggöra förändringar i vattendrag är användning av kumulerade värden för transport. Summan av allt transporterat material avsätts i ett diagram mot den kumulerade transporten av vatten. Betydelsen av olika vattenföring blir mindre påtaglig på detta sätt, medan andra faktorer framträder bättre. För ämnen som knappast påverkas av mänsklig aktivitet som kalcium och kisel är förhållandet linjärt. Ett exempel på effekten av mänsklig påverkan är transporten av total-fosfor i Oxundaån (figur 49). Under perioden 1968-71 var transporten (lutningen i figuren) mycket högre än efter 1979 och detta orsakades av utsläpp som åtgärdats. Under senare tid tycks variationen mellan åren i stort endast bero på variation i vattenföring eftersom avvikelser från den räta linjen är små.



Figur 49. Kumulerad transport av total-fosfor för Oxundaån 1968-95. På x-axeln ett mått på kumulerat flöde av vatten. Ju lägre koncentrationen är desto mindre lutning har linjen. Skillnaden mellan perioden före reningsåtgärder och därefter är tydlig.

Den årliga transporten av nitrat minskar senare än den för total-fosfor och uppnår de lägsta värdena först under mitten av 80-talet (figur 50).

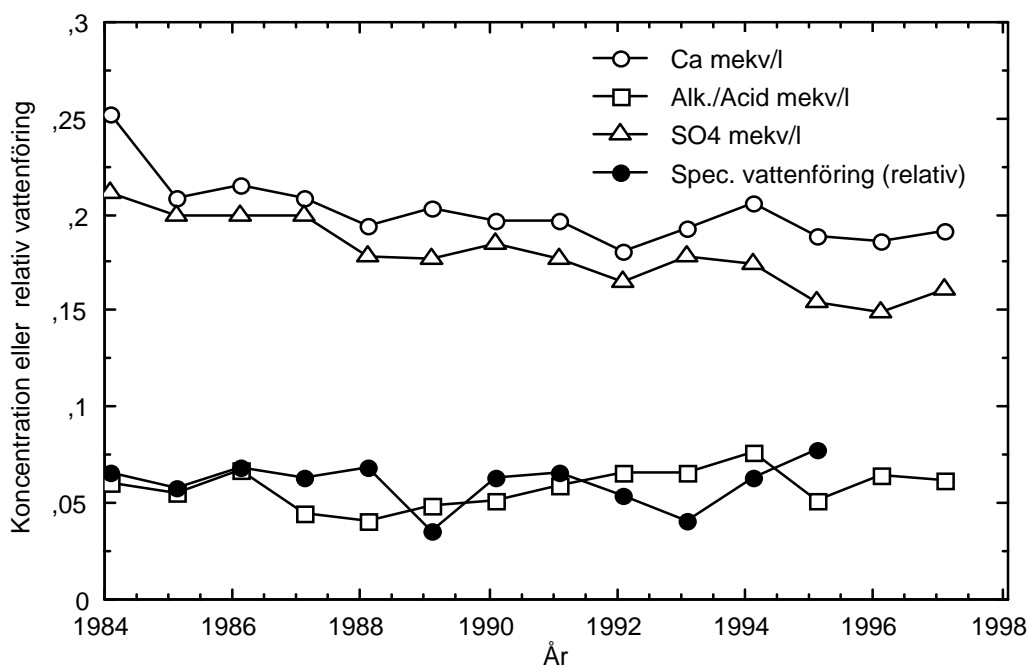


Figur 50. Kumulerad transport av nitrat+nitrit-kväve för Oxundaån 1968-95. På x-axeln ett mått på kumulerat flöde av vatten.

Vattendrag reagerar alltså ganska direkt på såväl naturlig variation, här beskriven med avrinning, och självklart på antropogen påverkan.

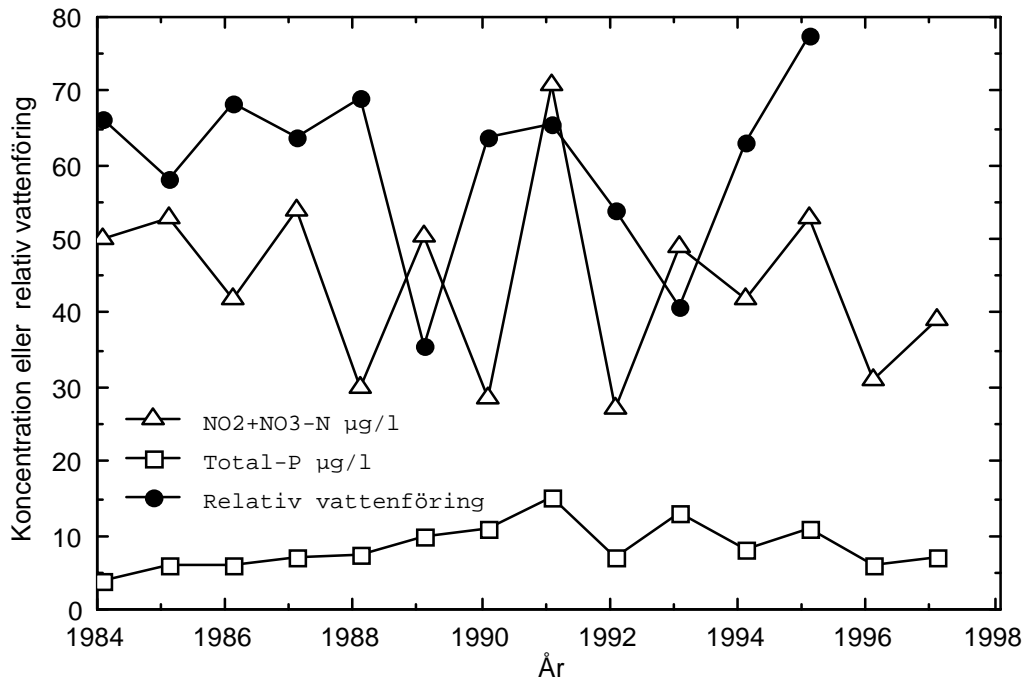
Sjöar har ofta en lång omsättningstid, vilket innebär att tillrinnande vatten, med sin specifika sammansättning, blandas med sådant som funnits i sjön under längre tid. Effekter av variationer i tillflödet utjämnas därför. Dessutom påverkas många ämnen av fysikaliska, kemiska och biotiska processer i sjön. Därför kan man inte alltid förvänta sig ett lika enkelt samband mellan klimat och vattenkemi som för vattendrag.

I figur 51 visas förändringar i tiden för några större konstituenten i Stora Envättern. Perioden 1988-90 med hög-låg-hög vattenföring syns tydligt som en spänningseffekt för kalcium men mönstret återkommer inte på samma sätt 1992-1994. Bilden för sulfat är mer komplicerad. Koncentrationen ökar något mellan 1988 och 1990. Även i detta fall är förändringarna inte likartade under den senare torrårsperioden. Tiden efter en period med lågt grundvatten skulle bundet svavel, som oxiderats, kunna lakas ut. En sådan effekt är knappast synlig.



Figur 51. Variation av koncentrationer av några större konstituenten i Stora Envättern samt relativ vattenföring i Trosaån (63) Acksjön nedre.

Bilden är mer komplicerad för näringsämnen nitrat och total-fosfor (figur 52). Nitrathalten verkar ofta vara omvänt proportionella mot vattenföringen, dvs. höga halter sammanfaller med låg vattenföring och vice versa. Men stora avvikelser förekommer. Ingen relation finns mellan totalfosfor och vattenföring. En förklaring kan vara att bägge är mycket påverkade av biologiska processer och därmed är andra faktorer som ljus och temperatur viktiga styrfaktorer.



Figur 52. Variation av koncentrationer av nitrat+nitrit-kväve och total-fosfor i Stora Envättern samt vattenföring i Trosaån.

Slutsatsen av denna genomgång är att sjöars variation i vattenkemi endast delvis kan förklaras med en enkel klimatisk faktor som i detta fall avrinning. Vattnets uppehållstid i sjön modifierar såväl koncentrationen för biogena ämnen som mönstret genom inblandning av tillrinnande vatten i äldre vatten med annan sammansättning. Mer avancerade modeller krävs för att bättre förstå dessa fenomen.

Hur typiska var förhållandena vid riksinventeringarna?

Året 1995 var nära normalt, om än det högsta under mätperioden i Trosaån ur vattenföringssynpunkt. I Stora Envättern var de vattenkemiska förhållandena, med undantag för absorptions (vattenfärg) och total-fosfor som var högre. Riksinventeringen 1990 skedde på vintern och därför bör en jämförelse bäst göras med situationen 1989, som var ett år med låg vattenföring. Även i detta fall avvek årets värden sällan med mer än tio procent från medianvärdena för hela perioden.

Variationer på ungefär tio procent kan betraktas som naturliga för enstaka år. En liten skillnad mellan två riksprovtagningar kan alltså vara vanskelig att säkerställa. För uppföljning av förändringar i tiden krävs därför regelbunden likformig undersökning (monitoring) av den typ som sker i referenssjöar.

Bottenfauna

Inledning

Regeringens mål är att sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras.

Bottenfauna är lämplig djurgrupp för att studera effekter av fysikalisk-kemiska förhållanden på organismer. Det finns såväl arter som har en ettårig livscykel i vattnet som de som lever flera år. Därför kan både kortvarig och långvarig påverkan upptäckas.

Det finns ett stort antal arter av ryggradslösa djur i sötvatten. Vissa är mycket svåra att bestämma och då krävs specialistkunskap och mikroskopstudier av dissekerade djurdelar. För att få ett likartat material sammanställdes därför en lista omfattande ca 580 s.k. taxa som skulle urskiljas vid undersökningen. Några organismgrupper har därmed inte identifierats till art utan endast till grupp eller släkte. Viss, värdefull information förloras alltså, men samtidigt minskar skillnader orsakade av olika personers kompetens. Det senare ger alltså en bättre jämförbarhet vid utvärderingen.

Utvärderingen redovisas nedan separat för sjöar och vattendrag. En detaljerad utvärdering av varje objekt återfinns i bilaga D. För att kunna beskriva resultatet av undersökningen presenteras de som biotiska index.

Faktaruta Index som används i text eller finns presenterade i tabeller. Det finns många olika sätt att sammanfatta och presentera resultat från en bottenfaunaundersökning. Här används några olika biotiska index, som beskriver påverkan av organiskt material, surhetsindex och mångfald (diversitet). För referenser se Wilander m.fl. (1998).

Index som anger påverkan av organiska ämnen

BMWP och ASPT. BMWP är summan av det indexvärde för de olika familjer som ingår i indexet och som finns i provet, varje familj har ett värde mellan 1 och 10 beroende på känslighet för organiskt material (låga syrgashalter). ASPT är medelvärde för de familjer som finns i provet.

DFI (dansk fauna index) är också ett index som mäter organisk påverkan av vattendrag. Indexets värde går från 1 till 4, där 1 är oligotrofa förhållanden och 4 starkt påverkade förhållanden.

EPT(T) resp EPT(N) är amerikanska index som utgår från antalet taxa inom Ephemeroptera (dagsländor), Plecoptera (bäcksländor) och Trichoptera (nattsländor). (T) respektive (N) anger antalet taxa (T) respektive antalet individer (N) av dessa ordningar i provet. Höga värden på EPT(T) visar på hög diversitet i provet.

Saprobiindex varierar från 0,1 till 3,7, där 0,1 är ultraoligotrofa förhållanden och 3,7 mycket eutrofa förhållanden.

Surhetsindex/försurningsindex

Ofta används felaktigt uttrycket försurningsindex i detta sammanhang. Organismer reagerar visserligen på det vattenkemiska tillstånd som åstadkommes genom antropogen försurning, men en naturligt sur miljö, såsom i humösa skogssjöar, ger även den en bottenfaunasammansättning som skulle kunna antyda försurning och inte ett naturligt surhetstillstånd.

Tre surhetsindex har använts, ett norskt och två svenska. Det norska är Raddums index, de svenska är Limnodatas index och HMI-index (Henriksson och Medin). Indexsystemen är i princip uppbyggda på samma sätt. De baseras på förekomsten av arter eller grupper med kända toleransgränser för surt vatten. Fauna grupperas i toleransgrupper, där varje grupp innefattar ett pH-intervall. Den känsligaste toleransgruppen som är representerad på en undersökt lokal anger indexvärdet för lokalen. Raddum and Fjellheims index löper från 0 (stark påverkan) till 1 (ingen eller obetydlig påverkan), och påverkan anges i tre klasser enligt artens känslighet för försurning:

- 1 om arter som tål pH >5,5 finns i provet
- 0,5 för arter som tål pH >5,0
- 0,25 för arter som tål pH >4,7
- 0 om arter som tål pH <4,7 finns.

fortsättning faktaruta Index som används i text eller finns presenterade i tabeller. Vi har modifierat detta index genom att lägga till en klass; 0 om arten finns ej i provet och 0,1 om arter som tål pH <4,7 finns. Raddum och Fjellheims försurningsindex används i internationella utvärderingar (t.ex. ICP-Waters).

Enligt Lingdells index sker klassificering av påverkan i fem klasser:

- 1 mycket tålig, arten har påträffats i vatten med pH <4,0
- 2 4,0 \leq pH < 4,5
- 3 4,5 \leq pH < 5,0
- 4 5,0 \leq pH < 5,5
- 5 extremt känslig, arten bara funnen i vatten med pH \geq 5,5.

HMI index (Henriksson-Medin) (Medins surhetsindex)

1. Försurningskänsliga taxa enligt egna undersökningar (minst 25 fynd per taxa) där olika taxa inom grupperna dagsländor, bäcksländor och nattsländor ger olika poäng. pH > 5,4 ger 3 poäng, pH 5,4-4,9 ger 2 poäng, pH 4,8-4,5 ger 1 poäng samt pH < 4,5 ger 0 poäng.

2. Förekomst av iglar ger 1 poäng.

3. Förekomst av Elminthidae (vattenskalbaggar) ger 1 poäng.

4 Förekomst av snäckor ger 1 poäng.

5. Förekomst av musslor ger 1 poäng.

6. Kvoten mellan Baetis (dagslända) och Plecoptera (bäcksländor): >1 ger 2 poäng, 1,0 - 0,75 ger 1 poäng, <0,75 ger ingen poäng.

7. Antal taxa.

Vattendrag:

>19 taxa ger 1 poäng

>25 taxa ger 2 poäng

Sjöar

>11 taxa ger 1 poäng

>15 taxa ger 2 poäng

8. Förekomst av märkräftan Gammarus sp. ger 3 poäng.

Poängen från respektive grupp summeras.

5 poäng innebär att pH legat under 5,5.

6 poäng innebär att pH i de flesta fall legat över 5,5, här får man gå in och titta på artsammansättningen.

7 poäng innebär att pH legat över 5,5 och att vattendraget har surhetskänsliga taxa.

Diversitetsindex

Shannon och Simpsons diversitetsindex har använts samt Simpsons dominansindex.

För några representativa index redovisas den geografiska fördelningen både för vattendrag och sjöar i kartor (figurer 53-55). I figur 53 visas ett index som beskriver påverkan av organiskt material, (ASPT). En beskrivning av surheten i länet mätt som surhetsindex (Lingdell) visas i figur 54. Diversitetsindex (Shannon) för länets sjöar och vattendrag framgår av figur 55.

Vattendrag

Utgående från olika kvalitetsindex som svarar på organisk belastning så är tillståndet i länets åar kvalitetsmässigt något sämre än medelsituationen för hela riket. En hög belastning av organiskt material leder ofta till låga syrgashalter, som negativt påverkar organismerna i vattnet. De index som visar detta är kvalitetsindexen som BMWP, ASPT, DFI, EPT och Saprobiindex, dessa har värden på en nivå som indikerar organisk belastning.

Diversitetsindexen är även de lägre än medel för hela riket. Surhetsindexen visar däremot att Stockholms län ligger på ungefär samma nivå som hela riket.

Ingen rödlistad art fanns bland tagna proverna. Detta kan bero på att provtagningen inte syftar till att finna sällsynta arter utan att ge en bild av "normala" förhållanden i sjön eller vattendraget. Sök efter rödlistade arter måste ske i de specifika miljöer där de kan finnas.

Bränningeån och Igelbäcken är två åar, vilkas artsammansättning visar att de är påverkade av organiska/eutrofierande ämnen. Antalet taxa i dessa åar är mycket under medel för vattendrag i länet och för hela riket. Kvalitetsindexen BMWP, ASPT och DFI antyder alla en organisk belastning av dessa vattendrag. Diversitetsindexen visar även de på en något störd bottenfauna. I Bränningeån beror de låga diversitetsindexen på att tre taxa, *Hydropsyche angustipennis*, *Oligochaeta* och *Chironomidae*, svarar för nästan 98 procent av totalfaunan.

Nattsländan *Hydropsyche* svarar för nära hälften av totalfaunan vilket kan tyda på närhet till en sjö eller damm uppströms provtagningsplatsen och att detta till viss del kan förklara att indexen pekar på organisk belastning. Ungefär motsvarande förhållanden verkar råda för Igelbäcken där *Oligochaeta* och *Chironomidae* svarar för nästan 80 procent av totalfaunan och där indexen visar på en organisk belastning av vattendraget med den skillnad att filtrerare som exempelvis *Hydropsyche* saknas.

I Skillebyån och Söderängsån visar bottenfaunans artsammansättning å andra sidan på mycket god vattenkvalitet. Antalet taxa ligger en god bit över medel för länet och för hela riket. BMWP, ASPT, DFI samt saprobiindex visar på god vattenkvalitet, över medel för länet. Taxa som indikerar god vattenkvalitet är bland annat *Silo pallipes*, *Lype reducta*, *Heptagenia*, *Leptophlebia* och *Lepidostoma hirtum*. I Skillebyån svarar dagsländan *Baetis rhodani* och vattenbaggarna *Elmis aenea* och *Limnius volkmari* för huvuddelen av bottenfaunan medan *Chironomidae*, dagsländan *Leptophlebia* sp., nattsländan *Hydropsyche angustipennis* och vattenbaggen *Elmis aenea* svarar för huvuddelen av bottenfaunan i Söderängsån.

Ingen korrelation finns mellan ASPT, Shannon och Lingdells index och någon av de vattenkemiska parametrarna. Man kan egentligen inte förvänta sig ett samband eftersom vattendragens vattenkemiska förhållanden snabbt ändras och att de vid provtagningen kanske inte var på kritiska nivåer för organismerna.

Sjöar

Sjöarna i Stockholms län har däremot kvalitetsindex som är lika med eller något bättre än medel för hela riket. Antalet taxa samt BMWP är således över medel för hela riket. ASPT, DFI, EPT och Saprobiindex är lika med medelvärdena eller i skiljer sig åt i positiv riktning för Stockholms län jämfört med hela riket, detta gäller också surhetsindexen samt diversitetsindexen.

Frösjön är den sjö som har den lägsta kvaliteten på bottenfaunan. Faunan domineras av fjädermyggor (*Chironomidae*), 100 av totalt 113 individer i provet. Övriga taxa är fåborstmaskar, ett fåtal dagsländor och enstaka skalbaggar och nattsländor. Sammansättningen ger låg diversitet då endast ett fåtal taxa ingår och två av dessa taxa dessutom svarar för 95 procent av den totala bottenfaunan.

Långsjön, å andra sidan, har en kvalitet som är mycket över medel vad gäller bottenfaunans sammansättning. Antalet taxa är mycket över medel för hela riket, så även BMWP. EPT domineras av nattsländor, som *Mystacides*, *Ceraclea* och *Tinodes*, med en jämn spridning på de sju taxa som påträffades. I Långsjön påträffades även märkräftan *Gammarus lacustris*.

BOTTENFAUNAINDEX FÖR ORGANISK PÅVERKAN (ASPT)
I SJÖAR OCH VATTENDRAG I STOCKHOLMS LÄN

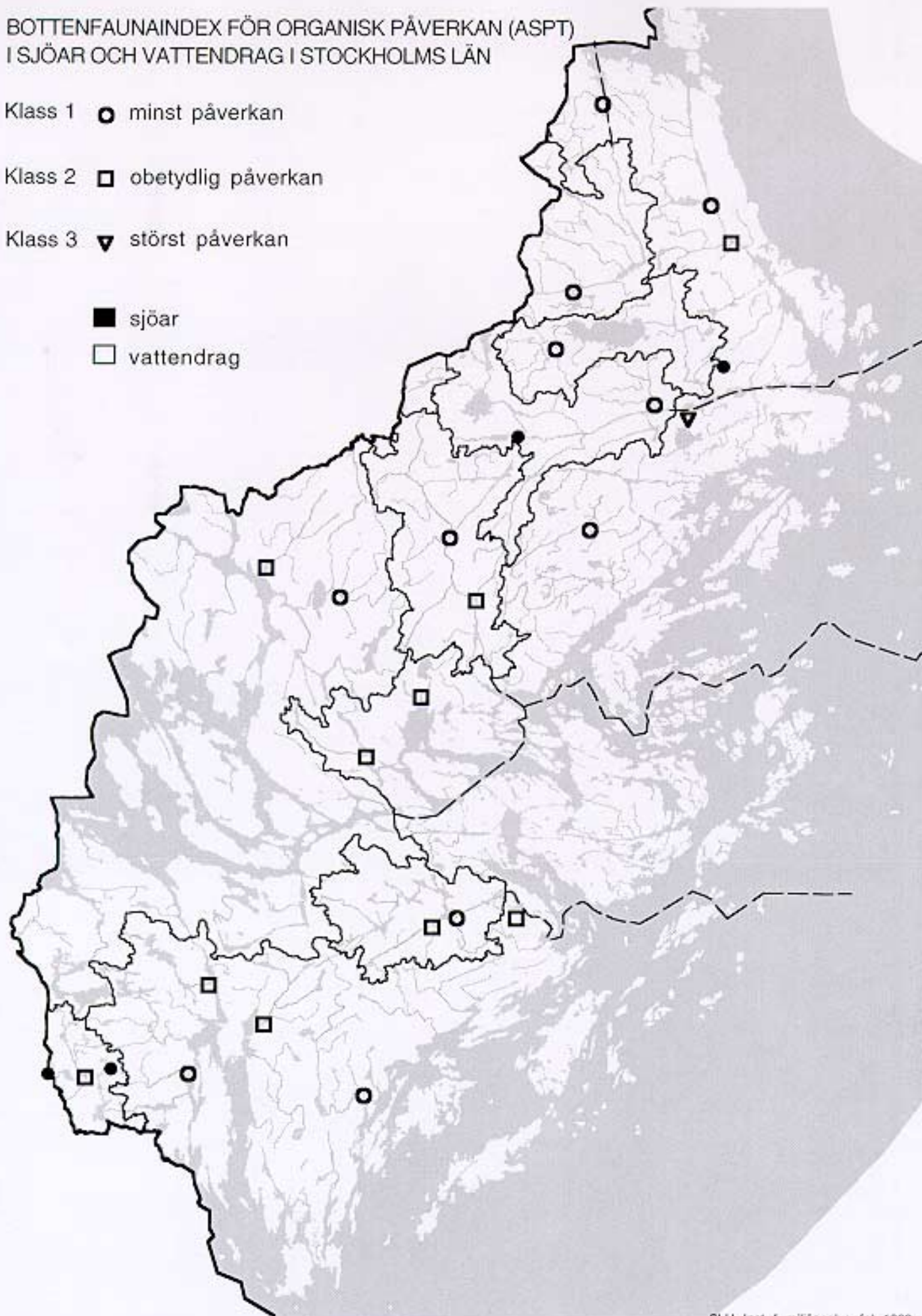
Klass 1 ○ minst påverkan

Klass 2 □ obetydlig påverkan

Klass 3 ▼ störst påverkan

■ sjöar

□ vattendrag



SLU, Inst. f. miljöanalys, feb 1999

Figur 53. Karta över bottenfaunaindex för organisk påverkan (ASPT).

BOTTENFAUNAINDEX FÖR SURHET (LINGDELL)
I SJÖAR OCH VATTENDRAG I STOCKHOLMS LÄN

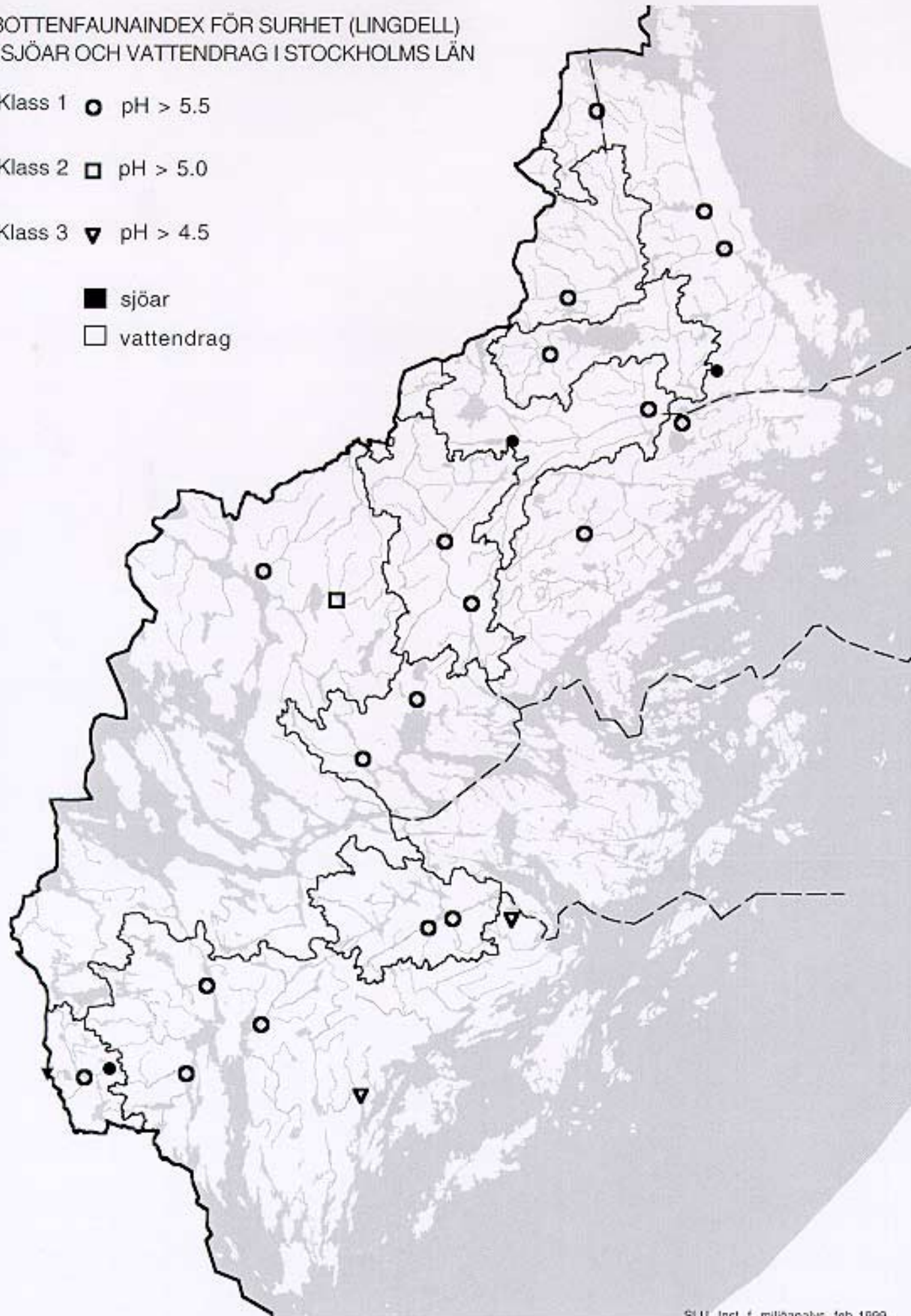
Klass 1 ● pH > 5.5

Klass 2 ■ pH > 5.0

Klass 3 ▼ pH > 4.5

■ sjöar

□ vattendrag



DIVERSITETSINDEX FÖR BOTTENFAUNA (SHANNON 1)
I SJÖAR OCH VATTENDRAG I STOCKHOLMS LÄN

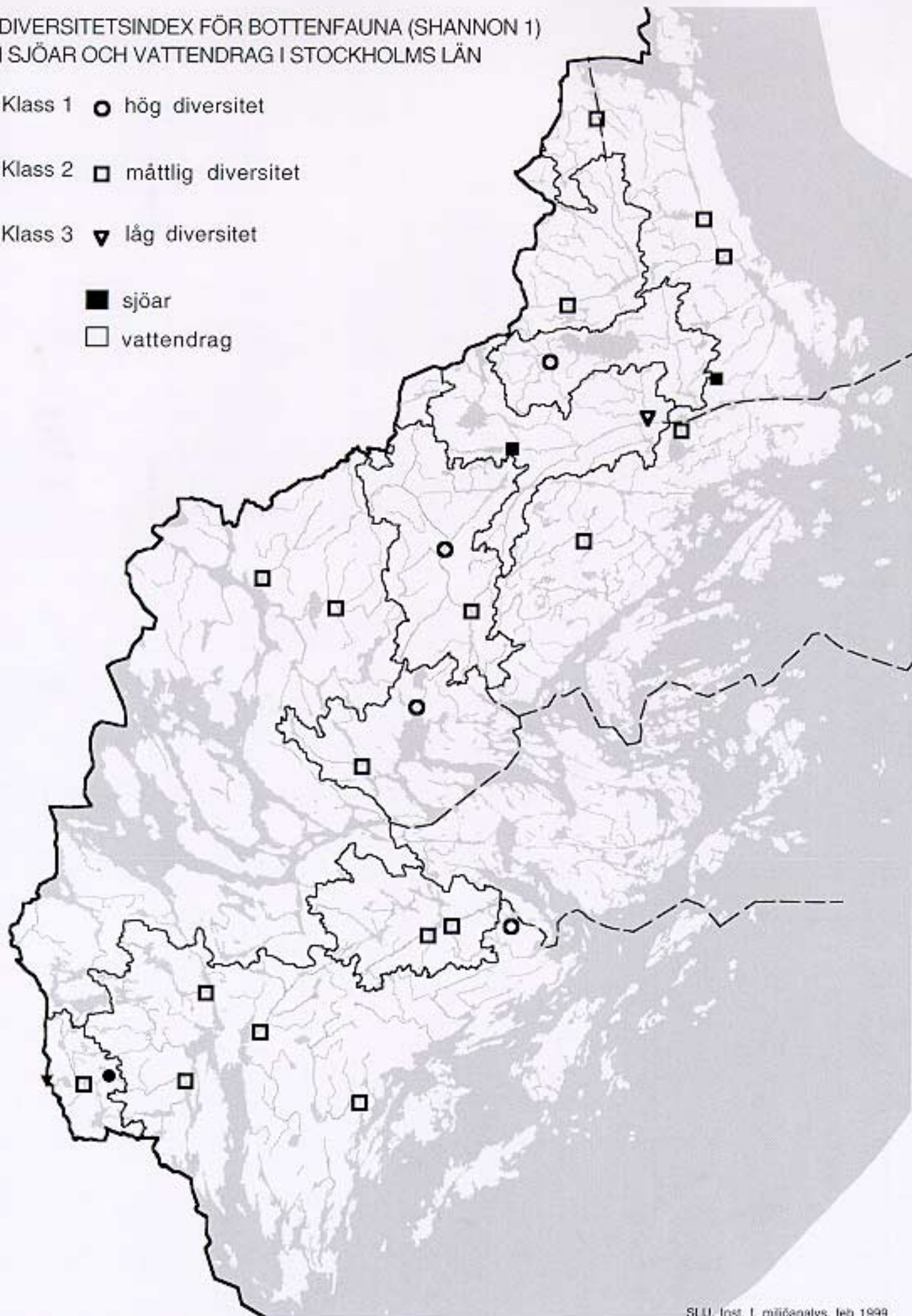
Klass 1 ○ hög diversitet

Klass 2 □ måttlig diversitet

Klass 3 ▼ låg diversitet

■ sjöar

□ vattendrag



SLU, Inst. f. miljööanalys, feb 1999

Figur 55. Karta över bottenfaunaindex för diversitet (Shannon).

Referenser

- Andersson, B.I., Borg, G.Ch. och Nyström, U. 1995. Stockholms läns sjöar–
utveckling, status och prognos. Länsstyrelsen i Stockholms län Rapport 1995:09.
- Hallgren Larsson, E., Sjöberg, K. och Westling, O. 1997. Luftföroreningar i mellersta
Sverige. Länsstyrelsen i Stockholms län.U:20.
- Jacks,G. 1993. Acidification of soil and water below the highest holocene shoreline on
Södertörn, central eastern Sweden. Sveriges Geologiska Undersökning Ser Ca
81:145-148.
- Lingdell, P.E. och Engblom, E. 1991.Vattenkvaliteten i några sjöar och vattendrag i
Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län Rapport 1991:16.
- Naturvårdsverket 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd
90:4.
- Odlare, M. 1997. Assessment of the effect of acid deposition on forest soils in
Stockholm County. Länsstyrelsen i Stockholms län.U:10.
- Pekkari, S. Och Tirén, T. 1987.Luftföroreningars påverkan på ytvatten, grundvatten,
skog och skogsvegetation samt mark i Stockholms län. Arbetsmaterial,
Länsstyrelsens miljövårdsenhet 1987-09-14.
- Persson, G. 1996. 26 svenska referenssjöar 1989 – 1993: en kemisk-biologisk
statusbeskrivning. Naturvårdsverket Rapport 4552.
- Posch, M., Kämäri, J., Henriksen, A., Forsius, M och Wilander, A. 1997. Exceedance
of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction
requirements for nitrogen and sulphur deposition. *Envir. Manag.* 21:291-304.
- Sveriges Nationalatlas. Berg och jord. Red. Fredén, C. 1994.
- SCB 1993. Markanvändning i Sverige. Andra utgåvan.
- SMHI 1996. Svenskt sjöregister. Volym 1 och 2. SMHI Svenskt vattenarkiv. Nr 71.
- SMHI 1994. Avrinningsområden i Sverige. Del 3 Vattendrag i Egentliga Östersjön och
Öresund Version 1993. SMHI Svenskt vattenarkiv. Nr 50.
- Tirén. T. och Solander, D. 1996. Stockholms sjöar –en mosaik av sjökaraktärer. I *Sjöar
och vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1995*. SLU.
- Wilander, A. 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender.
Naturvårdsverket Rapport 4652.
- Wilander, A., Johnson, R.K., Goedkoop, W. och Lundin, L. 1998. Riksinventering
1995.En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och
vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4813.

Bilaga A

Koncentrationer av uppmätta parametrar för Stockholms län och Sverige presenterade som frekvensfördelningar. RI95.

Koncentrationer av uppmätta parametrar för Stockholms län och Sverige presenterade som frekvensfördelningar. RI95.

Parameter	Percentil				
	10	25	50	75	90
pH	6,11	6,55	6,83	7,11	7,41
pH:AB	6,60	7,03	7,35	7,66	7,89
Kond. mS/m	1,84	2,68	4,54	9,20	17,40
Kond. mS/m :AB	6,11	10,37	19,20	32,52	42,20
Ca mekv/l	0,070	0,120	0,226	0,457	1,075
Ca mekv/l:AB	0,345	0,597	1,329	2,435	3,053
Mg mekv/l	0,031	0,048	0,080	0,144	0,271
Mg mekv/l:AB	0,111	0,148	0,267	0,429	0,630
Na mekv/l	0,037	0,053	0,087	0,243	0,387
Na mekv/l:AB	0,131	0,192	0,342	0,660	1,118
K mekv/l	0,005	0,008	0,013	0,024	0,051
K mekv/l:AB	0,014	0,021	0,043	0,074	0,106
Alk./Acid mekv/l	0,035	0,092	0,164	0,315	0,842
Alk./Acid mekv/l:AB	0,197	0,456	1,022	1,903	2,641
SO4 mekv/l	0,028	0,041	0,087	0,195	0,344
SO4 mekv/l:AB	0,123	0,161	0,274	0,499	0,705
Cl mekv/l	0,088	0,129	0,282	0,588	1,083
Cl mekv/l:AB	0,016	0,023	0,055	0,225	0,371
F mg/l	0,10	0,12	0,16	0,23	0,30
F mg/l:AB	0,02	0,06	0,11	0,19	0,29
NH4-N µg/l	4	7	12	28	64
NH4-N µg/l:AB	7	12	26	70	132
NO2+NO3-N µg/l	4	9	25	60	163
NO2+NO3-N µg/l:AB	9	16	32	75	221
Tot-N µg/l	232	337	535	847	1219
Tot-N µg/l:AB	545	697	888	1150	1556
Tot.-P µg/l	6	8	11	18	28
Tot.-P µg/l:AB	10	13	20	32	53
Abs F	0,023	0,049	0,097	0,182	0,288
Abs F:AB	0,036	0,054	0,097	0,159	0,256
Si mg/l	0,25	0,65	1,41	2,34	3,45
Si mg/l:AB	0,236	0,522	1,10	1,99	3,39
TOC mg/l	2,9	5,1	7,6	11	15,3
TOC mg/l:AB	7,60	9,02	11,8	15,2	18,6
Al-27 µg/l	7,2	14,6	35	75	145
Al-27 µg/l:AB	4,9	8,0	12	47	117
Fe µg/l	16	41	155	482	1018
Fe µg/l:AB	12	20	61	121	356
Mn µg/l	1,5	4,3	11,9	31	66
Mn µg/l:AB	7,0	9,6	15	28	49
Cu µg/l	0,22	0,33	0,52	1,01	2,58
Cu µg/l:AB	0,30	0,40	0,60	0,93	1,50
Zn µg/l	0,40	0,92	2	3,56	5,63
Zn µg/l:AB	0,40	0,58	0,80	1,93	4,6
Pb µg/l	0,052	0,118	0,248	0,434	0,767
Pb µg/l:AB	0,080	0,107	0,150	0,328	0,570
Cd µg/l	0,004	0,008	0,019	0,044	0,084
Cd µg/l:AB	0,003	0,005	0,006	0,009	0,015

Bilaga A. Koncentrationer av uppmätta parametrar för Stockholms län och Sverige presenterade som frekvensfördelningar.

Parameter	Percentil				
	10	25	50	75	90
Cr µg/l	0,000	0,031	0,132	0,260	0,446
Cr µg/l:AB	0,080	0,217	0,370	0,730	1,10
Co µg/l	0,010	0,020	0,043	0,098	0,190
Co µg/l:AB	0,031	0,060	0,076	0,130	0,180
Ni µg/l	0,08	0,15	0,28	0,55	0,993
Ni µg/l:AB	0,47	0,77	1,52	2,12	3,12
As µg/l	0,32	0,42	0,54	0,76	0,84
As µg/l:AB	0,31	0,41	0,52	0,73	0,86
V µg/l	0,036	0,067	0,150	0,321	0,577
V µg/l:AB	0,160	0,320	0,410	0,593	0,750

Bilaga B

Beräkningsmetoder för kritisk belastning

Beräkningsmetoder för kritisk belastning

Kritisk belastning (Critical Load) är en kvantitativ uppskattning av den belastning från en eller flera föroreningar under vilken inga signifikanta effekter på en specifik, känslig biologisk indikator är sannolik enligt nuvarande kunskap.

Genom jämförelse av värdet för kritisk belastning med aktuell deposition kan ett överskridande (exceedance), som kan medföra skada, kvantifieras.

Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning för försurande ämnen.

Steady state water chemistry model (SSWCM)

För försurande ämnen i ytvatten har ofta "Steady state water chemistry method" använts. Metoden utgår från att en ursprunglig koncentration av baskatjoner beräknas och att en viss koncentration av ANC (syranutraliserande förmåga ~ alkalinitet) skall finnas i vattnet för att biota (biologisk indikator) inte skall skadas. Detta värde benämns kritisk koncentration (ANC_{limit}).

$$CL = (BC_o^* - ANC_{limit})Q$$

där

BC_o^* = icke-marin förindustriell koncentration av baskatjoner

ANC_{limit} = kritisk koncentration av ANC

Q = specifik avrinning

Beräkningen av BC_o^* har skett enligt (Brakke, m.fl. 1990)

$$BC_o^* = BC_t^* - F(SO_4^*_t - SO_4^*_0)$$

$$F = \sin\left(\frac{\pi}{2} [BC_t^*]/S\right)$$

för $BC_t^* = 0,4$ mekv/l och $F = 1$ vid $BC_t^* > 0,4$ mekv/l

där

$$S = 0,4 \text{ mekv/l}$$

$SO_4^*_0 = 0,005 + 0,05 BC^* ANC_{limit}$ har här bestämts till 0,050 mekv/l, d.v.s. det värde som gäller som kriterium för kalkningsbidrag. Eftersom vatten med låg halt av baskatjoner, d.v.s. saltfattiga vatten, förekommer naturligt måste hänsyn tas till detta. Således valdes att minska ANC_{limit} till 75% av BC^* för koncentrationer $< 0,0671$ mekv/l. Försurande svavelsyra kan, enligt detta synsätt, utan skada på biota tillföras sjön ända tills denna koncentration nås. Överskridande av kritisk belastning (exceedance, CL_{ex}) kan beräknas då depositionen av icke marint sulfat är känd $CL_{ex} = CL - SO_4^*_{dep}$ där $SO_4^*_{dep}$ = deposition av icke-marin sulfat (aktuell eller prognostiserad).

Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning för försurande ämnen.

First Order Acidity Balance Model (FAB)

Denna modell inbegriper den försurande effekten av både svavel- och kväveföreningar. Beräkningen baseras på deposition, omvandling och försurande effekter. En mer detaljerad beskrivning finns i Posch m.fl. (1997). Enligt laddningsbalans skall följande villkor gälla:

$$N_{dep} + S_{dep} = fN_{upt} + (1-r)(N_{imm} + N_{den}) + rN_{ret} + rS_{ret} + BC_{le} + Alk_{le}$$

där

Bilaga B. Beräkningsmetoder för kritisk belastning

I marken kan immobilisering i (N_{imm}) och denitrifikation (N_{den}) förekomma. I sjöar kan en retention av N och S ske genom fastläggning i sediment (N_{ret} resp. S_{ret}) och som denitrifikation N_{den} . Utflödet av icke-marina kationer och alkalinitet beskrivs av de två sista faktorerna. För detaljer om de olika processerna hänvisas till ovan nämnda uppsatser.

Den kritiska belastningen beräknas på samma sätt som för Steady state water chemistry model:

$$L_{crit} = Q(BC^*o - ANClimit).$$

Är belastningen för S och N efter de eliminerande processernas verkan lägre än värdet för CL överskrids inte den kritiska belastningen för sjön och dess avrinningsområde (klass N). Vid ett överskridande kan i princip fem olika fall identifieras beroende på om depositionen av S eller N eller bägge överskrider den kritiska belastningen.

Bilaga C

**Klassificering av vattenkemi enligt Bedömningsgrunder
(SNV 1990).**

Klassificering av vattenkemi enligt Bedömningsgrunder (SNV 1990).

Tillståndet ur vattenkemisk synpunkt kan beskrivas med hjälp av Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder. Visserligen bör klassningen baseras på flera provtagningar under olika säsonger. Men eftersom denna rapport främst baseras på riksinventeringen 1995 (RI95) redovisas klassningen utifrån detta stickprov. Klassificering av tillstånd görs i fem klasser:

Aspekt	Tillståndsklass				
	1	2	3	4	5
<i>Näringstillstånd</i>					
Total-P µg/l	=7,5	7,5-15	15-25	25-50	> 50
Total-N mg/l	=0,30	0,30-0,45	0,45-0,75	0,75-1,50	> 1,50
<i>Syretärande ämnen</i>					
TOC mg/l	=5	5-10	10-15	15-20	=20
<i>Ljusförhållanden</i>					
Färgtal	=10	10-25	25-60	60-100	> 100
<i>Surhetstillstånd</i>					
Alkalinitet mekv/l	> 0,5	0,1-0,5	0,05-0,1	0,01-0,05	=0,01
pH	> 7,1	6,8-7,1	6,3-6,8	5,7-6,3	=5,7

Bilaga D

Bottenfauna. Värdering av enskilda vattendrag och sjöar inom RI95.

Bottenfauna. Värdering av enskilda vattendrag och sjöar inom RI95.

I denna bilaga redovisas en fullständig klassificering av de provtagna vattendragen och sjöarna. En kortfattad beskrivning av de olika index som redovisas finns i faktarutan (sidan 73) i avsnittet Bottenfauna. I några fall görs jämförelser med resultat som redovisas av Lingdell och Engblom (1991). De har ofta tagit prover på andra lokaler och dessutom använt en annan teknik vid provtagningen.

Provplatserna betecknas med namn om möjligt, koordinater i Rikets Nät samt en angivelse av namn på huvudavrinningsområde. För sjöar anges också länsstyrelsens sjönummer. Vattendrag mellan två avrinningsområden anges med namnen för de omkringliggande avrinningsområdena.

Vattendrag

Muskån, 654586 162554. Tyresån/Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är Baetis spp. och Chironomidae (89 %). Antalet taxa är ungefär normalt för AB-län medan antalet individer är något lägre än normalt. Av övriga taxa finns några arter av dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera) och nattsländor (Trichoptera) som gör att EPT ligger över medel för Stockholms län.

Lingdell fann 1988 vid sina två provplatser 21 respektive 23 taxa.

Surhetspåverkan

Det norska surhetsindexet visar att pH legat över 5,5 medan de två svenska visar på pH mellan 4,5 och 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT är över medel för AB-län. DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget. Saprobiindex ligger strax under medel för AB-län och även för hela riket

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
MUSKÅN	19	1208	78	6	3	12	316
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
MUSKÅN	1,9	1	3	3	1,96	0,53	2,14
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Långbroån, 654805 159157. Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är märkräftan *Gammarus pulex* och *Chironomidae* (68 %). Antalet taxa liksom antalet individer är mycket under medel för AB-län och även lägre än medelvärdet för hela riket. Förutom de redan nämnda taxa så kan nämnas nattsländorna *Polycentropus flavomaculatus* och gruppen *Limnephilidae*.

Surhetspåverkan

De tre surhetsindexen visar att pH har legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

EPT är ungefär normalt för AB-län. ASPT är däremot lägre än normalt i jämförelse med såväl länet som hela riket medan DFI, som är något över medel för länet, visar på en organisk påverkan av vattendragen.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
654805 159157	14	227	51	4,6	2,5	6	53
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
654805 159157	2	1	7	5	2,53	0,75	4,04
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Skillebyån, 654850 160412. Tyresån/Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är *Baetis rhodani*, *Elmis aenea*, *Limnius volkmari*, *Hydropsyche* (95 %), där skalbaggar *Elmis aenea* och *Limnius volkmari* svarar för nästan hälften av totalfaunan. Antalet taxa är över medel för såväl AB-län som för hela riket. EPT är över medel för AB-län, här svarar nattsländorna för huvuddelen av antalet taxa.

Surhetspåverkan

De tre surhetsindexen visar att pH har legat över 5,5. Taxa som indikerar detta är snäckor och märkräftan *Gammarus*.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT samt DFI visar på svag till måttlig påverkan av eutrofierande ämnen.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
SKILLEBYÅN	29	5917	96	5,1	1,5	11	1655
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
SKILLEBYÅN	1,7	1	13	5	2,63	0,81	5,16
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Saxbroån, 655454 161331 (Kagghamraån). Tyresån/Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* (78 %). Andra grupper av vikt är *Gammarus pulex*, *Elmis aenea* samt nattsländor. Antalet taxa är ganska högt, över medel, men diversitetsindexen är förhållandevis låga.

Lingdell fann som mest 35 taxa vid sina provtagningar i ån.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH har legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en svag organisk påverkan på vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
SAXBROÅN	24	569	72	4,8	2	9	39
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
SAXBROÅN	1,8	1	7	5	1,52	0,39	1,65
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Bränningeån, 655936 160660. Tyresån/Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är *Oligochaeta* (fåborstmaskar), *Hydropsyche pellucidula* och *Chironomidae* (98 %), där *Hydropsyche pellucidula* svarar för hälften av totalfaunan. Antalet taxa är färre än medelvärdet för både AB-län och hela riket.

Vid sin provtagning 1990 fann Lingdell 27 taxa, men endast 12 vid en annan lokal.

Surhetspåverkan

Limnodatas index visar att pH legat över 5,5. Raddums och HMI index visar att pH legat strax under 5,5. Utgående från artsammansättningen så har dock pH sannolikt legat strax över 5,5. Taxa som indikerar detta är bland annat *Gammarus* och *Ephemera*. Anledningen till divergerande resultat från de olika indexen beror på vissa index ser till antalet surhets känsliga taxa medan andra ser till närvaron av surhets känsliga taxa.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en måttlig påverkan av organiska ämnen så även saprobiindexet.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
BRÄNNINGEÅN	11	1004	48	4,8	2,5	4	552
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
BRÄNNINGEÅN	2,3	0,25	5	5	1,85	0,65	2,82
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72

Allmänt

Dominerande taxa är *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex* och *Limnephilus sp.* (78 %) där kräftdjuren och nattsländorna svarar för en lika stor del av totalfaunan. Antalet taxa är lägre än medel för både länet och hela riket.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH legat över 5,5. Grupper som påverkat indexen är snäckor och kräftdjuren.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på organisk påverkan på vattendraget. Antalet syrekrävande taxa i materialet är också lågt och även detta understryker en påverkan av organiska ämnen på vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
LISSMAÅN	15	188	53	4,4	2,5	3	74
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
LISSMAÅN	2,4	1	6	5	2,60	0,77	4,4
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Stormyrabäcken, 656761 164402. Tyresån/Trosaån

Allmänt

Dominerande taxa är *Asellus aquaticus*, *Trichoptera* och *Chironomidae* (61 %). Antalet taxa är under medel för länet och hela landet.

Surhetspåverkan

Surhetsindex visar att pH legat under 5,0. Arter känsliga för lågt pH saknas således.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
STORMYRABÄCKEN	13	922	49	4,9	2,5	5	341
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
STORMYRABÄCKEN	2,5	0,1	0	3	3,03	0,85	6,63
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Gudån, 656766 163676. Tyresån

Allmänt

Dominerande taxa är *Leptophlebia sp.* och *Chironomidae* (74 %). Antalet taxa är större än medel för länet men strax under det för hela riket.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5. Taxa som visar detta är bland annat snäckorna och märkräftan *Gammarus lacustris*.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en måttlig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
656766 163676	22	1328	70	5,4	2	9	400
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
656766 163676	2	1	8	5	2,40	0,66	2,94
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Igelbäcken, 658747 162566. Åkersström/Norrström

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* (63 %). Andra vanligt förekommande taxa är fåborstmaskar och kräftdjur.

Lindell redovisar 23 taxa för provtagning 1990.

Surhetspåverkan

Två av surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget. Även det låga antalet taxa samt det låga värdet på EPT visar på en viss störning av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
IGELBÄCKEN	13	636	38	4,2	2,5	1	4
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
IGELBÄCKEN	2,1	1	6	5	1,81	0,57	2,31
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Ullnaån, 659484 163230. Åkersström/Norrström

Allmänt

Dominerande taxa är *Gammarus sp.*, *Chironomidae* (89 %). Antalet taxa är högt, över medelvärdet för länet och hela riket.

Enligt uppgift har man ”restaurerat” botten vid provplatsen. Vid Lingdells provplats fanns 24 taxa 1988.

Surhetspåverkan

Två av försurningsindexen visar att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget, men med tanke på att EPT är så högt som 8 så är påverkan inte lika stor som den för Igelbäcken.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
ULLNAÅN	27	599	64	4,3	2,5	8	182
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
ULLNAÅN	2	1	10	5	3,26	0,86	6,96
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Näfsån, 660675 163898. Åkersström

Allmänt

Dominerande taxa är *Oligochaeta*, *Gammarus lacustris* och *Nemoura sp.* (66 %). Antalet taxa är färre än medelvärdet för länet och hela riket.

Surhetspåverkan

Två surhetsindex visar att pH legat över 5,5 det tredje indexet visar på ett lägre pH. Ser man till faunans artsammansättning, en stor mängd *Gammarus lacustris*, så bör pH legat över 5;5. HMI-index tar hänsyn till många faktorer och summan av dessa faktorer visar vilket pH som varit rådande. I detta fall får man mer se till faunans artsammansättning.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget. Avsaknaden av dagsländor och det låga värdet på EPT understryker detta.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
NÄFSÅN	16	1311	59	4,2	2,5	3	314
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
NÄFSÅN	2,8	1	4	5	2,85	0,83	5,85
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72

Hargsån, 660715 162236. Norrström

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* (61 %). Antalet taxa är ungefär lika med medelvärdet för länet. Många taxa är dock endast representerade av några få individer.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen antyder att pH legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en organisk påverkan av vattendraget. DFI är över medel för både län och hela riket.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
HARGSÅN	20	326	83	5,5	2,5	10	74
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
HARGSÅN	2,5	0,1	4	4	2,24	0,60	2,52
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Märstaån, 661415 161716. Norrström

Allmänt

Dominerande taxa är *Gammarus pulex*, *Chironomidae* (87 %). Antalet taxa understeg medelvärdet både för länet och hela riket.

Märstaån har mycket varierande kvalitet, således fann Lingdell mellan 4 och 27 taxa vid 4 olika lokaler 1988.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen anger att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT, DFI visar på en måttlig organisk påverkan av vattendraget. Låga värden på diversitetsindexen och endast två taxa i EPT -indexet visar också på en störning av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
MÄRSTAÅN	9	762	38	4,2	2,5	2	8
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
MÄRSTAÅN	2	1	6	5	1,61	0,60	2,53
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Lillån, 661447 163567. Åkersströmmen

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* (30 %). Lillån är ett tämligen artrikt vattendrag, över medel såväl för länet som för hela riket. Få taxa förekommer i större antal, vilket avspeglas i höga diversitetsindex.

Surhetspåverkan

Surhetsindex visar att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar endast på en svag till måttlig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
LILLÅN	27	400	106	5,6	1,5	9	80
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	NIVA.I	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
LILLÅN	2	1	8	5	3,54	0,87	7,52
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Rialaån, 661547 165277. Norrtäljeån/Åkersström

Allmänt

Dominerande taxa är *Gammarus pulex* och *Chironomidae* (90 %), varav *Gammarus* svarar för mer än hälften av totalfaunan. Av övriga grupper som finns i ”större” antal kan nämnas nattsländor, vilka är representerade med sex taxa.

Surhetspåverkan

De tre surhetsindexen anger att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT visar på en måttlig organisk påverkan, medan DFI antyder en kraftigare organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
661547 165277	18	970	73	5,6	2,5	12	70
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	NIVA.I	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
661547 165277	2	1	6	5	1,617	0,551	2,23
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Å från Limmaren, 662917 166470. Norrtäljeån/Åkersström

Allmänt

Dominerande taxa är *Asellus aquaticus* och *Chironomidae* (66 %). Individantalet är lågt och antalet taxa är lägre än medeltalet för länet och hela riket.

Surhetspåverkan

Två av surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

Ett lågt värde på ASPT och ett högt värde på DFI indikerar en kraftig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
662917 166470	15	80	43	3,6	3	3	3
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
662917 166470	2,7	1	3	5	2,559	0,756	4,1
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Malstaån, 663085 166057. Norrtäljeån

Allmänt

Dominerande taxon är *Chironomidae* (90 %). Av övriga taxa kan nämnas nattsländor, vilka är representerade med fyra taxa, samt märkräftan *Gammarus pulex*.

Även Lingdell fann *Chironomidae* som dominerande taxon, det totala antalet taxavar 24-25 vid två lokaler.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI anger en måttlig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
MALSTAÅN	17	10864	61	5,1	2,5	6	416
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	NIVA.I	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
MALSTAÅN	1,9	1	7	5	0,822	0,197	1,25
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Ältaån, 663767 164850. Broströmmen

Allmänt

Dominerande taxa är *Baetis spp.* och *Chironomidae* (57 %). Antalet taxa, liksom även diversitetsindexen, är större än medelvärdet för länet. Förutom *Baetis* och *Chironomidae* kan nämnas att skalbaggar och nattsländor är välrepresenterade.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en måttlig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
663767 164850	22	4580	85	5	2	8	1440
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
663767 164850	1,7	1	10	5	3,09	0,80	4,9
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Söderängsån, 664465 165063. Skeboån

Allmänt

Dominerande taxa är *Heptagenia sulphurea*, *Leptophlebia sp.* och *Chironomidae* (70 %). Antalet taxa är mycket högre än medel för länet och för hela riket så även Shannons diversitetsindex. Individtätheten är också större än medel för länet och för hela riket. Dagsländor och nattsländor svarar för en stor del av individtätheten.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en måttlig organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
SÖDERÄNGSÅN	30	3456	109	5,2	2	13	1840
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	NIVA.I	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
SÖDERÄNGSÅN	1,9	1	8	5	2,73	0,789	4,69
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Gåsviksån, 665069 166983. Skeboån/Broströmmen

Allmänt

Dominerande taxa är *Asellus aquaticus* och *Chironomidae* (83 %) där *Asellus aquaticus* svarar för 75 procent av totalfaunan.

Surhetspåverkan

Två av surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på en kraftigare organisk påverkan av vattendraget, liksom bland annat den stora andelen av *Asellus aquaticus* och ett lågt värde på EPT.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
665069 166983	21	886,44	74	4,4	2,5	3	24,03
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
665069 166983	2,8	1	3	5	1,45	0,42	1,72
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Å från Bornan, 665523 166737. Skeboån/Broströmmen

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* (76 %). Antalet taxa är ungefär normalt för länet, men lägre än det för hela riket. Antalet individer i provet är påtagligt lågt i förhållande till övriga vattendrag, 410 mot 1722 för länet.

Surhetspåverkan

Två av surhetsindexen visar att pH ej legat under 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT visar på en måttlig organisk påverkan av vattendraget medan DFI visar på en något kraftigare påverkan.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
665523 166737	19	410	78	5,6	2,5	10	57
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
665523 166737	2,4	0,25	2	5	1,58	0,41	1,7
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Gråskaån, 666752 165413. Olandsån/Skeboån

Allmänt

Dominerande taxa är *Nemoura sp.* och *Simuliidae* (68 %). Antalet taxa högre än medelvärdet för länet och för hela riket. EPT(T) liksom diversitetsindexen är över medel för länet. De taxa som dominerar EPT är nattsländorna och två arter dagsländor.

Lingdell fann 38 taxa vid sin provplats.

Surhetspåverkan

Surhetsindexen visar att pH legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT visar på en måttlig organisk påverkan, medan DFI, beroende bland annat på den förhållandevis stora mängden *Asellus aquaticus*, visar på en något kraftigare organisk påverkan av vattendraget.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
GRÅSKAÅN	26	1244	95	5,3	2,5	8	364
Medel AB-län	19,4	1722	69	4,9	2,36	7	378
Medel Sverige	23,2	1596	99	5,9	1,7	12,2	530

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
GRÅSKAÅN	2,4	1	6	5	2,56	0,73	3,78
Medel AB-län	2,17	0,85	5,9	4,77	2,28	0,65	3,72
Medel Sverige	2,03	0,86	5,8	4,7	2,69	0,72	5,09

Sjöar

Frösjön 654832 158701. 63000-041 Södertälje kn.

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* till nästan 100 procent, övriga taxa av betydelse är *Oligochaeta* och *Ephemeroptera*. Totalt sett finns få taxa och ett lågt antal funna individer, det lägsta antalet för sjöarna i AB-län.

Surhetspåverkan

Två surhetsindex visar att sjön saknar surhets känsliga taxa.

Organisk/eutrofierande påverkan

Danskt fauna index (DFI) och ASPT visar på svag organisk påverkan, men med tanke på det låga antal taxa indexet baserar sig på bör inga långtgående slutsatser dras.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
FRÖSJÖN	10	113	44	5,5	2	4	4
Medel AB-län	19,5	982	85	5,35	2,25	7,25	227
Medel Sverige	15,8	696	69	5,6	2,4	6,25	221

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
FRÖSJÖN	1,6	0,1	1	3	0,74	0,21	1,27
Medel AB-län	2,3	0,59	7	4,5	2,31	0,63	3,93

Rösjön, 654893 159467. 63000-034 Södertälje kn.

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae* och *Asellus aquaticus* (48 %). Stationen har fler taxa och är individrikare än Frösjön, särskilt inom djurgrupperna dagsländor, skalbaggar och nattsländor.

Surhetspåverkan

Två surhetsindex visar att pH har legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

DFI och ASPT antyder ingen påtaglig organisk påverkan på sjön.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	DFI	EPT(T)	EPT(N)
RÖSJÖN	21	400	97	5,1	2	6	80
Medel AB-län	19,5	982	85	5,35	2,25	7,25	227
Medel Sverige	15,8	696	69	5,6	2,4	6,25	221

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
RÖSJÖN	2,4	0,25	8	5	3,39	0,86	7,3
Medel AB-län	2,3	0,59	7	4,5	2,31	0,63	3,93
Medel Sverige	2,2	0,64	4,3	4,26	2,06	0,62	3,44

Rimbo-Långsjön, 662674 164394. 59000-021 Norrtälje kn.

Allmänt

Dominerande taxa är *Asellus aquaticus* och *Chironomidae* (67 %). Övriga djurgrupper representerade med mer än en art är dagsländor och nattsländor. Stationen är den artrikaste av sjöarna i AB-län, 27 taxa jämfört med medelvärdet för de fyra sjöarna som är 19,5.

Fyra individer av den hänsynskrävande märkräftan *Gammarus lacustris* påträffade.

Surhetspåverkan

Alla tre indexen visar att pH har legat över 5,5.

Organisk/eutrofierande påverkan

ASPT och DFI visar på ungefär samma värden som Frösjön och Rösjön.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	Danskt f.I	EPT(T)	EPT(N)
LÅNGSJÖN	27	790	103	5,2	2	13	134
Medel AB-län	19,5	982	85	5,35	2,25	7,25	227
Medel Sverige	15,8	696	69	5,6	2,4	6,25	221

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
LÅNGSJÖN	2,7	1	12	5	2,77	0,71	3,43
Medel AB-län	2,3	0,59	7	4,5	2,31	0,63	3,93
Medel Sverige	2,2	0,64	4,3	4,26	2,06	0,62	3,44

Tomtsjön, 663540 166895. 57058-075 Norrtälje kn.

Allmänt

Dominerande taxa är *Chironomidae*, *Caenis spp.* och *Asellus aquaticus* (88 %). Den individrikaste sjön i materialet från AB-län, dock med ett fåtal taxa som dominerar kraftigt.

Surhetspåverkan

De tre surhetsindexen visar att pH legat över 5,5. Taxa som här påverkar surhetsindexen är bland annat olika arter av snäckor, dagsländan *Caenis* och märkräftan *Gammarus lacustris*.

Organisk/eutrofierande påverkan

DFI visar på kraftigare organisk påverkan på denna sjö än på de övriga. ASPT ligger strax över medel för AB-län.

Område	Antal taxa	Antal ind.	BMWP	ASPT	Danskt f.I	EPT(T)	EPT(N)
TOMTSJÖN	20	2624	96	5,6	3	6	688
Medel AB-län	19,5	982	85	5,35	2,25	7,25	227
Medel Sverige	15,8	696	69	5,6	2,4	6,25	221

Område	Saprob.I	Raddum	HMI	Limnod.	Shannon I	Simpson Dom.	Simpson Div.
TOMTSJÖN	2,5	1	7	5	2,37	0,73	3,72
Medel AB-län	2,3	0,59	7	4,5	2,31	0,63	3,93
Medel Sverige	2,2	0,64	4,3	4,26	2,06	0,62	3,44

Länsstyrelsens rapportserie

Tidigare utkomna rapporter under 1998 och 1999

1998

01. Tillsyn över vårdverksamhet, *socialenheten*
02. Bostadssubventioner, helårsöversikt 1997, *bostadsenheten*
03. De nya utvandrarerna? *enheten för regional utveckling*
04. Årsrapport om socialtjänsten 1997, *socialenheten*
05. Länsplan för regional transportinfrastruktur 1998–2007, *planenheten*
06. 1997 års tillsyn över socialtjänsten och alkoholområdet, *socialenheten*
07. Konkurrensen vid kommunal livsmedelsupphandling, *rättsenheten*
08. Uppföljning och utvärdering av miljöskyddstillsynen, *miljöenheten*
09. Länsstyrelsens arbete med kust och skärgård, *planenheten*
10. En uppföljning av ändringar i socialtjänstlagen, *socialenheten*
11. Utökad tillsyn av särskilda boendeformer för äldre, *socialenheten*

1999

01. 1998 års tillsyn över socialtjänsten och alkoholområdet, *socialenheten*
02. Tillsyn över särskilda boendeformer för äldre, *socialenheten*
03. Tillsyn över enskild vårdverksamhet, *socialenheten*
04. Tillstånd och strategiska frågor, *länsstrafikberedningen*
05. Bostadssubventioner, helårsöversikt 1998, *bostadsenheten*
06. Årsrapport om socialtjänsten 1998, *socialavdelningen*
07. Operation Kvinnofrid International, *jämställdhetsenheten*
08. Kompetensbroar i Kanada och USA, *avdelningen för regional utveckling*
- 09a. Stockholmsregionen centrum i Östersjöområdet, *avdelningen för regional utveckling*
- 09b. Bilaga 1. Temarapporter. 09c. Bilaga 2. Underlagsrapport och seminarier med Öst-inriktning
10. Löwenströmska trädgården i Vaxholm, *kulturmiljöenheten*
11. ”Invandrarprojekt” för ökad tillväxt, *avdelningen för regional utveckling*
12. Kvicksilverprojektet i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*
13. Länsstyrelsen inför miljöbalken, *miljö- och planeringsavdelningen*
14. Provfiske i åtta sjöar i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*
15. Hur mår sjöarna i länet?, *miljö- och planeringsavdelningen*

Rapporten ”Hur mår sjöarna i länet?” presenterar resultatet från 1995 års riks- och länsinventering av sjöar och vattendrag i Stockholms län.

Rapporten beskriver geografiska och tidsmässiga variationer i sjöar och vattendrag när det gäller försurningsläge, näringstillstånd, metaller och delar av den biologiska mångfalden. Totalt har 269 sjöar undersökts.

Resultaten från inventeringen är tänkt att användas som beslutsunderlag för regionalt mål- och åtgärdsarbete.