

Vattenkemi i sjöar i Abiskoområdet - en jämförelse mellan åren 1981 och 1994

Författare: Uno Strömberg
Kartritare: Aina Almqvist
Omslagsteckning: Aina Almqvist
Tryck: Länsstyrelsens tryckeri, januari 1996.
Upplaga: 100 ex.

ISSN 0283-9636

Länsstyrelsen i Norrbottens län
Telefon: 0920-96 000
Postadress: 971 86 Luleå
Besöksadress: Stationsgatan 5

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Inledning	7
Försurningskänsliga vatten	7
Allmänt om sjöarna och berggrunden	8
Material och metoder	10
Resultat och diskussion	11
Färg	11
Ledningsförmåga	12
Surhetstillstånd	13
Lite om sulfatjonen	14
Anjondeficit	15
Alkalinitet och pH	17
Latnjajaure - en referens	18
Försurningspåverkan	20
Näringstillstånd	24
Fosfor	24
Kväve	25
Tungmetaller	26
Slutsatser	28
Referenser	29
Bilagor	
1) Analysmetoder	
2) Analysresultat	
3) Karta: pH	
4) Karta: Alkalinitet	
5) Karta: Sulfat	

Sammanfattning

I augusti 1994 genomförde Länsstyrelsen en vattenkemisk undersökning i Abiskoområdet. Syftet var att göra en liknande undersökning som den som utfördes 1981 för att kunna följa upp fjällsjöarnas status och upptäcka eventuella indikationer på försurning.

Ytvattenprov (0,5 m) togs från sammanlagt 72 sjöar varav 54 även ingick 1981. Temperatur, färg, pH, alkalinitet, konduktivitet, jonbalans, närsalter och metaller analyserades. Olika beräkningsmodeller användes för att göra en jämförelse av försurningstillståndet mellan de båda undersökningsåren.

1994 var samtliga sjöar svagt eller obetydligt färgade och majoriteten (58%) hade svag eller mycket svag buffertkapacitet. 57% hade ett pH-värde högre än 6,8 och 24% låg under 6,3. Alla sjöar kunde betecknas som näringsfattiga eller mycket näringsfattiga. Dessa parametrar har i stort inte förändrats jämfört med 1981.

Resultatet av jämförelserna mellan de båda undersökningstillfällena visar att sjöarnas vattenkemi ur försurningsperspektiv såg bättre ut 1994. Med de beräkningsmetoder som användes kunde fler sjöar klassas som icke försurningspåverkade och färre klassas som starkt eller mycket starkt påverkade.

De faktorer som positivt har påverkat 1994 års resultat är bl a att sulfat- och baskatjon- halten generellt sett var lägre än vid undersökningen år 1981. Minskningen av sulfathalten i sjöarna beror förmodligen på att sommaren 1994 var nederbördsfattigare, vilket minskade depositionen av sulfat från atmosfären.

Försurningssituationen i Abiskoområdet verkar generellt sett vara stabil, men faktum är att majoriteten av sjöarna är mycket försurningskänsliga. En högre belastning av försurande ämnen kan leda till en drastisk försämring av vattenkvalitén och därmed sämre livsbetingelser för de vattenlevande organismerna.

Inledning

I augusti 1981 genomförde Länsstyrelsen i Norrbottens län tillsammans med naturvårdsverkets limnologiska undersökningslaboratorium (NLU) en limnologisk undersökning av sjöar i Abiskoområdet. Syftet var bl a att skapa sig en bild av försurningstillståndet i de högst belägna fjällsjöarna. Intresset riktades då till det sura

atmosfäriska nedfallets påverkan på vattenkemin i dessa jonsvaga sjöar. I augusti 1994, dvs 13 år senare utförde Länsstyrelsen en uppföljande undersökning vars huvudsakliga syfte var att inskaffa information om det nuvarande försurningsläget för att kunna göra en jämförelse med resultaten från 1981. Har tillståndet försämrats? Har det förbättrats? Åt vilket håll pekar det åt? Undersökningen planerades och utfördes av Lars Lindqvist, länsstyrelsens miljöenhet.

Försurningskänsliga vatten

Sjöar och vattendrag kan vara olika känsliga för tillförsel av försurande ämnen. Flera faktorer påverkar känsligheten:

☒ Den viktigaste faktorn är markens förmåga att neutralisera den sura nederbörden. Denna förmåga är störst i områden med kalkrika och lättvittrade berg- och jordarter. Även jordlagrens djup och markpartiklarnas grovlek spelar en avgörande roll.

Flertalet av sjöarna i det undersökta området ligger på kalfjället där jordlagren är tunna eller obefintliga. Vittringsprocesserna i berggrunden går dessutom långsammare i det kallare klimat som råder där. Detta medför att nederbörden kan rinna ut i närliggande sjöar och vattendrag utan att nämnvärt ha neutraliserats.

☒ Avrinningens omfattning och intensitet är också av vikt. Där nederbörden är riklig sker en snabb ytavrinning och en stor del av vattnet hinner helt enkelt inte tränga in i jordlagren och neutraliseras av de kemiska processer som pågår där. Topografin spelar även en viktig roll. I kuperad terräng är avrinningen snabbare än i låglänta områden.

I fjällen är snömängderna ofta stora och vårflödena i samband med snösmältningen blir så kraftiga att surstötarna blir mycket påtagliga i mindre sjöar och vattendrag. Dessutom sker avrinningen av smältvatten ofta på tjälad mark, vilket innebär avsevärt försämrad markinfiltration.

☒ Mindre sjöar med kort omsättningstid är i allmänhet känsligare för syratillförsel än större sjöar där effekten av sura ämnen dämpas genom utspädning.

De högt belägna fjällsjöarna har i regel små tillrinningsområden och därmed lång omsättningstid. Dessa sjöar kan ändå vara känsliga eftersom de är jonsvaga och det tillrinnande vattnet har kort väg till sjön och hinner därför ofta inte neutraliseras i någon högre

grad. I små tillrinningsområden faller dessutom en relativt stor del av nederbörden direkt på sjöytan.

Sammanfattningsvis är det alltså de små och högst belägna sjöarna i ett vattensystem som kan drabbas först av försurning om belastningen av sura ämnen blir för stor. Därför är det av yttersta vikt att fjällsjöarnas försurningssituation övervakas.

Allmänt om sjöarna och berggrunden

Sjöarnas namn, position och höjdläge framgår av figur 1 och tabell 1. För sjö 18 används det nya namnet Kärkevaggepadajaure och inte Rissajaure som i 1981 års undersökning. De ligger alla inom höj dintervall 348 till 1344 m. Inga lodningar eller bestämningar av sjöarnas och deras nederbördsarealers storlek gjordes. Arealen för de flesta sjöarna kan sägas ligga inom 20 till 50 ha, deras största djup varierar mellan 10 och 50 m och deras nederbördsområden omfattar 1 till 5 km² (Nauwerck, 1983).

De båda undersökningarna har 54 sjöar som är gemensamma och i den senare har 18 nya tillkommit. De nya sjöarna ligger dels i områden norr och väster om Torneträsk, dels i ett område söder om Alesjaure.

De 18 nya sjöarnas position medför att undersökningsområdet ökar i omfång i både nordlig och sydlig riktning jämfört med 1981. Området avgränsas i söder av Räitatjåkkomassivet, i öster av en linje från Kebnekaise till Kaisepakte vid Torneträsk, i norr och i väster av norska gränsen (Fig. 1). Geologiskt består stora områden som Pallemtjåkko- och Mårmatjåkko-massiven av amfibolit och diabas. Ett stort glimmerskifferområde sträcker sig från Abisko mot Vassitjåkko, granit dominerar i dalgången mellan Torneträsk och Riksgränsen samt längs norska gränsen, och i Abiskojokks avrinningsområde består berggrunden av hårdskiffer. Mellan Håjkanvagge och Valfojokk är sura och basiska eruptiva bergarter förhärskande. Kalkrika bergarter finns i norr vid Vadjetjåkko, i nordvästra hörnet av Torneträsk samt runt glimmer-skifferområdet väster om Abisko. Berggrunden norr om Torneträsk utgörs av en mosaik av olika skiffertyper med inslag av kalkrika bergarter.

Figur 1. Sjöarnas position i undersökningsområdet.

Tabell 1. Sjöarnas namn, position och höjd över havet.

Nr	Namn	X	Y	Höh m	Nr	Namn	X	Y	Höh m
1	H.382	758793	162828	382	37*	Jåkahismuotkejaure	755131	159252	975
2	Vuoskojaure	758801	163578	348	38*	H.1009	755502	159630	1009
3*	Tuoptejaure	759100	164385	755	39*	H. 1138	755722	159910	1138
4*	Tjuonjajaure	759714	163493	808	40*	H. 1176	756062	159622	1176
5*	Vaimujaure	759918	163463	793	41*	Kalanjaure	756235	159587	996
6*	Käivujaure	760404	163031	843	42*	H. 1087	755946	160080	1087
7	Tjietnjalisjaure	760075	161947	371	43	H.1228	756328	160061	1228
8	Vuolep Njuorajaure	760384	160733	426	44	Pajep Snarapjaure	756578	160264	1040
9	H.455	760324	160521	455	45	Tjälmeriepejaurasj	756526	160600	1114
10	Kanisjaure	760288	160336	456	46	H.1140	757493	162526	1140
11	Pajep Njuorajaure	760276	160273	435	47	Tjuonajaure	758013	162954	950
12	Japmajaure	760524	159861	484	48	Suourojaure	757946	163613	993
13*	H.455	760283	160097	455	49	H.865	758176	163677	865
14*	H.500	760100	160037	500	50	H.1045	757895	161951	1045
15	Katterjaure	759118	159518	697	51	Abiskojaure	758208	161749	487
16	Namnlös	759149	160150	1110	52	Vuolemus Kårsavaggejaure	758522	161441	670
17	Kärkevaggepadjaure	759038	160413	815	53	Latnjajaure	758677	161050	981
18	Namnlös	758980	160680	1300	54	Pajemus Kårsavaggejaure	758512	161077	696
19	H 1173	758970	160815	1173	55	H.1050	758225	160572	1050
20	H1235	759020	161190	1235	56	Namnlös	758465	160370	1055
21	Namnlös	759375	161122	902	57	H.1115	758502	160320	1115
22	Namnlös	759475	161562	547	58	Häikanjaure	758203	160308	847
23	Vuolep Njakajaure	758610	162250	409	59	H.872	758396	159987	872
24*	Namnlös	756226	161010	910	60	Tåssakenpadajaure	758457	159595	784
25*	H.846	756127	161207	846	61	Kärpeljaure	757971	160085	1005
26*	Namnlös	"755810"	"160880"	1055	62	Tåtnjaranjaure	757780	160234	970
27*	H.1187	755730	160853	1187	63	Valfojaure	757590	160143	835
28*	H.1235	755103	160838	1235	64	H.946	757690	159920	946
29*	Vasalåmejaure	755072	162089	925	65	H.1016	757940	159734	1016
30	H.1344	755315	161776	1344	66	Namnlös	757309	159768	1010
31	Vasapadajaure	755449	161876	1182	67	Snarapjaure	757202	160312	650
32	H.1245	755586	162949	1245	68	Kamajaure	757244	160762	609
33	H.1298	755877	162473	1298	69	H.853	757601	160559	853
34	H.1304	756193	162299	1304	70	Tjamojaure	757676	160874	860
35	H.1257	756353	161901	1257	71	Åparasjaure	757844	160877	766
36	H.1092	756687	161348	1092	72	Påtjujaure	757977	161234	802

* Ny sjö (Ingick ej 1981)

Material och metoder

För att få ett jämförbart resultat utfördes undersökningen från 1994 under samma period som den från 1981, dvs under augusti månad.

I undersökningen från 1994 ingick analyser av tungmetaller vilket det inte gjorde 1981.

Sålunda kunde ingen jämförelse göras av metallhalter. Siktdjup, permanganatförbrukning och

biologiska variabler såsom klorofyllhalt, fyto- och zooplankton ingick inte i 1994 års undersökning.

Liksom 1981 användes 1994 en helikopter vid provtagningen. Vattenproven togs i mitten på sjön med hjälp av en Ruttner-hämtare på ca 0,5 m djup. Temperaturen avlästes direkt vid provtagningen. Proverna analyserades därefter med avseende på PO₄-P, total-P, NO₃-N och total-N (Svelab, Luleå) samt Ca, Mg, Cl, SO₄, Na, K, Si, Fe, Mn, S, Sr, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb och Zn (SGAB Analys, Luleå). Övriga analyser, pH, färg, alkalinitet och konduktivitet, gjordes på länsstyrelsens laboratorium. Analysmetoder redovisas i bilaga 2.

Samtliga resultat diskuteras med utgångspunkt från naturvårdsverkets klassning av vattenkvalitet i Allmänna råd 90:4 - Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Resultat och diskussion

Färg

Vattenfärgen är ett mått på lösta organiska ämnen i vattnet som i princip är lika med humusinnehållet. Vattnets färg är bl a beroende av avrinningsområdets naturtyp. En sjö som avvattnar ett skogs- eller myrområde har ett större humusinnehåll och därmed mer färgat vatten än t ex en fjällsjö. I tabell 2 är sjöarnas färgtal sammanställt.

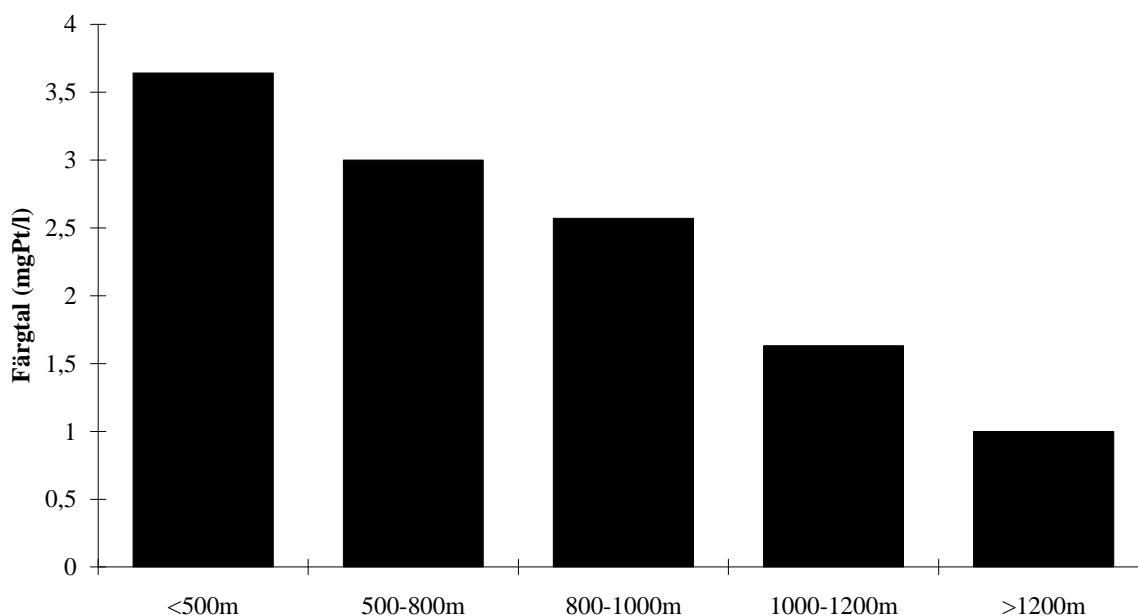
Tabell 2. Sjöarnas färgtal, 1981 och 1994.

	Färgtal (mgPt/l)	Antal sjöar 1981	Antal sjöar 1994
Obetydligt färgat vatten	<10	47	52+18
Svagt färgat vatten	10-25	6	2
Måttligt färgat vatten	25-60	0	0
Betydligt färgat vatten	60-100	0	0
Starkt färgat vatten	>100	0	0

Samtliga sjöar hade ett obetydligt eller svagt färgat vatten. Alla de 18 nya sjöarna var obetydligt färgade. De mest färgade vattnen fanns på de lägsta höjderna, dvs runt 400 möh i björkskogsregionen (Bilaga 2, sida 1).

Vid gruppindelning av sjöarna med hänsyn till deras höjdläge kunde ett avtagande av medelfärgtalet med ökande höjd konstateras (Fig. 2). Undantaget var sjö 49 som ligger på 865 möh och hade 10 mgPt/l, vilket kan förklaras med de höga järn- och manganhalterna (bilaga

2, sida 11). 1981 var den tillsammans med sjö 47 de sjöar som hade relativt högt färgtal för det höjdintervallet (800-1000 m).



Figur 2. Sjöarnas medelfärgtal vid olika höjdintervall i augusti 1994.

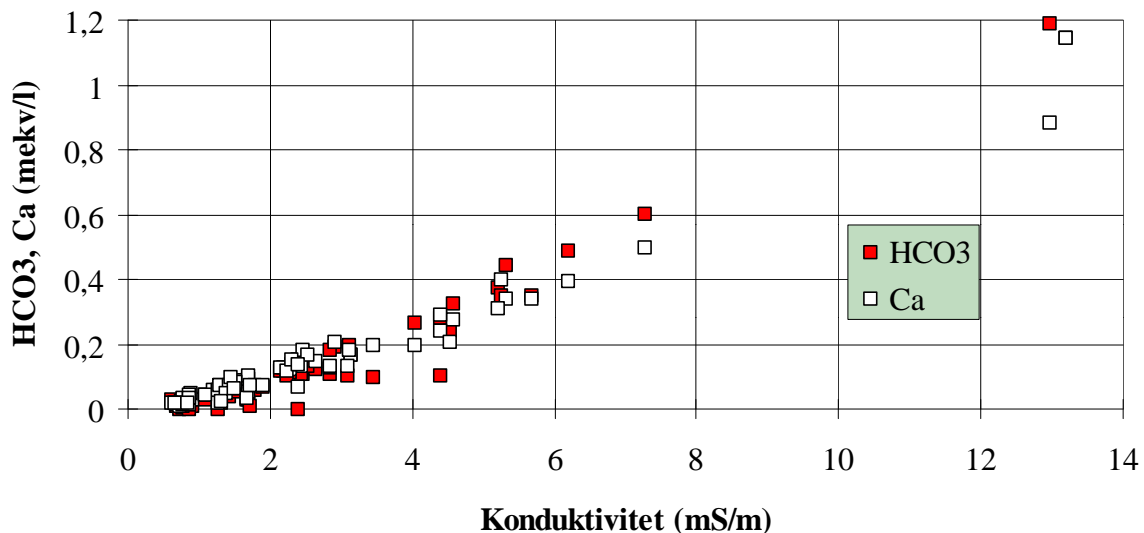
Färgtalet hade sjunkit 1994 för alla de sex sjöar som 1981 hade svagt färgat vatten. Endast två av dessa sjöar, 2 och 49, kunde fortfarande klassas som svagt färgade (Tab. 1). Denna sänkning beror förmodligen på att sommaren 1994 var betydligt nederbördsfattigare än 1981 vilket innebär en lägre tillförsel av organiska ämnen till sjöarna.

Ledningsförmåga

Ledningsförmågan eller konduktiviteten är ett mått på totalmängden lösta joner i vattnet. Negativt laddade joner kallas för anjoner och positivt laddade för katjoner. Det råder alltid balans mellan dessa. Majoriteten av dessa joner utgörs av Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} och Cl^- vilka gemensamt kallas för de större konstituenterna. Ämnen som N, P, Fe, Mn, Si m.m benämns som de mindre konstituenterna. Ju högre joninnehållet är desto högre blir lednings-förmågan.

De flesta sjöar i området hade låg konduktivitet (<3 mS/m) vilket är naturligt för fjällsjöar. Höga värden kunde kopplas till mer lättvittrad och kalkrik berggrund. Sjö 22 (namnlös) och 23 (Vuolep Njakajaure) noterade de högsta värdena på 13,2 respektive 13,0 mS/m, vilket är extremt högt för Norrbottens sjöar. Sjöarna 7, 9, 10, 11 och 12 som ligger norr och väster om Torneträsk på kalkrik mark hade alla relativt hög konduktivitet (Bilaga 2, sida 1).

I merparten av sjöarna dominerar jonerna HCO_3^- (\approx alkaliniteten) och Ca^{2+} , vilket är vanligt där berggrundspåverkan är stor. Följden blir att konduktiviteten är starkt korrelerad med dessa jonhalter (Fig. 3). I de sjöar som klart avviker från mönstret, t ex sjö 16 (namnlös), 18 (namnlös), 31 (Vasapadajaure), 32 (H 1245) och 33 (H 1298) dominerar istället SO_4^{2-} eller Cl^- (Bilaga 3).



Figur 3. Konduktiviteten avsatt mot alkaliniteten och Ca, augusti 1994.

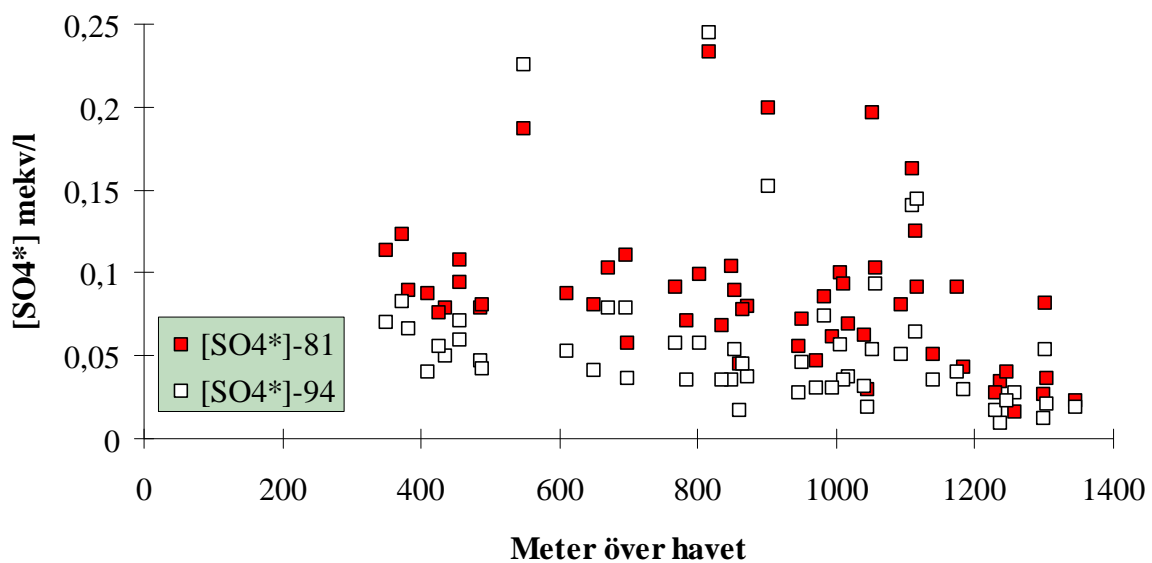
Jämfört med 1981 hade konduktiviteten minskat i de flesta sjöar (Bilaga 2, sida 1). En mindre mängd nederbörd under sommaren 1994 talar istället för att en ökning borde skett eftersom jonerna då inte späds ut i lika hög grad. I alla sjöar utom för något undantag var däremot halterna av Cl och Na lika eller många fall något högre jämfört med 1981. Detta kan förklaras med områdets närhet till Norska havet och att "sea spray" för dessa joner in över fjällkedjan.

Surhetstillstånd

I inledningen beskrevs olika orsaker till att högt belägna sjöar i fjällkedjan är mer känsliga för ett förhöjt tillskott av försurande ämnen. Det är dock viktigt att påpeka att en sjö som har ett lågt pH inte behöver vara antropogent försurad. Den kanske är naturligt sur. I dessa högt belägna sjöar är ofta vattenkemin helt beroende av berggrunden och om den är av en sur och svårvittrad typ avspeglas detta i vattnet med en låg alkalinitet och lågt pH. En antropogen försurning skulle i dessa områden endast bero på surt nedfall från atmosfären eftersom inget annat påverkar.

Lite om sulfatjonen

Det antropogena tillskottet av sulfat i mark och vatten kommer från mänskliga aktiviteter som avger svavel. Svaveldioxid bildas bl a vid förbränning av fossila bränslen och i luften bildas svavelsyra efter reaktion med vatten. Svavelsyran når mark, sjöar och vattendrag framför allt via nederbörd, men även genom dim- och torrdeposition. Svavelsyra bildas dock även vid oxidation av svavelhaltigt mineral, vilket är en naturlig process. En del sulfat är dessutom av marint ursprung, men dessa joner för inte med sig vätejoner och bidrar därmed inte till försurningen. Då depositionen av den "sura" sulfatjonen är störst i sydvästra Sverige har många sjöar blivit kraftigt försurade i den delen av landet. Svaveldepositionen över landet har minskat på senare tid, men överskrider fortfarande den kritiska belastningen för Norrbotten som är, beräknad med dagens kunskap, $0,25 \text{ g/m}^2$.

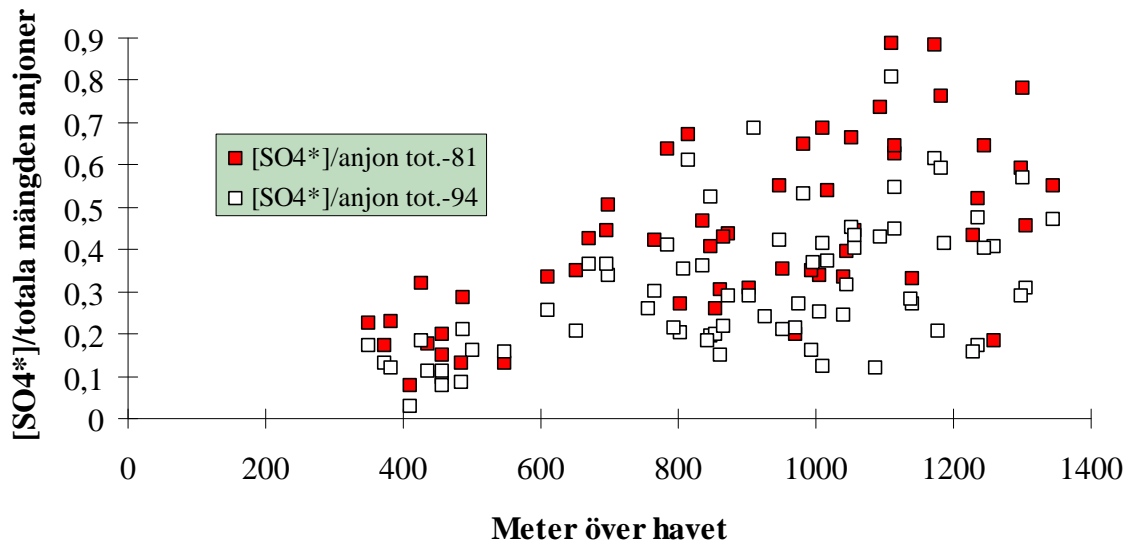


Figur 4. Halten icke marin sulfat $[SO_4^*]$ (mekv/l) avsatt mot höjden över havet, augusti 1981 och 1994.

Vädret i fjällen är ofta grått och nederbördsrikt och ju högre upp man är desto rikligare blir nederbörden. Även om det inte regnar eller snöar så är högre fjäll ofta insvepta i moln och här spelar dimdepositionen en stor roll. Generellt så minskar konduktiviteten med ökande höjd och i dessa jonsvaga sjöar kan sulfatbelastningen lätt bli för stor. Om man avsätter halten icke marin sulfat $[SO_4^*]$ (beräkningsmetod se Rutan s 15) mot höjden visar det sig att halten avtar med höjden (Fig. 4). Även om depositionen av sulfat per ytenhet är större högre upp, blir ändå

utspädningen pga den stora mängden nederbörd så betydande att halten minskar med ökande höjd. Figur 4 visar även att halten sulfat i allmänhet var lägre 1994 än 1981.

Om istället andelen icke marin sulfat av den totala mängden anjoner ($[SO_4^*]/\sum [HCO_3^-] + [SO_4^{2-}] + [Cl^-] + [NO_3^-]$) avsätts mot höjden i en graf får man en annan bild (Fig. 5).

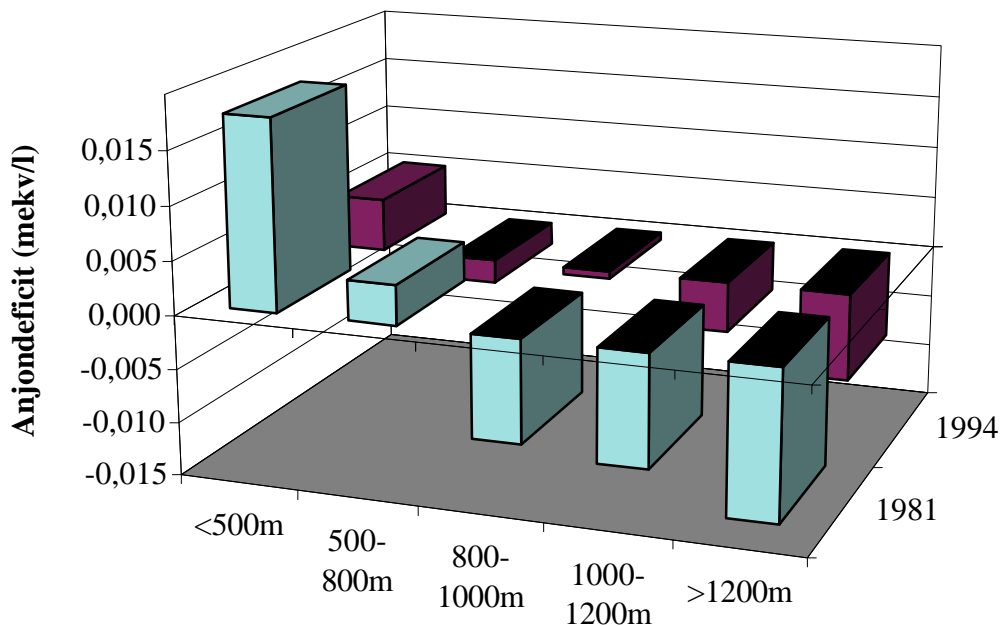


Figur 5. Andelen icke-marin sulfat $[SO_4^*]$ av totala mängden anjoner avsatt mot höjden över havet, augusti 1981 och 1994.

Andelen sulfat tenderar att öka med höjden, vilket skulle kunna betyda att den antropogena sulfatbelastningen är större på högre höjd. Variationen är dock stor, vilket beror på att sjöarnas anjoninnehåll och konduktivitet är olika. Detta i sin tur beror sannolikt på att de geokemiska förhållandena varierar för sjöar på samma höjd.

Anjondeficit

Som tidigare nämnts råder det alltid balans mellan kat- och anjoner i ett vatten. När man tittar på jonbalansen räknar man dock inte med de organiska anjoner (t ex humus) som tillförs sjön från marken. Halten organiska anjoner (= anjondeficit) räknas fram som skillnaden mellan summan av halten katjoner ($Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + H^+ + NH_4^+$) och summan av halten anjoner ($NO_3^{2-} + SO_4^{2-} + HCO_3^{3-} + Cl^-$) (enhet = mekv/l). Med tanke på att vattnet generellt innehåller mycket lite organiskt material och att syrgashalten är hög vid den tiden på året som proverna är tagna, kan NH_4 -halten antas vara noll. Jordmånen under trädgränsen är mäktigare än den på högfjällsnivån, bl a beroende på ett mer gynnsamt klimat för växtligheten. Man kan därför förvänta sig att mängden organiska anjonerna ökar ju lägre ner sjöarna ligger i ett fjällområde. Det var också fallet för de undersökta sjöarna. Sjöarna delades in i olika höjdintervall och medeldifferensen $[Katjon] - [Anjon]$ räknades ut för varje intervall. Den var positiv (= förekomst av organiska anjoner) för de lägst belägna sjöarna och mer negativ på högre höjder (Fig. 6).

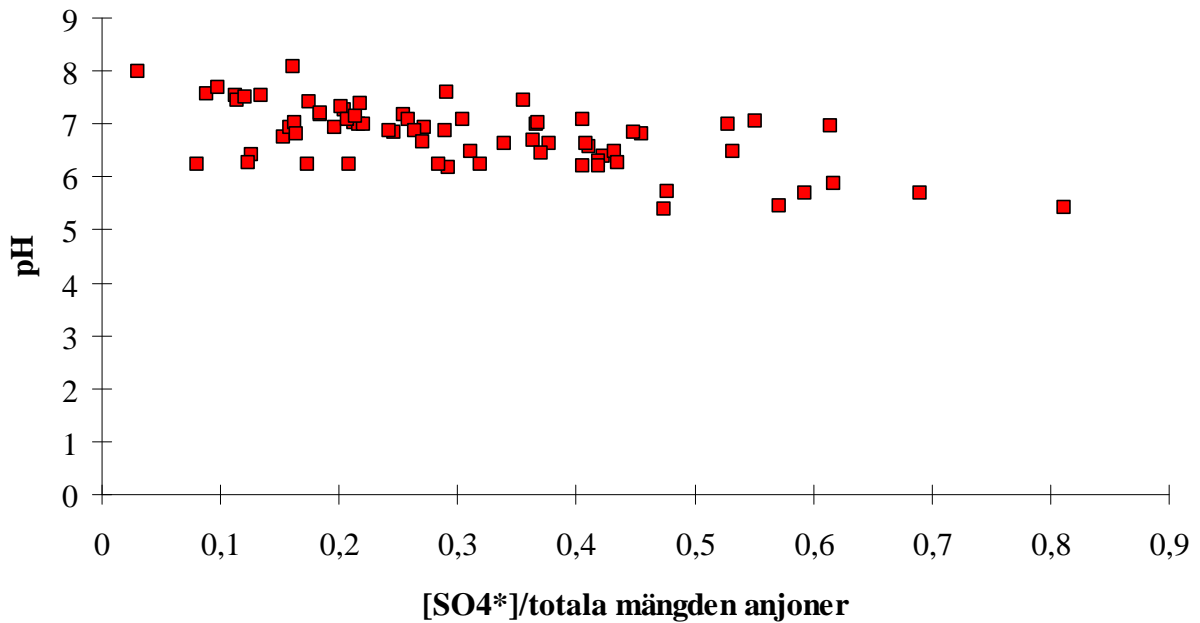


Figur 6. Sjöarnas medelvärde för anjondeficit [katjon]-[anjon] på olika höjdintervall, augusti 1981 och 1994.

På högfjället ovanför trädgränsen är jordmånen ofta sparsam och mängden organiska anjoner nära obefintlig. Den succesivt mer negativa differensen visar att det finns ett överskott av anjoner i förhållande till mängden katjoner. Förklaringen är troligen att andra katjoner som t ex de positiva metalljonerna är relativt betydelsefulla för jonbalansen i de jonsvaga vattnen. Anjondeficiten var 1994 mindre negativ för sjöarna över 800 m jämfört med 1981.

En allt för stor belastning av icke-marin sulfat bidrar till att mark och vatten så småningom blir surare. I den icke-marina delen ingår även naturligt bidrag av sulfat som härrör från berggrundsvittringen. Avsätts pH mot andelen icke-marin sulfat av den totala mängden anjoner, ser man ett klart samband mellan dessa parametrar (Fig. 7).

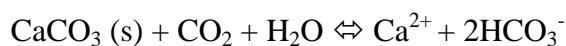
Det är inte bara andelen icke-marin sulfat som korrelerar med pH. Även parametrar som höjd, konduktivitet och temperatur har ett samband med pH. Ofta samverkar flera faktorer samtidigt. En sjös höjdläge påverkar temperaturen, som påverkar de kemiska vittringsprocesserna, som påverkar konduktiviteten osv.



Figur 7. Sjöarnas pH avsatt mot andelen icke-marin sulfat av totala mängden anjoner, 1994.

Alkalinitet och pH

Alkaliniteten är ett mått på ett vattens förmåga att neutralisera sura komponenter och är i stort sett liktydigt med halten vätekarbonat, HCO_3^- , inom pH-intervallet 6,5-9. Vätekarbonat tillförs vattnet genom att löst CO_2 reagerar med mineral i berggrunden:



Alkalinitet och pH (mått på sura vätejoner) är naturligt kopplade till varandra. Sjöar med hög alkalinitet och högt pH, som t ex 22 (namnlös) och 23 (Vuolep Njakajaure), finner man sålunda i områden med kalkrik berggrund eller kalkrika jordarter. Alkaliniteten minskar då sura ämnen tillförs eftersom vätekarbonat förbrukas vid neutraliseringen. Slutligen sjunker även pH när alkaliniteten är så decimerad att överskottet av vätejoner inte kan neutraliseras. Ungefär hälften av de undersökta sjöarna hade svag till ingen buffertkapacitet (neutraliseringsförmåga), och här kan en för hög belastning av sura ämnen därför lätt leda till försurning (Tab. 3 och bilaga 4).

Någon förändring av alkaliniteten kunde inte utläsas mellan 1981 och 1994 (Bilaga 2, sida 3). Större delen av de för 1994 tillkomna sjöarna hade mycket svag buffertkapacitet.

Tabell 3. Sjöarnas alkalinitet, 1981 och 1994.

Buffert kapacitet	Alkalinitet mekv/l	Antal sjöar 1981	Antal sjöar 1994
Mkt god buff.kap.	>0,5	4	3
God buff.kap.	0,1-0,5	21	24+3
Svag buff.kap.	0,05-0,1	9	7+4
Mkt svag buff.kap.	0,01-0,05	13	15+10
Ingen buff.kap.	<0,01	7	5+1
		Tot. 54	Tot. 54+18

Sjöarna 16 (namnlös), 30 (H 1344) och 31 (Vasapadajaure) som inte hade någon buffertkapacitet alls vare sig 1981 eller 1994, hade även mycket lågt pH (<6). Gemensamt för dessa sjöar var att de hade relativt hög andel SO_4^{2-} i jonsammansättningen och att de ligger på svårvittrad berggrund över 1100 m över havet (Bilaga 2).

I allmänhet har ett lägre pH uppmätts i sjöarna år 1994 och många har nedklassats i naturvårdsverkets klassindelning (Tab. 4 och bilaga 2, sida 2 samt bilaga 3). Merparten har dock ett pH runt 7. Speciellt i jonsvaga vatten är pH en svår parameter att mäta tillförlitligt, och man bör därför inte dra för långtgående slutsatser utifrån dessa resultat.

Tabell 4. Sjöarnas pH, 1981 och 1994.

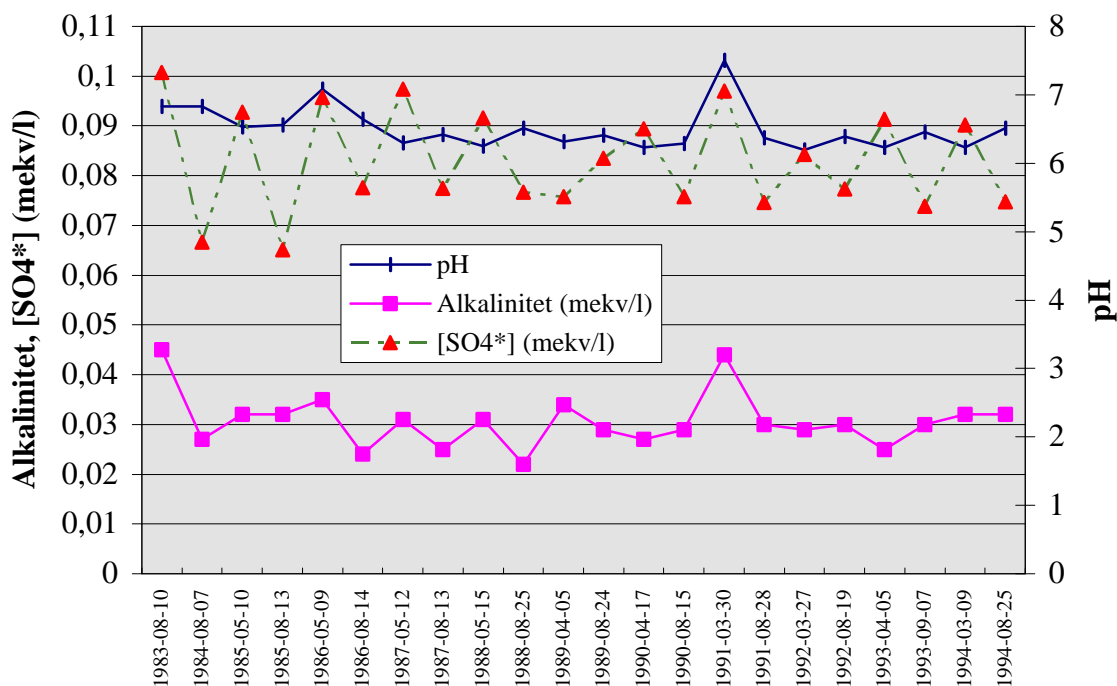
pH-klasser	pH	Antal sjöar 1981	Antal sjöar 1994
Klass 1	>7,1	29	16+3
Klass 2	6,8-7,1	9	18+4
Klass 3	6,3-6,8	8	10+4
Klass 4	5,7-6,3	3	7+7
Klass 5	<5,7	4	3
		Tot. 53*	Tot. 54+18

* Ett värde saknas (sjö 17).

Latnjajaure - en referens

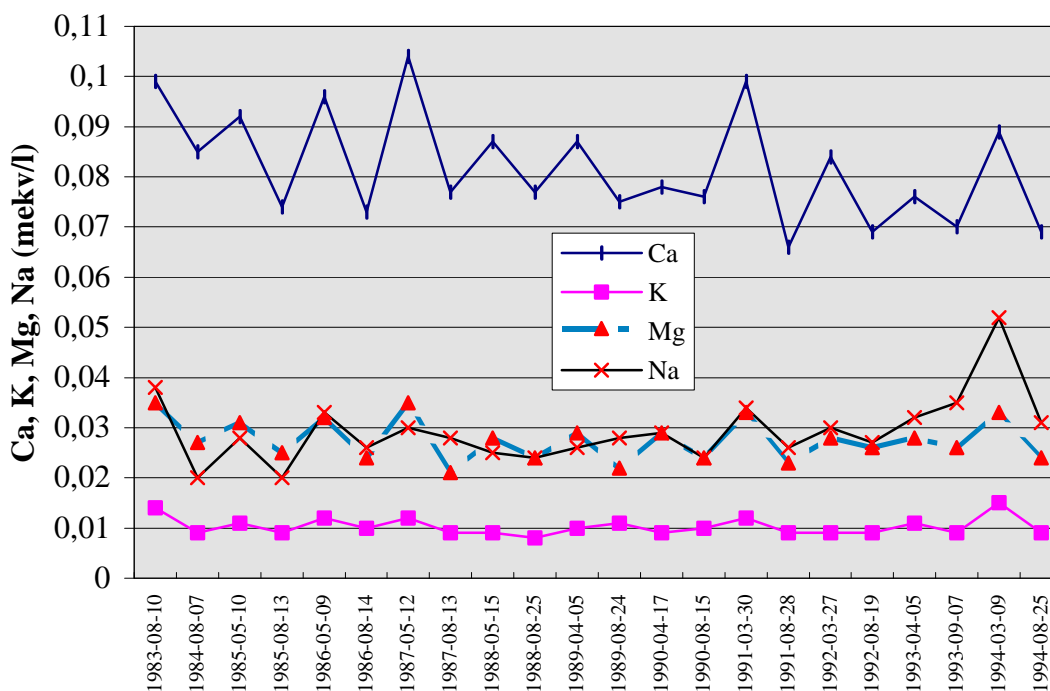
Latnajaure ligger i glimmerskifferområdet rakt väster om Abisko på 981 meters höjd. Sedan 1983 har länsstyrelsen årligen tagit vattenprover i sjön för analys av vattenkemiska parametrar. Resultaten från dessa år kan vara ett stöd för utvärderingen av försurningssituationen i området.

Variationen av pH under perioden visar knappast på någon trend åt något håll och likaså är det för sulfathalten och alkaliniteten (Fig. 8).



Figur 8. Variationen av pH, icke marin sulfat [SO_4^*] och alkalinitet i Latnjajaure under perioden 1983-1994.

Även katjonerna synes ha varierat runt ett stabilt värde. Möjligen har Ca-halten minskat något under den senare delen av perioden (Fig. 9).



Figur 9. Variationen av Ca, Mg, Na och K i Latnjajaure under perioden 1983-1994.

Försurningspåverkan

När man bedömer om en sjö är försurad måste man jämföra det uppmätta tillståndet med det ursprungliga tillståndet av vattnets jonsammansättning. De parametrar som är viktiga i sammanhanget är naturligtvis alkaliniteten, men även Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} och Cl^- . Som nämnts tidigare tillförs ett tillskott av SO_4^{2-} i form av svavelsyra, H_2SO_4 . Vätejonerna från syran surgör marken och vattnet och gör samtidigt katjoner som Ca^{2+} och Mg^{2+} mer tillgängliga i marken. Detta sker genom att vätejonerna konkurrerar med katjonerna om bindningsställen. Sulfatjonen som är lättlöslig och negativt laddad drar med sig katjoner genom marken via markvattnet och ut i sjöar och vattendrag. Vid försurning kan en haltökning av just dessa joner noteras i sjön. En del av de ovan nämnda jonerna är av marint ursprung och den "icke-marina" delen beräknas med hjälp av Cl-halten.

Modell 1

Enligt en modell som anges i naturvårdsverkets allmänna råd 90:4 beräknas den s.k. ursprungliga alkaliniteten (Alk_0) med hjälp av uppmätta halter av Ca, Mg, SO_4 och Cl.

$$\text{Alk}_0 = 0,93 \times \text{Ca} + 0,93 \times \text{Mg} - 0,19 \times \text{Cl} - 0,30 \times \text{SO}_4 + 0,01$$

Alk_0 jämförs sedan med den uppmätta alkaliniteten (Alk). Kvoten mellan dessa (Alk/Alk_0) ger ett mått på försurningspåverkan. Om den uppmätta alkaliniteten är lika med den ursprungliga får man en kvot på ca 1. Är kvoten mindre än 0,25 klassas sjön som mycket starkt påverkad, och är kvoten över 0,75 är den inte försurningspåverkad. Enligt denna metod är situationen förbättrad i en del av de undersökta sjöarna en (Tab. 5).

Tabell 5. Beräknad försurningspåverkan i sjöarna, 1981 och 1994 (enligt SNV AR 90:4)

Påverkansgrad	Alk/Alk ₀	Antal sjöar	
		1981	1994
Ingen	>0,75	21	31+9
Tydlig	0,50-0,75	16	14+7
Stark	0,25-0,50	10	6
Mkt stark	<0,25	7	3+2
		Tot. 54	Tot. 54+18

Tio sjöar som 1981 beräknades vara försurningspåverkade kunde 1994 klassas som opåverkade. De "mycket starkt påverkade" sjöarna var 1981 följande: 16 (namnlös), 18 (namnlös), 19 (H 1173), 30, (H 1344), 31 (Vasapadajaure), 32 (H 1245) och 33 (H 1298). Alla dessa är högfjällssjöar och sjöarna 30, 31, 32 och 33 ligger på svårvittrad berggrund som

t ex amfibolit. Det är därför inte så konstigt att de inte hade någon färg, ingen alkalinitet och mycket låg konduktivitet. Dessa sjöar består till stor del av smältvatten från bergssidorna som omger dem och nederbörden spelar därför en viktig roll för sjövattnets jonsammansättning.

Fem (3+2) sjöar kunde 1994 klassas som "mycket starkt påverkade" och dessa var återigen sjö 16, 18 och 30, varav ingen hade någon alkalinitet alls, samt 24 (namnlös, ny) och 28 (H 1235, ny). De sex sjöar som 1994 klassades som "starkt påverkade" var bl a några av de sjöar som 1981 hade klassats som "mycket starkt påverkade", dvs sjö 19, 31, 32 och 33 samt sjöarna 17 (Kärkevagepedajoure) och 53 (Latnjajoure). De två sistnämnda var även 1981 klassade som "starkt påverkade". Alla dessa sjöar som var (enligt modellen) starkt eller mycket starkt försurningspåverkade hade ingen eller väldigt låg alkalinitet och lågt pH (< 6,2), dvs mycket svag buffertkapacitet, samt obefintlig konduktivitet.

Modell 2

En annan metod för att beräkna försurningspåverkan bygger på att man jämför den uppmätta halten icke-marina baskatjoner [BC*] med den beräknade ursprungliga halten icke-marina baskatjonhalten [BC*]⁰. I rutan nedan beskrivs en beräkningsmodell för ursprunglig baskatjonhalt som är tagen från Monitor 12. I samma ruta beskrivs även hur den uppmätta icke-marina baskatjonhalten räknas ut (enl. SNV Rapport 3627).

RUTAN

Modell 2:

Icke-marin baskatjonhalt:

$$[BC^*] = [Ca] + [Mg] - 0,233 \times [Cl]$$

(SNV Rapport 3627)

Ursprunglig baskatjonhalt:

1. $[BC^*] = [Ca] + [Mg] - 0,233 \times [Cl]$
2. $[SO_4^*] = [SO_4] - 0,103 \times [Cl]$
3. $[SO_4^*]^0 = 11 + 0,025 [BC^*]$
4. $F = 0,8 \arctan(0,0043 \times (Alk + 200))$
5. $[BC^*]^0 = -F \times ([SO_4^*] - [SO_4^*]^0) + [BC^*]$

Beräknas i uekv/l.

[BC*] icke-marin baskatjonhalt

[SO₄*] icke-marin sulfathalt

[SO₄*]⁰ förindustriell icke-marin sulfathalt

F mått på jonbytenas andel av syraneutraliseringen

[BC*]⁰ förindustriell icke-marin baskatjonhalt

(Monitor 12)

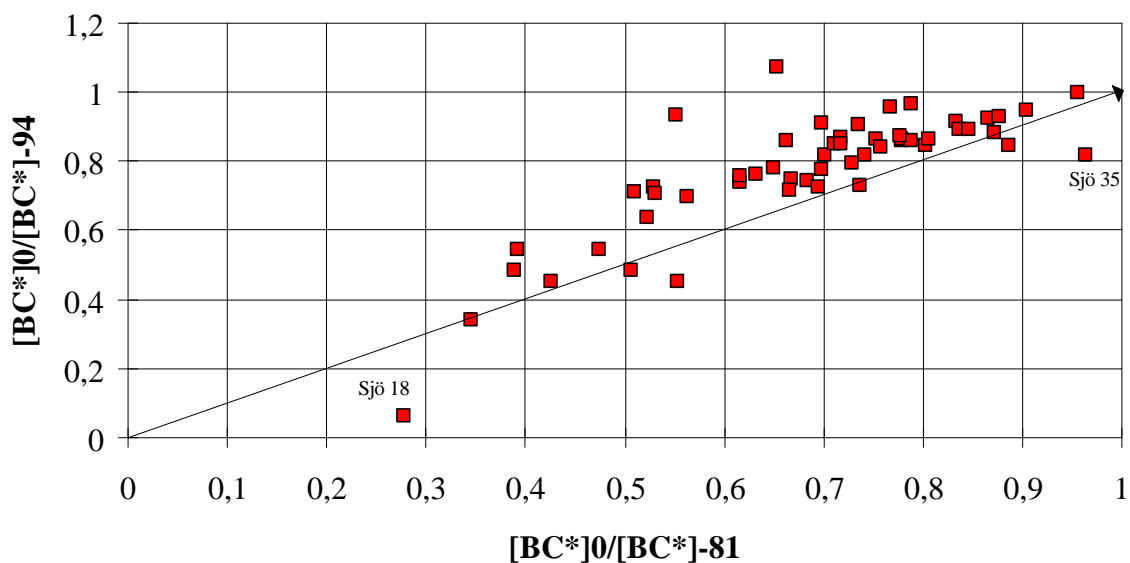
Beräkningar enligt modell 2 ($[BC^*]^0/[BC^*]$) visar att sex sjöar var starkt påverkade. 16 sjöar som 1981 kunde klassas som påverkade, var 1994 inte alls påverkade (Tab. 6). Kvoten visar om det skett någon förändring av den uppmätta baskatjonhalten i förhållande till den ursprungliga; liten kvot (<1) visar att halten har ökat. Klassindelningen av påverkansgrad har gjorts enligt naturvårdsverkets indelning (SNV AR 90:4).

Tabell 6. Beräknad försurningspåverkan ($[BC^*]^0/[BC^*]$) i sjöarna, 1981 och 1994.

Påverkansgrad	Antal sjöar	
	1981	1994
Ingen	20	36+12
Tydlig	28	12+5
Stark	6	5+1
Mkt stark	0	1+0
	Tot. 54	Tot. 54+18

De sex sjöar som 1981 var starkt påverkade var sjö 16 (namnlös), 18 (namnlös), 19 (H 1173), 30 (H 1344) och 31 (Vasapadajaure), dvs samma sjöar som enligt modell 1 kunde klassas som mycket starkt påverkade. Den sjö som 1994 var mycket starkt påverkad var 18 (namnlös) och de starkt påverkade var återigen sjö 16, 19 och 31 samt 17 (Kärkevaggepadajaure), 57 (H 1115) och 24 (namnlös, ny).

Genom att avsätta kvoten $[BC^*]^0/[BC^*]$ från 1994 mot dito 1981 i ett diagram kan man se vilken skillnad det är mellan åren (Fig. 10).



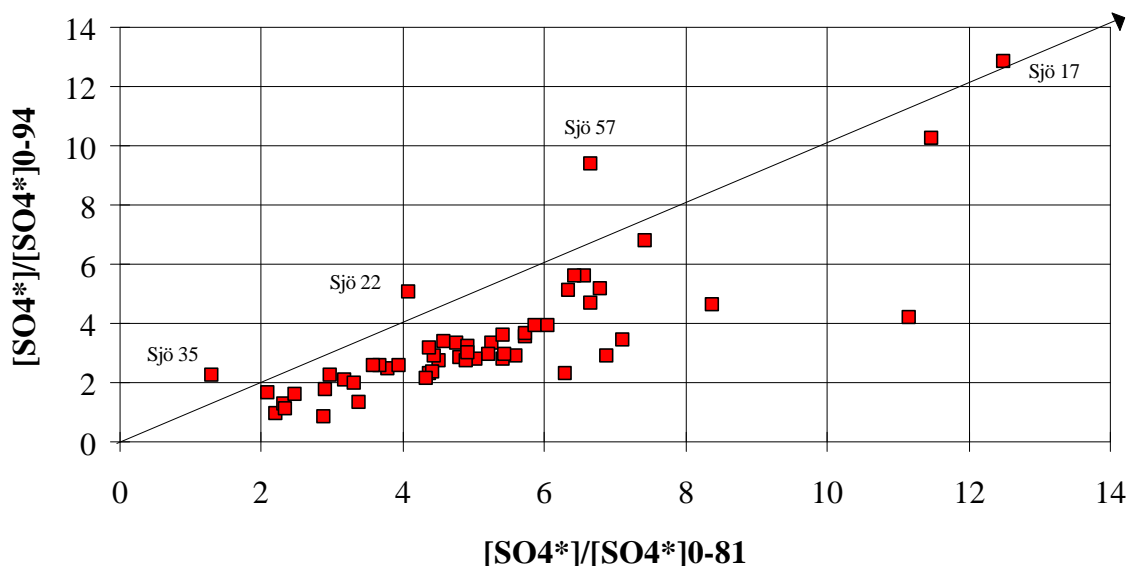
Figur 10. Kvoten $[BC^*]^0/[BC^*]$ från 1994 avsatt mot kvoten $[BC^*]^0/[BC^*]$ från 1981. Ett oförändrat tillstånd ger en rät linje med förhållandet 1:1.

Ur figur 10 kan man utläsa en generell förhöjning av $[BC^*]^0/[BC^*]$ för 1994. Detta skulle kunna innebära att sjöarnas situation har förbättrats vad det gäller baskatjoner, dvs den uppmätta halten baskatjoner har närmat sig den beräknade ursprungliga. För att påståendet ska kunna räknas som sanning krävs att den beräknade ursprungliga baskatjonhalten är lika för de båda undersökningsåren. I stort är det också så, men med vissa undantag. För sjö 18 (Fig. 10) har $[BC^*]^0$ minskat till 1/10 av vad det var 1981, medan $[BC^*]$ bara har minskat till hälften. Det innebär att kvoten $[BC^*]^0/[BC^*]$ för 1994 blir rejält mindre än för 1981. Liknande har hänt för sjö 35 (Fig. 10), men det ska påpekas att denna sjö inte kunde klassas som påverkad.

Dessutom måste man ta hänsyn till att vädret under de två undersökningsåren varit olika. Grovt sett var 1981 kall och regnig medan 1994 jämförelsevis var torr och varm. Detta innebär att $[BC^*]^0$ kan förändras eftersom jonsammansättningen kan skifta från år till år.

Modell 3

Ytterligare en metod för att bedömma försurningssituationen är att helt enkelt jämföra halten av uppmätt icke-marin sulfat $[SO_4^*]$ med den beräknade ursprungliga halten av icke-marin sulfat $[SO_4^*]^0$ (beräkning enligt modell 2, ekvation 1, 2 och 3). Resultaten visar att halterna av sulfat generellt har ökat kraftigt, inte sällan flerdubblats i förhållande till de ursprungliga. Om kvoten $[SO_4^*]/[SO_4^*]^0$ från de båda undersökningsåren avsätts mot varandra i en graf kan man dock för 1994 avläsa en tydlig minskning av sulfathalten jämfört med 1981 (Fig. 11).



Figur 11. Kvoten $[SO_4^*]/[SO_4^*]^0$ (uppmätt icke-marin sulfathalt / beräknad ursprunglig icke-marin sulfathalt) från 1981 och 1994 avsatta mot varandra. Ingen förändring mellan åren ger en rät linje med lutningen 1:1.

Fyra sjöar, 17 (Kärkevaggepadajaure), 22 (namnlös), 35 (H 1257) och 57 (H 1115) hade 1994 en högre sulfathalt än 1981. Varför halten ökat i just dessa sjöar är svårt att förklara. Tre av dem, 17, 35 och 57 ligger i anslutning till glaciärer och möjligen har tillskott av sulfat kommit från dessa.

Dessa beräkningsmetoder för bedömning av försurningssituationen har en gemensam svaghet. En jonsvag sjö med låg alkalinitet kan klassas som försurningspåverkad även om differensen mellan ursprunglig och uppmätt halt är liten. Vid så låga halter som det rör sig om i flera av sjöarna är det extra svårt att uttala sig om försurningslägets förändring eftersom felkällor kan ha oproportionellt stor påverkan på resultatet. Dessutom kan naturliga fluktuationer av jonsammansättningen (pga t ex vädret) påverka resultatet. Vad som behövs för att bedöma trendriktningen är långa tidsserier och inte som här, endast två provtagningstillfällen.

Trots detta är det sannolikt att de sjöar som i minst två av beräkningsmodellerna klassades som starkt eller mycket starkt påverkade, är de försurningskänsligaste. Sjöarna 16 (namnlös), 17 (Kärkevaggepadajaure), 18 (namnlös), 19 (H 1173), 24 (namnlös, ny), 30 (H 1344), 31 (Vasapadajaure), 32 (H 1245) och 53 (Latnjajaure) har samtliga låg konduktivitet, låg eller ingen alkalinitet, lågt pH och ett överskott av sulfatjoner ($[\text{SO}_4^{2-}] > [\text{HCO}_3^-]$).

Enligt de beräkningsmetoder som använts här verkar försurningssituationen generellt ha förbättrats, vilket till stor del beror på de lägre sulfat- och katjonhalterna i sjöarna.

Näringstillstånd

Områdets geografiska läge och det kalla klimatet har en avgörande inverkan på sjöarnas näringsstatus. De kemiska vittringsprocesserna i berggrunden går långsamt och jordmånen är sparsam, vilket gör att mycket små mängder av näringsämnen tillförs vattnet. Konsekvensen av detta blir ett klart vatten fattigt på plankton, och makrofyter.

Fosfor

Tillgången på fosfor är naturligt mycket låg och oftast är det fosfor som är den begränsande faktorn för biologisk produktion i sötvatten. Tillförseln till sjöar i fjällen sker framför allt från omgivande mark, men också från atmosfären. Luftburen fosfor kommer från damm som bildas vid jorderosion men även till viss del från människans diverse aktiviteter och havets salter.

Ingen av sjöarna hade mer fosfor än 12 µg/l, och medelhalten låg på drygt 5 µg/l (1981 och 1994), vilket innebär att de flesta sjöarna kunde klassas som mycket näringsfattiga (Tab. 7 och bilaga 3, sida 5).

Tabell 7. Näringsstillståndet i sjöarna klassat efter halten totalfosfor (µg/l), 1981 och 1994.

Näringsstillstånd	Total-P g/l	Antal sjöar 1981	Antal sjöar 1994
Mycket näringsfattigt	<7,5	43	48+15
Näringsfattigt	7,5-15	8	6+3
Måttligt näringsrikt	15-25	0	0
Näringsrikt	25-50	0	0
Mycket näringsrikt	>50	0	0
		Tot. 51*	Tot. 54+18

* Tre värden saknas.

Kväve

Trots att det finns stora mängder kväve i naturen är det bara en mindre del som är bio-tillgänglig, vilket gör att kväve är en av de viktigaste begränsande faktorerna för primärproduktionen i de flesta ekosystem. Tillförseln till sjöar och vattendrag sker från atmosfären (nederbörd och torrdeposition), marken (organiskt material) och genom kvävefixering av vissa bakterier och blågröna alger. En viktig källa för kväveoxider i nederbörden är förbränning av fossila bränslen. Dessa kväveoxider reagerar med vatten-molekyler i luften och bildar salpetersyra (HNO₃) som faller till marken med nederbörden och bidrar bl a till försurningen.

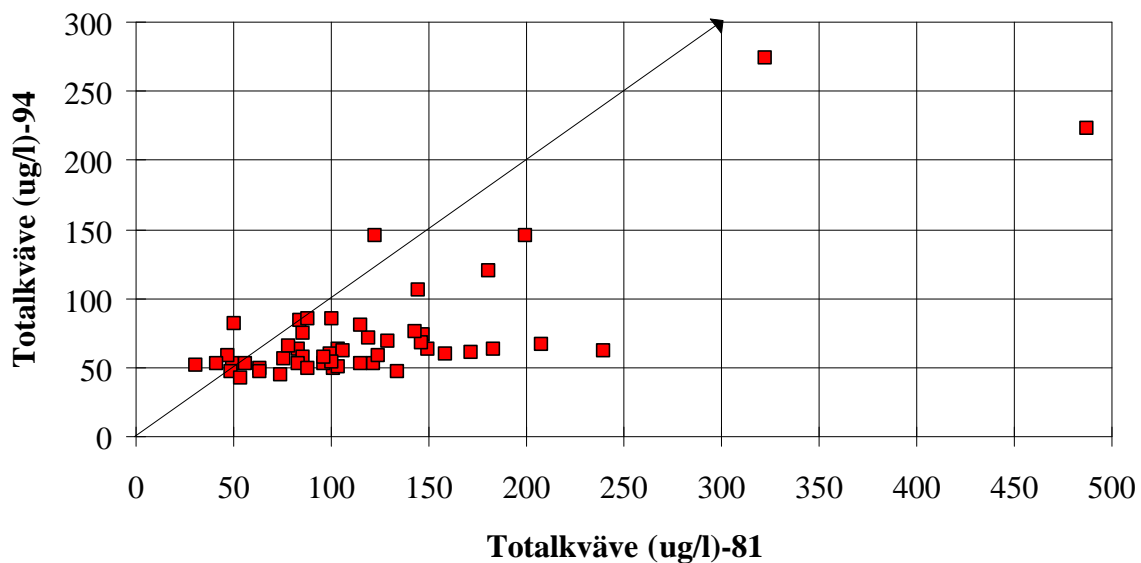
Alla sjöar hade 1994 mycket låga totalkvävehalter, men 1981 hade sjö 23 (Voulep Njakajaure) måttligt höga halter (Tab. 8 och bilaga 3, sida 4). Halten var dock hälften så hög 1994. De sjöar som hade de högsta halterna var även de lägst belägna.

Tabell 8. Sjöarnas halter av totalkväve (µg/l), 1981 och 1994.

	Totalkväve µg/l	Antal sjöar 1981	Antal sjöar 1994
Mycket låga halter	<300	49	54+18
Låga halter	300-450	1	0
Måttligt höga halter	450-750	1	0
Höga halter	750-1500	0	0
Mycket höga halter	>1500	0	0
		Tot. 51*	Tot. 54+18

* Tre värden saknas.

Det som är mest slående är att totalkvävehalten var klart lägre 1994 jämfört med 1981 (Fig. 12 och bilaga 3, sida 4). I vissa fall var den hela 75 % lägre och i genomsnitt hade halten halverats. De stora haltskillnaderna mellan åren skulle kunna vara ett systematiskt analysfel för något av åren. Den mest troliga orsaken är nog ändå att sommaren 1994 var nederbördsfattigare vilket inneburit mindre tillförsel av organiskt material från omgivningarna. Även nitrathalten var i genomsnitt lägre 1994, vilket kan förklaras med att sommaren var torrare och något varmare som i sin tur medförde en större biologisk aktivitet och en effektivare förbrukning av nitratkvävet.



Figur 12. Sjöarnas totalkvävehalt, 1981 och 1994, avsatta mot varandra. Linjen (lutning 1:1) motsvarar oförändrade halter.

Tungmetaller

Metaller som har en högre densitet än 5 g/cm^3 kallas för tungmetaller. De flesta tungmetaller förekommer i låga koncentrationer i sjöar och vattendrag. Många är livsnödvändiga (t ex Fe, Mn, Zn och Cu), andra är rent giftiga och saknar helt en biologisk funktion (t ex Cd, Pb och Hg). De flesta metaller är bra för organismernas välbefinnande endast inom ett smalt koncentrationsintervall, vilket innebär att en för låg eller för hög halt kan ge skadliga effekter.

Hur giftig en tungmetall är i ett vatten beror primärt på vattenkvalitén och sekundärt på organismens egenskaper och status. Vattenkemiska parametrar såsom pH, hårdhet, näringsgrad, partikel- och humusinhåll påverkar en metalls förekomstform och biotillgänglighet. I jonsvaga och näringsfattiga fjällsjöar kan en viss metallhalt ge större skada än vad den skulle ge i en näringsrik och jonstark sjö nere vid kusten. Detta beror på att bioproduktionen i en fjällsjö ofta är låg och därmed finns det färre organismer som kan dela

på upptaget av den giftiga metallen (sk utspädningseffekt). Det beror även på att färre joner av annat slag konkurrerar med metalljonen om att tas upp av organismen.

I humusrika sjöar bildar många metaller komplex med humus och blir därmed inte lika biotillgängliga. Då pH sjunker utlakas mer metaller i vattenfasen eftersom fler sura vätejoner konkurrerar om bindningsställen på suspenderade partiklar och i sedimentet. Många metaller förekommer i större utsträckning i jonform då pH sjunker. Metalljonen är mycket biotillgänglig.

En organisms utvecklingsstadie (t ex larv, puppa, adult), näringsstatus, förmåga att absorbera och utsöndra metaller är också faktorer som påverkar en metalls gifteffekt. Juveniler är känsligare än aduler och svaga individer med näringsbrist drabbas hårdare än fullt friska individer. Metaller i t ex partikelform är inte tillgängliga för fisk, men däremot för filtrerare (musslor).

Totalhalten av följande metaller analyserades: Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, S, Sr och Zn (bilaga 3, sida 9-12). Järn och mangan kan knappast räknas som toxiska och förekommer sällan i så höga koncentrationer att de ger en direkt skadlig effekt. Nedan kommenteras endast de metaller och sjöar som uppvisat anmärkningsvärda halter.

Aluminium

Aluminium är en av jordskorpan vanligaste metall och (na)turligt nog inte en av de giftigaste. Det stora problemet är att metallen lätt lakas ur marken vid försurning och går ut i sjöar och vattendrag. Aluminium binder starkt till humusämnen vilket drastiskt sänker dess toxicitet. I några av sjöarna var aluminiumhalten hög (sjö 18 och 54, namnlösa; samt 56, Pajemus Kårsavaggejaure) och en sjö (sjö 16, namnlös) hade mycket hög halt (140 µg/l). Sjö 16 och 18 hade lågt pH (ca 5,4), ingen färg, dvs inga humussyror, och dessutom ingen alkalinitet. I sådana vatten har aluminium visat sig vara toxiskt redan vid 75-200 µg/l.

Kadmium

Kadmium är liksom aluminium en lättrörlig metall, men är dessutom en av de giftigaste. Halter så låga som 0,2 µg/l har visat sig ge effekter på biota från plankton till fisk. I ett flertal sjöar (sjö 16, 17, 18, 23, 24 och 25) uppmättes halter över 0,1 µg/l, vilket bedöms som höga halter. En sjö (sjö 1, H 382) hade 0,4 µg/l, vilket bedöms som mycket hög halt. Detta är ganska anmärkningsvärt eftersom pH låg på 7,53. En sur miljö skulle annars ha kunnat förklara den höga halten. Medelhalten i de sjöar där kadmium kunde detekteras (37 st) var 0,07 µg/l, vilket anses som måttligt höga halter. Norrlandssnittet ligger på 0,014 µg/l.

Kobolt

Norrlandssnittet vad det gäller kobolt i sötvatten ligger på 0,19 µg/l. Några sjöar hade halter en bit över detta snitt. Två sjöar (sjö 16 och 24) hade över 1,0 µg/l vilket måste ses som högt. Dessa sjöar hade dock ett lågt pH (5,43 respektive 5,71), vilket påskyndar utlakning av diverse metaller från sediment och mineral.

Koppar

Fem sjöar (sjö 6, 16, 18, 24 och 50) hade halter som betecknas som höga. Tre av dessa hade ett pH under 6,0. Sjö 28 hade en mycket hög halt (8,3 µg/l). Även den sjön var sur med ett pH på 5,73. Effekter av koppar har påvisats redan vid 2 µg/l på alla nivåer av näringsväven. Medelhalten av koppar låg på 1,0 µg/l, vilket bedöms som måttligt höga halter. Norrlandssnittet ligger på ca 0,5 µg/l. Områdets berggrund är dock fläckvis rik på koppar (sulfidmineral) vilket kan förklara de höga halterna.

Slutsatser

Alla de metoder som använts för att beräkna eventuell försurningspåverkan antyder att situationen såg bättre ut för flertalet av sjöarna sensommaren 1994 än vad den gjorde samma tid 1981. Halten av icke marin sulfat har minskat liksom halten av icke marina baskatjoner. De senaste årens mätningar av svaveldeposition i fjällkommunerna indikerar en nedåtvikande trend. Den minskade svaveldepositionen har troligtvis bidragit till att sulfathalterna har sjunkit i sjöarna, men en stor del av sänkningen beror med all säkerhet på att sommaren 1994 var torrare, dvs en normal mellanårsvariation. Det mesta av den antropogena sulfaten deponeras ju via nederbörden. Latnjajaures årliga mätningar av bl a sulfat sedan 1983 visar att halten i princip legat på en stabil nivå.

Latnjajaures tidsserie visar att även andra parameterars nivå, t ex alkaliniteten, inte har förändrats nämnvärt. Endast Ca av baskatjonerna har en svag tendens till minskade halter det senaste decenniet, vilket indikerar en minskad markförsurning.

Några sjöar (t ex sjö 16, 18 och 24, alla namnlösa) hade höga halter av flera metaller, vilket primärt kan kopplas till vattnets låga pH.

Sammantaget pekar de vattenkemiska analyserna på en hittills generellt stabil situation i abiskoområdet. Det är ändå ofrånkomligt att många av dessa sjöar är väldigt försurningskänsliga. En högre belastning av försurande ämnen skulle i många fall kunna innebära en drastisk försämring av vattenkvalitén och därmed sämre livsbetingelser för de vattenlevande organismerna.

Referenslista

Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1995: Nederbörds kemi och våtdeposition i Norrbottens län 1987-1992.

Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1994: Sjöundersökning i Gällivare kommun 1993.

Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1992: Samordnad vattendragskontroll i Norrbottens län.

Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1983: Vattenkemi och plankton i sjöar i Abiskoområdet augusti 1981.

Naturvårdsverket 1991: Förurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12.

Naturvårdsverket 1990: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd 90:4.

SMHI 1994: Väder och vatten. Januari-September.

SMHI 1982: Meteorologiska iakttagelser i Sverige 1981. Årsbok, Band 63 (1981) Del 2.2