

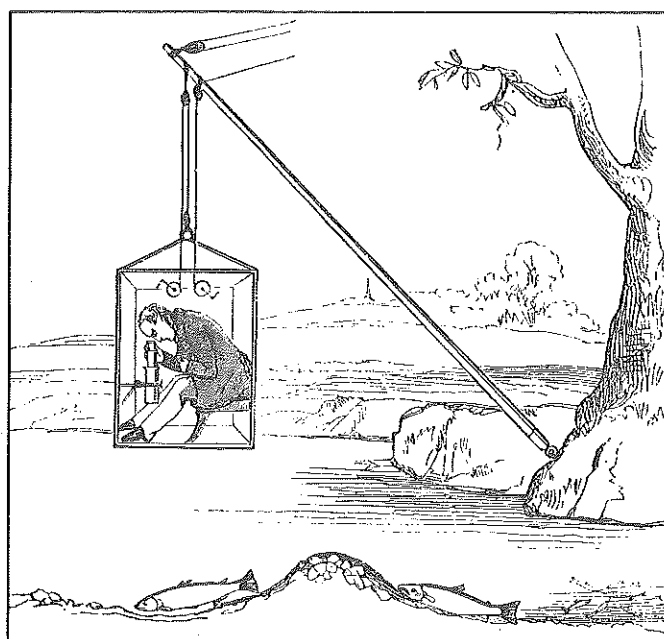


Nr 1 1992

Information från

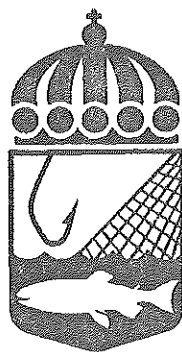
97 03 30

# SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



ERIK DEGERMAN  
EVA ENGBLOM  
PÄR-ERIK LINGDELL  
ELISABETH MELIN  
ERIK OLOFSSON

Försurning i fjällen?



FISKERIVERKET  
National Board of  
Fisheries

**Redaktion:**

Redaktör: Per Nyberg  
Monica Bergman (manus, layout)  
Eva Sers (manus, prenumeration)  
Serien utkommer med 4 nr/år  
Lösnr 100 kr (inkl porto+moms)  
Prenumeration 325kr/år (inkl porto+moms)

**Adress:**

Sötvattenslaboratoriet  
Institute of Freshwater Research  
170 11 Drottningholm

Telefon 08-759 00 40  
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007

# FÖRSURNING I FJÄLLEN?

Erik Degerman <sup>1)</sup>

Eva Engblom <sup>2)</sup>

Pär-Erik Lingdell <sup>2)</sup>

Elisabeth Melin <sup>3)</sup>

Erik Olofsson <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 170 11 DROTTNINGHOLM

<sup>2)</sup> Limnodata HB, Gunnilbo 20 C, 739 92 SKINNSKATTEBERG

<sup>3)</sup> Härjedalens kommun, Medborgarhuset, Ringv 2, 842 00 SVEG

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	4
INLEDNING	5
FJÄLLEN	6
KLIMAT	7
SYRADEPOSITIONEN	11
MARK- OCH GRUNDEVATTEN	19
VATTENKVALITET I RINNANDE VATTEN	23
VATTENKVALITET I SJÖAR	40
VEGETATION I VATTEN	49
LANDVEGETATION	53
VÄXT- OCH DJURPLANKTON	55
BOTTENDJUR	59
FISK	87
FÅGEL	99
LITTERATUR	101
ENGLISH SUMMARY: ACIDIFICATION IN THE MOUNTAINS?	111

## FÖRORD

Denna sammanställning utgör ett försök att samla den mängd av information som finns om försurning i fjällområdet. Av nödvändighet ingår dock inte de inventeringar som 1990-92 sker i länsstyrelsernas regi inom det sk FLINK-programmet, eftersom den studien fortfarande pågår.

Sammanställningen pendlar mellan enklare avsnitt och partier där vi sett oss tvungna att gå in med mer statistisk analys för att kunna uttala oss om vissa undersökningsresultat. Vidare finns i avsnittet om bottendjur en mängd djur som saknar svenskt namn och här har vi varit tvungna att använda oss av de vetenskapliga artnamnen.

Försurning i fjällen är ett mycket känsligt ämnesområde. I år är det 21 år sedan det första arbetet om försurningspåverkan i svenska fjällen publicerades (Andersson et al. 1971). På det sydligt belägna Fulufjäll försvann känsliga fiskar redan i mitten av 1960-talet. Sedan kom rapporter om liknande problem i det närbelägna Lofsdalsområdet och snart rapporterades om andra drabbade fjällområden.

Genom åren har många försökt att föra debatten om försurningspåverkan i fjällen på en låg nivå. Bättre att misstänkliggöra motståndaren än att bemöta argument och data! Vi hoppas att denna redovisning skall vara så objektiv att debatten kan lyftas till ett högre plan. Naturligtvis har arbetet fokuserats till områden som misstänks vara försurningspåverkade, medan alla de områden som inte påvisats vara försurade av utrymmes-

skäl givits mindre plats. Det skall betonas att vi med fjällen avser det naturligt skoglösa högbergsområdet. Här har skogsbruk inte förekommit och förändringar i ytvattenkemi kan ej bero av skogsbruk, som däremot bidrar till försurning i Norrlands lågland.

Som framgår av sammanställningen finns det stora kunskapsluckor, dels för stora fjällområden, dels för vissa organismgrupper. Vidare saknas ett samlande grepp över all den undersöknings- och forskningsverksamhet som pågår. Som framgår föreligger endast en ringa kontinuerlig undersökningsverksamhet i fjällen. Vi önskar att miljöövervakningen i fjällen utökas och samordnas. Speciellt med tanke på att de extremt jonsvaga vattnen i fjällen är mycket känsliga och utgör 'early warning stations' (Johannessen et al. 1990).

Teckningarna har utförts av Eva Engblom.

Vi vill tacka Björn Bergqvist, William Dickson, Johan Hammar, Jan Herrmann, Per Holmberg, Björn Malmqvist, Per Nyberg, Berit Sers, Eva Thörnelöf & Claes Ånell för synpunkter på manuskriptet. Ett speciellt tack till Torolf Lindström, Sötvattenslaboratoriet, för alla diskussioner, all entusiasm och beredvillighet att dela med sig av sitt stora kunnande. Tack också till alla dem som beredvilligt ställt sin tid och sina data till förfogande! Monica Bergman skall ha stort tack för layout och redigering. En tidigare preliminär version av detta manus publicerades 1991-08-23 som ett PM från Sötvattenslaboratoriet (100 ex.).

## SAMMANFATTNING

Depositionen av sur nederbörd i fjällen är högre än på lägre liggande mark i samma region. Samtidigt har marken i fjällen sämre motståndskraft mot försurning i och med att avrinningen går snabbt och marktäcket är tunt. Fjällen är därmed extremt känsliga för sur nederbörd.

Vindarna i södra fjällkedjan (t.o.m. Härjedalen) är till stor del sydliga-ostliga och för med sig försurad nederbörd. Den mellersta fjällkedjan (t.o.m. Västerbotten) och norra fjällkedjan får övervägande renare nederbörd med västliga vindar från Atlanten. Detta resulterar i ett pH under 4.7 i nederbörd i södra fjällkedjan och vanligen därutöver i mellersta och norra fjällkedjan. Enstaka år faller dock surare nederbörd över mellersta fjällkedjan, beroende på vindar och omfattningen av förbränning av fossila bränslen under vintern. Absolut oförorenad nederbörd håller ett pH av 5.6-5.7.

Sammanställningar visar att pH i snöpacken under 4.8 medför stor risk att pH i vårfloden i små vattendrag understiger alkalinitetsgränsen (under pH 5.4). Sådana surstötter är vanliga i södra fjällkedjan och vissa år även lokalt i mellersta fjällkedjan.

Vid undersökningar i södra fjällkedjan har ett flertal vattendrag visats sakna försurningskänsliga arter av bottendjur och fisk. I flera mindre vattendrag i Härjedalen återstår idag i genomsnitt bara en tiondel av den mängd bottendjur som fanns på mitten av 1970-talet. Upprepade provtagningar under 1970-80-90-talen har visat på en successiv minskning av artantalet och mängden djur på grund av sur vårflod i flera vattendrag i södra fjällkedjan. Lokalt finns samma tendenser belagda även i mellersta fjällkedjan. I norra fjällkedjan finns egentligen påverkan bara belagd några mil kring Sulitelma smältverk i Padjelanta nationalpark.

Ytterst få större sjöar är påverkade av försurningen, medan extremt näringsfattiga och små sjöar i södra fjällkedjan har drabbats. Generellt föreligger dock en alkalinitetsförlust (minskad motståndskraft mot försurning) för sjöar i fjällre-

gionen, liksom i övriga delen av landet. Efter kalkning har bottendjurs- och fiskbestånden kunnat restaureras, exempelvis på Fulufjäll i Dalarna och Lofsdalen i Härjedalen. Kalkningsverksamheten har ännu knappast kommit igång i fjällen och måste utökas i södra och lokalt i mellersta fjällkedjan.

Landvegetation i fjällen intensivstuderas inom nationella övervakningsprogram endast i mellersta och norra fjällkedjan där försurningspåverkan är lägre. I södra fjällkedjan har lokalt en kontinuerlig minskning av renlav dock noterats. Denna minskning synes kopplad till surt nedfall, men orsakssammanhangen är ej klara.

Enstaka observationer finns att fågel minskat i kraftigt försurade sjöar i södra fjällkedjan, men återkommit efter kalkning. Farhågor har väckts att en minskad mängd lämpliga bytesdjur (kräftdjursgruppen bladfotingar) i småsjöar på kalfjället skall medföra problem för bl a alfågel och smalnäbbad simsnäppa.

Sammantaget är försurningspåverkan väldokumenterad och mycket allvarlig i södra fjällkedjan. I mellersta fjällkedjan varierar skadorna på djur mellan år beroende på hur sur nederbörden varit under året. I norra fjällkedjan föreligger ännu så liten påverkan att skador på djur ej har observerats.

Många organismgrupper är dåligt, om alls, studerade i fjällkedjan i relation till försurning. Stora kunskapsluckor föreligger för vattenvegetation, landvegetation, plankton, fågel och små däggdjur. Den nationella miljöövervakningen i fjällkedjan borde stärkas med ytterligare stationer i den södra fjällkedjan, och generellt borde programmet utökas.

Ett absolut krav är att pH i nederbörd inte understiger 4.8 (helst ej 5.0) för att undvika allvarliga skador på flora och djurliv i fjällen. Med nuvarande utsläpp kommer situationen i södra fjällkedjan att fortsatt vara mycket kritisk, samtidigt som fauna, och troligen flora, i mellersta fjällkedjan successivt kommer att utarmas.

## INLEDNING

Luftföroreningar färdas långväga och över nationsgränserna. Detta har lett till en omfattande försurning i den sydvästliga delen av Skandinaviska halvön, men sur nederbörd och luftburna föroreningar faller även längre norrut, inte bara på den skandinaviska halvön. Sedan 1956 har rapporter om luftförorening i Arktis förekommit (Stonehouse 1987), bl a rapporteras om svavel, sotpartiklar och tungmetaller (Rahn 1984, Rahn & McCaffrey 1979). Koerner & Fischer (1982) visade genom pH- och sulfatmätningar att permanenta isfält på Ellesmereön i det arktiska Kanada under de föregående 26 åren blivit påverkade av det sura nedfallet. Men gifterna finns inte bara i den yttre miljön, insekticider i luftmassorna över Arktis inkorporeras i födokedjorna (Bidleman et al. 1989). Således finns inte längre några jungfruliga områden. Att marken är vackert vit av snö och is är ingen garanti för att den är opåverkad.

Försurningen i landets lägre regioner, fr a i södra Sverige, är väldokumenterad och omfattar i dagsläget ca 13 000-16 000 sjöar och troligen en tredjedel av allt rinnande vatten (Bernes 1986, 1991). Under 1980-talet har nedfallet av svavel minskat i jämförelse med 1970-talet. Trots detta har ingen förändring skett i antalet sura sjöar (Bernes 1991) och prognoser visar att med de troliga utsläppen i Europa under de närmaste 50 åren kommer de försurade sjöarna knappast att tillfriskna. Snarare kommer ytterligare några vatten att 'tippa över kanten' (Chadwick & Hutton 1991).

Länsstyrelserna i mellersta och norra Sverige sammanställde 1989-90 försurningsläget och kalkningsbehovet i Norrlands fjälltrakter och inland (kustkommunerna togs ej med) (Ahlström & Isaksson 1990). I detta område, med halva Sveriges yta, bedömdes 23% vara försurningspåverkat utgående från 9000 vattenkemiuppgifter. Det beräknade kalkningsbehovet för att tillfälligt motverka försurningen av allt detta ytvatten skulle innebära att den svenska ytvattenkalkningsverksamheten behöver mer än fördubblas. Det underlagsmaterial som fanns till utredningen ansåg man dock vara heterogent och bristfälligt varför ett stort inventeringsarbete startat och beräknas pågå 1990-92.

Att fjällen skulle vara påverkade av försurning kom som en överraskning för många. På direkta utsläpp finns till vatten i fjällvärlden. Men tidiga studier har dock visat på en smygande försurning i små avgränsade områden i den södra fjällkedjan (Andersson et al. 1971, Gydemo & Fisk 1979, Olofsson 1981, Andersson et al. 1980, Lindström & Andersson 1981, Lindström et al. 1984, Andersson & Nyberg 1984, Engblom & Lingdell 1984, Olofsson & Melin 1986). År 1983-84 genomfördes en omfattande studie av vattenkemi, bottendjur och fisk som antydde att försurningen var allmän i södra fjällkedjan (Degerman et al. 1987), men tvivel fanns alltså kvar. Visste vi verkligen att det var färre djur kvar i vatten numer och har inte alltid fjällvatten haft ett lågt pH? Föreliggande arbete som initierades av naturvårdsverkets projektgrupp för försurningsforskning i ytvatten är ett försök till en sammanställning och analys av vad vi vet om försurningen i fjällkedjan. Är den belagd, är den omfattande, sker artutslagnings? Med tanke på att 89% av nationalparksarealen är belägen i fjällen torde ökad kunskap om antropogen påverkan i form av luftföroreningar i fjällvärlden vara av intresse.

Undersökningar av Sveriges naturreservat och nationalparker har visat att dessa har surare vatten än övriga Sverige (Engblom & Lingdell 1986a, 1987). Orsaken till att reservaten är sura är naturligtvis att den mark som avsatts i flera fall är lågproduktiv, med liten motståndskraft mot försurning. Samtidigt finns en ovilja att motverka försurningen genom kalkning, för att inte ytterligare påverka marken.

Denna sammanställning syftar till att redovisa och syntetisera publicerat och opublicerat material om försurningspåverkan i den svenska fjällkedjan, samt i viss mån i fjällnära skogsmark. Huvudvikten har lagts vid effekter på ytvatten och djur som lever i ytvatten. Det har inte funnits utrymme för att förklara försurning och alla de mekanismer som är kopplade till det sura nedfallet. Ej heller har vi redogjort för repektive organismgrupps plats i ekosystemet eller samverkan mellan olika djurgrupper. För dem som vill fördjupa sig i detta hänvisar vi till mer specialiserad litteratur.

## FJÄLLEN

Fjällen utgör inte något klart definierat område och har ej heller strikt avgänsats i denna rapport. I huvudsak avses dock enbart området ovan odlingsgränsen, men flera jämförelser med skogslandet nedanför görs. Vegetationsmässigt omfattar denna sammanställning de regioner som benämns alpin- eller fjällregionen och den subalpina fjällbjörkskogsregionen (Atlas över Sverige). Fjällregionen eller den alpina regionen definieras botaniskt som skoglös (kalfjäll) och domineras av ris-, gräs- och starrhedar, samt örtängar. I de lägre nivåerna tillkommer vide-snår (ex. Rafstedt 1984, Andersson et al. 1985). Kärr och mossar är vanliga och i de högsta partierna dominerar kallt berg med lavar och mossor. Fjällbjörkskogsregionen domineras av björk med mycket viden. Fjällbjörken bildar **skogsgräns** i hela fjällkedjan. Denna gräns ligger i den södra fjällkedjan på ca 950 meter över havet och i norra Norrbotten på ca 600-700 m.ö.h., medan barrskogsgränsen ligger cirka 100 meter lägre (Atlas över Sverige, blad 43-44). **Trädgränsen** utgör gränsen för de översta trädformade björkarna och ligger högre än skogsgränsen (Rafstedt 1984). Dessa gränser är inte statiska utan ändrar sig långsamt med klimatet. Således låg skogsgränsen under varmetiden för 5-8000 år sedan betydligt högre än idag, ibland ända upp till 200 m högre (op.cit).

Sveriges äldsta berggrund är 2700 miljoner år och finns i norra Norrbotten. Större delen av ur-

berget i norra delen av landet är dock 1750-1900 miljoner år gammalt. Fjällkedjan däremot består av sediment från den unga Atlanten. När den grönländska kontinentalplattan kolliderade med Skandinavien för 400 miljoner år sedan sköts dessa sediment upp i höjden och bildade den kaledoniska fjällkedjan. Under fjällkedjans bildning sköts de nya fjällbergarterna österut och överlagrade det gamla urberget. Därav uppkom skolorna, som är överskjutna partier med flack slutt-



EVA ENGBLOM

ning västerut, men med en brant östsidan. I ett fåtal områden saknas dessa överskjutna fjällbergarter och urberget ligger blottat. Så är bland annat fallet i Sösjöfjällen, NV Jämtland, samt i delar av Torneträskområdet. Urberget liksom sandsten, amfiboliter och sparagmiter är svårvittrade eller basfattiga mineral/bergarter. Den basrikaste berggrunden utgörs av kalk, fylliter och fjällskiffrar. Denna basrika berggrund ger ett bättre skydd mot försurande ämnen genom sin förmåga att neutralisera syra. I fjällen är generellt moräntäcket

tunt och humustäcket mycket ringa. Detta medför att markmagasinet är tunt och därmed är den volym som skall ta hand om den sura nederbörden liten. Buffringkapaciteten, en funktion av såväl markens basinnehåll som kontakttid och kontaktytan med mineral i marken, är därmed ringa i vissa grovblockiga fjällmarker.

Definitionsmässigt räknas fjällen till den subarktiska regionen, eftersom sommartemperaturen i juli överstiger 10 °C. Fjällets djur och växter har beskrivits i ett flertal arbeten. I de följande kapitlen kommer huvudvikten att läggas vid djur och växter i vatten. Hammar (1989a) har samman-

fattat dagens syn på limnologi i Arktis och Subarktis. Trots att miljön är extrem finns normalt alltid liv, även i tillfälliga vattensamlingar. Vattnen på fjällen är en mindre utsatt miljö än landmiljön, eftersom vattnet skyddas från extrema temperaturer.

---

## KLIMAT

---

Fjällen har ett övervägande fuktigt maritimt klimat, som en följd av varma vindar från Atlanten. I och med den höga bergskedjan skiljer dock klimatet ofta mellan västra och östra sidan. När vindarna tvingas upp på höjden kyls de av och mycket nederbörd faller; 1000-3000 mm per år i västra fjällkedjan, medan andra delar kan ligga i regnskugga. Abisko är Sveriges torraste plats med en nederbörd kring 300 mm per år. I områden med låga skyddande berg på norska sidan förs nederbörden in i den svenska fjällvärlden, så sker bl.a. i västra Jämtland (det sk Jämtlandsfönstret) och i Padjelanta. Södra fjällkedjan, dvs Dalarna och Härjedalen, har ett torrare och mer kontinentalt klimat och är mer påverkade av sydliga vindar.

Persson & Kindell (1981) har sammanställt uppgifter om vilken vindriktning som dominerar vid nederbörd i Sverige under sommar resp vinterhalvåret (nederbördsvindrosor). Vintertid faller i de västligaste delarna av svenska fjällen över 90% av nederbörden vid vindar i sektorn SV-NV, vilket skulle medföra relativt ringa förorenad luft i jämförelse med sydliga-ostliga vindar. Ju längre österut i fjällkedjan desto mindre andel av nederbörden faller vid västliga vindar (Figur 1 & 2). Området kring Överuman-Ammarnäs ligger i skugga av norska fjäll och har trots sin närhet till Atlanten förhållandevis liten andel nederbörd med västvindar. Fjällkedjan söder om landskapet Jämtland har också liten andel nederbörd från NV-SV.

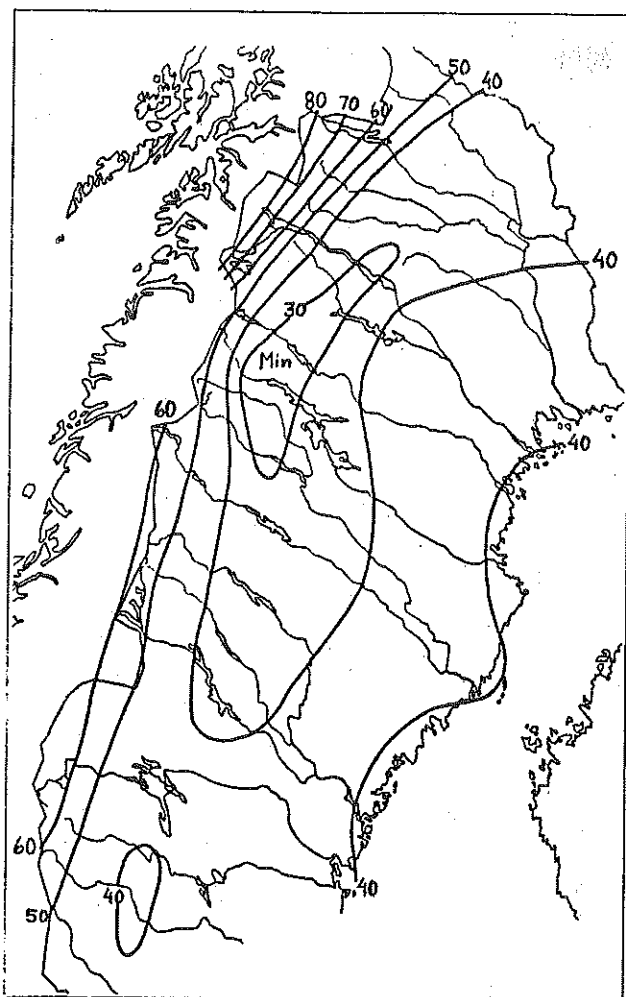
Ett belysande exempel på fjällens förmåga att via vindar och nederbörd samla på sig föroreningar var Tjernobyl-katastrofen i april 1986. Fjällområdet i Övre Faxälven drabbades betydligt hårdare av radioaktivt nedfall än låglandet närmare östersjökusten (Hammar et al. 1991). Vindar

från Kiev-området förde med sig radiocesium och andra nuklider. Dessa deponerades dels med regn dels med snö genom att den smittade luften steg när den nådde svenska fjällen och därvid avgav nederbörd. Paket med förorenad luft kan således föras in österifrån till de sydliga och ostliga fjällen.

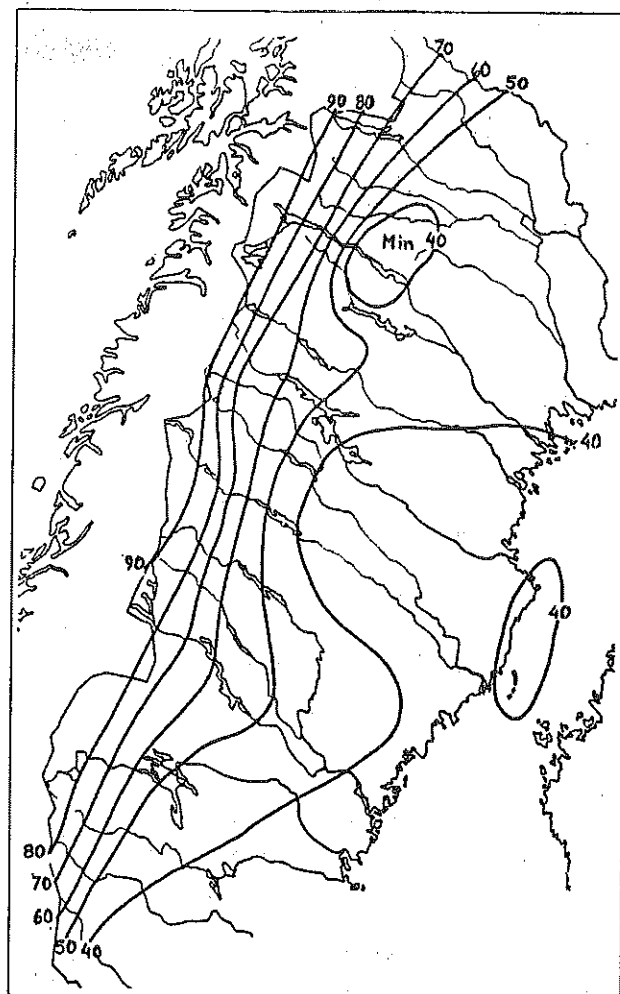
Klimatet är vädrets variationer kring ett långsiktigt medelvärde (även om ett medelvärde kanske egentligen ej existerar) för ett område. Variationer i temperatur och nederbörd kan te sig mycket olika beroende på den tidsperiod/-skala vi betraktar (se Bernes 1989). De senaste 100 åren har temperaturen globalt ökat med 0.5 °C (NILU 1990). Men globala förändringar är av föga intresse för isolerade områden. För de senaste 60 åren har Bernes (1989, sid 26-28) jämfört vinter- och sommartemperaturens samt årsnederbördens avvikelse i norra Sverige från ett långtidsmedelvärde för perioden 1860-1988. Vintertemperaturen var hög under 1930-talet och låg under 1980-talet, men inga generella trender har förelegat. Sommartemperaturen var också hög under 1930-talet, men under 1980-talet var den låg. 1980-talet, liksom slutet av 1970-talet, var således generellt kallt i norra Sverige. Om man studerar medeltemperaturen i Tromsö 1940-1980 föreligger en minskning med 0.5 °C (NILU 1990). Alexandersson & Eriksson (1989) anger att temperaturen minskat ca 0.8 °C i norra Sverige sedan mitten av 1930-talet.

Från mitten av 1930-talet och fram till slutet av 1980-talet ökade årsnederbörden (Alexandersson & Eriksson 1989, Bernes 1989). De förra räknar med en ökning på 6% i norra Sverige under 1860-1987. Visserligen kan detta delvis bero på att nederbördssamlarna blivit effektivare. Samma mönster går dock igen i ytavrinningen under de





Figur 1. Andel (%) av totala nederbörden som faller vid vindar i sektorn SV-NV (135 °) under **sommarhalvåret** enligt Persson & Kindell 1981.

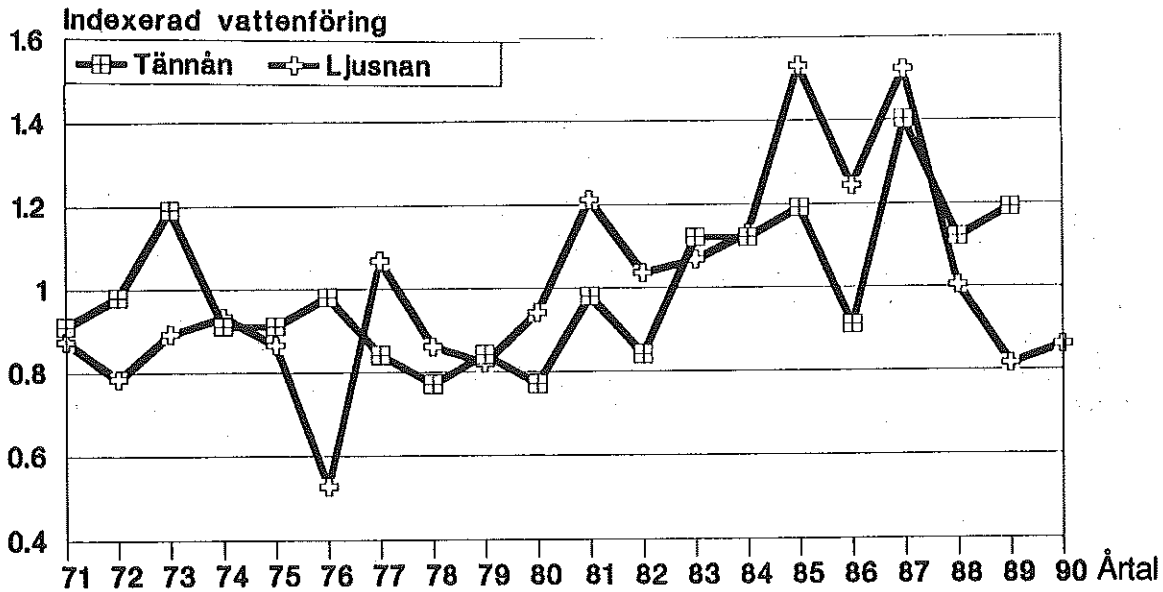


Figur 2. Andel (%) av totala nederbörden som faller vid vindar i sektorn SV-NV (135 °) under **vinterhalvåret** enligt Persson & Kindell 1981.

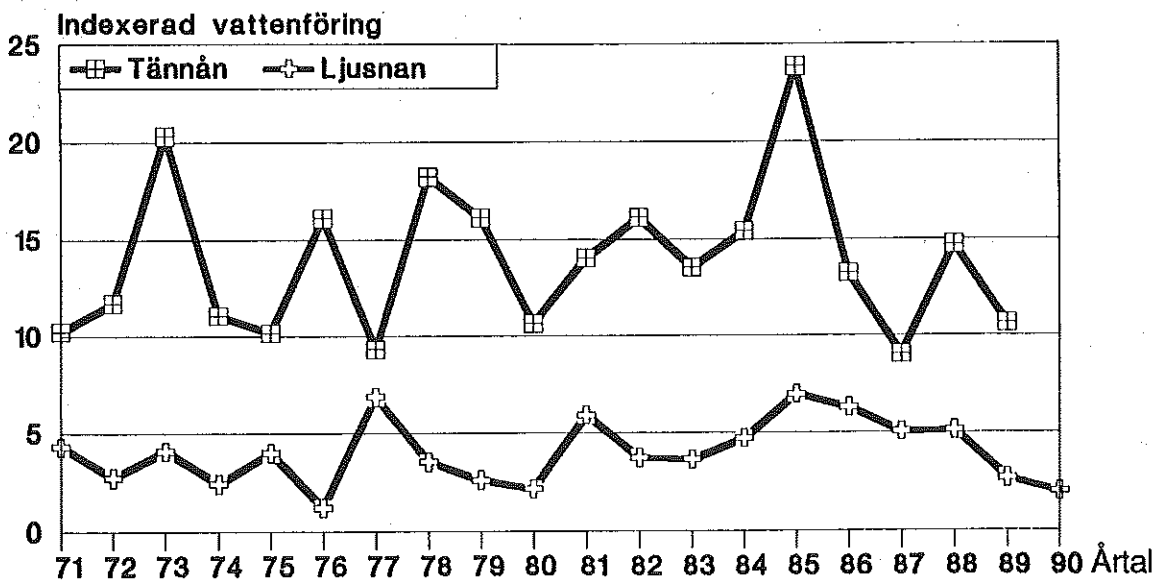
senaste dekaderna. I figur 3 presenteras årsmedelvattenföringens variationer kring den långsiktiga årsmedelvattenföringen för perioden 1971-1990 i Tännån (SMHI-SVAR) och Ljusnans mynning (Ånell 1991). Tännån är ett biflöde till Ljusnans övre delar. Som synes har medelvattenföringen ökat under 1980-talet fram till 1988. I figur 4 presenteras årets maximala dygnsvattenföring i relation till den normala dygnsvattenföringen under samma period. Tännån har uppströms provtagningspunkten ett avrinningsområde på 63 km<sup>2</sup> och andelen sjö är 6.4%. Vattenföringens fluktuationer under året minskar med andel sjö och avrinningsområdets storlek och var större i Tännån än i Ljusnan. Samvariationen med Ljusnan var mindre god. Den maximala vattenföringen var dock relativt hög 1973, 1977-78 samt 1985 i båda vattendragen.

Den maximala dygnsvattenföringens styrka är av intresse eftersom extrema högvatten i fjällen brukar medföra ett lägre pH (se senare avsnitt). Den maximala dygnsvattenföringen i Tännån borde bero av snöpackens mäktighet samt avsmältningförloppet snabbhet. Snödjupet i det närbelägna Lofsdalen på 1000 m.ö.h. har varierat betydligt vid provtagningstidpunkten kring den 15 april respektive år (data Erik Olofsson). Åren 1982 och 1985 sammanföll ett stort snödjup (Figur 5) med hög maxvattenföring, men ett ringa snödjup år 1978 gav en stor maxvattenföring. Kopplingen mellan snödjup och vårflodens styrka är därmed inte direkt.

Genom den ökade vattenföringen har humusämnehalt ökat i vattendragen. Detta genom att en hög grundvattennivå ger ytlig avrinning och de ytliga marklagren innehåller mer humusämnen.



Figur 3. Årsmedelvattenföringen i Tännån och vid Ljusnans mynning dividerad med det långsiktiga årsmedelvärdet (1971-1990) för resp vattendrag (Data från SMHI-SVAR och Ånell 1991). Vattenföringen ökade således 1978-1987.

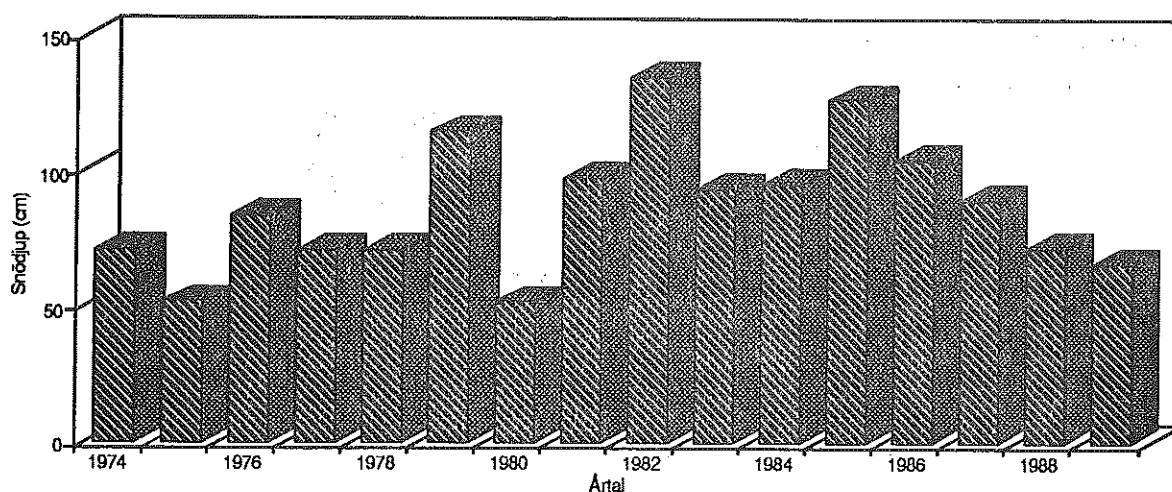


Figur 4. Årsmaxvattenföringen i Tännån och vid Ljusnans mynning dividerad med det långsiktiga årsmedelvärdet (1971-1990) för resp vattendrag (Data från SMHI-SVAR och Ånell 1991).

Detta har i sin tur medfört att även kvävetransporten med avrinnande vatten ökat (Löfgren 1991).

Klimatet kan orsaka kortvariga sura perioder i yt- och grundvatten under torra somrar. När grundvattennivån i marken sjunker kan tidigare atmos-

färiskt tillförd svavel oxideras till sulfat och leda till låga pH-värden (Bernes 1989, Degerman et al. 1990, Milner & Varallo 1990, Bird et al. 1990). Inga sådana episoder är dock rapporterade från fjällkedjan.



Figur 5. Snödjupet på 1000 m.ö.h. i Lofsdaalen kring den 15 april respektive år (Erik Olofsson).

I ett längre perspektiv har vulkanismen på jorden spelat en stor roll för surheten i ytvatten. Under perioder med kraftig vulkanism har stora mängder svavelföreningar vällt ut i atmosfären och sänkt pH även på avlägsna platser. Hammer (1977) samt Hammer et al. (1980) har undersökt glaciäris på Grönland och funnit att vulkanutbrott bidragit med betydliga mängder vätejoner. Således kan man i isen finna spår av utbrotten på Hekla i slutet av 1940-talet, av Krakatoa år 1883 och så vidare. Perioden 1550-1750 var vulkanismen i världen riklig och gav betydande tillförsel av syra. Extrema halter av syra tillfördes bland annat 1783 (av vulkanen Laki). Ett utbrott kring år 540 e.kr. beräknas ha medfört ett utsläpp av 70 miljoner ton försurande ämnen. I isen var tillskottet av vätejoner vid de större eruptionerna i storleksordningen en pH-enhet. Det är därför inte förvånande att man i historiska data kan finna enstaka perioder då extremt basfatta sjöar haft ett lägre pH än idag.

Klimatet påverkar dock inte bara nederbörd och avrinnande ytvatten utan naturligtvis även de levande organismerna. Kullman och Högberg (1989) har rapporterat om omfattande barrförluster och missfärgning av barr hos tall på höjdlägen av 5-600 m.ö.h. i Handölans dalgång, Jämtland. Barrförlusterna uppträdde efter vintern 1986/87 och antas bero på att snötäcket detta år var tunt, vilket medförde att marken frös djupare än vanligt. På grund av en period med mycket solsken under vintern skadades därför träden av uttorkning. Detta fenomen drabbade enligt författarna (op.cit.) hela den skandinaviska fjällkedjan. Att

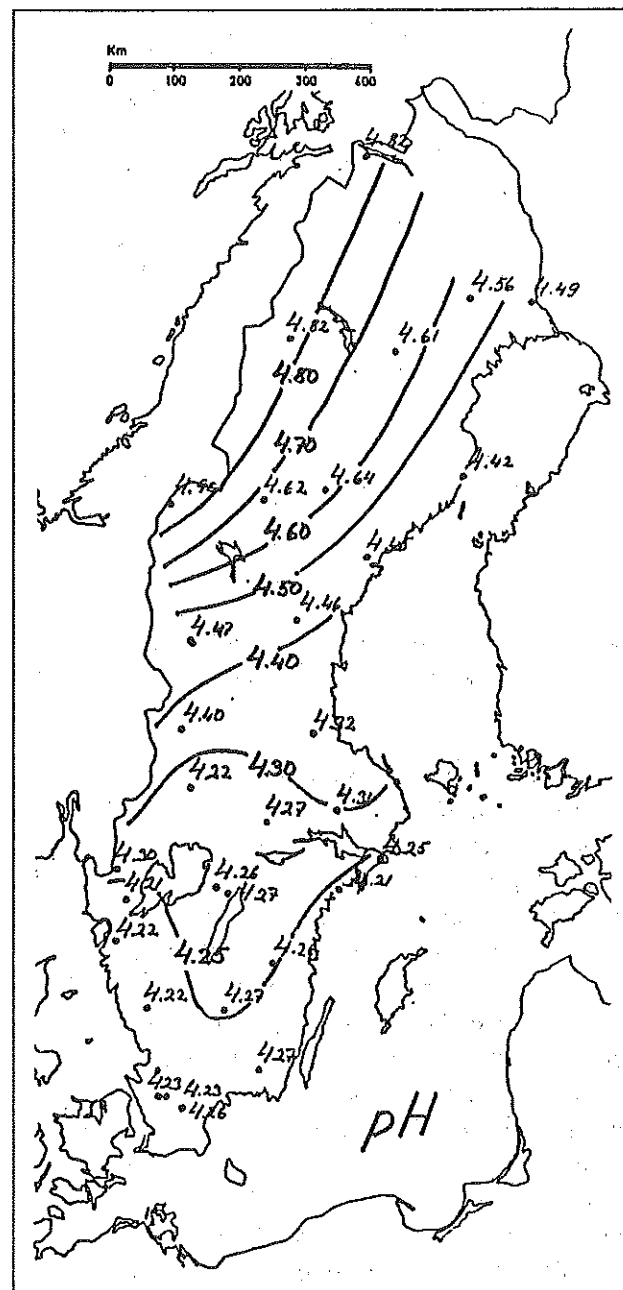
luftföroreningar skulle ha medverkat genom att utsätta träden för extra stress tillbakavisas av författarna med att det var tallar på mossmark, som var längst frusen, som var hårdast angripna. Dessutom ansåg de att förekomst av epifytiska lavarna inte tydde på föroreningar. Vad som ytterligare talar för att det var klimatet som var orsak är att samma fenomen rapporterats under 1800-talet. Det kan dock inte uteslutas att de tilltagande luftföroreningarna kan ha bidragit till stressen på träden.

Långsiktiga trender visar obetydligt minskad temperatur sedan 1860. 1980-talet var dock ovanligt kallt. Avrinningen har varit osedvanligt stor under samma årtionde, men den maximala värflodens styrka tycks ha varit lika stor även tidigare. Noterbart är att stora skillnader föreligger i varifrån nederbörden kommer. Mellersta och norra fjällkedjan får mindre sur nederbörd med vindar från SV-NV, medan dessa vindar inte bidrar lika mycket söder om landskapet Jämtland. Den södra fjällkedjan får mer nederbörd från syd och ost. Lokala skillnader finns också för områden i regnskugga bakom höga norska fjällmassiv och där kan sursare nederbörd dominera.

## SYRADEPOSITIONEN

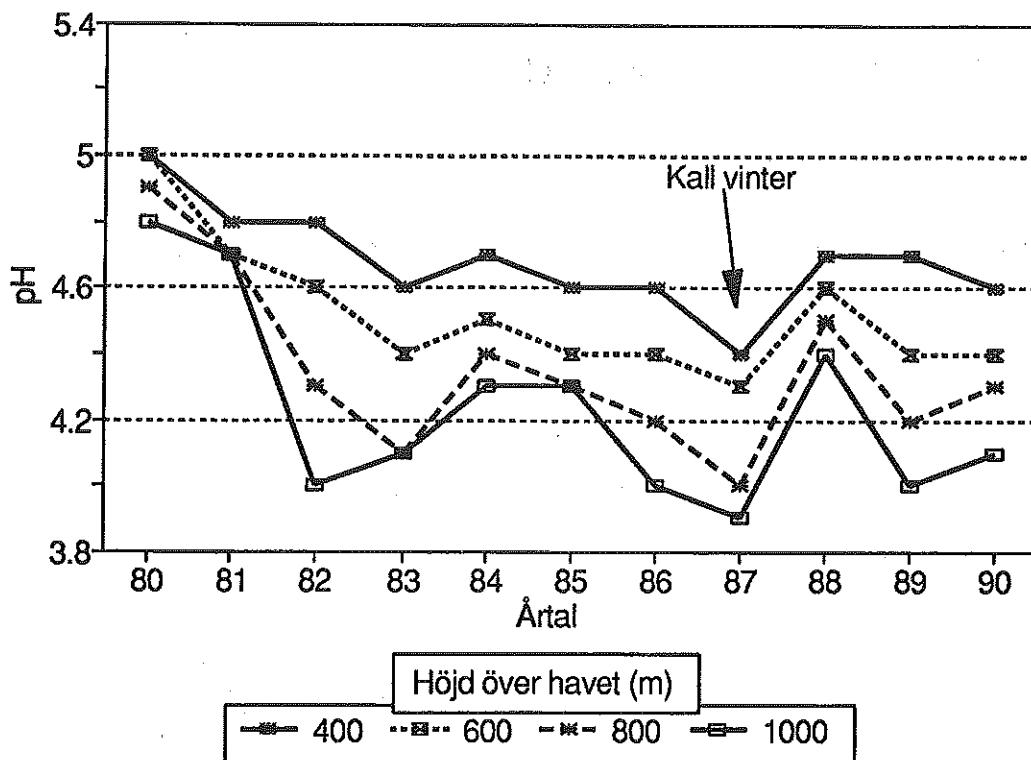
Nederbörden bör naturligt ha ett pH av 5.6-5.7 om man enbart tar hänsyn till atmosfärens halt av koldioxid upplöst i vatten (ACSCEQ 1981), men pH i nederbörd i avlägsna och av människan relativt lite påverkade regioner i världen är vanligen bara strax över 5. Detta på grund av naturligt försurande processer som tillför sulfat (från ruttnande växter) och svaga organiska syror (Irving 1990). Isprover från tusentals år gammal snö från Arktis har ett beräknat pH av 5.2-5.5 (Delmas et al. 1980). McNeely & Gummer (1984) undersökte snöpackens pH på Ellesmere Island i Arktiska Kanada och fann pH på 5.2-7.1. De ansåg att värden under 5.6 var låga och tydde på förorening. För närvarande har årsnederbörden över den skandinaviska fjällkedjan ett genomsnittligt pH av 4.3-4.8 (Granath 1989, Figur 6), vilket visar på en betydande förorening. Ackumulerad nederbörd i form av snö måste således bidra till vårflodens surhet. Det finns ett klart samband mellan våra utsläpp av svaveldioxid och nederbördens surhet och svavelinnehåll. Sedan början på 1970-talet har dock svavelhalten i luften minskat som en följd av minskade utsläpp (Leck & Rodhe 1989). Den ökade nederbördsmängden under slutet av 1980-talet motverkade dock utsläppsminskningarna och mer svavel och syra än normalt tillfördes landet via nederbörden (Lövsblad 1990). Ökningen var dock ringa och några statistiska förändringar förelåg ej.

En faktor som gör fjällen försurningskänsliga är att berg (toppar) samlar på sig mer föroreningar än lägre liggande landskap (Popp et al. 1986, Dore et al. 1990). En effekt som kan liknas vid den urtvättning av förorenande partiklar som sker i skogsbryn (Wiman 1984). Schrimppff (1980) visade tydligt att snötäcket hade betydligt högre koncentration av vätejoner, nitrat, kadmium med flera ämnen på två skogsklädda bergstoppar i Bayern jämfört med omkringliggande lågland. Här kan självfallet skogens filtrerande effekt (Harriman & Morrisson 1982, Hultberg 1985, Ormerod och Gee 1990) ha bidragit, men även i områden utan skog ökar bergets urtvättande effekt med höjden vilket syns tydligt på snötäckets surhet i Lofsdaalen, Härjedalen. Erik Olofssons mätningar visar att snöpackens pH sjunker med cir-



Figur 6. pH i nederbörd år 1988 baserat på viktad vätejonkoncentration (Granath 1989).

ka en halv enhet från 400 m.ö.h. till 1000 m.ö.h. (Figur 7). Erik Olofsson lyckades efter detta konstaterande få igång en ytterligare nederbördskemisk mätstation på höjdryggen i området. Granat (opubl. utkast till PMK-rapport, 1991) har analy-



Figur 7. pH i snöpacken i Lofsdalen (15 april) beroende på höjden över havet (Data från Erik Olofsson, Sveg). Obs att 1987 var en kall vinter, dvs mycket  $\text{SO}_2$  från uppvärmning.

serat den nederbörd som insamlats från Lofsdalen dels på dalstationen (500 m.ö.h.) dels på toppstationen (900 m.ö.h.) under 1988-89. Han fann att  $\text{H}^+$ -depositionen var dubbelt så hög på toppstationen och att värdena motsvarade dem man finner i södra Mellansverige. Granat drog slutsatsen att det nuvarande svenska nederbördskemiska nätet underskattar syradepositionen i svenska fjällarna, speciellt i nivå med och över trädgränsen.

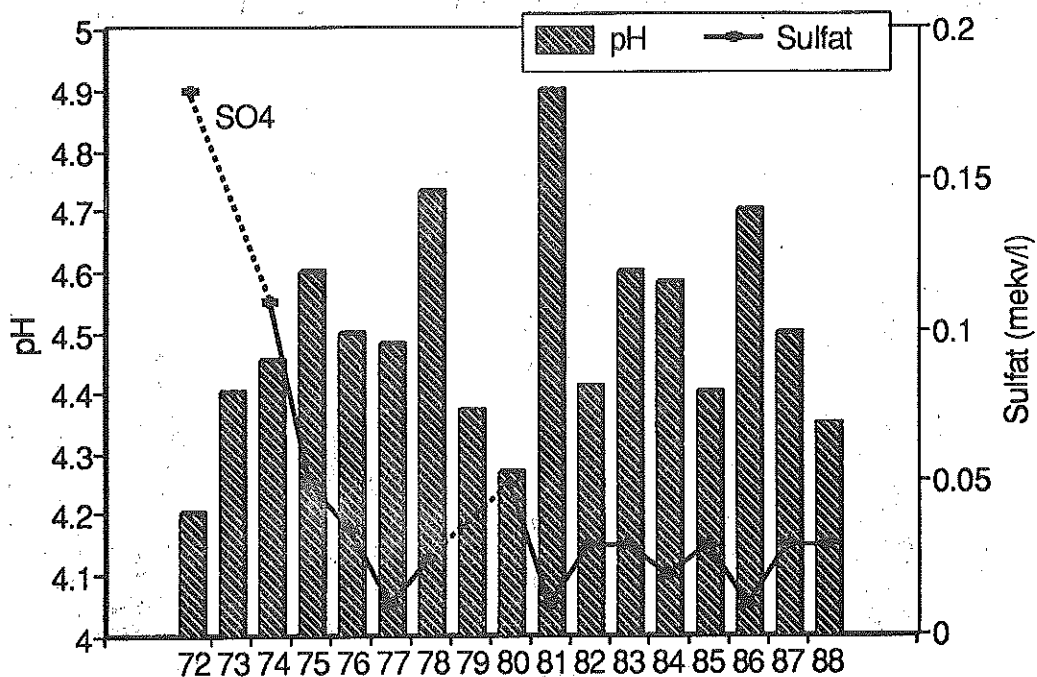
Mätningarna i Lofsdalen startade med sporadiska mätningar 1973 och 1974, med anledning av att färgad snö drev in med sydliga och sydostliga vindar. Denna färgade snö bildade i vissa fjällområden raka korridorer. Vintern 1987 var ovanligt kall och följaktligen användes mycket olja och kol i Europa för uppvärmning. Detta medförde stora svaveltransporter norrut och som en följd ett lågt pH i snöpacken (Figur 7). Att svavel från den europeiska uppvärmningen under vintern färdas långt upp i Arktis är bland annat känt sedan den norska nederbördskemiska stationen startade på Björnön 1977 (Rahn et al. 1980).

Mätningar av snöpackens pH och vissa andra konstituenterna har också under perioder genomförts på Fulufjäll, NV Dalarna (Data från Göte Andersson, William Dickson, Torolf Lindström).

Undantaget år 1972 har pH i snöpacken i mars-april varit 4.4-4.9, samtidigt har sulfathalterna minskat radikalt (Figur 8). Sulfathalterna har varit cirka 0.02-0.03 mekv/l från mitten av 1970-talet. Nitrat-halterna i snön har samtidigt pendlat mellan 0.01-0.05 mekv/l, dvs varit av samma magnitud. Nitrat bidrar därmed betydligt till försurningstrycket i området. Trots att det endast är några få mil mellan Lofsdalen och Fulufjäll så förelåg vissa skillnader. Medan pH tycks ha minskat successivt under 1970-talet i Lofsdalen har en tendens till motsatt utveckling förelegat i Fulufjälls-området. pH i nederbörden var dock i stort densamma och visar på stor påverkan av försurande ämnen.

Mätningar av snöpackens pH samt nederbördens pH vid sjön Torrön, NV Jämtland, visar att även detta område drabbas av sur nederbörd, men att pH periodvis indikerar 'oförorenad' nederbörd (Figur 9).

Av det ovan sagda framgår att koncentrationen av försurande ämnen i snön kan öka med altituden, samtidigt som den totala mängden föroreningar ökar eftersom nederbördsmängden ökar med höjden! Wallen (1951) beräknar ökningen i nederbördsmängd till ca 10-20% per 100 meters stigning.



Figur 8. pH och sulfat-halt i snöpacken på Fulufjäll i mars/april enligt analyser av SNV (Data från Andersson et al. 1980 samt Andersson, Dickson, Lindström opubl.).

Vidare samlar snö på sig mer partiklar än motsvarande regnmängd (Dore et al. 1990), varför urtvättningen av förorenad luft blir speciellt uttalad i kalla områden. Våtdepositionen överstiger därmed betydligt torrdepositionen i fjällområden (Kloeti et al. 1990). I kalla högt belägna trakter minskar också inslaget av alkaliskt stoft i nederbörden (Barrie 1986). Kärenlampi och Oksanen (1990) fann en ökad sulfathalt i en lavart (Blåslav, *Hypogymnia physodes*) ju högre upp prov insamlades på en bergstopp i norra Finland. De antog att detta berodde på deposition av sulfat via molndroppar direkt på lavarna.

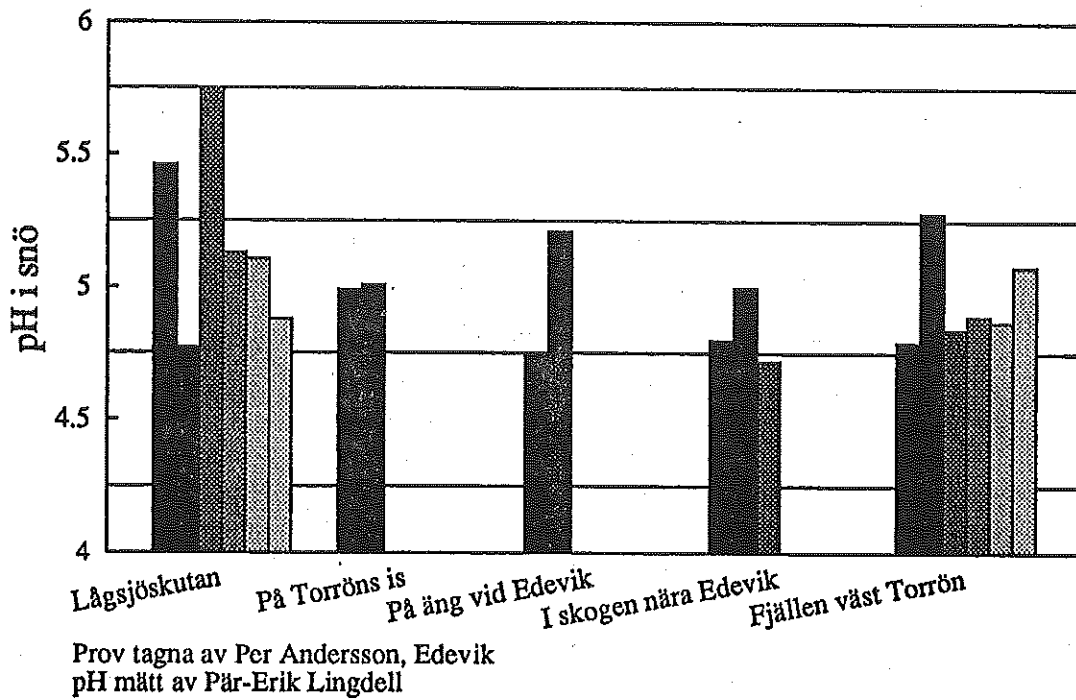
Det som nämnts ovan visar att de rådande 'Critical loads' för försurande ämnen (Nilsson och Grennfelt 1988) som appliceras över hela landet kan vara grundade på felaktiga antaganden. Kan vi verkligen garantera att fjällmarken tål en ytterligare 25% ökning av nedfall av försurande ämnen, vilket angivits av Sverdrup och Warfvinge (1988)? Liknande antaganden att fjällen är mindre försurningskänsliga än lägre liggande skogsmark har gjorts av Chadwick och Kuylenstierna (1990) utgående från det faktum att fjällen saknar skog och därmed inte nämnvärt filtrerar ut (scavenging) försurande ämnen ur luften. Som framgår av det ovan sagda kan detta antagande visa sig vara felaktigt. En speciellt

komplicerande faktor är vidare det komplexa depositionsmonster som uppstår i en bergskedja. Det amerikanska NAPAP-programmet konstaterade att interpolerade värden för deposition av försurande ämnen blev väldigt osäkra för högt belägna områden, speciellt om terrängen var ojämn (Irving 1990). Liknande farhågor har väckts vad gäller svenska fjällvärlden (Granat opubl. utkast till PMK-rapport, 1991) samt för norra Finland där stationsnätet är glesare än i södra delen av landet (Jukola-Sulonen 1990).

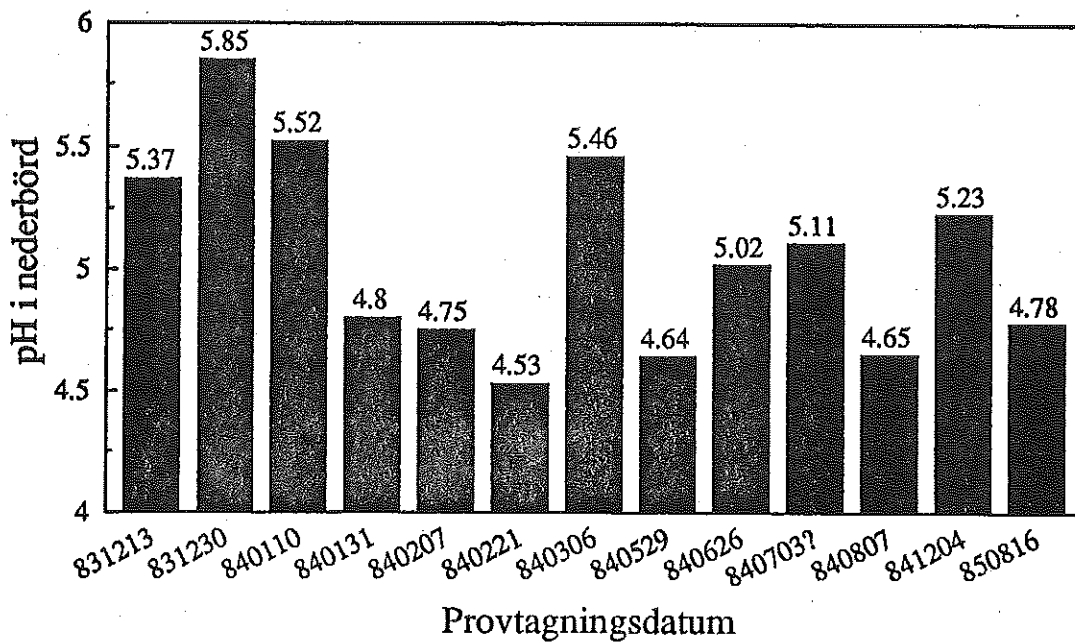
Bjärnborg (1983, 1986) studerade surstötter i Tärnafjällen, dvs i samma område som studerats av Gydemo och Fisk (1979), under 1980-84. Han fann därvid ett lägsta pH i bäckarna mellan 6.3-6.5 tack vare en förhållandevis ren snö (pH 5.2) 1980-81. Under perioden 1982-84 uppmättes ett lägsta pH av 5.5 medan snön samtidigt hade ett pH ned till 4.9, i enstaka fall ned till 4.6. Om pH skulle sjunka till 4.6 i snön, dvs till de värden som ofta föreligger idag, räknade Bjärnborg med surstötter under pH 5 i bäckarna.

Studier i Norge har visat att analyser av snöpacken kan ge en god bild av nederbördskemin, om än pH i snön är något högre än vad motsvarande nederbördsdata anger (Wright och Dovland 1978). Tilläggas bör också att snön även kommer att innehålla torrdepositionen i området, vilket i

## Snöprover från Torrömrådet vinter 84/85



## Nederbördens pH vid bottenfaunalokalen vid Tvärån i Torrömrådet.



Figur 9. Snöprover (övre figur) samt nederbördsprover tagna vid Torrön, NV Jämtland, av Per Andersson (Edevik) och Eivor Edbjörk (Överäng). pH mätt av Limnodata respektive Bo Andersson, Hudiksvall.

och för sig är en fördel vid studier av försurningstryck då det är det samlade nedfallets effekter på ytvattnet som skall studeras.

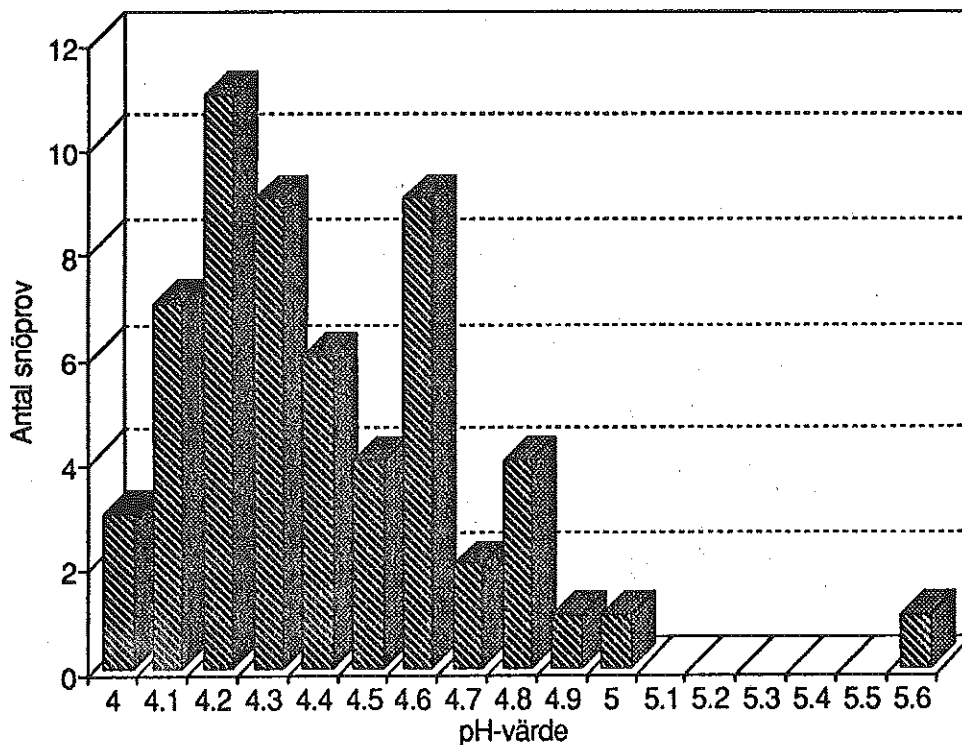
Snökarteringar har utförts av länsstyrelserna i norra Sverige vid olika tillfällen. Nauwerck et al. (1981) fann ett snö-pH av 4.5 i Norrbotten under mars 1980. Speciellt i fjällen var halterna av sulfat höga, men detta tolkades vara en effekt av sulfathaltiga marker i fjällen och inte orsakat av sur nederbörd. Hur de sulfathaltiga markerna påverkat snöpacken utreddes dock ej. Sulfatanalyserna i denna studie var dock indirekta och analysnoggrannheten låg. Gydemo & Fisk (1979) visade med en stor undersökning av snö över odlingsgränsen i Västerbotten att pH i medeltal var 4.43 (Figur 10). De tog snöprovet 2 dm under snöytan och bestämde pH elektroniskt med en Orion 210 enligt SIS-standard 028122.

Nederbörden vintertid har generellt ett lägre pH än under varmare delar av året. Skillnaden i norska högfjällsområden har uppmätts till 0.8 pH-enheter (4.3 resp 5.1) (Dovland 1976). Orsaken är att uppvärmning vintertid frigör stora mängder svavel till luften, vilket i sin tur medför en hög syradeposition. Men även under årets varmare delar förekommer tillfälliga episoder

med extremt sur nederbörd. Episoder med sur nederbörd är associerade med speciella meteorologiska förhållanden så att paket med sur nederbörd färdas långväga (ex. Fjeld 1975). Dovland (1979) visade att nordligt belägna områden i Norge kunde ha högre frekvens sura episoder under sommaren-hösten än under hösten-vintern. Det senare var vanligare på sydliga stationer.

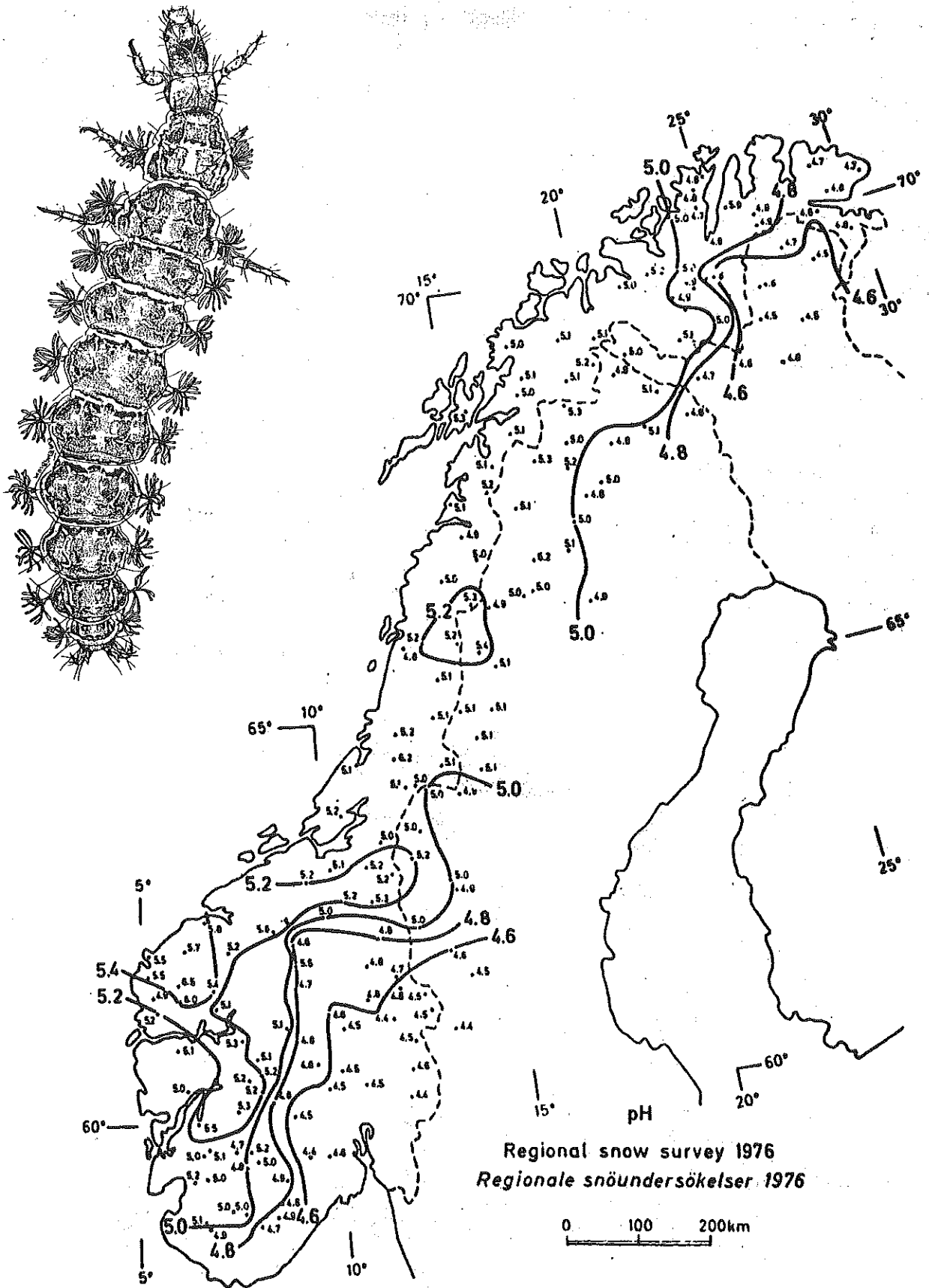
En stor norsk studie av snöpackens pH 1976 (Henriksen et al. 1976), visade på en sur nederbörd i de sydligaste svenska fjällen (pH 4.6-4.8) medan större delen av fjällkedjan detta år hade ett pH i snön över 5 (Figur 11).

Trots att nederbörden vintertid brukar vara surare än under det övriga året så framgick en markant skillnad mellan dessa norska data och de uppgifter om pH i årsnederbörd som presenterats i Sverige under 1980-talet (Granat 1989). Den försämring av pH-värdet i nederbörden som redovisats i Figur 7, kan också konstateras i pH från den norska nederbördsstationen i Trysil (Figur 12). pH i nederbörden år 1989 var över 5 i de delar av Norge som ligger nära kusten, medan södra Norge, framför allt sydöstra Norge, har ett mer kontinentalt klimat med nederbörd från syd och därmed surare nederbörd (Figur 13).

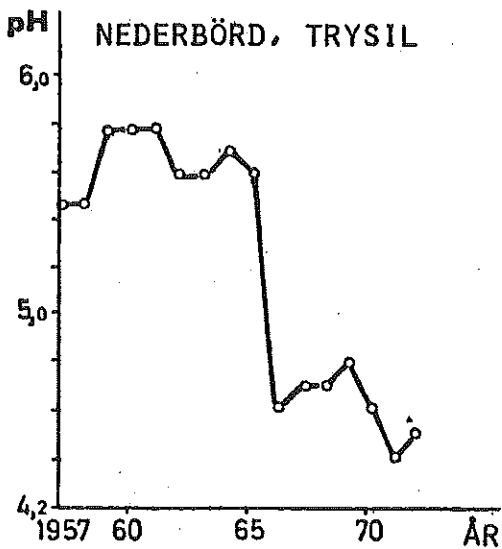


Figur 10 Fördelningen av pH i 58 snöprov i Västerbottens fjälltrakter våren 1979 (Gydemo & Fisk 1979).



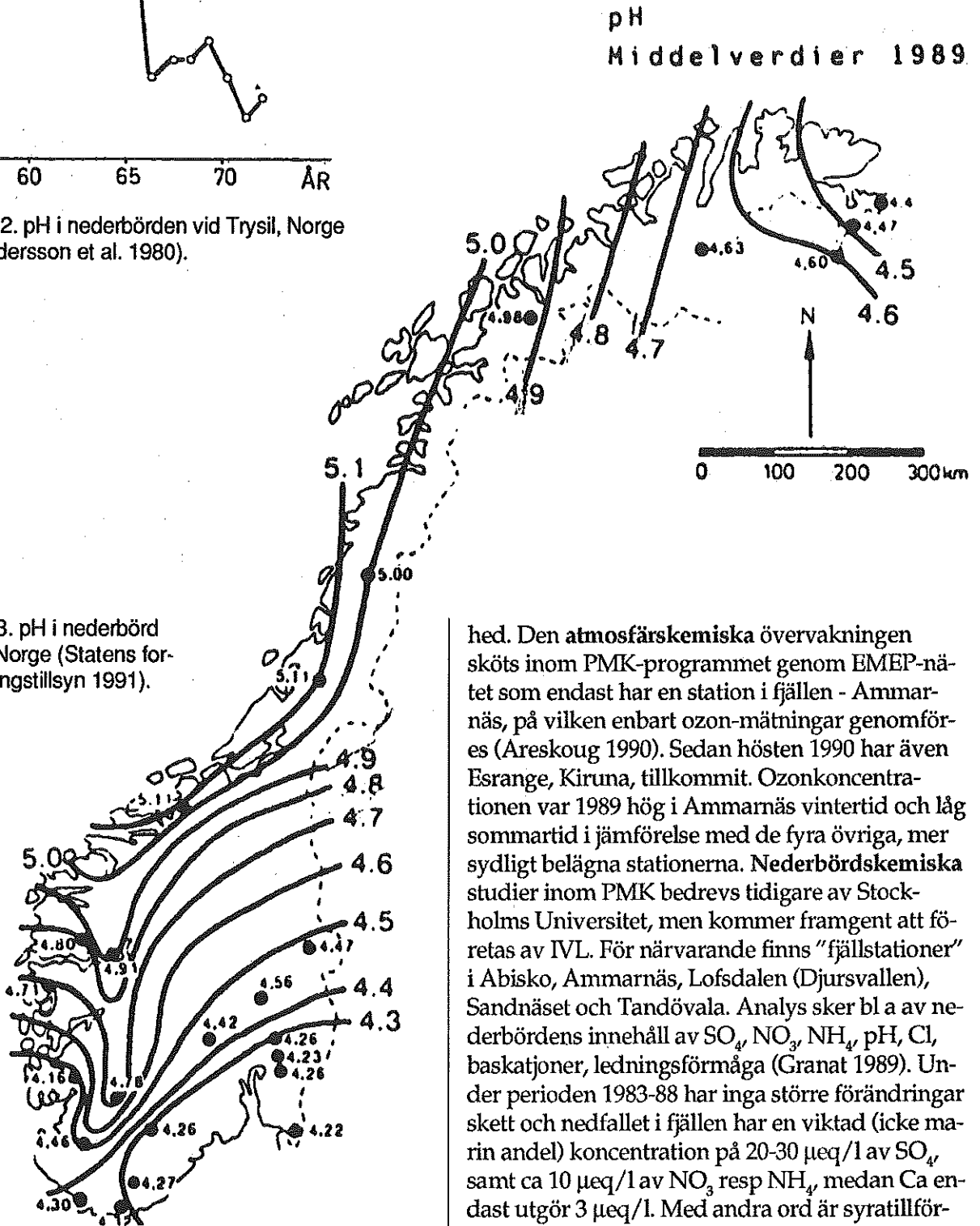


Figur 11. pH i smält snö år 1976 enligt en norsk studie (Henriksen et al. 1976).



Figur 12. pH i nederbörden vid Trysil, Norge (Ur Andersson et al. 1980).

PMK (Programmet för övervakning av Miljö-Kvalitet) drivs av statens naturvårdsverk och genomför en kontinuerlig övervakning av miljön på ett fåtal utvalda platser i landet (Bernes 1985). PMK-områdena Abisko och Ammarnäs är belägna i fjällregionen, med de övre delarna på alpin



Figur 13. pH i nederbörd 1989 i Norge (Statens forurensningstillsyn 1991).

hed. Den atmosfärskemiska övervakningen sköts inom PMK-programmet genom EMEP-nätet som endast har en station i fjällen - Ammarnäs, på vilken enbart ozon-mätningar genomföres (Åreskoug 1990). Sedan hösten 1990 har även Esrange, Kiruna, tillkommit. Ozonkoncentrationen var 1989 hög i Ammarnäs vintertid och låg sommartid i jämförelse med de fyra övriga, mer sydligt belägna stationerna. Nederbördskemiska studier inom PMK bedrevs tidigare av Stockholms Universitet, men kommer framgent att företas av IVL. För närvarande finns "fjällstationer" i Abisko, Ammarnäs, Lofsdalen (Djursvallen), Sandnäset och Tandövala. Analys sker bl a av nederbördens innehåll av  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , pH, Cl, baskatjoner, ledningsförmåga (Granat 1989). Under perioden 1983-88 har inga större förändringar skett och nedfallet i fjällen har en viktad (icke marin andel) koncentration på 20-30  $\mu\text{eq/l}$  av  $\text{SO}_4$ , samt ca 10  $\mu\text{eq/l}$  av  $\text{NO}_3$  resp  $\text{NH}_4$ , medan Ca endast utgör 3  $\mu\text{eq/l}$ . Med andra ord är syratillförseln via svavel och kväve 40-50  $\mu\text{eq/l}$ . Någon

längre tidsserie över nederbördens surhet i norra Sverige finns inte redovisad.

Data finns dock från Bredkålen för en lång period, men dessa data måste viktas och rensas från systematiska fel innan de publiceras. På grund av annan utformning av nederbördssamlarna har till exempel inverkan av alkaliskt stoft kunnat minskas. Detta gör att nederbördsvattnet kan förefalla ha blivit surare.

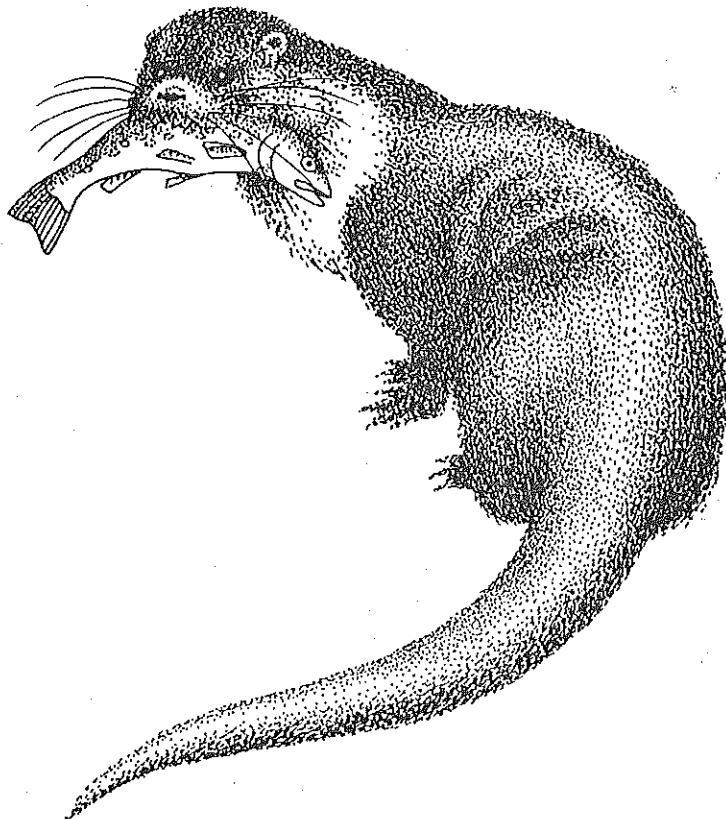
Genomgången ovan visar på en stor deposition av syra på fjälltoppar och att det krävs fler högt belägna nederbördsstationer för att öka kunskapen.

Det norska Rain-projektet har genom storskaliga manipulationer av små avrinningsområden visat hur tillförsel resp borttagande av sur nederbörd påverkar mark och avrinnande vatten. I Sogndal, beläget 900 m.ö.h., har ett alpint avrinningsområde med gnejsberggrund och ett tunt (30 cm) moräntäcke undersökts (Wright & Henriksen 1990). Nederbörden i området höll ett genomsnittligt pH av 4.8, men genom syratillförsel minskades pH i nederbörden till värden motsvarande vad man har i södra Norge (4.2).

Detta resulterade i stora förändringar i avrinnande vatten. Syran tillfördes stötvis för att efterlikna enstaka sura episoder i nederbörden och efter varje tillförsel ökade halten vätejoner och aluminium till sådana värden att fisk inte kunde

överleva (op.cit.). Noterbart var att dessa förändringar skedde efter endast ett fåtal år, försöken började 1984! (Jämför minskningen av sulfat på Fulufjället, Figur 8). I det sydligare och lägre (300 m.ö.h.) belägna Risdalsheia lyckades man genom att bygga ett tak över avrinningsområdet att minska den sura tillförseln, vilket ledde till en minskning av markförsurningen. Dessa experiment visar att i områden med tunt och basfattigt moräntäcke går markförsurningen snabbt och nederbördskemin återspeglas mer eller mindre direkt i avrinnande vatten.

Fjällområdet ligger långt från utsläppskällorna av försurande ämnen men genom en mängd samverkande mekanismer blir syranedfallet ändå stort. Markens buffrande förmåga är liten, bl a på grund av ett tunt jordtäcke och snabb, ylig avrinning. I kalkfattiga marker i den södra svenska fjällkedjan överstiger syranedfallet den kritiska belastningen, dvs vad marken förmår att långsiktigt neutralisera. Syranedfallet kan också vara för stort i begränsade områden i mellersta, och mycket lokalt, i norra fjällkedjan.



## MARK- OCH GRUNDTVATTEN

Grundvattenförsurningens mekanismer och de förändringar som skett i övriga delen av landet redovisas av Jacks & Maxe (1984), Bernes 1986, von Brömssen 1989 samt Bertills & von Brömssen 1989.

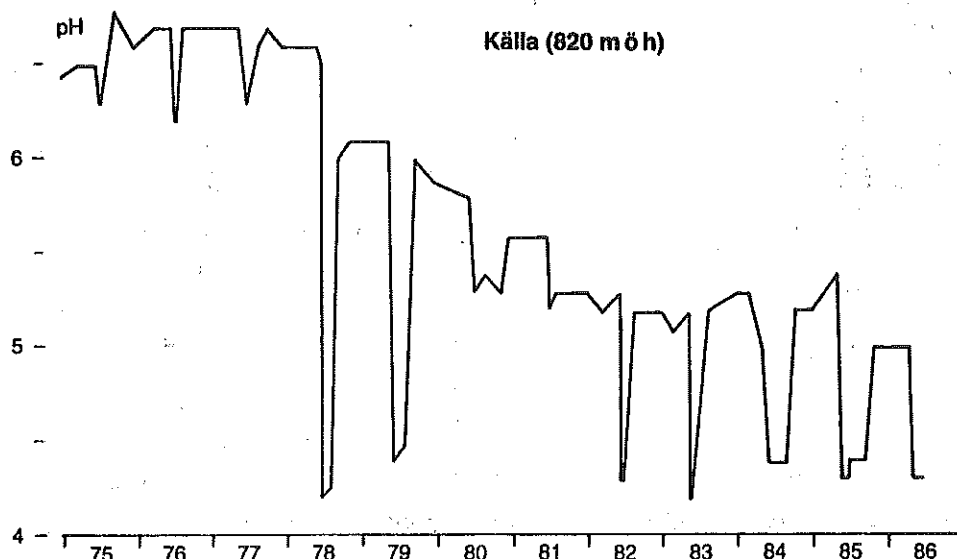
Med markvatten avses i denna skrift vatten i det översta markskiktet mellan markytan och det egentliga grundvattnet. PMK-områdena, ingående i naturvårdsverkets nationella miljöövervakning, Abisko och Ammarnäs är belägna i fjällregionen, med de övre delarna på alpin hed. I områdena insamlas **osållade jordprov för markvattenextraktion** ur humusskikt samt rostjord, varur halterna av H, Al, Ca, Mg, Na, K, Cl och  $SO_4$  bestäms. Medianvärdet för pH 1988 var 4.7 resp 6.5 på två provlokaler i Abisko och 4.3 resp 5.0 på två lokaler i Ammarnäsområdet (Bringmark 1989). Dessa pH-värden underskreds på samtliga övriga PMK-områden med motsvarande provtagning, undantaget Dalby Söderskog. Sulfathalterna i markvattnet från Ammarnäsområdet uppvisade dock väl så höga värden som övriga sydligare belägna PMK-områden, eventuellt på grund av lägre biologisk aktivitet. På Sonfjället lades i Naturvårdsverkets regi ut 20 vegetationsprovtytor sommaren 1987. Samtidigt mättes pH i jordprov. Därvid erhöles 4.2-4.6, dvs i snitt betydligt under värdena för de båda nordligare belägna PMK-lokalerna. Medianvärdena för de sydliga PMK-områdena (Grimsö till Sängen, un-

dantaget Dalby) var 3.8-4.0. Således intog proven från Sonfjället en mellanställning.

I Rogen-området, NV Härjedalen, genomförde Elisabeth Melin, Erik Olofsson och Professor Gert Knutsson 1986-08-27 provtagning av markvatten i stenbunden mark på fyra skilda lokaler (Olofsson & Melin 1986). Tre lokaler i den vanliga fattiga moränen hade pH-värden av 4.11, 4.12 samt 4.17, medan ett prov från ett mindre kalkområde (vid Lilltandsjöån) hade ett högre pH, 5.41, och mätbar alkalinitet, 0.006 mekv/l. Eftersom nederbörden är surare och marken basfattigare är det inte förvånande att markvattnet i Rogen är surare än i de nordligare belägna PMK-områdena, men överensstämmer med värdena från Sonfjället.

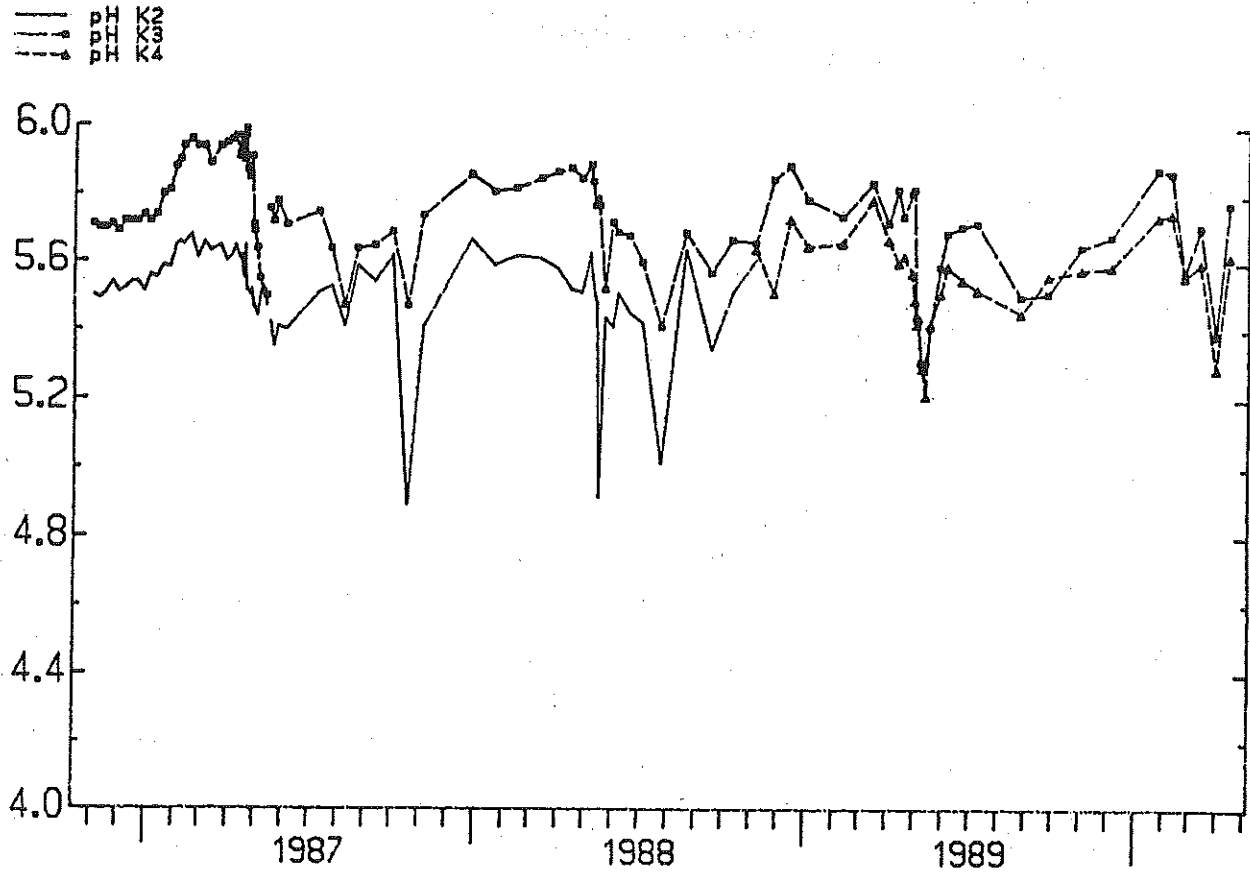
**Grundvattenövervakningen inom PMK** sköts av Sveriges Geologiska Undersökningar och inbegriper för närvarande enbart Abisko och Ammarnäs. Dessa stationer hade mer eller mindre oförändrat pH i grundvattnet under 1983-88, medan alkaliniteten visade en svagt negativ trend (Aastrup 1989).

Endast från Lofsdalen, Härjedalen, finns exempel på att grundvattnet i fjällen påvisligen försurats. Bland annat finns en längre serie från en källa som går i dagen på 820 m.ö.h., vars vatten tidigare höll ett pH över 6 och som numer pendlar kring pH 5 (Figur 14). Grundvattnet i moränmarken i fjällen är ytligt och korttransporterat

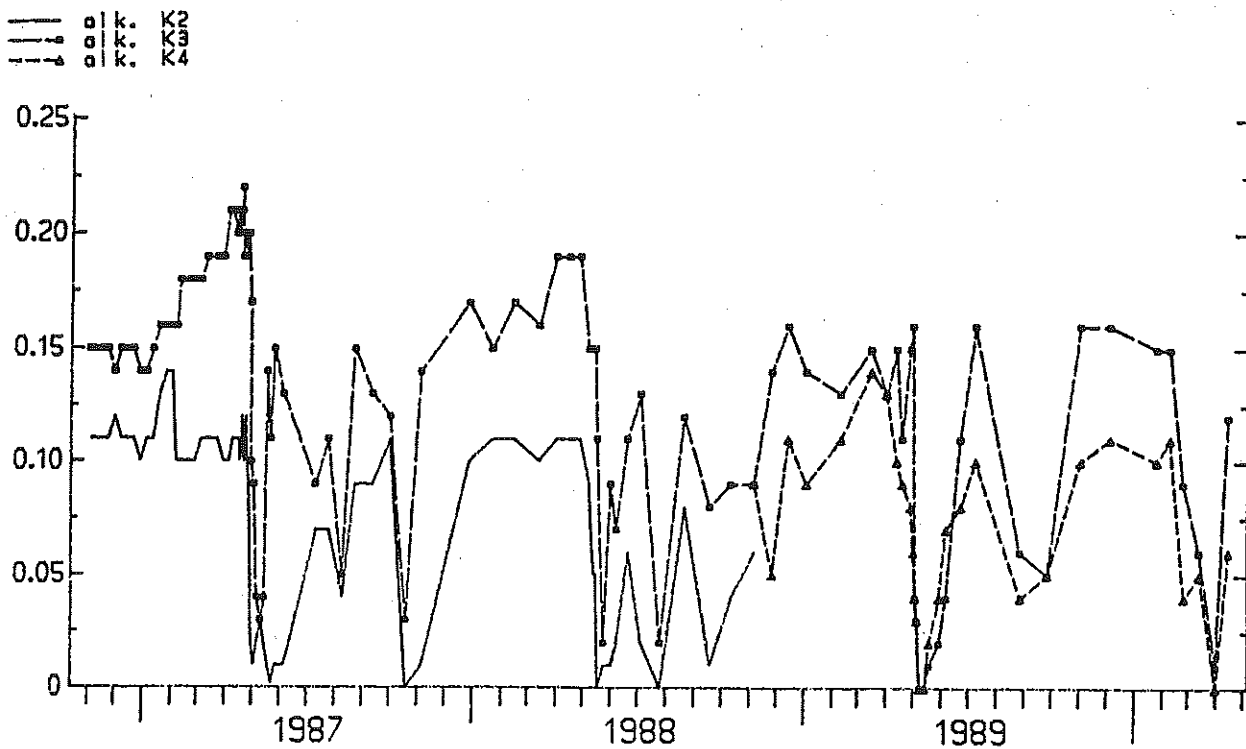


Figur 14. pH i en källa som mynnar på 820 m.ö.h. i Lofsdalen (Data från Erik Olofsson, Figur från Bernes 1986).

## PH 19861103-19900414

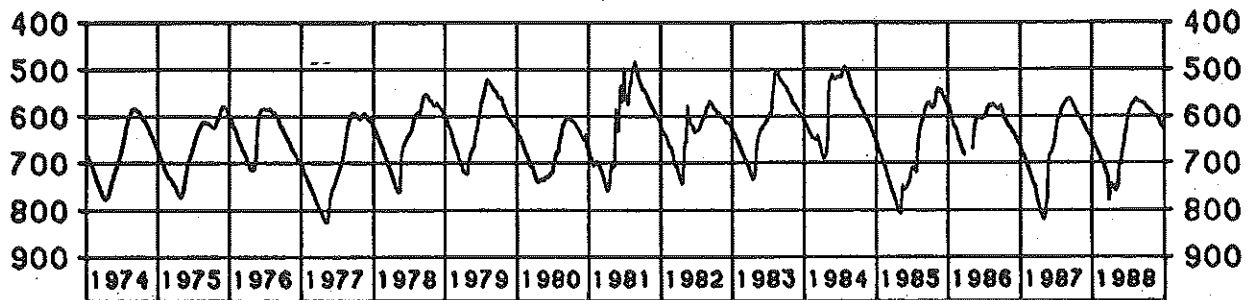


## ALK. (mekv/l) 19861103-19900414

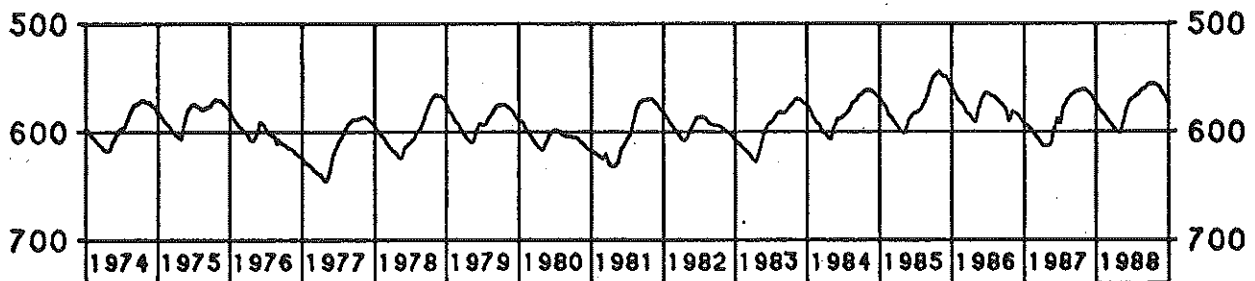


Figur 15. Fluktuationer i pH och alkalinitet i tre olika källor i sandig portyrmorän vid Djursvallen, Lofsdalen (Knutsson 1990).

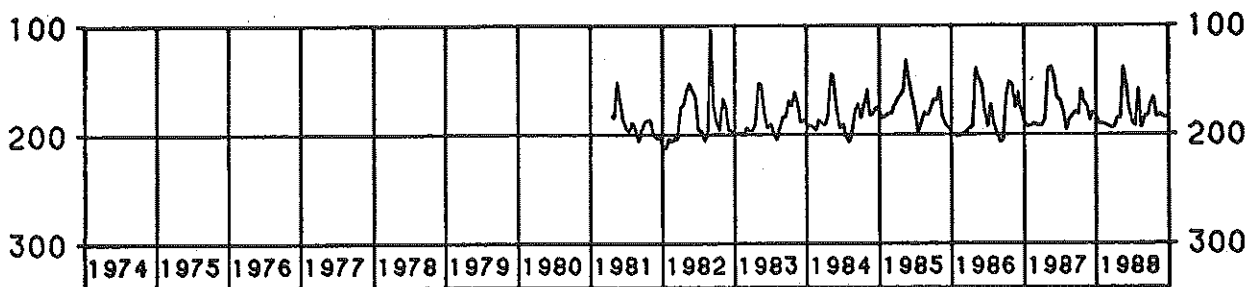
**S G U ABISKO** STATION 39 1  
GRUNDVATTENNIVA I CM UNDER RÖRÖVERKANT



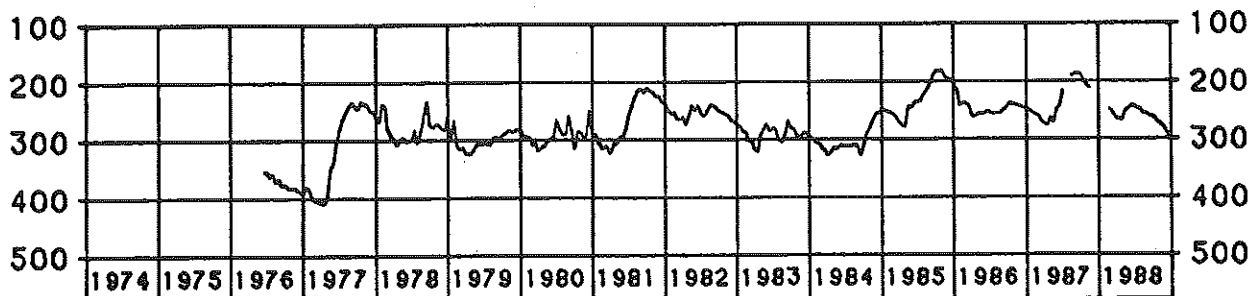
**S G U ARJEPLOG** STATION 42 5  
GRUNDVATTENNIVA I CM UNDER RÖRÖVERKANT



**S G U TÄRNABY** STATION 83 4  
GRUNDVATTENNIVA I CM UNDER RÖRÖVERKANT



**S G U SVEG** STATION 68 7  
GRUNDVATTENNIVA I CM UNDER RÖRÖVERKANT

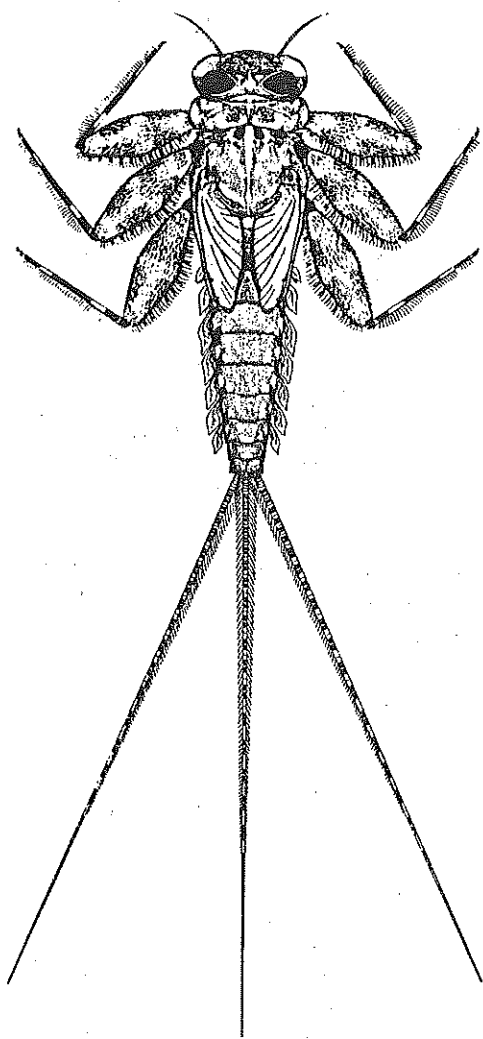


Figur 16. Grundvattennivån i några fjällnära områden (Aastrup 1989).

varför det lättare påverkas av försurningen än djupare grundvatten (Knutsson 1990).

Sedan 1986 har tre källor i sandig porfyrmo-rän i Lofsdalen övervakats av institutionen för mark- och vattenresurser vid KTH. pH och alkalinitet är låga och sjunker drastiskt vid vårflood och kraftiga höstregn (Figur 15). I samband med dessa surstötter ökar också halterna av järn, mangan och aluminium (Knutsson 1990).

Grundvattennivån i fjällmark och fjällnära markmagasin har ökat under 1980-talet (Figur 16). Detta kan möjligen bidra till den sänkning av alkaliniteten i grundvatten som noterats i Ammarnäs och Abisko. En sådan tillfällig ökning av grundvattenmagasinet genom mycket nederbörd kan ju medföra att vittringsprocesserna inte 'hinner med'. Dessutom så kan ytligare marklager, som nu fylls med grundvatten, vara mer utlakade.



Bernes (1986) talar om en grundvattenförsurning i stor skala i södra Sverige. Hans sammanställning av SGU's mätningar inom PMK's grundvattennät visade att sulfathalten ökade söderut i grundvattnet. Alkaliniteten var också lägre än hårdheten i sydsvenska grundvatten, vilket indikerar en alkalinitetsförlust. I norra Sverige var alkaliniteten i paritet med hårdheten. Den minskade alkaliniteten i Abisko och Ammarnäs följdes inte av några förändringar i kalcium och magnesium, möjligen ökade magnesium något i Abisko (Aastrup 1989). Data antyder möjligen att förändringar startat.

Förändringar i grundvattnet kan innebära en direkt hälsorisk när ytligt grundvatten (ofta grävda brunnar) används som dricksvatten. En undersökning 1982 av vatten i grävda brunnar i Härjedalen företogs av Erik Olofsson, Sveg, samt Sievert Johansson, Hydrologiska avdelningen Uppsala Universitet. Analyserna visade att pH var 5.5-6.7 och alkaliniteten låg eller måttlig. De sämsta värdena är i det pH-intervallet att utlösning av metaller (Al, Fe, Mn) ur marken kan förväntas.

Ytterligare information om grundvattenkvaliteten i fjällnära områden kan erhållas om man sammanställer data från de kommuner som nyttjar grundvatten i sina råvattenverk. Dessa är skyldiga att minst en gång om året göra mätningar av vattenkvaliteten. Dessutom har SGU mätserier från 1970-talet i fjällområdet. Dessa har dock inte varit möjligt att få ta del av.

Markvattnet i södra fjällkedjan är betydligt surare än i norra fjällkedjan. Grundvattenförsurning är konstaterad i Lofsdalsområdet. I Abisko och Ammarnäs föreligger en svag trend av minskande alkalinitet, som dock inte säkert kan kopplas till syraned-fallet.

## VATTENKVALITET I RINNANDE VATTEN

Geografiskt omfattande karteringar av vattendragens kemi har redovisats av Länsstyrelserna i mellersta och norra Sverige inom projektet FLINK (Ahlström och Isaksson 1990). Totalt redovisades 450 provtagna vattendrag/vattendragsavsnitt från försurningskänsliga delar av fjällområdet. Av dessa prover uppvisade 216 en alkalinitet under 0.05 mekv/l (Tabell 1), dvs den gräns som gäller för statsbidrag till kalkning av försurade vatten. Tyvärr särredovisades inte provtagna under stabil period från dem provtagna vid vårflod.

I vissa delområden har dock prover bara tagits under stabil period och trots detta förelåg låg alkalinitet, exempelvis i Njakafjällsområdet. Generellt var andelen sura vattendrag i dessa försurningskänsliga områden störst i södra fjällkedjan (80%), medan Västerbotten hade lägre andel. De relativt höga frekvensen för Överuman berodde på att provtagning i huvudsak skett under vårflod. I Lofsdalsområdet och Fulufjäll var ett flertal vattendrag kalkade vid provtagningen. Om så inte hade varit fallet torde situationen ha varit betydligt sämre.

Tabell 1. Alkalinitet i små vattendrag i försurningskänsliga delar av fjällregionen enligt sammanställning av Ahlström & Isaksson (1990).

Fjällområde	Län	Antal prov	Vid instabil period	Alk.<0.05 mekv/l	Andel sura (%)
Transtrandsfjällen	17	18	1	16	89
Långfjället	17	5	2	4	80
Fulufjäll	20	2	0	1	50
Lofsdalsområdet	23	137	90	84	61
Flatruet	23	86	53	40	46
Hotagsfjällen	23	29	15	11	38
Oldfjällen	23	61	34	38	62
Ströms vattudal	23	57	29	13	23
Njakafjäll	24	22	0	1	4
Överuman	24	33	30	8	24
<b>Totalt</b>		<b>450</b>	<b>254</b>	<b>216</b>	<b>48%</b>

### Stabil period

I en studie av 337 av fjällkedjans små vattendrag som genomfördes 1983 insamlades ett ytvattenprov per provtagningslokal under perioden 830609-830814. (För närmare beskrivning av val av provtagningslokaler hänvisas till avsnittet om bottendjur). Trots att inemot en tredjedel av vattendragen subjektivt bedömdes ha saknat alkalinitet under vårfloden (Degerman et al. 1987) var det endast tre vattendrag som uppvisade alkali-

nitet 0. Dessa låg samtliga utanför det egentliga fjällområdet (i bergkullslätt-terrängen nedanför). I medeltal var alkaliniteten 0.2 mekv/l i hela materialet (Tabell 2).

Av de 337 undersökta vattendragen hade 75% en alkalinitet under 0.25 mekv/l. En alkalinitet lika med eller under 0.05 mekv/l förelåg i 37 vattendrag (11%) och av dessa låg flertalet i fjället/förfjället. Dessa vattendrag var spridda över hela fjällkedjan, men med en dominans för Jämtlands län. Med hjälp av parametrarna neder-



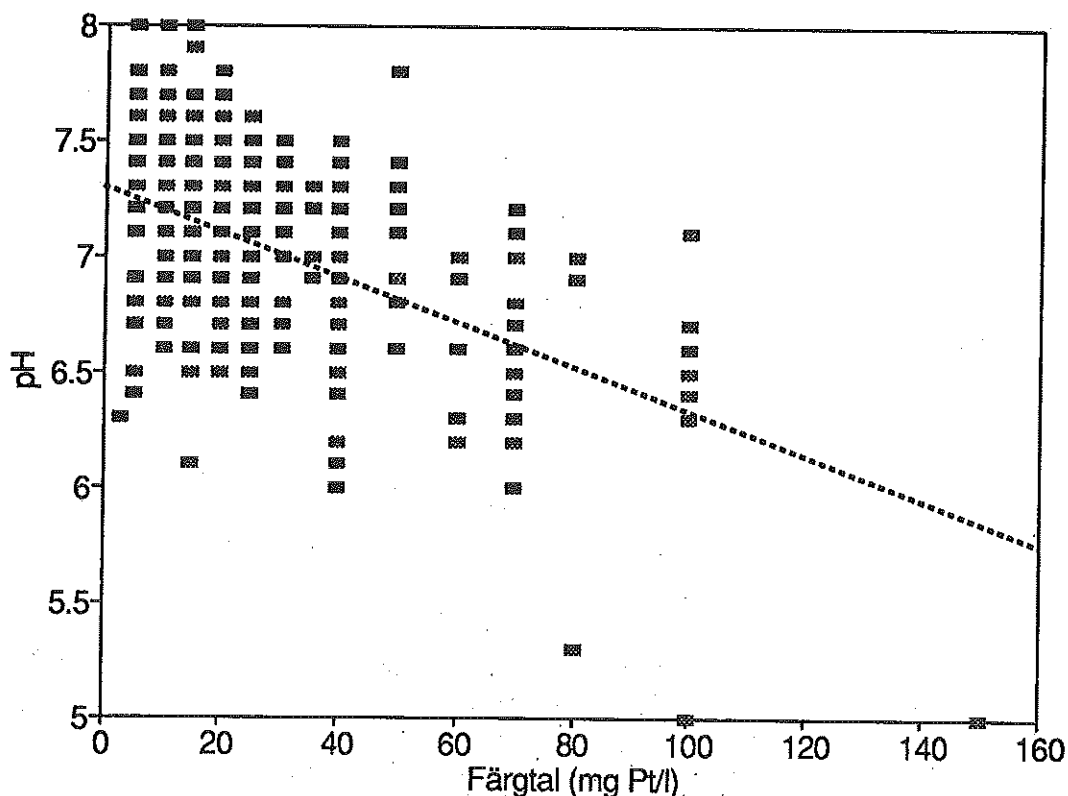
Tabell 2. Medelvärde, standard avvikelse, lägsta samt högsta pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) och färgtal (mg Pt/l) för 337 undersökta vattendrag i fjällregionen sommaren 1983.

	Medelvärde	S.D.	Lägsta	Högsta
pH	7.02	0.43	5.0	8.0
Alkalinitet	0.20	0.17	0.00	0.9
Konduktivitet	3.66	2.95	1.0	30.8
Färgtal	27.5	21.7	3	150

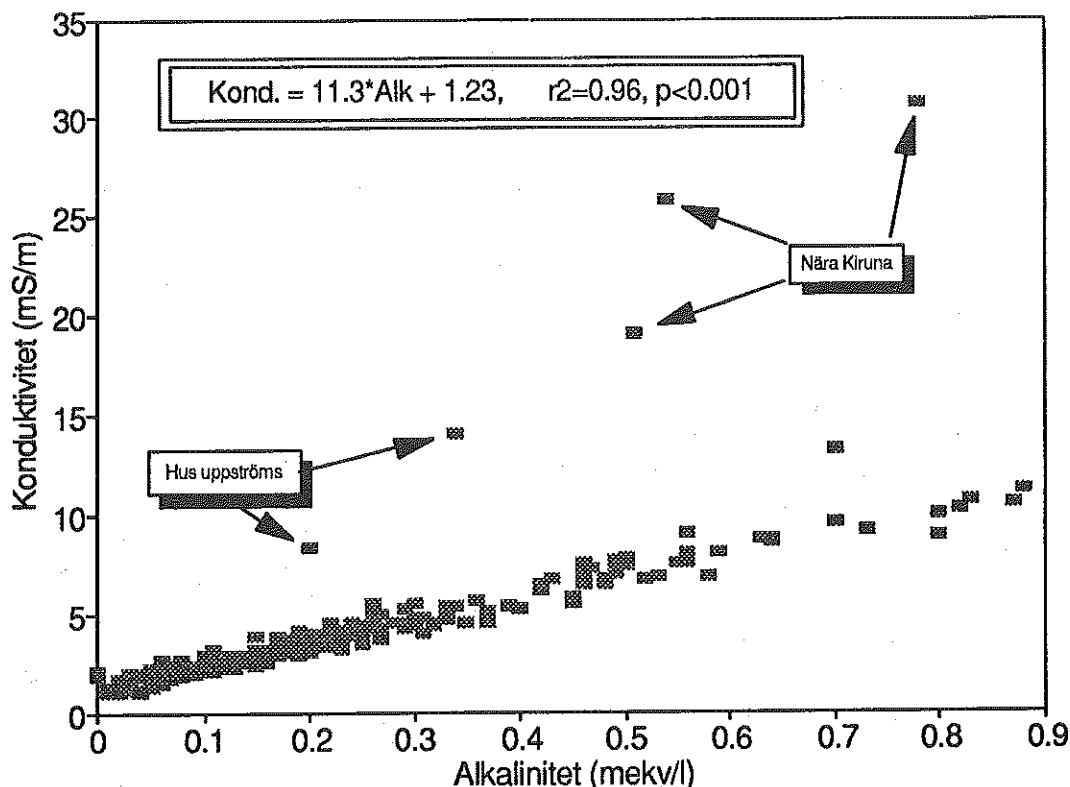
bördsmängd i avrinningsområdet samt julitemperaturen (luft) kunde gruppen av lågalkalina ( $\leq 0.05$  mekv/l) vatten signifikant urskiljas från dem med högre alkalinitet (Diskriminantsanalys, kan.korr.=0.26,  $p < 0.001$ ). Med ökad nederbördsmängd och varmare sommar/sydligare läge ökade risken för låg alkalinitet. Naturligtvis skulle uppgifter om berggrund och jordtäcket tjocklek öka säkerheten i analysen, men resultaten skulle kunna tolkas som att där mycket snö faller och snösmältningen var snabb och stor/alternativt sydligare belägna fjäll, var risken för låg alkalinitet störst.

pH i materialet var signifikant korrelerat till färgtalet, dvs sänkt sommar-pH uppträdde troligen som en följd av humussyror (Figur 17). Endast fem vattendrag hade dock pH under 6 och i fyra fall av fem torde orsaken enbart vara humussyror. Ett färgtal av 100 mg Pt/l motsvarar ungefär 50  $\mu\text{eq/l}$  svag syra, vilket ungefär motsvaras av sulfathalterna i de norrländska vatten. Med andra ord skulle humussyror och sulfat bidra lika mycket till att sänka alkaliniteten ( $-50 + -50 \mu\text{eq/l} = -0.1$  mekv/l) i ett sådant vatten.

Färgtalet är ett mått på mängden humussyror samt färgande metaller som föreligger i vattnet.



Figur 17. pH avsatt mot färgtal i 337 undersökta vattendrag i fjällregionen sommaren 1983 (Degerman et al. 1987).



Figur 18. Konduktivitet avsatt mot alkalinitet i 337 undersökta vattendrag i fjällregionen sommaren 1983 (De-german et al. 1987).

Troligt är att mängden färgande (Fe, Mn) metaller var relativt låg i dessa sommarprover. Färgtalet var signifikant negativt korrelerat till andelen av avrinningsområdet uppströms som utgjordes av kalvfjäll resp sjö (multipel linj. reg.,  $r^2=0.35$ ,  $p<0.001$ ,  $n=65$ ), vilket troligen är en egentlig positiv korrelation med andelen av avrinningsområdet som utgjordes av mosse/myr. Denna andel har dock ej uppmätts på karta. Inga extrema 'outliers' förelåg i denna regression, med andra ord förelåg inga extrema färgvärden som kunde tänkas vara beroende av extrema metallhalter.

Konduktiviteten var som väntat låg; i medeltal 3.7 mS/m, men enstaka undantag förekom (Figur 18). Dessa undantag ( $n=5$ ) var vattendrag som påverkades av hushålls/avloppsvatten då provtagningspunkten låg omedelbart nedströms hus. Speciellt i området runt Kiruna tätort var förorenade vatten vanliga.

## Surstötter

Mätningar i flera fjällområden (Fulufjäll, Lofsda-len, Tännäs, Torrön) har visat på betydande epi-

sodiska sänkningar av pH i samband med vårflo-den, trots att dessa vatten uppvisat höga pH under övriga delen av året. I slutrapporten från det amerikanska försurningsforskningsprogrammet, NAPAP, konstaterades också att episodiska sänkningar av alkaliniteten är ett allerstädes närvarande fenomen i ytvatten i Norra Amerika och Europa (Irving 1990).

När den sura nederbörden tränger ned i mar-ken buffras den av markens innehåll av baskatjone-r (kalcium, magnesium). Riktigt sur nederbörd i basfattiga marker kan inte buffras tillräckligt av det lilla förrådet av kalk och basrika mineral. Istället angriper vätejonerna det vittrade silikat-mineralet och löser ut aluminiumjoner ( $Al^{3+}$ ), järnjoner ( $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ) samt manganjoner ( $Mn^{2+}$ ) (se vidare i Bernes 1986). Speciellt allvarligt blir proble-met med metalljoner i avrinnande ytvatten i gamla issjölägen, vilka är vanliga i de södra fjäl-len (Hoppe 1983, Borgström 1989). När inlands-isen drog sig tillbaka stängdes ofta ytvatten in. Spåren efter dessa issjöar syns fortfarande i fjäl-landskapet i form av strandlinjer, issjödeltan, is-sjösediment och issjöavlopp (Hoppe 1983, Borg-ström 1989). Den gamla issjön på höjdryggarna

vid Lofsdalen, Härjedalen, har lämnat en myckenhet metaller kvar i marken. Dessa metaller har börjat läcka ut i takt med den tilltagande försurningen (Borg 1986).

Giftigheten hos metaller brukar anses vara relaterad till hur stor andel av metallen som föreligger i jonform, men studier av perifyton och bottendjur i ett surt vattendrag visade att även hydratiserade metalloxider kan inverka negativt genom att lägga sig som en hinna över substratet (McKnight & Feder 1984). Surstötter med förhöjda metallhalter kan orsaka betydande skada på fisk och bottendjur i rinnande vatten (Leivestad och Muniz 1976, Andersson och Nyberg 1984, Hesthagen 1989, Weatherley et al. 1990). Metallutfällningar kan ibland ses i stora mängder i bäckar eller på bäckstranden. Sådana kraftiga vita utfällningar (troligen dominerade av aluminium) har noterats utmed fjällvattendraget Urgan i Tännäs (Erik Degerman), medan bruna utfällningar av järn och mangan är legio i de försurade vattendragen i Lofsdalen (Erik Olofsson). Engblom & Lingdell (1987) rapporterar också om betydande utfällningar år 1983 i bäckar på Björkfjället utmed Kungleden, Vindelfjällen. Åslund (1991) har observerat metallutfällningar utmed Veman, Härjedalen.

Omfattningen och inverkan av surstötter i fjällen är ringa utredd. Misstankar framfördes att det var surstötter under vårfloden som var orsak till den svaga faunan vid en omfattande inventering av bottendjur i små vattendrag i fjällen 1983 (Degerman et al. 1987). Liknande slutsatser på ett mindre material från Torrön, NV Jämtland, har också redovisats av Engblom och Lingdell (1984).

En surstöt kan sägas vara en sänkning av ett ytvattens pH och alkalinitet som ej beror av utspädning (ex. Jordbruksdepartementet 1982). I princip kan en kortvarig sänkning av pH och alkalinitet i ett ytvatten uppstå genom fem mekanismer, relaterade till:

- 1 **Utspädning**
- 2 **Havssalter**
- 3 **Organiska ämnen**
- 4 **Atmosfäriskt deponerat svavel (sulfat)**
- 5 **Atmosfäriskt deponerat kväve (nitrat, ammonium).**

Om även processer i markmagasinet inräknas kan surstötter också orsakas av oxidation av svavelrika jordar vid torka (Vallin 1953). Vidare skul-

le oxidation och hydrolys av metaller som läckt ur markmagasinet kunna bidra (Jacks et al. 1986, White & Driscoll 1987).

De fem nämnda mekanismerna (1-5) ovan samverkar ofta så att en surstöt domineras av olika mekanismer under olika faser (Johannessen et al. 1980, Jordbruksdepartementet 1982, Bjärnberg 1983, 1986, Hindar et al. 1984, Schofield et al. 1985, Driscoll et al. 1989). Speciellt noterbart vid snösmältning är att kemiska föreningar och därmed en stor andel av vätejonerna smälter ut tidigt och kan anrikas i det första smältvattnet (Dovland et al. 1974, Henriksen et al. 1974, Dovland 1976, Johannessen & Henriksen 1977, Johannessen et al. 1980, Bjärnberg 1986, Semkin och Jeffries 1986, Rascher et al. 1987), ibland kallat kryokoncentrering (Welch & Bergmann 1985). Därmed blir det första smältvattnet exceptionellt surt.

Sulfat och nitrat är oftast antropogent tillförda via luftförorening, medan övriga mekanismer/ämnen ovan (1-3) ökar koncentrationen av vätejoner genom naturliga processer - ibland kallat **naturlig försurning**. Det har hävdats att de "surstötter" som uppmätts i fjällen enbart är en funktion av naturlig försurning, fr a utspädning. Engblom och Lingdell (1983) uppmätte till exempel hur pH i Rånda älv (Härjedalen) sjönk från 6.6 till 6.0 inom loppet av ett par timmar efter ett kraftigt regn den 27 juni 1980. pH i nederbörden var då så högt som 4.8-5.1. Redan Lohammar (1938) noterade vid sina studier av vattenvegetation i Dalarna att vårfloden spädde ut vattnet så att pH sjönk. Liknande notering finns även i modern tid från oförsurade bergssjöar (Stoddard 1987). Men utspädning i sig kan inte producera starka syror, med andra ord kan alkaliniteten ej understiga 0 på grund av utspädning (Galloway et al. 1987, Irving 1990), således måste de låga pH som uppträder i vissa fjällvattendrag bero av andra mekanismer.

För närvarande har årsnederbörden över fjällkedjan ett medel-pH av 4.3-4.8 (Granath 1988, 1990), vilket visar på en betydande förorening av försurande ämnen (se tidigare avsnitt). Ackumulerad nederbörd i form av snö måste således bidra till vårflodens surhet, speciellt om markmagasinet är litet (ett tunt jordtäck) varför avrinningen sker ytligt (Peters och Murdoch 1985, Jacks et al. 1986, Hornung et al. 1990). Det avrinnande vattnets uppehållstid i marken, som är en funktion av jordtäckets tjocklek och markens lut-

ning, är ofta viktigare än avrinningsområdets geologi för att bestämma pH i ytvatten nedströms (April och Newton 1985, Newton et al. 1987, Murdoch och Barnes 1989, Irving 1990, Bird et al. 1990). Seip et al. (1979a) visade för sex mycket små avrinningsområden dominerade av granit, med 46-74% berg i dagen och ett maximalt djup på jordtäcket av 30-95 cm att höstregnets pH var viktigare än det tunna jordtäcket för att bestämma det avrinnande vattnets pH. Avrinningsområdena låg på ca 560 meter över havet och regnet höll ett pH av 4.3 och det avrinnande vattnet ett pH av 4.2-4.4. Liknande resultat erhöles vid snösmältning (Seip et al. 1980). När det avrinnande vattnet runnit ett tag nere i markprofilen byttes vätejoner ut mot aluminium i det avrinnande vattnet i några avrinningsområden (Seip et al. 1979b). Dessa förhållanden liknar till en del dem i de översta regionerna i de sydligaste svenska fjällen.

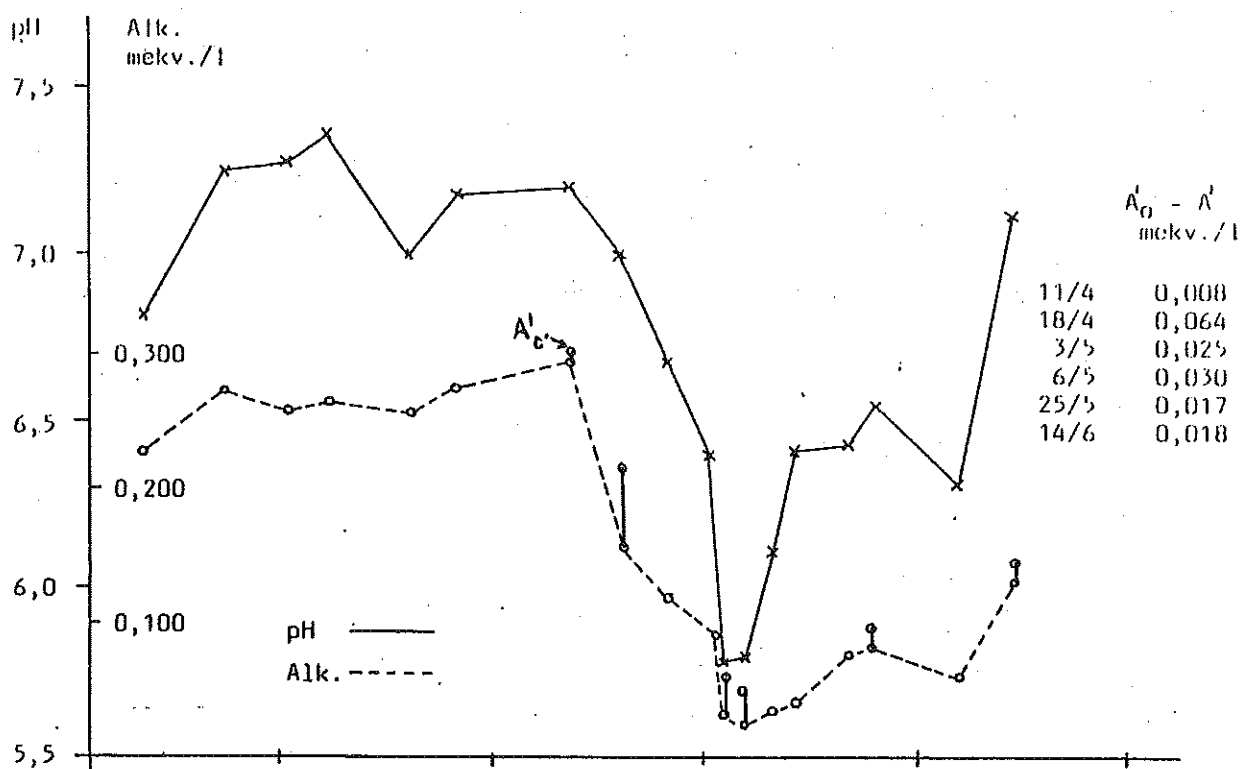
Även ett flertal andra faktorer bidrar till fjällens känslighet för sur nederbörd. Eftersom vittringshastigheten avtar med altituden (lägre temperatur, Zobrist och Drever 1990) minskar således jordtäckets buffringskapacitet med altituden. I rent arktiska områden kan delar av avrinningsområdet ha permafrost, varvid smältvattnets kontakt med marken blir ringa (Welch & Legault 1986). Dickson (1990 a,b) påpekar vidare att marken i fjällen ofta är frusen under snösmältning, vilket ytterligare minskar avrinningsområdets möjlighet att buffra den sura snön. Han anser bl.a. därför att snöns pH ej får understiga 5 i fjälltrakterna, en rekommendation som också antagits på EG's symposium om "Acidification Processes in Remote Mountain Lakes" (Wieting 1990). För känsliga bergsjöar i 'the Cascades', Washington, USA, har Welch et al. (1986) på liknande sätt därför angett ett lägsta tolerabelt pH på 4.7-4.8 i nederbörd.

Att särskilja vad som orsakar en surstöt kan göras genom förhållandevis enkla flödesoberoende relationer (kvoter) mellan baskatjoner, alkalinitet, sulfat, nitrat, ammonium, organiska ämnen och klorid (Galloway et al. 1980, Bjärnberg 1983, 1986, Welch et al. 1986, Galloway et al. 1987, Corbett och Lynch 1988, Driscoll et al. 1987, 1989, Kahl et al. 1990, Haines et al. 1990). Såväl totalt jontillskott som icke-marin andel (korrigerat med hjälp av klorid) används därvid.

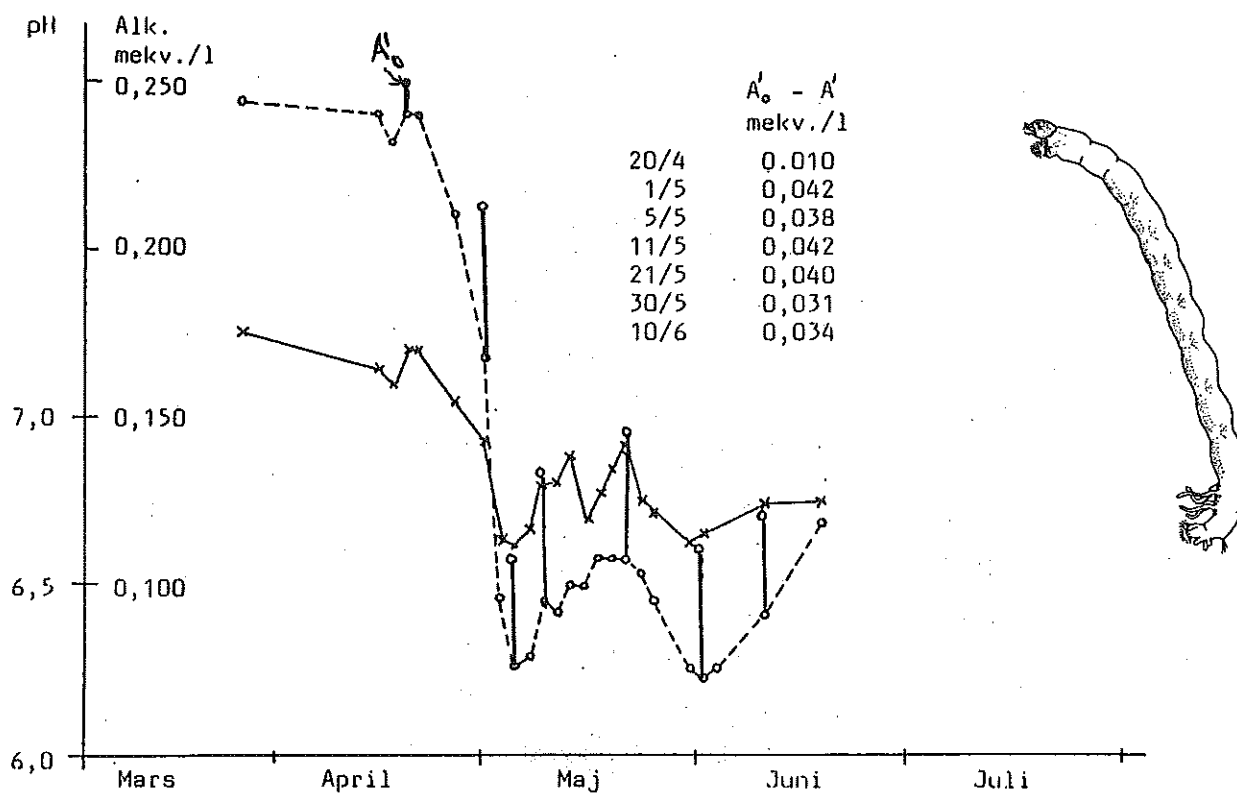
Dessa metoder förutsätter dock att man mäter före och flera gånger under vårfloden, samt att vattenprovtagning sker uppströms sjöar (Bjärnberg 1983, Schindler 1986). Vidare måste mätningar ske tidigt i vattendragen så att ej katjonbyte hinner ske i strömbädden (Henriksen et al. 1988, Brownlee 1990) eller innan interaktioner med ytliga marklager får för stor betydelse, t.ex. genom upptag av kväve (Skartveit et al. 1980, Hultberg 1985, Grennfelt och Hultberg 1986), vilket startar redan under vårfloden i fjällen (Jacks et al. 1986). Mätningar måste också ske i vattendrag med små avrinningsområden för att minska risken för dominans av djupare liggande grundvatten till förmån för ett kanaliserat marknära flöde respektive ren ytavrinning (Warren 1986).

## Norrbotten, 1990

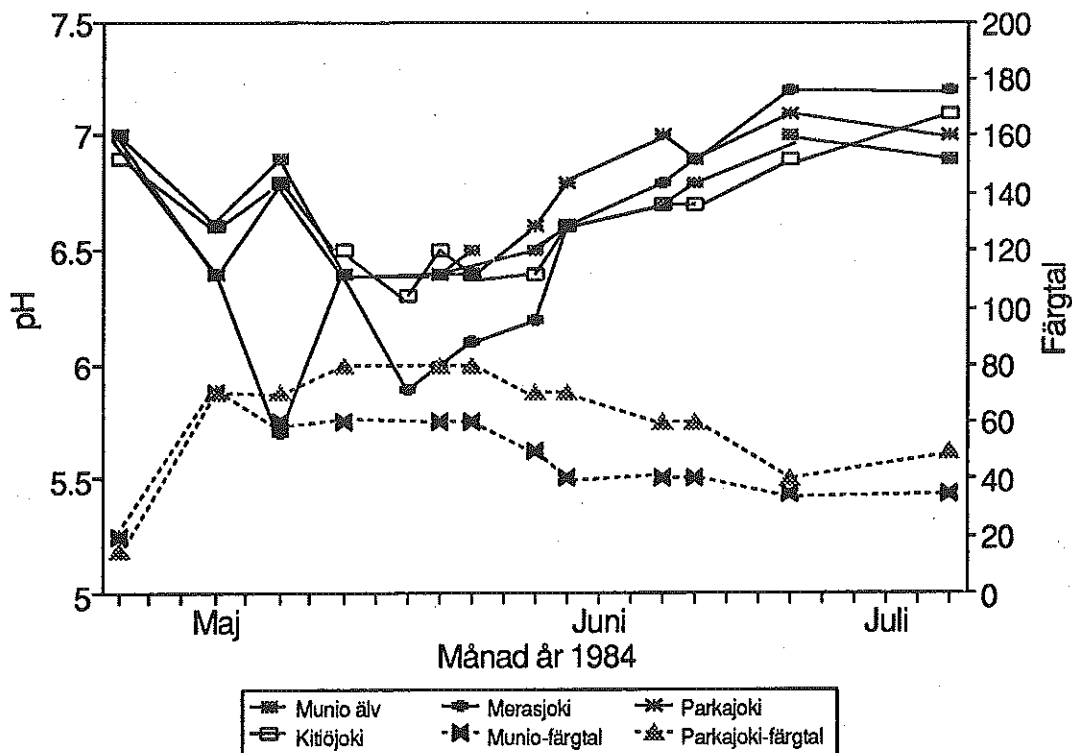
Länsstyrelsen i Norrbotten har inom FLINK-arbetet (se inledningen) genomfört surstötsundersökning i två vattendrag i länet under 1990 (Lundstedt 1991). Bergmyrbäcken, några km sydost om Arvidsjaur, ligger i skogsbygd på i huvudsak 550-650 m.ö.h. Provpunkten är belägen ca 500 m över havet i detta lilla vattendrag. Kalfjäll saknas i området. Vattendraget Viepsajäkkå avrinner till sjön Rappen i Arjeplogs kommun. Hälften av avrinningsområdet utgörs av kalfjäll (800-1000 m.ö.h.) och hälften av skog. Provpunkten är belägen ca 495 m.ö.h. Mätning av nederbördens pH eller snöpackens pH har ej skett. I Bergmyrbäcken uppmättes som lägst ett pH av 5.8 och samtidigt ökade färgtalet från 20 till 100 mg Pt/l (Figur 19). pH förändrades sålunda 1.5 pH-enheter vid vårflod och alkaliniteten sjönk från runt 0.25 mekv/l till 0.025 mekv/l. I Viepsajäkkå sjönk pH mindre än 1 enhet och var som lägst 6.6 (Figur 20). Alkaliniteten sjönk från 0.24 mekv/l till 0.05 mekv/l som lägst. Noterbart är att två "dalar" i pH-kurvan syns, vilket Lundstedt förklarar med att den första dalen är snösmältningen i skogslandet och den andra kommer senare när fjällsnön smälter. Alkalinitetsunderskottet (beräknat enligt Wiederholm 1989a) var i storleksordningen 0.01-0.04 mekv/l vid olika provtagningar i Viepsajäkkå och 0.02-0.06 i Bergmyrbäcken (Figur 19 & 20).



Figur 19. pH (heldragen) och alkalinitet vid snösmältning i Bergmyrbäcken, Norrbotten, våren 1990 (Lundstedt 1991). Alkalinitetsunderskott angivet.



Figur 20. pH (heldragen) och alkalinitet vid snösmältning i Viepsajäkkå, Norrbotten, våren 1990 (Lundstedt 1991). Alkalinitetsunderskott angivet.



Figur 21. pH och färgtal i fyra älvar under vårfloden 1984 vid Muonio, Norrbotten (Bergelin 1984).

## Muonio älv, Norrbotten

Fiskeristyreliens utredningskontor i Luleå övervakade vattenkvaliteten i Muonio älv och tre tillflöden för att se om surstötter kunde vara orsak till den låga reproduktionen av lax och havsöring (Bergelin 1984). Området är beläget ca 7 mil norr om Pajala, 1-2 mil söder Muonio. Avrinningsområdena domineras av mager skogsmark på ca 200 m över havet och kalfjäll förekommer ej. Avrinningsområdena är i samtliga fall stora, över 100 km<sup>2</sup>, och sjöfattiga. Vattenprover insamlades 17 april 1984 till 9 juli samma år. Analyserna omfattade pH, alkalinitet, färgtal, konduktivitet, hårdhet samt järn. Vårfloden år 1984 var kraftig och vattenföringen över det normala. Nederbördens eller snöpackens pH mättes ej. Det lägsta uppmätta pH var 6.3-6.4 i tre av vattendragen och 5.7 i ett av dem, Merasjoki (Figur 21). Alkaliniteten sjönk från 0.30-0.47 mekv/l till 0.05-0.11 mekv/l. Som vanligt ökade färgtalet vid vårfloden, beroende på att avrinningen sker genom ytligare marklager med större mängd organiska ämnen. Halten järn följde färgtalet och kvoten järn/färgtal [jrn (µg/l)/färgtal (mg Pt/l)] varierade inte mycket (7-22), vilket indikerar att någon speciell mobilisering av järn från omgivande mark ej förekom (jämför Andersson & Nyberg 1984).

## Tärnafjällen, Västerbotten

Gydemo och Fisk (1979) mätte pH i två vattendrag i Tärna-området, Västerbotten, och fann låga pH (4.9) under en kort period under snösmältning (Jordbruksdepartementet 1982). De metoder som användes för pH-mätning har dock kritiserats (Björnberg 1986). Snön hade denna vinter ett pH av 4.4.

Björnberg (1983, 1986) studerade surstötter i Tärnafjällen under 1980-84, dvs i samma område som studerats av Gydemo och Fisk (1979). Han fann därvid ett lägsta pH mellan 6.3-6.5 tack vare en förhållandevis ren snö (pH 5.2) 1980-81. Under perioden 1982-84 uppmättes ett lägsta pH av 5.5 medan snön samtidigt hade ett pH ned till 4.9, i enstaka fall ned till 4.6. Totalkväve-, järn- och aluminiumhalten ökade med vattenföringen. Vidare syntes ett starkt marint inslag i nederbörden (avståndet till Atlanten är ca 10 mil). Björnberg visade att alkalinitetsunderskottet (alkalinitet plottad mot summan av icke-marina baskatjoner) i bäckarna motsvarade sulfathalten i snön. Alkalinitetsunderskottet var i storleksordningen 0.02-0.03 mekv/l. I snön som sådan förelåg ett samband mellan nitrathalten och pH. Om pH skulle sjunka till 4.6 i snön, dvs till de värden som ofta föreligger idag, räknade Björnberg med surstötter under pH 5 i bäckarna.

## Njakafjäll, Västerbotten

Länsstyrelsen i Västerbotten bedriver sedan 1988 en övervakning av surtsötar i några kalkade, jon-svaga bäckar i Njakafjällen. Analys sker bl a av pH, alk, konduktivitet, färgtal, järn, mangan samt total-aluminium. Dessutom har SNV i samma system inlett analys av spårmetaller. Inga resultat finns publicerade.

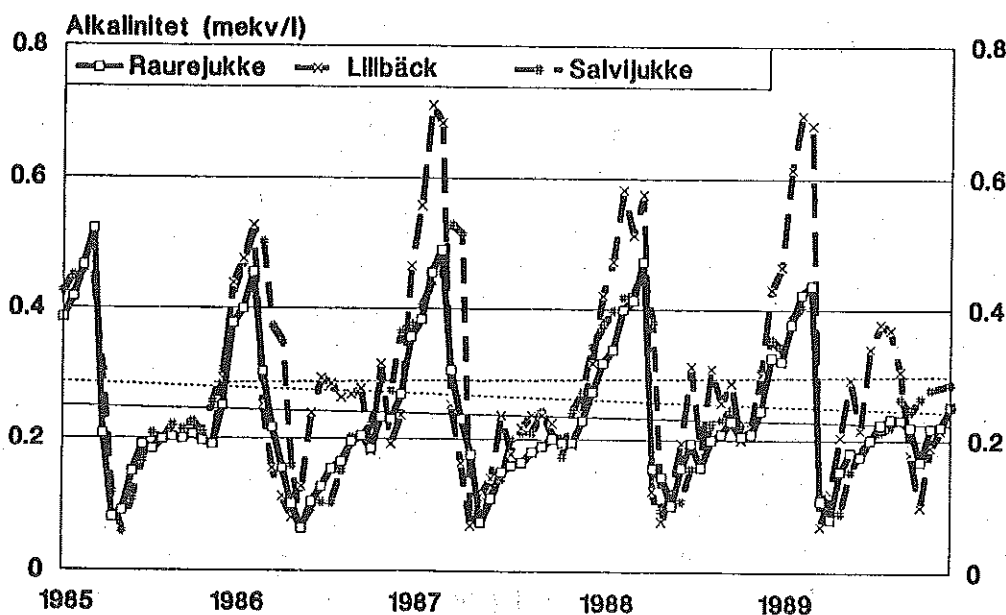
## Ammarnäs, Västerbotten

Ytvatten i fjällen övervakas inom PMK- och kal-kreferenssjö-programmet (Bernes 1985, Wieder-holm 1989b). Där ingår Abiskojaure (Abisko) samt Stora Tjulträsk (Ammarnäs) i vilka växt-samt djurplanktonanalys genomförs tillsammans med bottenfaunaprovtagning samt ytvatten-kemisk undersökning. Fyra bäckar runt Lilla och Stora Tjulträsk undersöks med 18 prover per år. Raurejukke avvattnar bl a sjön Raurejaure på kal-fjället. Avrinningsområdet är ca 10 km<sup>2</sup> och ut-görs till ca 60% av kalfjäll. Lillbäcken ligger allde-les intill, men avrinningsområdet är ca 2 km<sup>2</sup> utan sjöar. De två större inflödena till Lilla Tjulträsket ingår också, Salvijukke samt Voumejukke. Samt-liga vattendrag är relativt klara och brukar ha ett

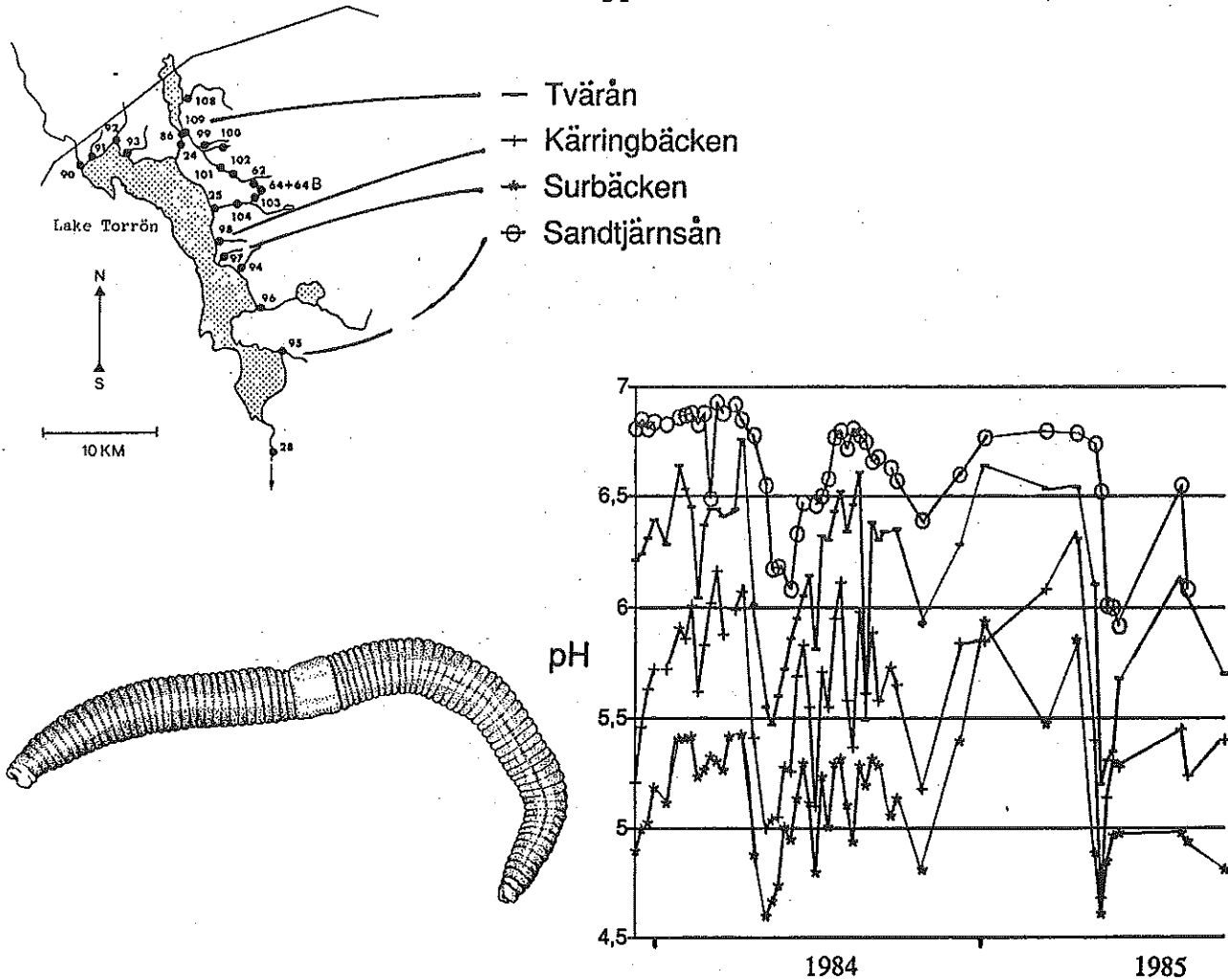
pH över 7, endast i undantagsfall har 6.5-6.9 upp-mätts. Voumejukke har åren 1984-89 haft en medelalkalinitet kring 0.7-0.8 mekv/l, medan de övriga tre haft medelvärden kring 0.25 mekv/l och 0.4-0.5 mekv/l under lågvattenföring vinter-tid. De lägsta uppmätta alkaliniteterna i de tre se-nare har varit 0.064-0.100 mekv/l vid vårflood. Ingen generell tendens finns till förändringar i materialet, även om alkaliniteten tenderat till att minska något i Raurejukke och Salvijukke (Figur 22). Uppgifter om pH i snöpacken saknas, men torde ha varit i intervallet 4.7-4.8 (Granath 1988, 1990). Provpunkterna är samtliga belägna i fjällbjörkskog och beräknat alkalinitetsunderskott är helt försumbart; 0.01-0.02 mekv/l på helårsba-sis och även under vårflood.

## Torrön, Jämtland

År 1984-85 övervakades vårfloodens surhet i bäck-ar till sjöarna Holdern-Torrön, Åre kommun, i NV Jämtland. Orsaken var att studier visat svag bottenfauna och svaga fiskbestånd, vilket antogs vara en effekt av förorening (Engblom & Lingdell 1984, Degerman et al. 1987). pH mättes år 1984-85 i Tvärån, Kåringbäcken, Surbäcken och Sandtjärns-ån, vilka samtliga avvattnar Sösjöfjällen med hög-



Figur 22. Alkalinitet åren 1985-89 i de tre vattendragen Raurejukke, Lillbäck och Salvijukke i Ammarnäsområdet. Tre svaga inlagda linjer anger linjär regression för resp vattendrag (Data från SNV's PMK-program, Torgny Wiederholm).



Figur 23. pH i fyra vattendrag (Tvärån, Kärringbäcken, Surbäcken, Sandtjärnsån) i NV Jämtland, Åre kommun, i samband med vårloden 1984 och 1985.

sta höjdlägen på 950-1000 m.ö.h.. Ungefär hälften av avrinningsområdena är belägna i kalfjäll. Vattendragen är 3-6 km långa och området geologi varierar starkt från basrik till extremt basfattig berggrund. pH i vattendragen sjönk ganska exakt 1 pH-enhet; 7 till 6, 6.5 till 5.5, 5.4-4.6 samt 6.1-5 i de respektive vattendragen vid vårloden år 1984 (Figur 23).

### Jämtland 1988

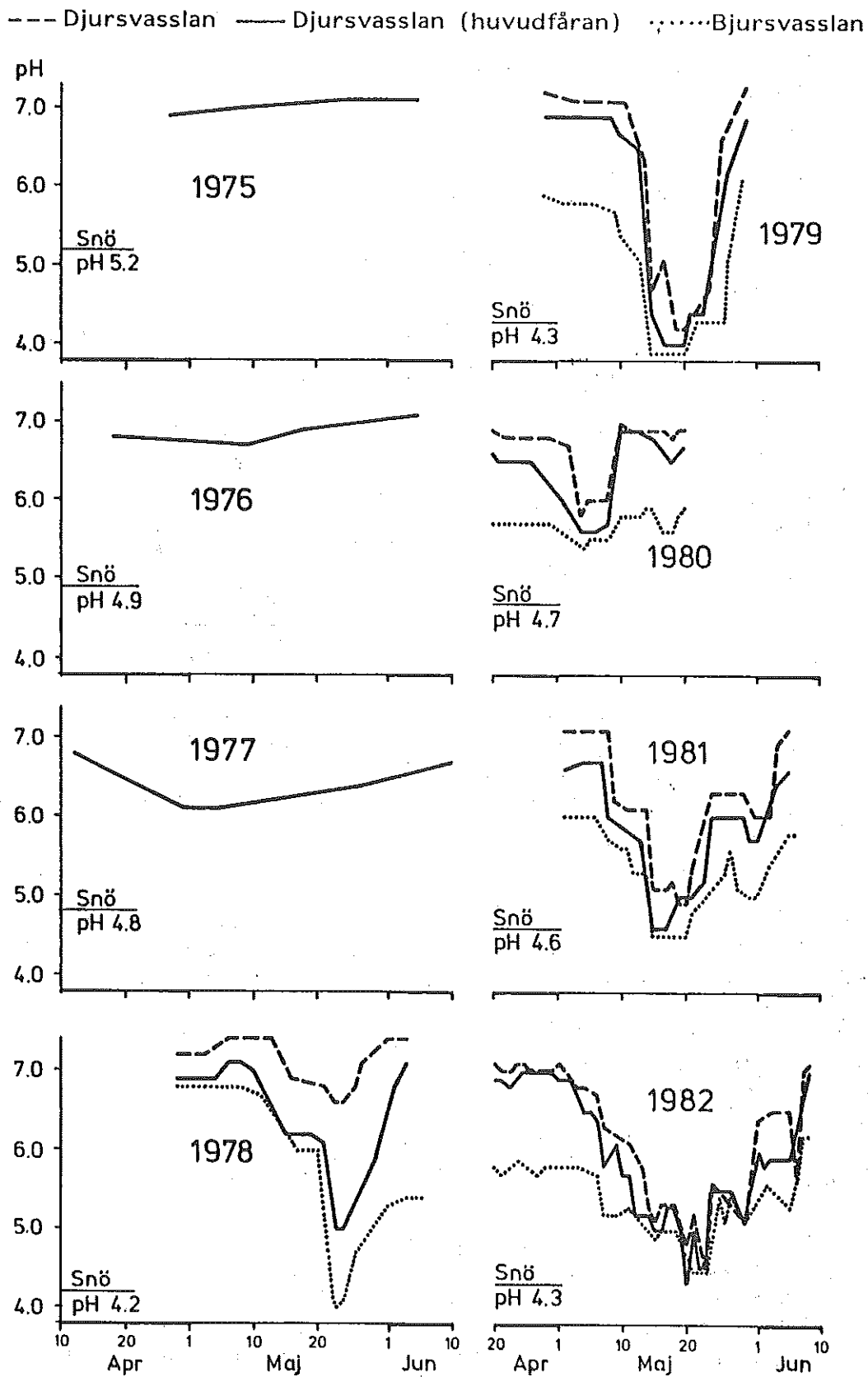
Länsstyrelsen i Jämtland genomförde våren 1988 en omfattande övervakning av vattendrag i länet (Åslund 1988). I 17 vattendrag uppmättes en alkalinitet under 0 och i hela 125 vattendrag uppmättes en alkalinitet under 0.05 mekv/l, m.a.o. under den gräns som gäller för möjligheten att få statsbidrag till kalkning av försurade ytvatten.

Kalkrika och låglänta områden som Östersunds kommun saknade lokaler med alkalinitet under 0.05 mekv/l, medan sådana var vanliga i kommuner med stor andel fjäll, exempelvis Åre. Dessutom hade de flesta mindre vattendrag i Härjedalen låg alkalinitet.

### Lofsdalen, Härjedalen

I Lofsdalen har omfattande studier av metalläckage och fiskmortalitet i samband med surstötter bedrivits (Andersson och Nyberg 1984, Borg 1986). Området utgör ett gammalt issjöläge varför myrmarkerna är speciellt rika på järn och mangan. Borg (1986) fann att sulfathalterna i fyra vattendrag i området var i paritet eller något lägre än halterna i snötäcket, samtidigt som järn,





Figur 24. Sambandet mellan pH i snöpacken och vårflodens surhet i Djursvasslans vattensystem, Lofsdaalen, Härjedalen (från Andersson & Nyberg 1984, data Erik Olofsson).

mangan och organiska ämnen ökade med flödet. De tre sistnämnda tillfördes via markläckage. Jacks et al. (1986) konstaterade att surstöten 1985 till stor del utgjordes av baskatjon-utspädning, samt till del av hydrolys av metaller. Surheten i snötäcket orsakades i huvudsak av sulfat. De fann också att snösmältningen i huvudsak av-rann ytligt, vilket är i motsats till erfarenheter från sydligare delar av landet (Rodhe 1981, 1985) och från södra Finland (Lepistö och Seuna 1990). Andra studier stöder dock iakttagelsen att avrinning kan ske ytligt (Peters & Murdoch 1985, Jacks et al. 1986, Hornung et al. 1990). Olem och Berthouex (1988) fann att regnvatten nådde vattendragen snabbt i Blue Ridge Mountains, troligen på grund av hög lutning och tunt jordtäckte. Denna effekt var mer uttalad och samtidigt var buffringen av nederbörden mindre ju brantare avrinningsområdet var (op.cit.).

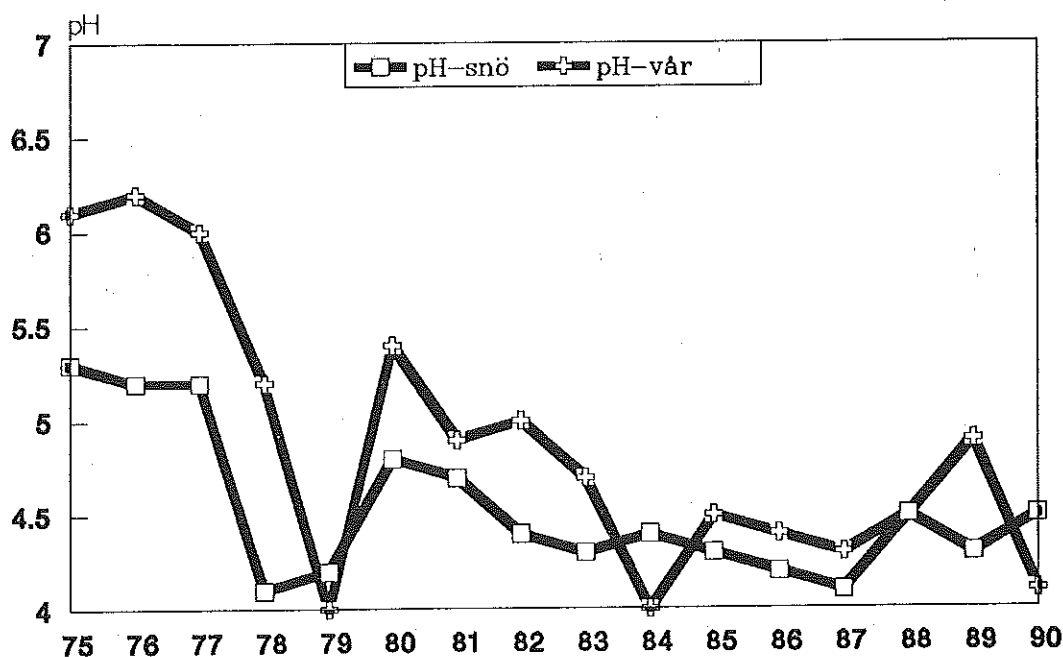
Vårflodens beroende av nederbördens pH demonstrerades tydligt i Djursvasslan där pH på 4.8-5.2 i snöpacken gav upphov till ett pH över 6 i vårfloden, men där lägre pH i snöpacken gav kraftfulla surstötar ned till pH 4 (Andersson & Nyberg 1984, Figur 24). Alkaliniteten i detta vattensystem är vid lågvattenföring kring 1 mekv/l och vid sämsta förhållanden negativ. Djursvasslans totala avrinningsområde är ca 30 km<sup>2</sup>, sjöandelen är 0%, fallhöjden är 223 m på en vattendragssträckning av 14 km. Avrinningsområ-

det domineras i de övre delarna av kalfjäll med stor andel grunda myrar, medan de nedre delarna rinner genom mager skogsmark.

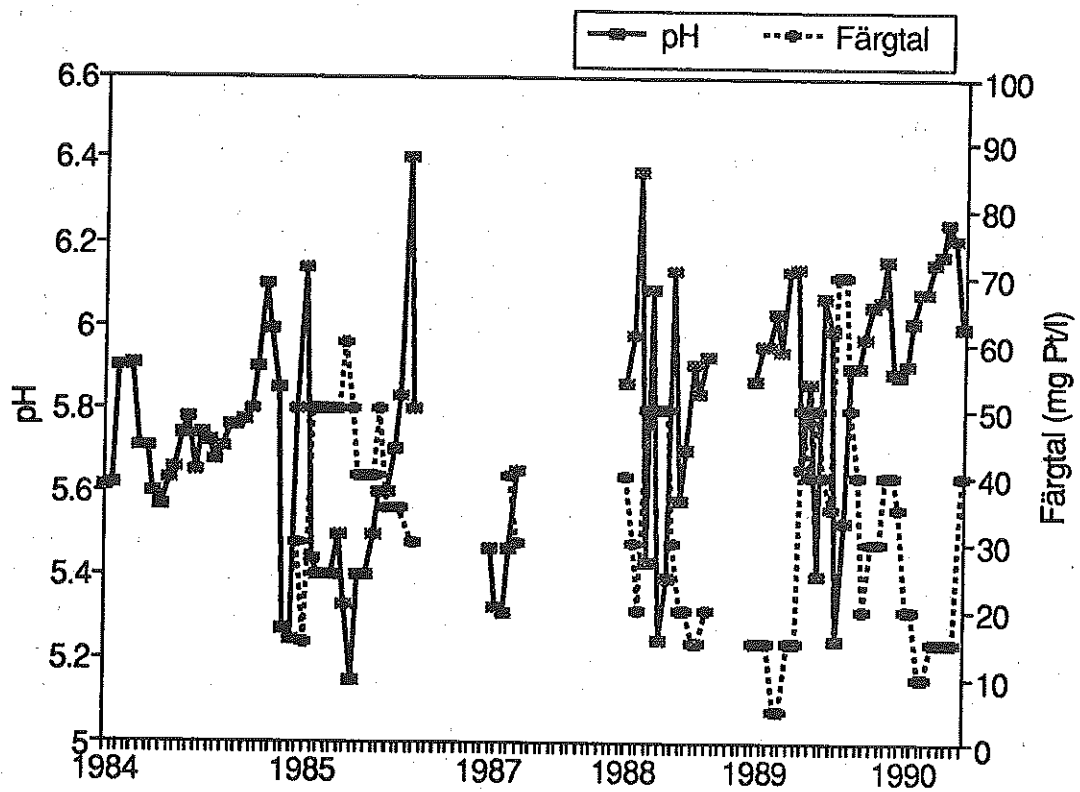
På liknande sätt har utvecklingen varit i referensvattendraget Djursvålsbäcken (Data Erik Olofsson). I takt med surare nederbörd har vårflodens surhet ökat (Figur 25). Djursvålsbäcken avvattnar kalfjäll dominerat av stora myrar. Avrinningsområdet är ca 15 km<sup>2</sup>, sjöandelen 0.4%, vattendragets längd ca 6 km och fallhöjden 155 m.

### Tännäs, Härjedalen

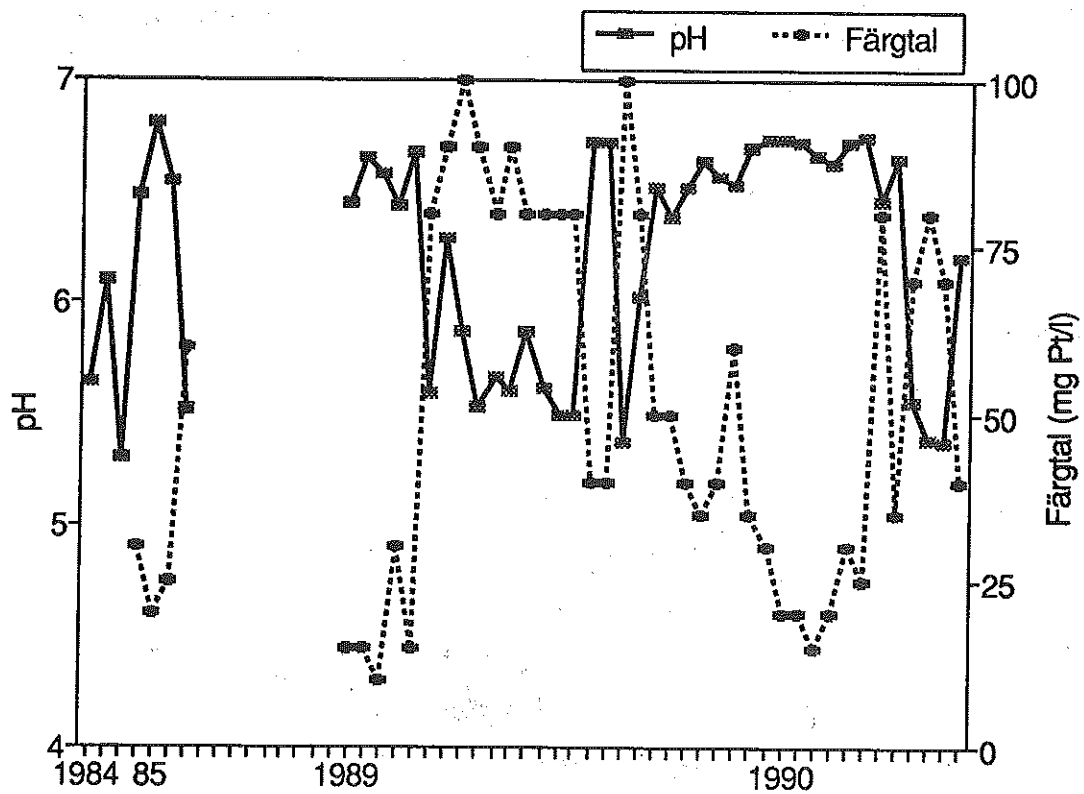
Tännäsområdet i nordvästra Härjedalen omfattar bland annat det geologiskt intressanta Rogenområdet. Surstötsundersökningar har genomförts i Övre Mysklan (provpunkt 760 m.ö.h.) samt Urgan (provpunkt 700 m.ö.h.) av Tännäs fiskevårdsområdesförening samt Länsstyrelsen i Jämtlands län. Övre Mysklan avvattnar flacka moränrika, glest skogsbevuxna områden på ca 800-900 meters höjd. I de översta delarna finns kalfjäll med höjder över 1200 m. Urgan avvattnar samma kalfjällsområden norrut och har ungefär hälften av avrinningsområdet i gles skog. Vattendraget är mindre än Mysklan. Övervakningen av vattenkvaliteten har varit koncentrerad till vårfloden i mitten av maj. pH sjönk i båda vattendragen ned till 5.3-5.5 samtidigt som färgtalet ökade från ca



Figur 25. Samband mellan pH i snöpacken och lägsta uppmätta pH i Djursvålsbäcken, Härjedalen (Data från Erik Olofsson).



Figur 26. pH och färgtal i Övre Mysklan, Härjedalen. Mätningarna koncentrerade till vårflo den i maj.



Figur 27. pH och färgtal i Urgan, Härjedalen. Mätningarna koncentrerade till vårflo den i maj.

20-25 mg Pt/l till 60-100 mg Pt/l (Figur 26 och 27). Alkaliniteten sjönk i Mysklan från 0.06-0.08 vid lågvattenföring till 0 mekv/l vid vårflod och i Urgan från 0.13-0.15 mekv/l till 0 mekv/l. Att vårfloden inte är lika sur som i det närbelägna Lofsdalen kan bero av lokala skillnader i nederbördens pH, vilket berörs nedan. Vidare är moräntäcket troligen tjockare i Tännäsområdet. Andersson et al. (1980) redovisade ett vattenprov från samma station i Övre Mysklan 1976(-04-19) då pH var 6.5 och alkaliniteten 0.09 mekv/l, dvs samma värden som vid lågvattenföring under 1980-talet. Puke (1971) redovisade två vattenprov från Mysklan's utlopp till Lossen. Vid båda tillfällena (570912 & 680829) var pH i paritet med de värden som gäller vid lågvattenföring idag, 6.7 resp 6.5.

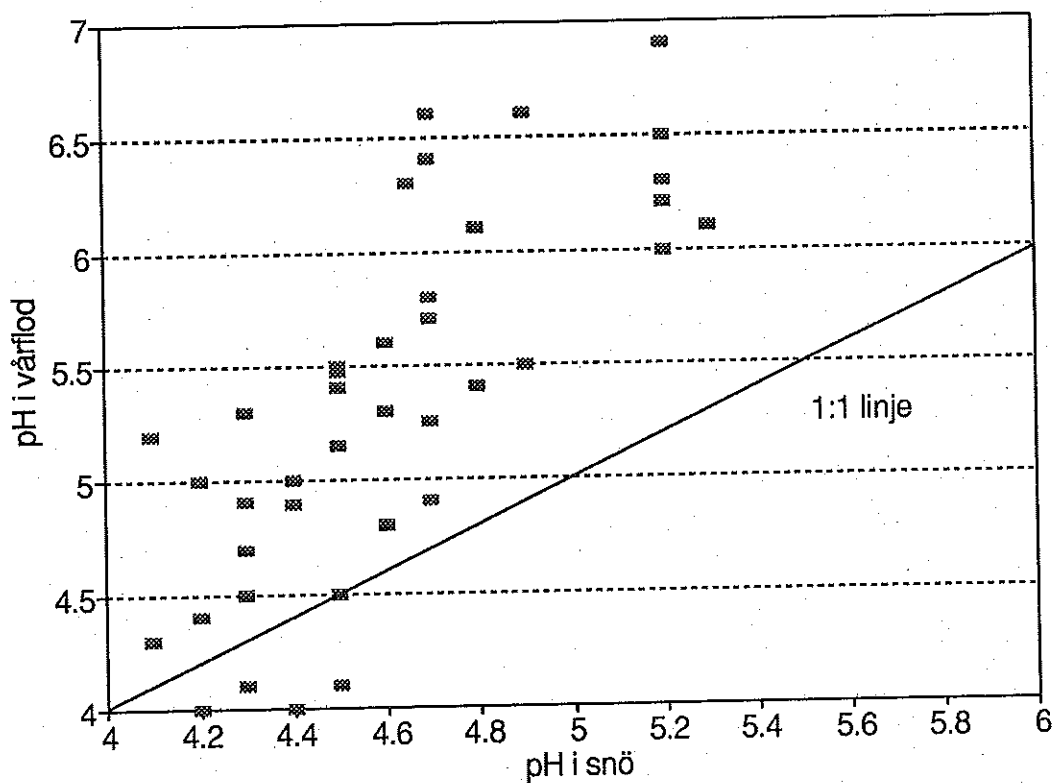
## Atna, Norge

I floden Atna's övre delar, mellersta Norge, har ett alpint (780-1537 m.ö.h.) avrinningsområde på 5.8 km<sup>2</sup> benämnt Storbekken studerats under 1983-88 (Blakar et al. 1990). Berggrunden dominerades av basfattig kvartsit och ytvatten var mycket jon-

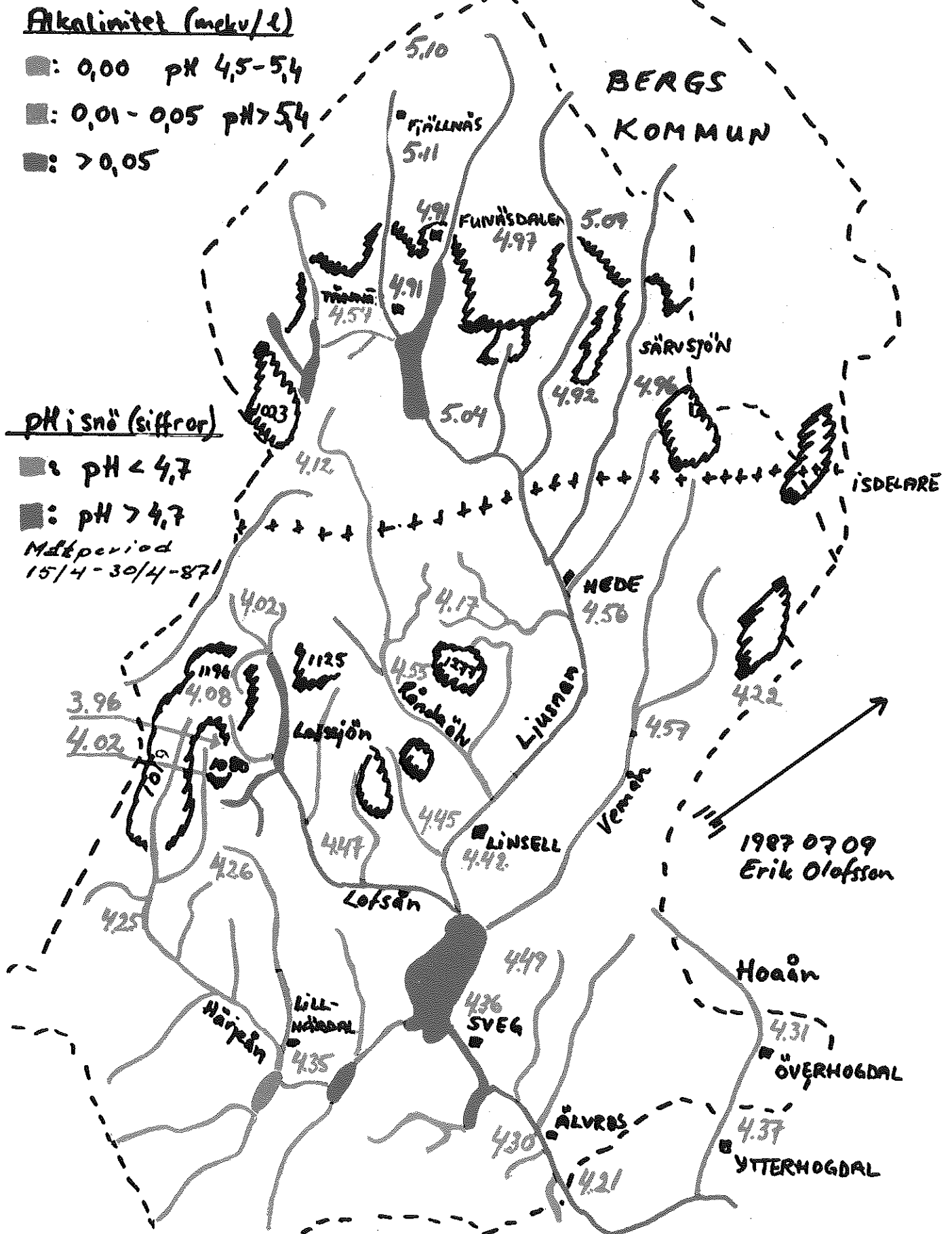
fattiga (oftast en ledningsförmåga runt 1 mS/s) och med lågt innehåll av organiskt material. Medel-pH i nederbörden var 4.7 och vid surstötter i vattendraget noterades följaktligen pH 4.7, medan pH som högst var 5.5 vid lågflöden. pH i ytligt markvatten var så lågt som 4.1 och hade under 1940-talet varit 0.3-0.9 pH-enheter högre.

De data som presenterats ovan om lägsta pH i vårfloden samt snöpackens pH (nederbördens medel-pH) i små vattendrag har sammanställts i Figur 28. Observera då att nederbördens pH/snöpackens pH skattats från det nederbördskemiska nätet eller från snö-pH mätningar på närbelägna stationer i några fall. Inget exempel finns på att ett pH över 5 i nederbörden resulterat i surstötter lägre än till alkalinitetsgränsen (pH 5.4). Nederbörden har i dessa fall i huvudsak spätt ut vattendragens vatten. När nederbörden dessutom tillför starka syror erhålles successivt ett lägre pH i ytvattendragen - antropogen försurning.

Stora variationer föreligger så att till exempel pH 4.7 i nederbörden gav upphov till ett lägsta pH av 4.9 till 6.6 i ytvatten. Orsaken till variationerna står att finna i avrinningsområdenas utseende och troligen återstående buffringskapacitet i marken. I de fall pH var 6.4-6.6 i vattendragen



Figur 28. Sambandet mellan pH i snöpacken/nederbörden och lägsta pH under vårflod i de vattendrag som presenterats ovan (se text). Data från åren 1974-1990.



Figur 29. Medel-pH i snöpacken samt lägsta pH vid vårflood i ett antal områden i Härjedalen våren 1987 (Data från Erik Olofsson & Elisabeth Melin).

var det ett mycket stort avrinningsområde helt nedanför fjällen (se uppgifterna om Munio älv ovan). Därmed har ett stort markmagasin funnits som kan buffra upp nederbörden.

Detta material bör givetvis bearbetas ytterligare, men indikationen på att ren nederbörd (pH 5.5) inte verkar ge upphov till pH under 6 är anmärkningsvärd. Vi kan inte hävda att det är naturligt med pH under 5.4-6 i surstötter i oförsurade områden!

Vid studier i Skottland karakteriserades olika små avrinningsområden utgående från nederbördens medel-pH (Ferrier & Harriman 1990). pH >5.0 ansågs medföra "jungfruligt tillstånd", pH 5.0-4.8 kallades "semi-jungfruligt", pH 4.7-4.6 benämndes "övergångsform" och pH <4.6 kallades "försurade". Denna karakteristik stämmer möjligen för områden med tjockare jordtäckte, men verkar ligga några tiondels pH-enheter för lågt för mark i fjällen.

I enlighet med Dickson (1990a,b) borde pH över 5 i nederbörden vara "ursprungligt", pH 5.0-4.8 tycks enligt Figur 28 innebära ett övergångstillstånd och lägre pH innebära ett försurat avrinnande vatten från små avrinningsområden.

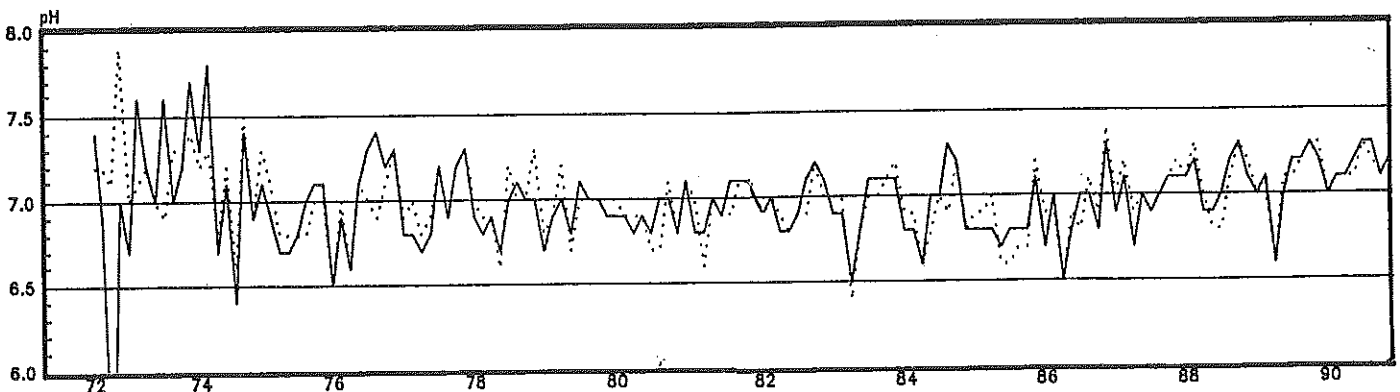
En ytterligare indikation på att så är fallet erhöles vid vårflo den 1987 i Härjedalen när Erik Olofsson och Elisabeth Melin flitigt mätte såväl snöpackens pH som surstöten pH i avrinnande vattendrag. I de fall pH i snö höll sig över 4.9 erhöles ingen surstöt understigande en alkalinitet av 0.05 mekv/l (Figur 29). I höjdlägen med ett medel-pH i snöpacken av 3.9-4.5 erhöles alkalinitet 0 (eller lägre) i avrinnande vattendrag.

## Trender i Större vattendrag

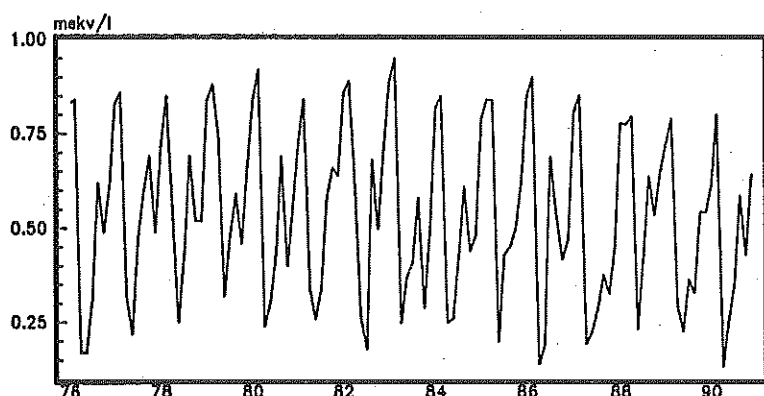
Surstötar och låga pH kan således uppträda i små vattendrag i framför allt södra fjällkedjan. Större vattendrag rinner i regel inte i det direkta fjällområdet, men en stor del av vattenmängden kan stamma från fjällen. Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund (LV-lab i Sandarne) har följt vattenkvaliteten i Ljusnan sedan 1960-talet (Ånell 1990, 1991). I höjd med Ljusnedal är medelvattenföringen 7.4 m<sup>3</sup>/s och i höjd med Linsell har den ökat till över 70 m<sup>3</sup>/s. Vid Sveg är Ljusnan en stor älv med en vattenföring på 122 m<sup>3</sup>/s. Ljusnans översta delar kommer från kalkrika marker, medan en hel del sura tillflöden tillkommer på sträckan ned till Sveg (348 m.ö.h.). pH-värdena på stationerna har i huvudsak varierat ringa, men vattenrika år har några tiondelar lägre pH än genomsnittet varit för handen. Under de torra åren i slutet av 1980-talet har pH ökat i Ljusnan vid Sveg (Figur 30).

Även alkaliniteten har följt samma mönster vid Sveg och Linsell, medan alkaliniteten fortsatt att minska uppe vid Ljusnedal (Figur 31). Ännu är alkaliniteten dock hög - det lägsta uppmätta värdet är 0.134 mekv/l. Denna minskade alkalinitet som inte direkt kan kopplas till klimatet kan således vara betingad av sur nederbörd.

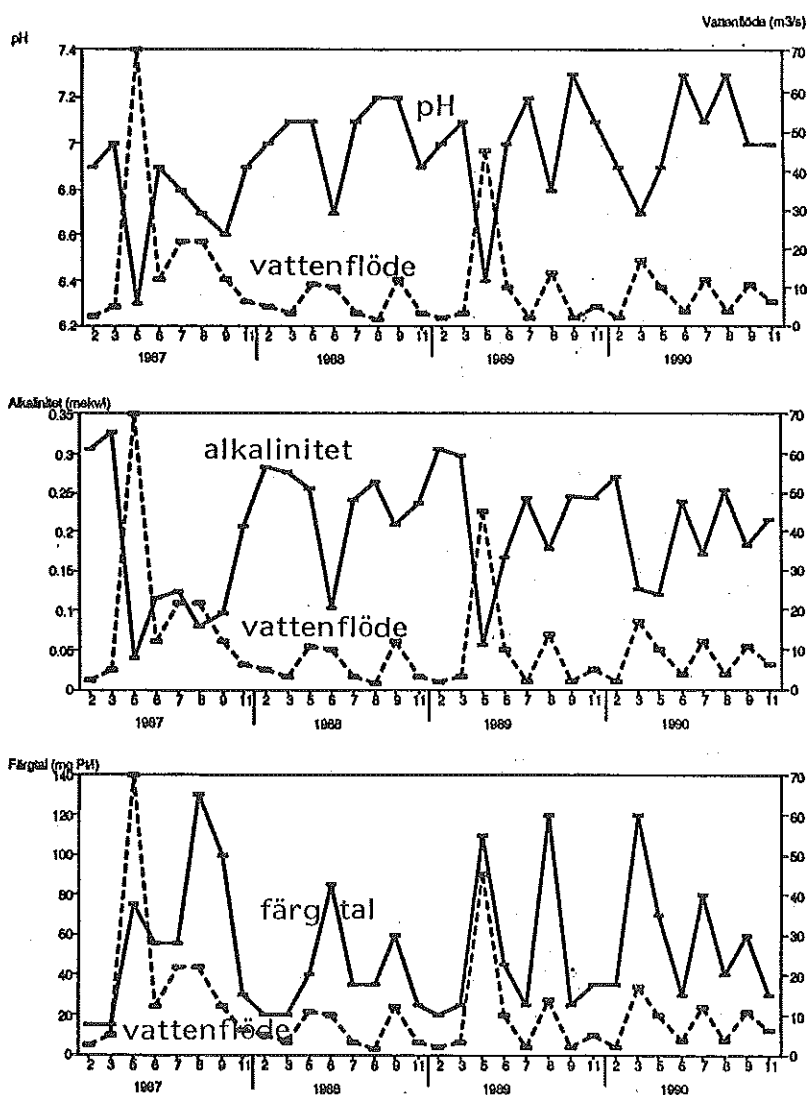
Ett mindre biflöde till Ljusnan på denna sträcka är Vemån, som följts med vattenprovtagning av LV-lab under 1987-90. Vid den undersökta stationen var flödet i medeltal 10.8 m<sup>3</sup>/s under denna period. Inga signifikanta förändringar har skett med tiden på denna station under perioden,



Figur 30. pH i Ljusnan vid Sveg (prickat) samt Laforsen (heldraget) långt nedströms 1972-1990 enligt mätningar av Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund (Ånell 1991).



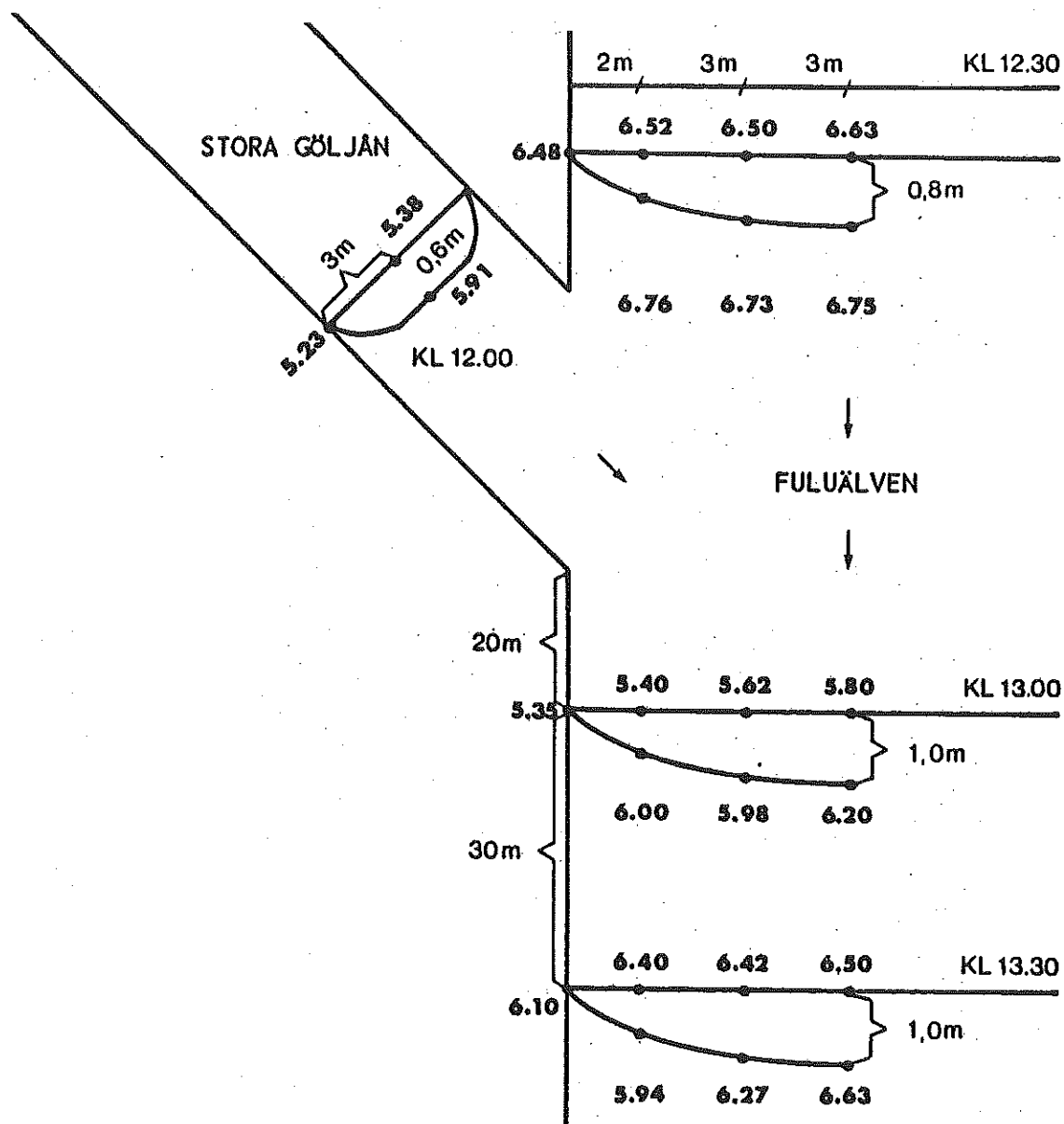
Figur 31. Alkalinitet i Ljusnan vid Ljusnedal 1976-1990 enligt mätningar av Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund (Ånell 1991).



Figur 32. Förhållandet mellan pH, alkalinitet och färgtal till vattenflödet i Veman, som utgör ett biflöde till Ljusnan. Mätningar av Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbund (Ånell 1991).

men i takt med att flödet successivt minskat något har pH ökat (Figur 32). Färgtal och alkalinitet har knappast förändrats, men en svag ökning föreligger för båda (Figur 32). Flödet var den viktigaste faktorn för att förklara vattenkvaliten. pH samt alkalinitet var signifikant negativt korrelerade med flödet ( $p < 0.001$ ), medan färgtalet var signifikant positivt korrelerat ( $p < 0.001$ ). Lägst alkalinitet (0.039 mekv/l) förelåg under den kraftiga vårfloden 1987 då stora delar av Härjedalen hade låg buffringsförmåga i ytvatten. I och med att flödet mäts på denna station, vilket tyvärr är ovanligt i vattenövervakningen, kommer den fortsatta utvecklingen i Veman att vara av stort intresse för att studera hur den sura nederbörden i sig och inte bara nederbördsmängden påverkar större vattendrag.

Lokalt nära ett surt inflöde kan även ett större vattendrag påverkas. Stora Göljån hade 810608 ett pH av 5.2-5.9 (Engblom & Lingdell 1983). 20 m nedströms utloppet i Fuluälven märktes en pH-sänkning av storleksordningen 1 pH-enhet, medan pH åter steg efterhand som biflodets vatten buffrades upp av Fuluälvens vatten (Figur 34). Inverkan beror självfallet av inkommande pH och vattenmängd.



Figur 33. Inverkan av Göljans vatten på Fuluälven, Dalarna, 1981-06-08 (Engblom & Lingdell 1983).

En direkt koppling föreligger mellan pH i snö och pH i små fjälvvattendrag. pH i snö under 5 medför risk för och pH under 4.8 medför stor risk att surstötarna i ytvatten skall förbruka alkaliniteten varvid pH kan sjunka under 5. pH i snö under 4.8 kan uppträda i hela södra och mellersta fjällkedjan och där kan surstötarna ge lågt pH. I större vattendrag nedanför fjället uppträder inte pH under 5.4 och knappast under 6. I övre Ljusnan har dock en sjunkande alkalinitet noterats, vilken möjligen kan bero av syra-nedfallet.

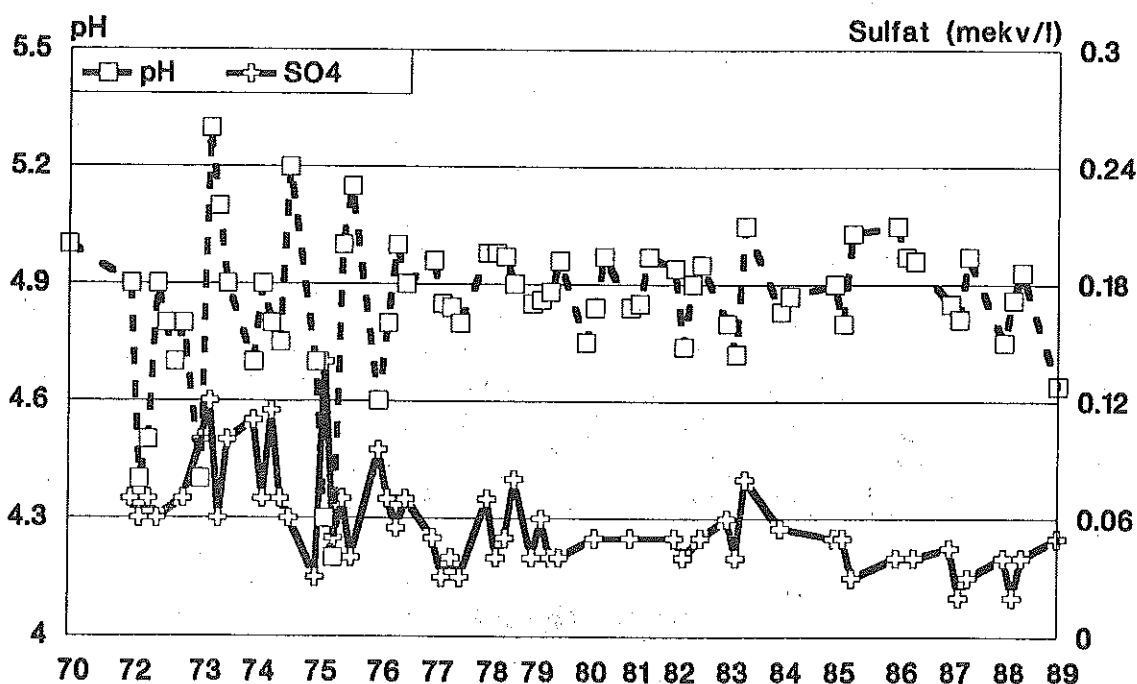


## VATTENKVALITET I SJÖAR

Ytterst få sjöar i fjällen är bevisligen **allvarligt** försurade, men i **Fulufjällsområdet** (norra Dalarna) har pH under hela 1970-talet varit 4.2-4.9 i försurade sjöar på fjället (Andersson et al. 1971, 1980, Lindström et al. 1984). Berggrunden domineras av en extremt basfattig sandsten, medan en basrik diabasrand finns på sluttningarna ned mot skogslandet (Lundqvist 1951), vilket snabbt medför högre pH-värden på vattnet när det lämnat fjället. Den fattiga berggrunden i kombination med en grovkornig, tunn morän gör att ytvattnet är extremt jonfattiga med en ledningsförmåga runt 1 mS/m. Snöprover i området har visat på pH i snöpacken på 4.3-4.5 under hela 1970-80-talen (se avsnittet om syradeposition). Att sjöarna är försurade är inte förvånande. Detta vårt näst sydligaste fjällområde har således en extrem berggrund, mycket jonsvaga vatten och ett surt nedfall. De flesta sjöarna har varit föremål för kalkning sedan 1970-talet, men Övre Särnamansjön har undantagits för att tjäna som referens. pH i denna sjö var under 1970-talet 4.2-5.3, för att

vara runt 4.9 under 1980-talet (Figur 34). Samtidigt har sulfathalterna i snön sjunkit (avsnittet om syradeposition). I sjön har halterna sjunkit från i medeltal 0.066 mekv/l under 1970-talet till 0.044 mekv/l under 1980-talet (Anova,  $p=0.002$ ,  $n=55$ ). Förändringen i sjöns pH har på motsvarande sätt varit från i medeltal 4.83 till 4.88 (Anova,  $p=0.17$ ,  $n=66$ ). Den stora förändringen i svaveldeposition har således snabbt inneburit minskade svavelhalter i sjön, vilket indikerar att markens förmåga att magasinera svavel är begränsad.

En minskning kan eventuellt skönjas även i aluminiumhalterna, från 142 till 109  $\mu\text{g/l}$ , men förändringen var inte signifikant. Total-fosforhalterna tycks dock ha minskat i sjön under 1980-talet. Medelvärdet för 1970-talet var 6.2  $\mu\text{g/l}$  och för 1980-talet 5.0  $\mu\text{g/l}$  (Anova,  $p=0.14$ ,  $n=31$ ). Fosforanalyser har dock varit ett besvärligt kapitel, varför tendensen till sjunkande halter inte kan bestyrkas. Sjunkande fosfortillförsel från försurade avrinningsområden (Persson & Broberg, 1985) och utfällning av fosfor i sjön med aluminium



Figur 34. pH (streckat) och sulfathalter i Övre Särnamansjön, Fulufjäll i NV Dalarna. Data från Andersson et al. 1980, Lindström et al. 1984, samt opublicerade data från William Dickson.

(Almer et al. 1978) har observerats i sydsvenska sjöar och anses bidra till sjöars oligotrofiering (Grahn et al. 1974, Dickson 1978). Data ovan skulle därmed kunna tolkas som att trots minskade sulfathalter i nederbörden är minskningen inte tillräcklig för att höja vattenkvaliteten till alkalinitetsgränsen. Dessutom tycks det begränsande näringsämnet fosfor alltjämt fällas ut i marken och/eller sjön så att den biologiska produktionen torde hämmas. Detta är oroande eftersom sjöns trofiska nivå ibland har ansetts vara en viktigare faktor för att förklara faunaförändringar vid försurning än pH-värdet (Brodin 1990b).

## Stabil period

### Äldre data

Ett antal äldre mätningar av pH och andra konstituenterna finns från Långan-området i Sösjöfjällen, NV Jämtland, samt från Abisko-området.

Dessa äldre mätningar av pH är problematiska då man mätte kolorimetriskt med olika indikatorer. Lundqvist (1936, 1939) använde Czernys apparat i Långan-området, men s.k. Lyphanpapper i Abiskoområdet. Denna sistnämnda metod dömer han själv ut som "alldeles oduglig". Quennerstedt (1955) använde i Långan-området "Carlsbergslaboratoriets modell med indikatorlösningar från Bie & Berntsen, Köpenhamn". Indikatorerna var bromkresolpurpur (pH 5.2-6.8), bromthymolblått (pH 6.0-7.6) samt fenolrött (pH 6.8-8.4).

Sösjöfjällen är ett 'urbergsfönster' och området är mycket basfattigt. pH-värdena i sjöarna tycks naturligt ha legat på 5.8-6.4 (Tabell 3). Alkalinitetsmätningar saknas före 1985. De senare värden som finns visar på mycket ringa alkalinitet, vilket troligen är ett naturligt förhållande. Den sjunkande alkaliniteten i Korsvattnet medför att sjön blivit extremt känslig för ytterligare sur nederbörd och avrinningsområdet ingår för närvarande i Jämtlands läns kalkningsplaner (Åslund 1991).

Tabell 3. Jämförelse av pH-värden (ibl. av alkalinitet i mekv/l) uppmätta för ett antal sjöar i Sösjöfjällens porfyrganit-område. Mätningarnas genomförande och utförare framgår ovan. \* anger ett mätvärde som starkt kritiserats (Quennerstedt 1955) och troligen är felaktigt. Sjöarna är extremt klara.

Sjö	Areal (ha)	H.ö.h. (m)	Datum	Sikt-djup	pH	Alk.
Korsvattnet	1110	741	340809	15.5	5.4*	
			460703	10.4	5.8	
			470723	11.7	6.0	
			480802		5.8	
			850429		6.1	.03
			870625	14.6	5.7	.02
			890727	13.3	5.7	.008
			900428		5.71	.016
			340808		5.8	
Skuolkenjaure	200	786	890724	10.7 (botten)	5.8	.012
			340807	9.5	5.8	
St Mjölkvattnet	1110	550	420824		6.5	
			480726	9.5	5.9	
			850429		6.3	.03
			900325		6.09	.013
			340807	13.2	6	
St. Burvattnet	880	561	420824		6.5	
			480726	9.5	6.1	
			720000		6.2	
			850429		6.4	.05
			900323		6.06	.019
Sjön "1000m"	5	1000	340809	"stor"	5.6	
			480728		6.0	

Lohammar (1938) undersökte vattenvegetation och -kemi i ett flertal norrländska sjöar. pH bestämde han dels elektrometriskt med "Chinhydrone-metoden" dels kolorimetriskt med "Bjerrum-Arrhenius dubbelkolorimeter", indikatorer anges ej. Kinhydrone-metoden medger ej mätning av pH över 8 (Andersson 1980), men synes eljest tillförlitlig. 67 av sjöarna låg i det granitdominerade området Kalix-Pajala-Karesuando, men den högst belägna sjön låg endast på 348 m.ö.h. och studien omfattade således endast skogslandet. Trots upprepade mätningar registrerades endast pH under 6 i ett fall, och här berodde detta låga pH på vattensänkning och sulfatrika marker. Andersson (1980) studerade vattenkemin i samma sjöar (n=61) under 1970-talet och fann därvid att pH inte hade förändrats, snarare hade pH ökat än minskat. Lägsta uppmätta pH var 6.3. Alkaliniteten hade däremot minskat i takt med ökad sulfatdeposition i sjöarna i området. I medeltal hade alkaliniteten sjunkit med 20% för sjöarna i inre Norrland jämfört med 1930-talet. Andersson (1980) antog att detta resultat gällde för en stor del av norra Norrland. Fjällområdena hade inte provtagits och kunde därmed inte bedömas.

Dessa äldre data visar således att klara sjöar kan ha ett pH av 5.8-6.0 även naturligt. Detta kan jämföras med McNeely & Gummer (1984) som undersökte en mängd sjöar på Ellesmere Island i det Arktiska Kanada. Endast en sjö hade ett pH

under 6 (5.9), medan övriga 18 hade pH på 6.2-7.7. Enligt beräkningar av alkalinitetsunderskott (se avsnittet om Riksinventeringen nedan) hade en sjö (pH 6.4) en ovanligt hög kalcium-halt i förhållande till pH, vilket skulle indikera påverkan av försurande ämnen. Dessa kan ha kommit från markmagasinet. Även i detta relativt opåverkade område tycks sjöarna således naturligt ha haft ett pH över 5.9.

## Flinkrapporten 1990

Norrlandslänens sammanställning av försurningsläget i Norrlands inland och fjälltrakter omfattar 9000 vattenkemidata (Ahlström & Isaksson 1990). Sjöförsurningen ansågs vara värst i de södra och sydostliga delarna av detta område. Totalt redovisas 397 provtagna sjöar från fjällområdet och av dessa prover uppvisade 36% en alkalinitet under 0.05 mekv/l (Tabell 4). Tyvärr särredovisades inte prov tagna under stabil period från dem tagna vid vårflood. I vissa delområden har dock prover bara tagits under stabil period och trots detta förelåg låg alkalinitet, exempelvis i Hotagsfjällen. Flera drabbade områden förelåg i södra fjällkedjan. Där har dock kalkningar genomförts varför situationen egentligen är sämre än tabellen utvisar. Från Norrbotten redovisades bara ett drabbat område vid Rebnis-Bartaure, som ligger vid Hornavan.

Tabell 4. Alkalinitet i sjöar i försurningskänsliga områden i fjällregionen enligt sammanställning av Ahlström & Isaksson (1990). En del kalkade sjöar ingår.

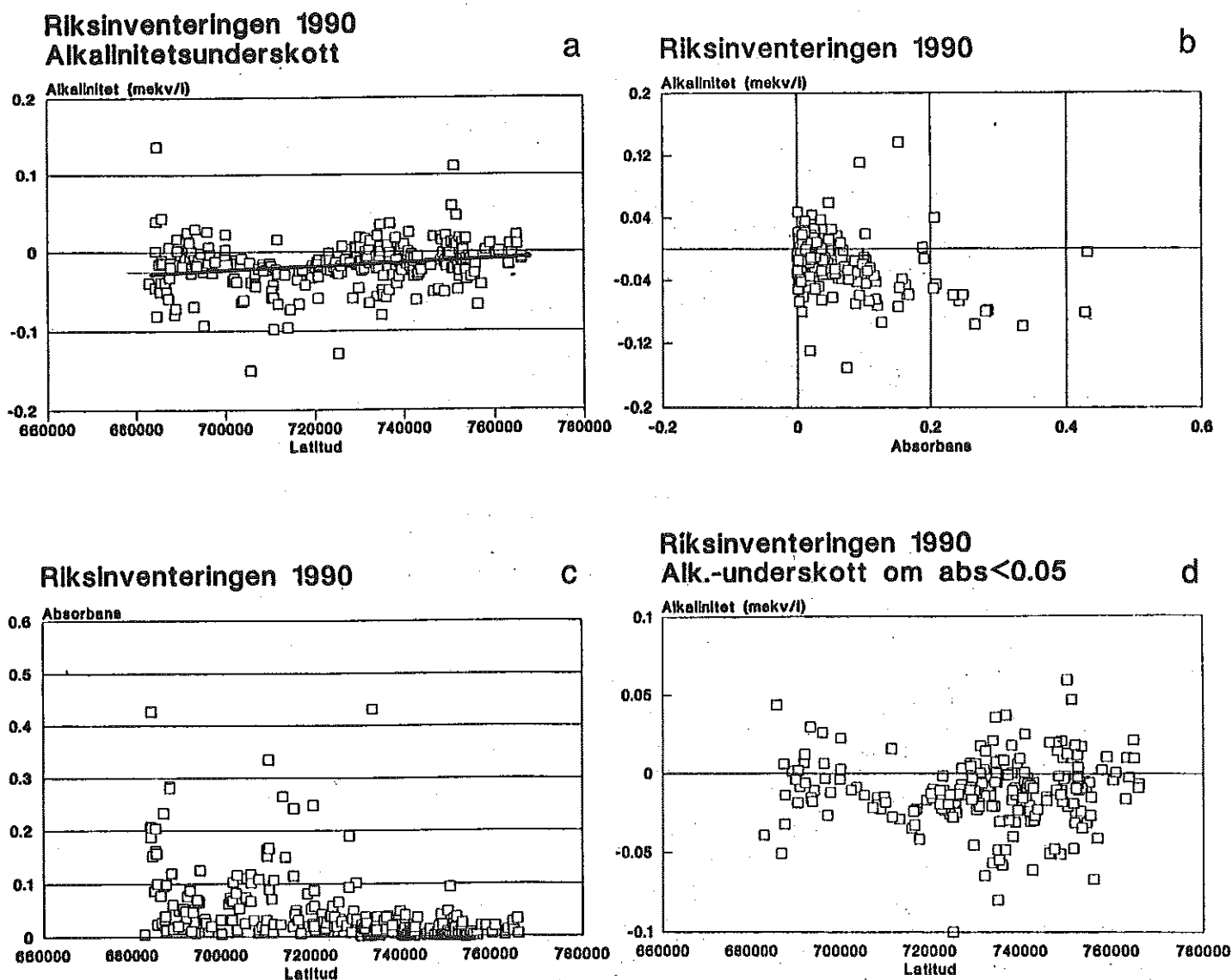
Fjällområde	Län	Antal prov	Vid instabil period	Alk.<0.05 mekv/l	Andel sura (%)
Transtrandsfjällen	20	18	1	12	67
Långfjället	20	36	8	16	44
Fulufjäll	20	12	1	4	33
Lofsdalsområdet	23	112	90	33	30
Flatruet	23	17	1	3	18
Hotagsfjällen	23	43	0	26	60
Oldfjällen	23	22	3	12	54
Ströms vattudal	23	19	0	3	16
Njakafjäll	24	42	13	15	36
Överuman	24	59	10	7	12
Rebnis-Bartaure	25	17	0	10	59
Totalt		397	127	141	36%

## Riksinventeringen 1990

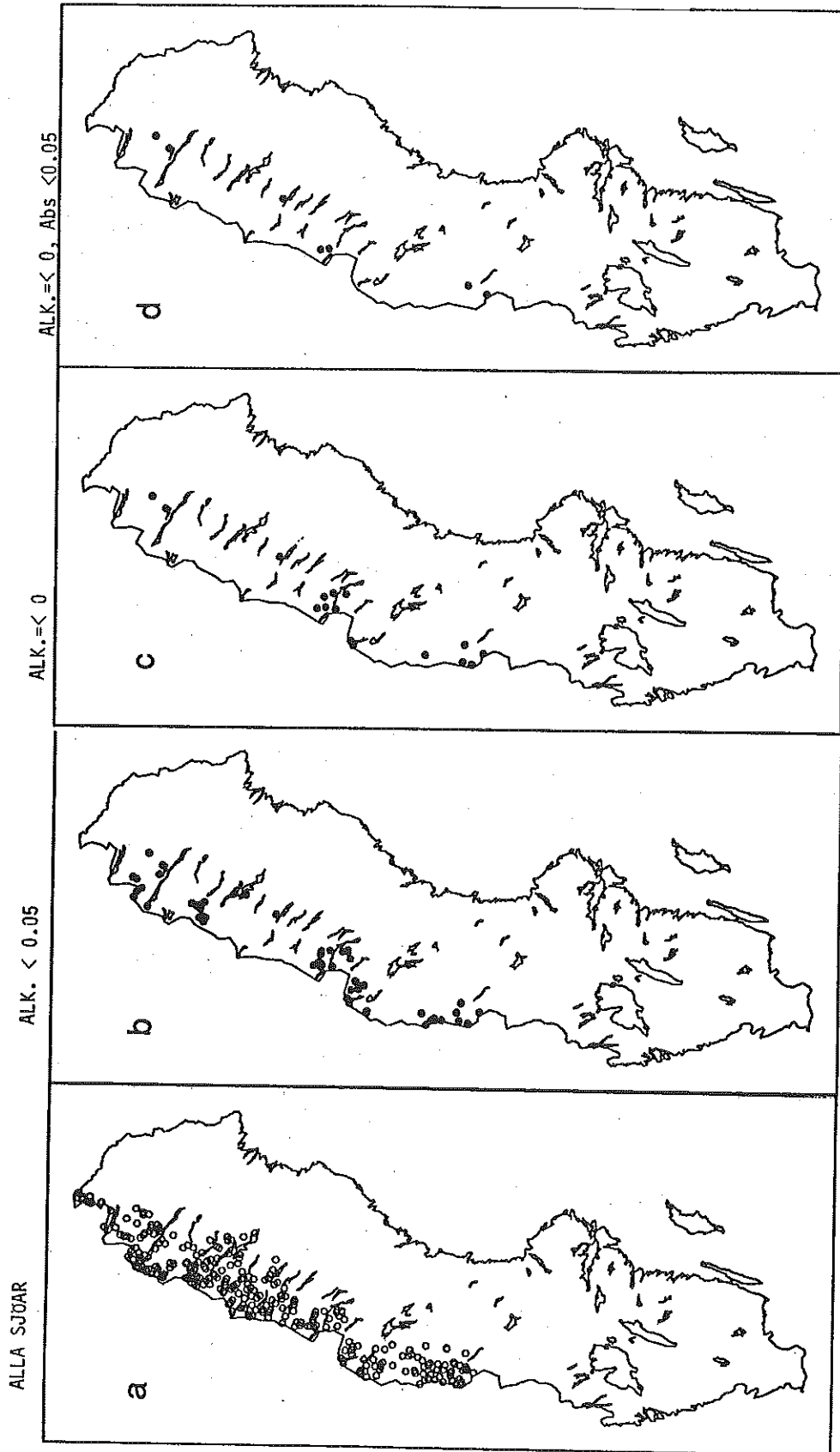
Naturvårdsverket och länsstyrelserna genomförde år 1985 samt 1990 en riksinventering av vattenkemi i 4000-6000 slumpvis utvalda svenska sjöar (Bernes 1986). Ur detta material har samtliga icke kalkade sjöar belägna över 500 m.ö.h. i län 20-25 och i fjällregion enligt

Nordiska Ministerrådets klassificering utvalts (n=279). Alkalinitetsunderskottet beräknades enligt Wiederholm (1989a) där ursprungsalkaliniteten beräknas som icke-marin andel basstämningar minus sulfat. Alkalinitetsunderskottet utgör teoretiskt skillnaden mellan den ursprungliga alkaliniteten och den nutida. Alkaliniteten mättes år 1990 även som aciditet, dvs negativ alkalinitet.

Alkalinitetsunderskottet var större i den södra fjällkedjans sjöar (Figur 35a), men ingen hänsyn har då tagits till humussyror vid beräkningarna. Detta medför att alkalinitetsunderskottet blir överskattat, eftersom humösa sjöar ofta har ett större alkalinitetsunderskott, troligen orsakat av buffring av organiska syror (Figur 35b). Eftersom bruna sjöar är vanligare i södra fjällkedjan (Figur 35c), troligen på grund av en högre produktion och längre vegetationssäsong, erhålles en felaktig bild av försurningspåverkan. Om enbart vatten med absorptions lägre än 0.05 tillåts ingå i materialet så erhålles en bild där något alkalinitetsunderskott knappast föreligger (medelvärde -0.01 mekv/l) och där någon trend med latituden ej föreligger ( $p=0.71$ , Figur 35d).



Figur 35a-d. Alkalinitetsunderskott för fjällsjöar ingående i Riksinventeringen, samt beroende av absorptions (se text). a=alk.underskott mot latitud, b=alk.underskott mot absorptions, c=absorbans mot latitud, d=alk.underskott mot latitud när absorptions < 0.05.



Figur 36a-d. Alkalinitet för fjällsjöar vid riksinventeringen 1990. a=samtliga sjöar, b=alla med alkalinitet under 0.05 mekv/l, c=alla med alk. mindre eller lika med 0, d= som c, men bara vatten där absorbansen var lägre än 0.05 (se text).

Om man enbart ser till uppmätt pH resp alkalinitet vintern 1990 så var medel-pH 6.3 och medelalkalinitet 0.21 mekv/l för de 279 utvalda sjöarna (Figur 36a). Alkaliniteten understeg 0.05 mekv/l i 19% av sjöarna (Figur 36b) och var lika med 0 eller lägre i 6% av sjöarna (Figur 36c). Ser man enbart till dem som hade en absorbans lägre än 0.05 så hade 7 sjöar (2.5%) en alkalinitet  $\leq 0$  mekv/l (Figur 36d). Sjöarna med låg eller ingen alkalinitet låg i Fulufjäll-Lofsdalen, Sösjöfjällen, Hotagsfjällen och Flatfjällen i Kopparbergs och Jämtlands län. Dessutom var alkaliniteten låg i två små undersökta sjöar i Kebnekaise-området. Dessa sjöar var små (3 resp 4 ha) hade låg konduktivitet (0.81 resp 1.3 mS/m) och pH var 5.13 resp 5.22. Absorbansen var låg i den ena (0.006) och intermediär i den andra (0.022, vilket motsvarade 5.7 mg TOC/l). Den icke-marina andelen sulfat var 0.05 resp 0.08 mekv/l, och det beräknade alkalinitetsunderskottet 0.02 mekv/l för båda. Dessa båda sjöar var således inte försurade av humusämnen och alkaliniteten torde ha varit högre tidigare, vilket talar för en inverkan av försurande ämnen.

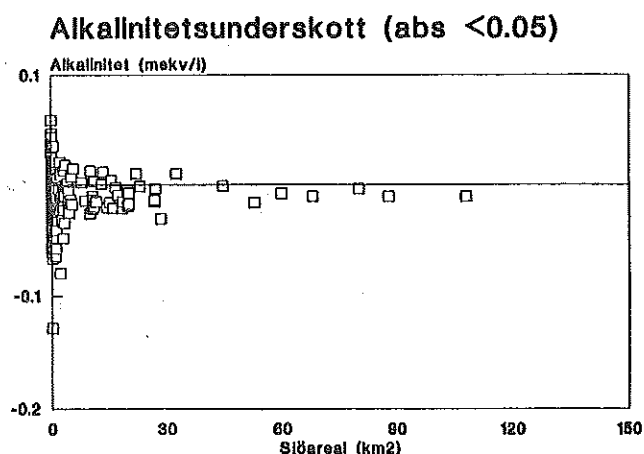
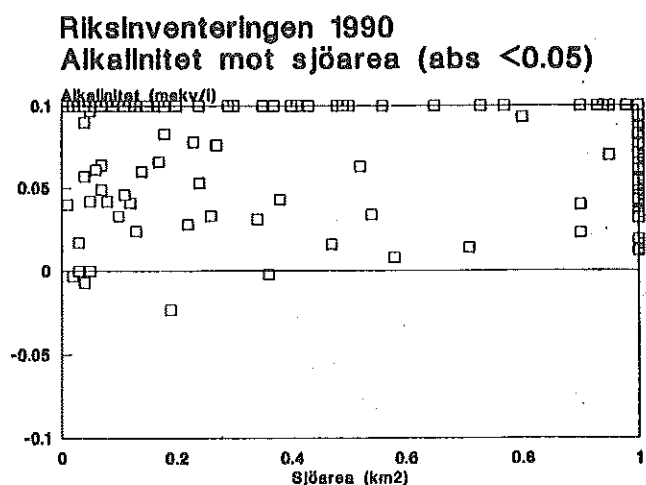
Att just små sjöar kunde ha låg alkalinitet framgår av Figur 37a. På samma sätt var alkalinitetsunderskottet störst i små sjöar (Figur 37b).

## Småsjöar

Engblom & Lingdell (1987) har mätt pH i arton ytterst små sjöar/tjärnar på Sonfjället. Samtliga

hade pH under 5.0 den 22 juni 1984. På 1970-talet var pH i samma vatten runt 6.5 (Data Erik Olofsson). Färgtalet var år 1987 30-90 mg Pt/l, så det låga pH torde i någon sjö vara delvis beroende på humussyror, men vid färgtal 30 är dessa försumbara och de låga pH en naturlig följd av sur nederbörd och ringa buffringskapacitet i marken. Även höjdområdet Flatruet i Härjedalen uppvisar liknande försurningsproblem i små vatten. Av 21 undersökta småsjöar och träsk hade 16 stycken år 1989 ett pH under 5.5, med andra ord var troligen 76% försurade (op.cit.).

Inom Tännäs fiskevårdsområde (V. Härjedalen) ligger delar av det myrfattiga Rogenområdet på 7-800 m.ö.h.. Rogenmoränen är oerhört rik på småsjöar. Tidigare omtalades dessa som "dödisgropar", men den tjocka Rogenmoränen är subglacialt bildad under en aktiv (rörlig is), och i brist på bättre namn benämns de nedan småsjöar. Dessa saknar ofta tillopp och endast hälften har ett ytligt avlopp, med andra ord är de ofta "see-page lakes" och vattenkvaliteten bestäms av omgivande mark och nederbörden. Till del kan processer i sjöarna påverka vattenkvaliteten (Schindler 1986). Småsjöarna är ofta under 10 hektar och har ett maxdjup av 2-6 m. I 43 av dessa småsjöar har provfiske och vattenprovtagning bedrivits av Jan Salomonsson och Tännäs fiskevårdsområdesförning (Degerman et al. 1991). Småsjöarna hade en genomsnittlig konduktivitet på 5.7 mS/m och totalfosforhalten var 2-20  $\mu\text{g/l}$ . pH har endast mätts sedan 1985 och under denna period har



Figur 37a-b. Alkalinitet (a, vänster) och alkalinitetsunderskott när absorbans <0.05 (b, höger) för fjällsjöar vid riksinventeringen 1990 avsatt mot sjöareal.

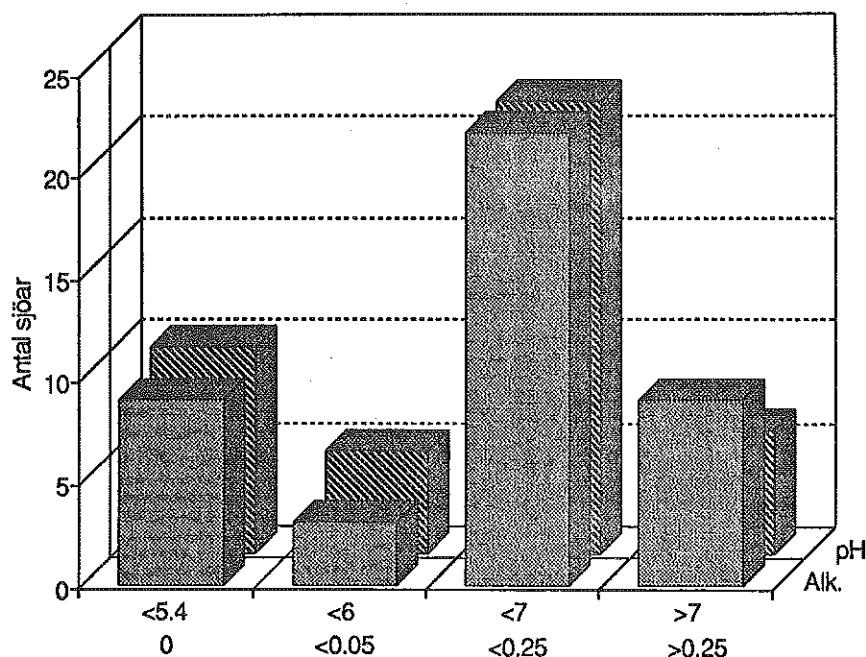
inga förändringar skett av vattenkemin i sjöarna. Stora variationer föreligger i vattenkemin mellan sjöar beroende på att geologin är mosaikartad och kalkrika stråk gränsar till mycket svagt buffrad mark. Enligt Lundqvist (1969) domineras berggrunden av röd sparagmit och området är generellt kalkfattigt, med lågt pH i jorden. Cirka 20% av småsjöarna saknade helt alkalinitet och hade ett pH under 5.4 (Figur 38). Samtliga dessa vatten var klara (färgtal mindre än 25 mg Pt/l), varför surheten torde bero av lågt pH i nederbörd och basfattig mark.

Anders Jansson vid Laboratoriet för Miljöanalyser, Strömsund, undersökte fjällsjöar i Offerdals- och Hotagsfjällen under 1987-88 och fann därvid att alkalinitetsunderskottet i medeltal var 0.021 mekv/l, dvs i paritet med vad som förelåg vid riksinventeringen 1990. I Strömsund är vatten basfattiga och i 50% resp 28% av sjöarna i de resp fjällområdena hade mer än halva den ursprungliga alkaliniteten förbrukats. Inom Jämtlands län genomförde länsstyrelsen 1989 en omfattande provtagning av små sjöar för att studera försurningssituationen. 170 sjöar på 1-1000 hektar belägna över 550 m.ö.h. undersöktes. Alkalinitetsunderskottet beräknades enligt Wiederholm (1989a). Alkalinitetsunderskottet var betydande och uppgick nästan till 50% (Figur 39). En motsvarande undersökning av småsjöar i Arjeplog-

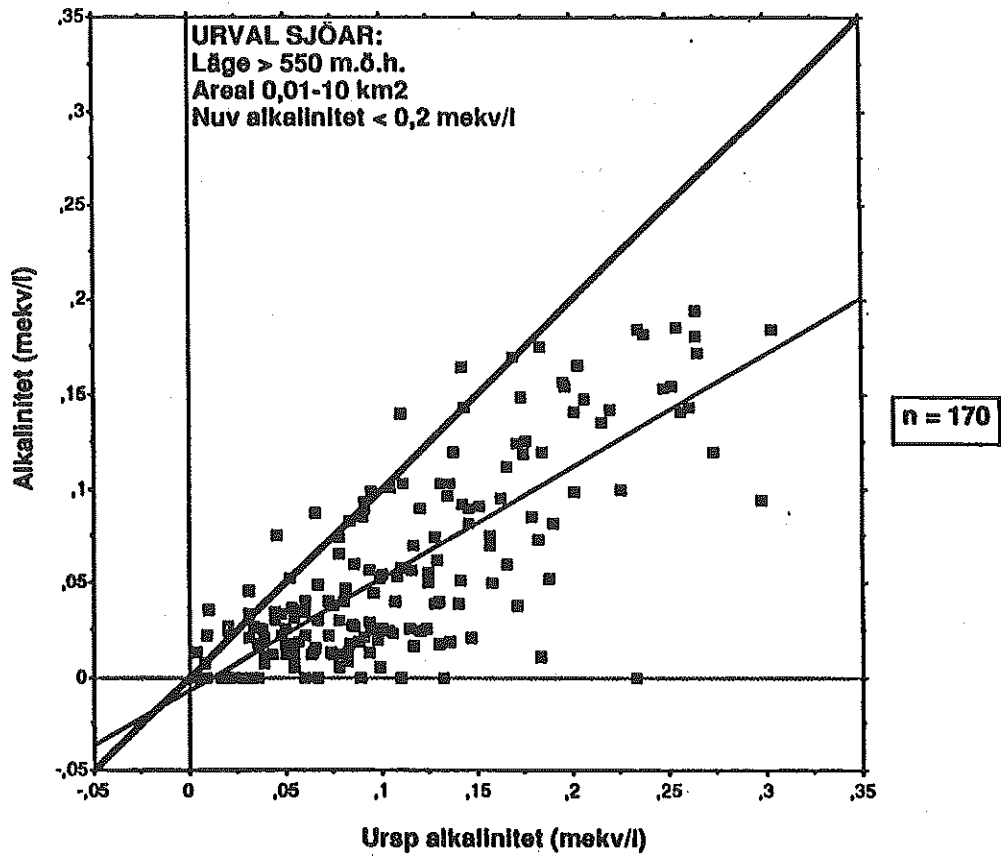
fjällen i Norrbotten (Lundstedt 1991), visade på ingen påverkan (Figur 40). Med andra ord tycks småsjöar i södra fjällkedjan ha fått vidkännas betydande alkalinitetsförluster, medan påverkan endast i undantagsfall föreligger i den norra fjällkedjan.

## Magasin

När nya vattenkraftmagasin etableras kan vattenkvaliteten förändras, dels genom att ny mark överdäms men också genom att vårfloden magasineras istället för att föras vidare nedströms. Detta har bland annat lett till att halterna av cesium i öring och röding efter Tjernobylyolyckan i april 1986 blev betydligt högre i kraftverksmagasin än i oreglerade sjöar (Heit & Miller 1987, Hammar et al. 1988, 1991). Ånell (1986, 1990, 1991) nämner hur Svegsjön, Ljusnan, fått ett brunare och därmed något (0.2-0.4 pH-enheter) surare vatten efter dammbyggnation. Vårfloden från omgivande marker magasineras och tappas sedan successivt, vilket också bidrar till ett högre färgtal i Ljusnan nedströms. Ånell (1990, 1991) anser dock att detta inte kan vara hela förklaringen till ett ökat färgtal då även andra delar av Ljusnan-Voxnan uppvisat högre färgtal. Möjligen kan en ökad markförsurning bidra genom ökad utlösning av järn, men

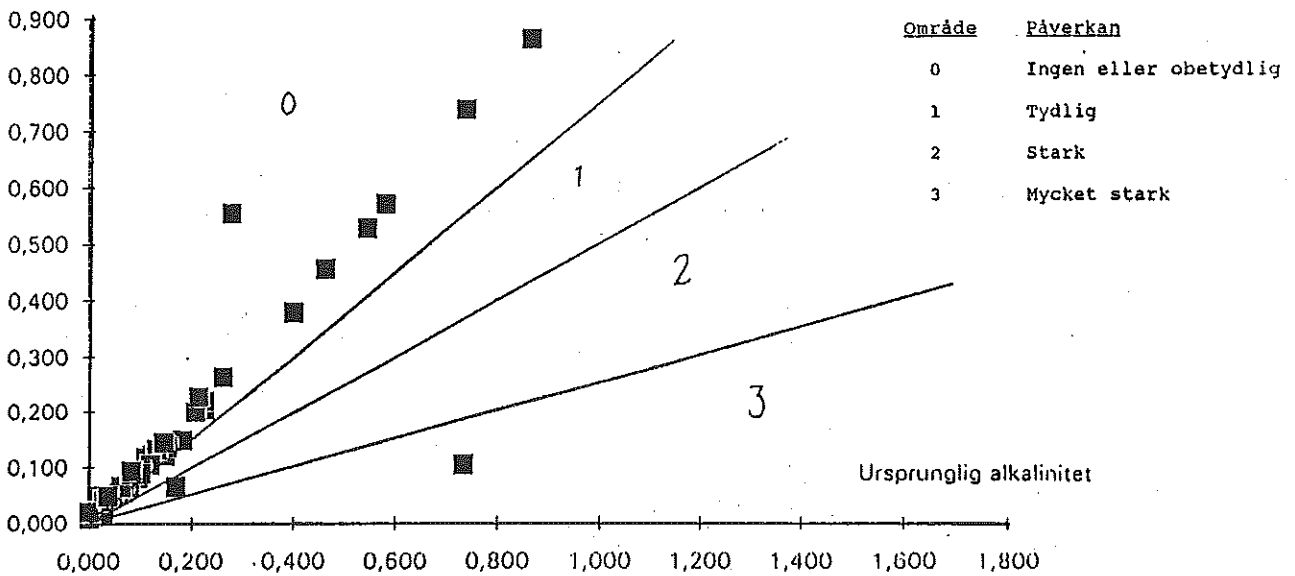


Figur 38. pH och alkalinitet (mekv/l) för 44 undersökta småsjöar i Rogenområdet, V. Härjedalen provtagna 1985-89. Analyser Jan Salomonsson, Tännäs (Degerman et al. 1991).



Figur 39. Alkalinitetsunderskott i alkalinitetssvaga (<0.20 mekv/l) Jämtländska fjällsjöar år 1989 enligt länsstyrelsens mätningar (Data fr. J. Åslund)

Uppmätt alkalinitet



Figur 40. Alkalinitetsunderskott i små fjällsjöar i Arjeplogsfjällen, Norrbotten, enligt länsstyrelsens mätningar (Lundstedt 1991).



även den höga vattenföringen/grundvattennivån under 1980-talet bör ha bidragit genom att avrinningen skett i ytligare marklager med mer humusämnen och järn/mangan. Den generellt högre vattenföringen i landet under 1980-talet har medfört ett brunare ytvatten pga ökad humusämnestransport (Löfgren 1991). I Lofsenmagasinet, Lofsdalen, har en dammbyggnad i kombination med kraftig försurning av avrinningsområdet lett till dålig vattenkvalitet, försämrad bottenfauna och fiskdöd (se avsnittet om fisk).

## Surstötter i sjöar

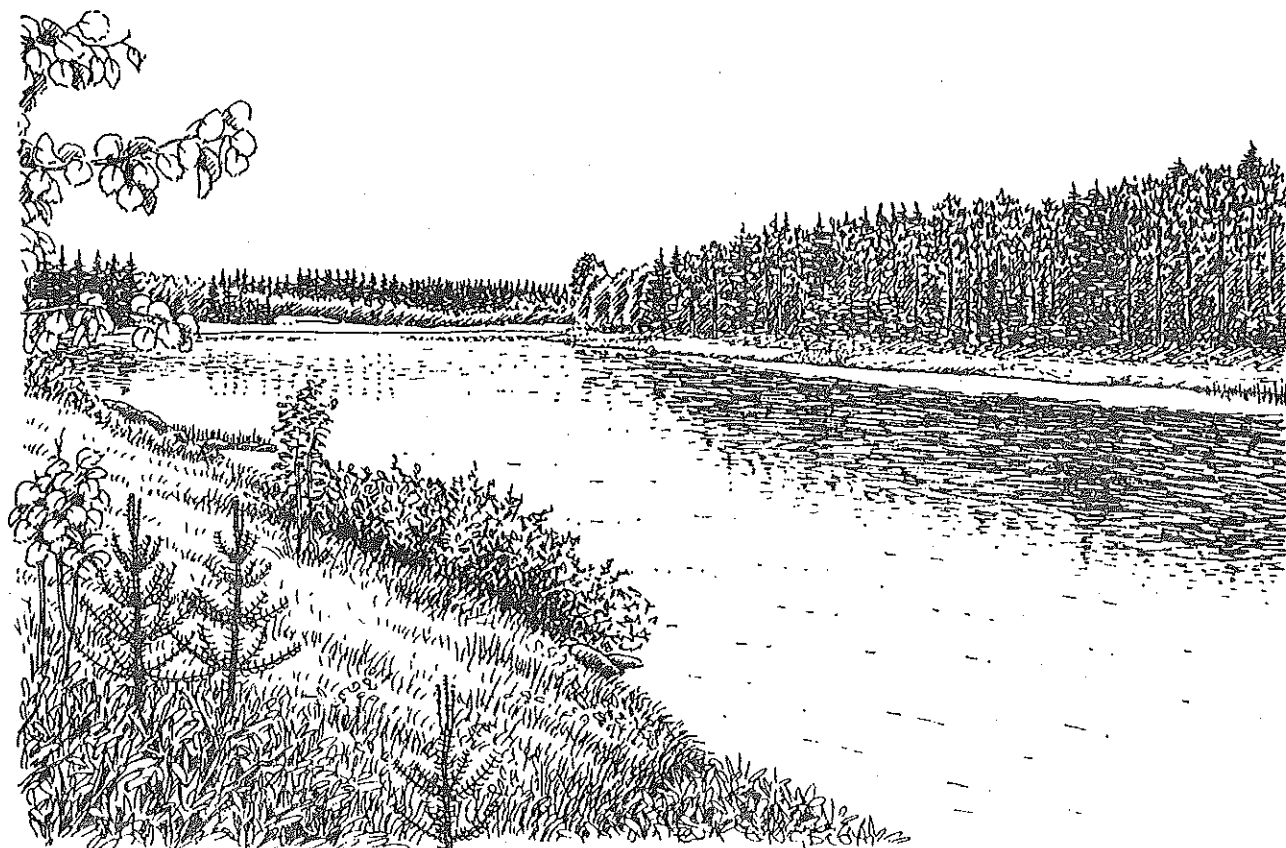
Liksom vattendrag kan få sänkt pH och alkalinitet vid snösmältningen så kan detta också inträffa i små sjöar. Genom att smältvattnet har en temperatur nära 0°C och sjövattnet i regel är runt 3-4 °C så bildar smältvattnet ett surt ytlager som kan täcka hela sjön ned till någon-några meters djup (Jeffries et al. 1979, Bergmann & Welch 1985). Detta är ringa undersökt på grund av svårigheten att ta prover i sjön under smältningen. Dock tas utloppsprov i flera sjöar och dessa prov torde visa den sämsta situationen i sjön.

På grund av denna ytliga plym av surare vatten så rekommenderas att provtagning sker på 2 m djup under iskanten inom programmet för

riksinventering av sjöar. Små sjöar kan i det närmaste bli rinnande vatten under snösmältningen. Persson et al. (1975) nämnde hur Stugsjön i Torneträskområdet sommartid har en teoretisk vattenomsättningstid på 3-6 månader, men att vattenomsättningen under två veckors vårflod var 7 dygn. Med andra ord 13-28 ggr kortare än sommartid.

Få uppgifter om surstötter i fjällsjöar föreligger. Som berörs i ett senare avsnitt har sådana dock uppmätts i Lofsmagasinet (Figur 76). Dickson (1975) rapporterade hur pH i den sura Övre Särnamannasjön, Fulufjället i Dalarna, sjönk från 4.9 till 4.5 vid vårflod.

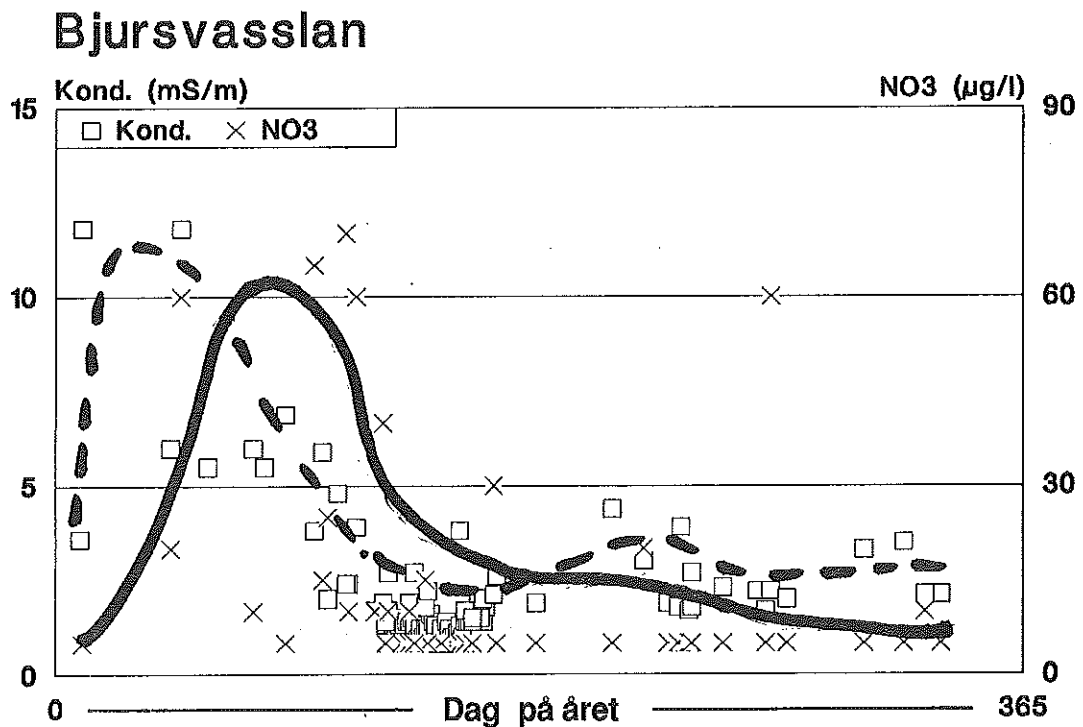
Några näringsfattiga och klara fjällsjöar har naturligt haft ett pH av 5.8-6.0. Under senare tid tycks små fjällsjöar ha drabbats av en alkalinitetsförlust, vilket troligen är en effekt av att vätekarbonat gått åt för att buffra surt nedfall. Kraftigt försurade sjöar återfinns dock bara på Fulufjället och i västra Härjedalen. Den övervägande andelen av fjällsjöarna är så ringa påverkade att pH inte förändrats.



## VEGETATION I VATTEN

Vattenvegetation kan utgöras av tre grupper; växtplankton, mikroskopiska alger och trådalger som sitter på substrat samt makroskopiska växter (mossor och högre växter). Nedan berörs i huvudsak enbart makroskopiska växter, medan växtplankton i sjöar berörs i ett senare avsnitt och uppgifter om mikroskopiska påväxtalger saknas. Att försurade sjöar och vattendrag erhållit en förändrad flora av fastsittande alger är noterat i flera fall (ex. McKnight & Feder 1984, Mulholland et al. 1986), speciellt vanligt är det att kiselalger och trådformiga grönalger ökar (Overrein et al. 1980, Brodin 1990a), men inga kvantitativa tidsserier finns i rinnande vatten i fjällregionen. Vid kraftig försurningspåverkan är det experimentellt visat hur algsammansättningen i rinnande vatten förändrats från att domineras av diatomeer vid pH över 6 till dominans av grönalger vid lägre pH (Källqvist et al. 1975, Hendrey 1976).

Orsaken till den ökade förekomsten av grönalger har diskuterats och minskad betning av evertebrater, pH-preferens och minskad konkurrens har angetts vara viktiga orsaker för att förklara artförändringarna (Hendrey 1976). Kväveläckage från omgivande marker och via förorenad nederbörd skulle också kunna bidra till en ökning av just grönalger, men det saknas undersökningar till stöd för att detta skett i försurade fjällvattendrag. Den mikroskopiska algfloran utvecklas mycket hastigt under våren i subarktiska områden (Klasvik 1974). Vid denna period kräver således växterna mycket kväve och fosfor. Vid vårflod frigörs det kväve som tillförts med förorenad snö. Upp till 30% av den årliga tillförseln av kväve (och fosfor) har visats tillföras en arktisk sjö under de första 10 dagarnas vårflod (Whalen & Cornwell 1985). Detta kan också observeras i Bjursvasslan, Lofsdalen i Härjedalen, där snö-



Figur 41. Koncentration av nitrat (heldragen) samt konduktiviteten under året i Bjursvasslan, Lofsdalen (Data Hans Borg, SNV). Data från flera år avsatt mot dag under året (Dag 1-365). Kurvor subjektivt anpassade. Hög konduktivitet innebär att grundvatten dominerar, medan låg konduktivitet sammanfaller med stor tillförsel av ytvatten och ylligt grundvatten.

smältningen och den första vårfloden för med sig mycket nitrat ut i vattendragen (Figur 41). Den ökade tillförseln av kväve med förorenad luft kan således gynna vattenvegetationen i fjällområdet.

Det har i flera fall talats om att mängden grönalger ökat i fjällbäckar under 1980-talet. Erik Olofsson har noterat hur källor som successivt försurats erhållit "grönalgstofsar" där tidigare inga makroskopiska alger noterats. Lingdell & Engblom (1990a) har också påtalat "den kraftigt tilltagande ökningen av grönalger" i vattendrag inom Flatruet, Härjedalen.

## Förekomst

I den undersökning av botten djur i 337 små vattendrag som genomfördes i fjällkedjan 1983

(Degerman et al. 1987) utfördes i fält en subjektiv klassning av yttäckningen av makroskopiska grönalger, mossor och högre vegetation i en sju-gradig skala. I och med att det var tre olika inventeringslag ute torde vissa skillnader finnas i bedömningen.

Yttäckningen av de olika makroskopiska växterna sattes sedan i relation till uppgifter om vattenkemi och avrinningsområdet i 63 vattendrag där samtliga uppgifter fanns tillgängliga. Mossors yttäckning visades sig vara positivt korrelerad med ett lägre pH (Tabell 5). Det är förväntat att mossor skall vara associerade till surt vatten (ex. McKnight & Feder 1984). Högre vegetation missgynnades av kyla och hög altitud. Ett viktigt krav var givetvis att vattendraget (provtagningsplatsen) skulle vara djup. Gröna trådalger förekom endast i ringa utsträckning i vattendrag som dominerades av kalfjäll.

Tabell 5. Korrelationsmatris mellan yttäckningen (sju-gradig skala) av mossor, alger samt högre vegetation mot omgivningsparametrar. Vattenkemi hänför sig till data från provtagningstillfället (n=63).

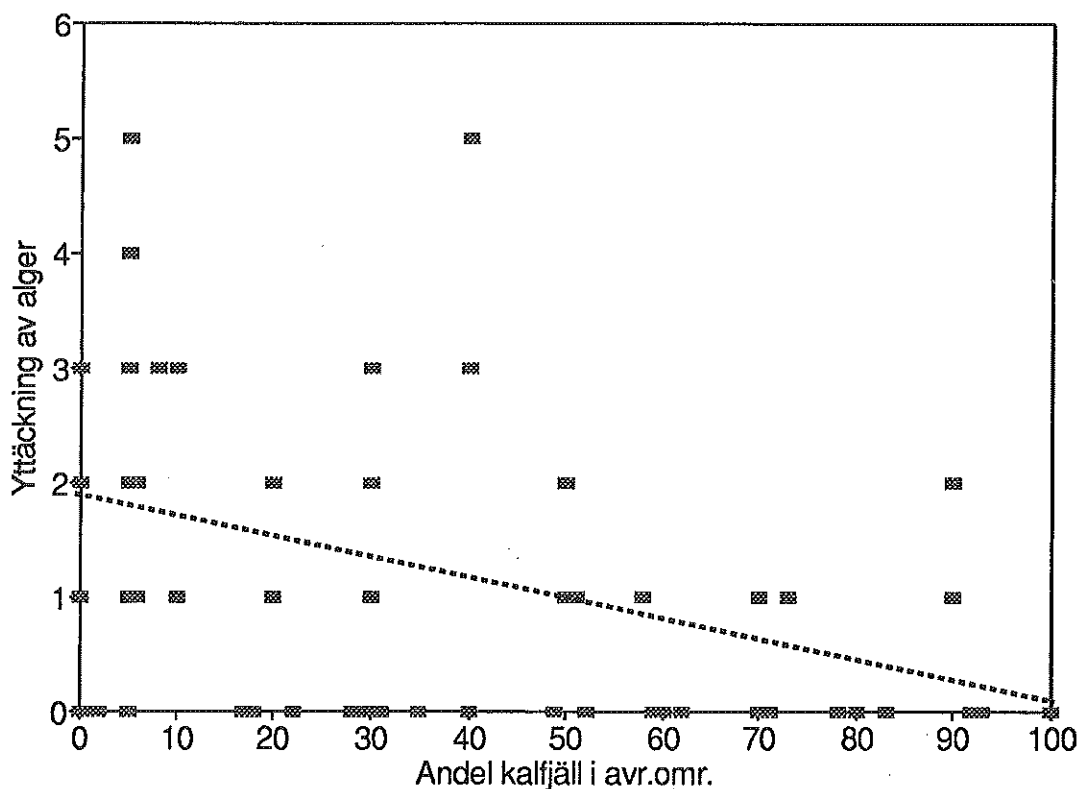
	Mossor	Grön- alger	Högre veg
Årsmedeltemp.	+	+	+
Junitemperatur	+	+	+0.29**
Januaritemperatur	+	-	-
Nederbördsmängd	-	-	-
Nordläge (X-koor.)	-	-	-
Höjdläge	-	-	-0.29**
Avstånd till sjö uppströms	+	-	-
Avrinningsområdets storlek	-	+	-
Andel sjö (%)	-	+	+
Andel kalfjäll i avr. omr.	-	-0.45***	-0.36**
pH i vattendraget (sommar)	-0.42***	-	-0.35**
Färgtal	+0.28*	+	+0.37**
Alkalinitet	-0.44***	-	-
Vattendragets bredd	-	-0.29*	+
Djup vid provplats	+	+	+0.56***
Vattenhastighet	-	-	-

Vid multipel stegvis linjär regression mellan respektive vegetationstyp samt de omgivningsparametrar som redovisats i tabell 5 erhöles:

Mossors yttäckning =  $-1.09 \cdot \text{pH} + 9.42$ ,  $r^2=0.15$ ,  $p=0.0007$

Grönalgers yttäckning =  $-0.019 \cdot \text{Andel kalfjäll} + 1.87$ ,  $r^2=0.17$ ,  $p=0.0004$

Högre vegetation =  $(0.10 \cdot \text{Provplats djup}) - (0.006 \cdot \text{Andel kalfjäll}) + 0.4$ ,  $r^2=0.37$ ,  $p<0.001$ .



Figur 42. Yttäckning av grönalger avsatt mot andel av avrinningsområdet uppströms som utgjordes av kalfjäll. Material från 63 undersökta vattendrag spridda över hela fjällkedjan (Degerman et al. 1987).

Korrelationen mellan alger samt högre vegetation till andelen kalfjäll i avrinningsområdet (Figur 42) är svår att tolka. Andelen fjäll i avrinningsområdet var signifikant ( $p < 0.001$ ) korrelerat till färgtalet, vattendragets bredd samt junitemperaturen. Ju högre andel fjäll desto klarare vatten, desto bredare vattendrag och desto kallare sommar. Däremot skiljde inte årsmedeltemperaturen eller januaritemperaturen med andelen fjäll. Således talar mycket för att yttäckningen av grönalger och högre vegetation var lägre i alpin region på grund av den lägre temperaturen sommartid och den därmed kortare växtsäsongen.

I en ytterligare analys av samtliga 337 vattendrag uteslöts alla lokaler som inte låg i fjällregion enligt Nordiska Ministerrådets klassificering. Därvid återstod 117 lokaler. I detta material var grönalgers yttäckning mest korrelerat till nordläget ( $r^2 = 0.06$ ,  $p < 0.01$ ) och temperaturen ( $r^2 = 0.07$ ,  $p < 0.01$ ), ju längre norrut och ju kallare ju mindre mängd alger. Noterbart var att ett signifikant positivt samband förelåg mellan grönalger och andelen bottenfauna-arter som känsliga, dvs tål ej pH under 5.4. Återigen visade dessa resultat ett temperaturberoende samtidigt som det

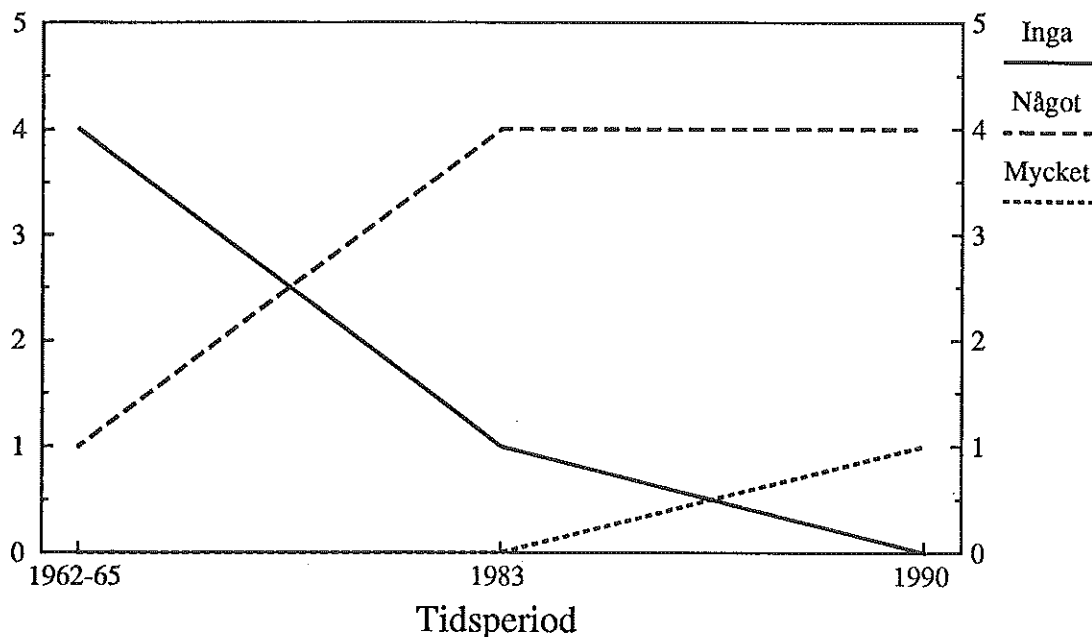
positiva sambandet med känsliga taxa indikerar att alger var mer abundanta i icke försurade områden. Därmed inte sagt att alger inte ökat i fjällens små vattendrag. Även om algförekomsten var lägre än i skogslandet nedanför kan förekomsten ha ökat.

## Trender

Engblom och Lingdell (1990b) har följt bottenfaunan i vattendraget Lillfjäten på gränsen mellan Kopparberg och Härjedalen sedan 1975 (se avsnittet om bottenfauna). I takt med ökad försurningspåverkan och en alltmer utarmad kräftdjursfauna har de noterat hur algernas yttäckning ökat.

I Ammarnäs har utvecklingen av grönalger följts översiktligt genom noteringar i fält i samband med insamling av bottenfauna (Ulfstrand 1968a, Engblom & Lingdell 1984 samt opublicerat material). Fem lokaler har undersökts under 1962-66, 1983 samt 1990. Bara en lokal hyste grönalger på 1960-talet. År 1983 hyste fyra lokaler något med grönalger, medan alla lokaler hyste grön-

## Antal lokaler



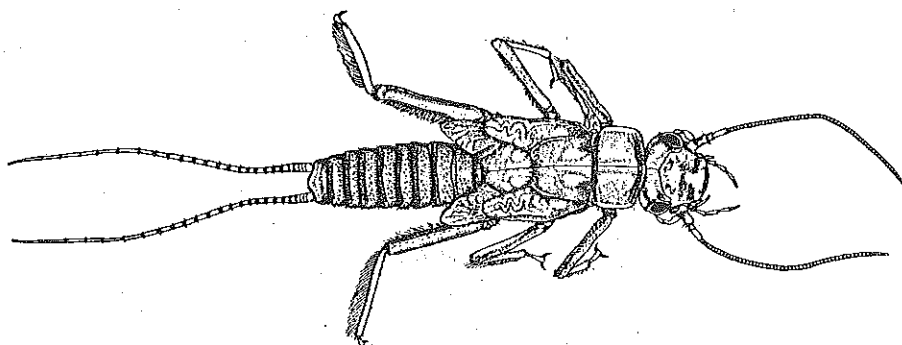
Figur 43. Antal lokaler med inga, något eller mycket grönalger av fem undersökta lokaler i Ammarnäs (från Ulfstrand 1968a, Engblom & Lingdell 1984 samt opubl.).

alger 1990 och dessutom hade en lokal rikligt med grönalger (Figur 43). Tyvärr vet vi inte från vilken tidpunkt på året Staffan Ulfstrand gjort sina noteringar. Därmed kan inte säsongvariationens inverkan beaktas. Studien år 1983 gjordes 16-21 juli och år 1990 besöktes lokalerna 13-14 augusti.

Således finns enstaka, dåliga studier av vattenvegetationens ymnighet. Förvånansvärt nog finns inga studier publicerade om artsammansättningen av vattenvegetation där jämförelser görs i tiden. Det också osäkert när under vegetationssäsongen ett prov skall tas. Ansökningar har inkommit till Naturvårdsverket, bl a 1984, 1991, om att få studera försurningseffekter på bentiska alger i försurade fjällvattendrag, men hittills har

inga medel beviljats. Såvitt känt saknas bakgrundsdata frånsett den studie som Johansson (1982) genomfört i rinnande vatten i Jämtland.

Trots att flera personer påpekat att mängden grönalger ökat i fjällvattendrag under 1980-talet finns inga vetenskapliga undersökningar som stöder eller motsäger detta. Denna organismgrupp bör snarast tas med i den långsiktiga övervakningen i fjällen.



## LANDVEGETATION

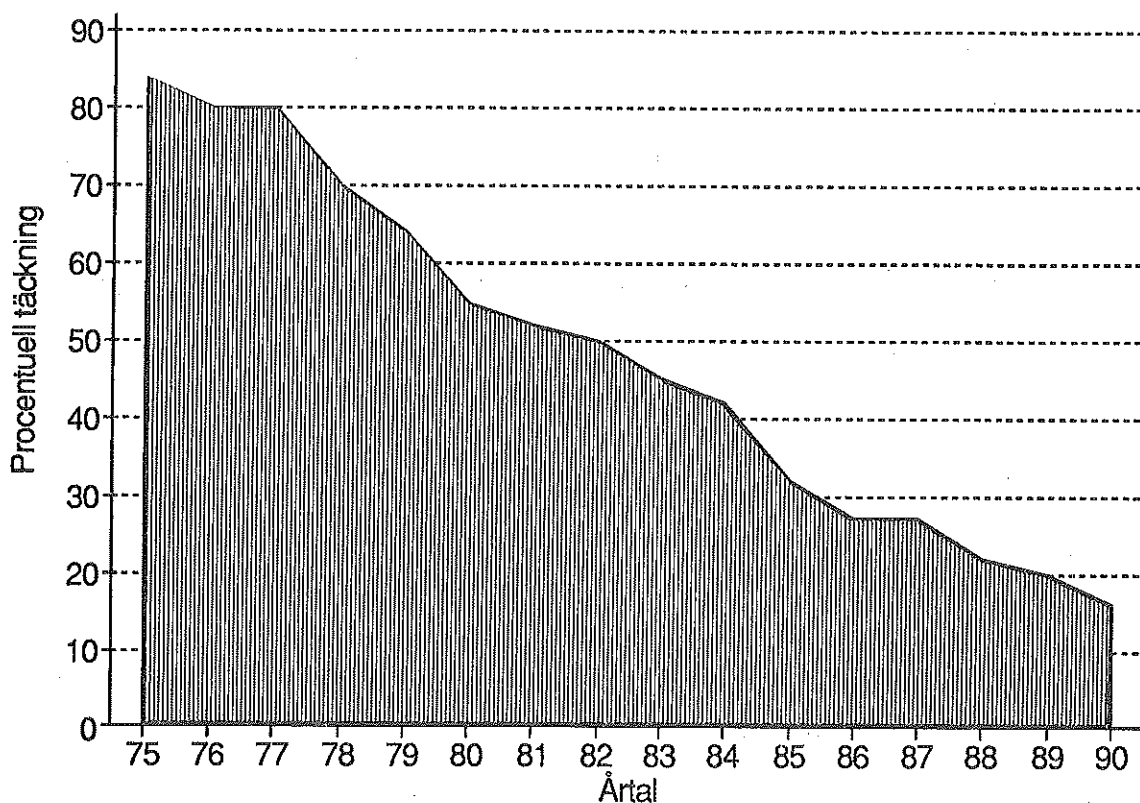
Skogens tillstånd övervakas bl a genom den s.k. riksskogstaxeringen och studier i Naturvårdsverkets PMK-områden. Den förra har visat att skador som barrutglesning ökat hos barrträd i norra Sverige 1990 jämfört med tidigare år. Då fjällen par definition är skoglösa så kommer dock inte skogsskador att tas upp i detta arbete. Nämnas bör dock att skogsskador med färgförändringar på gran noterades i högt liggande områden i Härjedalen i slutet av 1970-talet. Senare övergick det hela i kronutglesning med tilltagande avbarrning. Analyser har bl a visat på magnesiumbrist (Budimir Pupovic, SLU & L. Rasmussen, DTH opublicerat) och troligen finns en koppling till den förorenade nederbörden.

Torstensson & Liljelund (1989) har sammanställt litteraturen om förändringar av terrester flora orsakad av försurning. I södra Sverige hade kvävegynnade kärlväxter och storsvampar ökat som en följd av ökad deponering av kväve med nederbörden. Publicerade undersökningar från fjällområdet tycks dock saknas (op.cit. samt Fiske-sjö & Ingelög 1985). Vegetationen i PMK-områdena Ammarnäs och Abisko har studerats sedan början av 1980-talet (Eknert & Lemby 1983, Eknert & Ek 1983, Bråkenhielm 1989), men den korta tidsrymd som förflutit sedan starten gör att några förändringar som skulle kunna vara att hänföra till atmosfäriskt nedfall ej föreligger eller går att se (muntl. Sven Bråkenhielm, SNV). Dessutom är båda dessa områden hårt renbetade, varför eventuella förändringar i blomväxter eller lavfloran, såväl marklevande som stamlevande, i första rummet torde bero av renbetet.

Mossor och framför allt lavar har sedan länge varit erkända som bra indikatorer på luftens och nederbördens kvalitet (ex. Westman 1982). Detta för att de beror av regnvattnet och luften för näringsförsörjningen, samtidigt som de saknar skyddande yttre kutikula. Vissa lavar reagerar redan på svaveldioxid-halter av  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i luften och pH 4 i nederbörden vid ett enstaka tillfälle tycks vara en kritisk gräns för de känsligaste arterna (Torstenson & Liljelund 1989). Det är också troligt att även effekter av markförsurning påverkar lavar och mossor.

Ett exempel från Lofsdalen som är ett hårt försurningsskadat område kan anföras. Erik Olofsson, uppväxt i området, minns hur man i början av 1950-talet samlade renlav till korna inför vintern på 850-900 m.ö.h.. Renlaven växte då ymnigt i området och det var lätt att samla in stora mängder. Vintern 1973/74 färgades laven i området av partiklar, vilket sedan aldrig uppträtt i samma omfattning. I augusti 1974 såg Olofsson något som liknade "frätskador" på renlaven. Färgförändringar noterades på lavens toppar. I nära anslutning till den nederbördsstation som upprättades år 1975 på 900 m.ö.h. upprättades en vegetationsprovruta på  $50 \times 50$  m och en cirkelyta med radien 5 m inom ett närliggande lavrikt område. I provytan täckte renlaven helt 84% av marken år 1975 (Figur 44). Sju år senare, i augusti 1981, hade renlavens yttäckning minskat till 52% och renlaven ersattes av kal mark eller bärris och ljung. Under dessa sex år hade försurningen på allvar slagit till i området (se avsnitten om Rinnande vatten och Botten-djur). Vid ett tillfälle uppmättes pH under 4 i dimma i området. Snöpackens pH föll från 5.2-5.3 till 4.1-4.7 på grund av surt nedfall (se avsnittet om Syradeposition). År 1990 var renlavens yttäckning i storleksordningen 16% i provrutorna. Samtidigt hade laven utanför provrutorna i de tidigast drabbade områdena nästan helt försvunnit. Detta kan jämföras med Sonfjället några mil norrut där också renlaven minskat betydligt, samtidigt som många granar uppvisat barrförluster. Här har dock orsaken ansetts vara ett för kraftigt renbete (Kullman 1989), vilket inte kan vara fallet i Lofsdalen. Ej heller föreligger mekanisk nötning genom friluftsliv eller liknande.

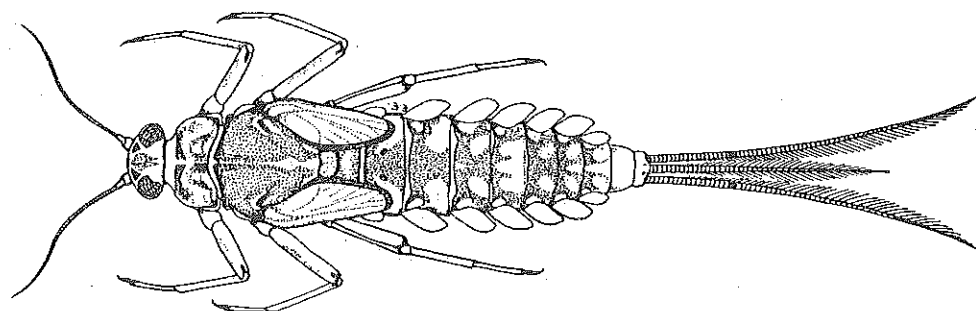
Lavrishedarna längs Ljusnan sammanfaller med utbredningen av det stora sandurfältet från Svegsjön mot Rånda älvs inlopp i Ljusnan. År 1991 anser Erik Olofsson att renlaven minskat medan ljung ökat jämfört med 1970-talet, då området var föremål för inspektioner av vegetationsförhållanden i samband med skaderegleringar gällande bl a älgbeten. Kvantitativa uppgifter saknas dock.



Figur 44. Procentuell skattning av renlavmattans (*Cladonia*-arter) sammanhängande täckningsgrad 1975-1990 i höjdläget 800 m.ö.h. i Lofsdalen, Härjedalen (Erik Olofsson).

I samband med riksskogstaxeringen 1984 och 1985 registrerades förekomsten av fyra allmänt förekommande lavararter över hela landet. Vidare mättes svavelinnehållet i blåslav (Westman 1986). I inre Norrland var svavelhalterna i blåslav mycket låga (mindre än 0.07%) och motsvarade närmast de bakgrundshalter man förväntar sig i opåverkade lägen. Grå tagellav, som var den känsligaste lavarten, saknades eller förekom i mycket låg frekvens i södra och mellersta Sverige, men var vanlig längre norrut. Studien omfattade inte fjälltrakterna, men visade ändå på att de lägre halterna av försurande ämnen i inre Norrland medförde att florans härstades var bättre än i södra Sverige eller på Norrlandskusten.

Få undersökningar eller uppgifter finns om utveckling av landvegetation i fjällen under de senaste årtiondena. Tidsserierna inom PMK-områdena är för korta för att skönja några trender. En belagd minskning av renlav på obetade fjällområden i Lofsdalen tycks dock vara korrelerad med syradepositionen. Renlav har även minskat i andra områden, men orsaken är oklar. Mer studier krävs och fasta stationer/prövytor bör upprättas, fr a i södra fjällkedjan.



## VÄXT- OCH DJURPLANKTON

### Växtplankton

Växtplankton utgör ofta basen för en sjö's produktion av organismer. Liksom i tempererade områden styrs produktionen i en fjällsjö naturligtvis av ljusstillgång och de begränsande näringsämnen brukar vara fosfor och kväve (Persson et al. 1975, Holmgren 1983, Hammar 1989a, Schindler et al. 1974, Kalff & Welch 1974, McLaren 1969).

Växtplankton förekommer i ett flertal grupper; bl a blågrönalger, kryptomonader, pansarflagellater, kiselalger och grönalger. Hela grupper och även enskilda taxa har använts för att indikera sjöars näringsnivå (Hörnström 1981) och stora förändringar kan förekomma vid försurning (Hörnström & Ekström 1986). Såvitt bekant finns studier av växtplankton i relation till försurning endast utförda i ett fjällområde - Fulufjäll. Nedre Särnamannasjön, vilken kalkats i flera omgångar, har erhållit en förändrad planktonflora. Från en tidigare dominans av pansarflagellater dominerar sjön efter kalkning av chrysomonader, vilket är normalt för en sjö av denna karaktär (Hörnström 1979). I den okalkade Övre Särnamannasjön dominerar växtplankton av atypiska 'surplankton'. Antalet växtplanktonarter ökade i N. Särnamannasjön från 11-17 före kalkning till 22-27 efter kalkning (op.cit.).

Kiselalger, såväl planktoniska som epifytiska, har flitigt använts för att rekonstruera pH-historik i sjöar över norra hemisfären (Renberg 1986, Renberg & Battarbee 1990). Ytterst få studier har dock bedrivits i fjällen eller fjällnära sjöar. Två norska sjöar undersöktes genom att ta sedimentproppar ur sjöbotten (Berge et al. 1990, Brodin 1990b). Sjön Verevatn låg i Aust-Augder och hade sur nederbörd, medan Röyrtjärna låg i Nord-Trøndelag och hade låga halter av svavel och nitrat i nederbörden. Analys av spårmetaller, växtpollen, rester av djurplankton, fjädermyggor och kiselalger antydde att ingen försurning skett av den nordligt belägna Röyrtjärna och att pH i sjön naturligt oscillerat mellan 5.6-5.9. I Verevatn pekade analyserna däremot på att sjön hade försurats och pH minskat från runt 5 vid sekelskiftet till 4.4-4.5 år 1986.

### Djurplankton

Djurplanktonsamhället styrs dels nedifrån och dels uppifrån, nedifrån verkar vattenkvalitet och födotillgång och uppifrån predatorer. Det kan därför ofta vara svårt att avgöra vad som styr en eventuell förändring av djurplankton i en sjö som försuras. Fisk äter ofta bort stora (Hjelm 1972) och speciellt pigmenterade arter (Nilsson & Pejler 1973), exempelvis *Daphnia pulex* (Haney & Buchanan 1987) och *Chaoborus* (Nyberg 1984). Generella trender vid försurning är att daphnider är känsligast, medan copepoder är tolerantare mot lågt pH (Brett 1989). Artantalet kräftdjur och rotiferer minskar vid försurning, medan biomassan av djurplankton inte alltid minskar (op.cit.). Biomassan styrs snarare av sjöns produktivitet än pH i sig och generellt verkar faktorer korrelerade till pH snarare än pH i sig vara viktiga för djurplankton (Brett 1989).

Många av de djurplanktontaxa vi har i södra Sverige återfinns även i fjällen. Släktet *Daphnia* har ingen nordgräns och förekommer över hela Arktis (Haney & Buchanan 1987). Liksom i varmare regioner föreligger sedan gammalt ett känt samband mellan vattnets naturliga pH och planktonfaunan. I grönländska sjöar förekom *Daphnia pulex*, *Eurycercus glacialis*, *Diaptomus minutus* även vid lågt pH, medan *Bosmina coregoni* och *Polyphemus pediculus* endast förekom vid högt pH (Röen 1962).

I Rogen-området har vattenkemi, djurplankton och fisk studerats i 10 små sjöar i slutet av 1980-talet (Degerman et al. 1991). Plankton insamlades medelst ett vertikalt håvdrag vid sjöns djupaste del. Maskstorleken var 75 µm. 7-12 djurplanktontaxa påträffades i varje sjö. Dominerande taxa var *Bosmina longispina* (försurnings-tålig), *Daphnia longispina* (försurningskänslig), *Notolca* (Rotifera) samt gruppen Copepoda sammantaget. Individtätheten (antal per håvdrag och meter sjödjup) av *Bosmina* och *Ceriodaphnia* var positivt korrelerat ( $p < 0.01$ ) till tätheten av mört och elritsa, vilket tolkades som att dessa djurplanktonätande fiskar betat bort större djurplankton varvid de mindre formerna gynnats. Cyclopoida co-



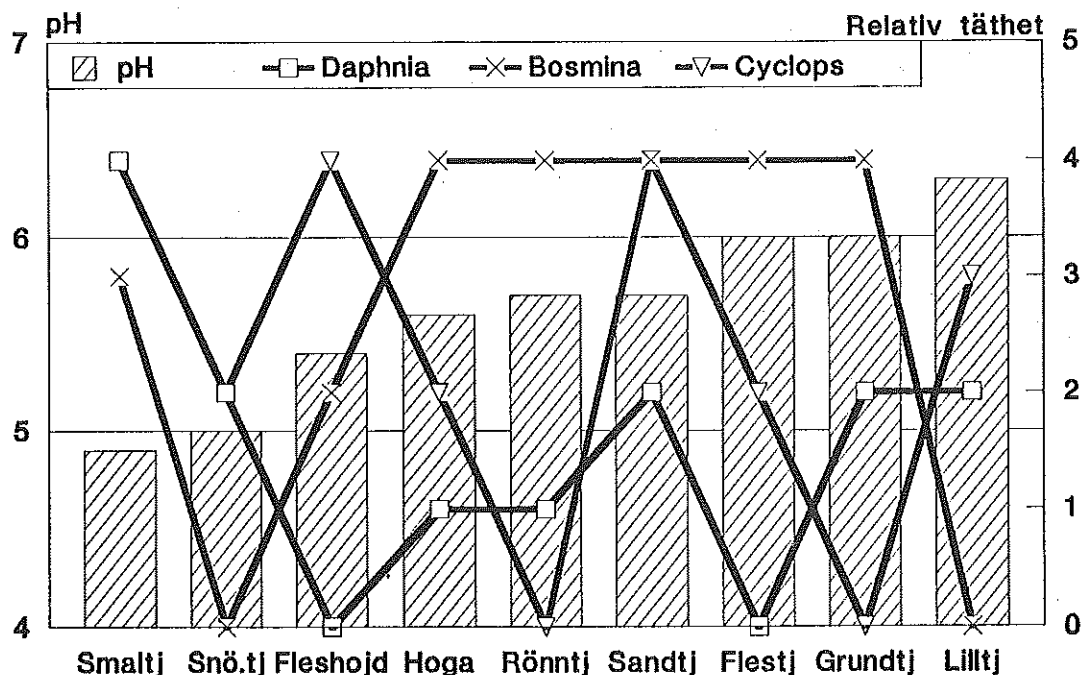
Tabell 6. Semi-kvantitativ skattning av djurplanktontätheten i fem sjöar från Lofsdalen, Härjedalen, 1981. r=sällsynt i provet, + =låg förekomst, ++ =måttlig, +++ =riklig, ++++ =mycket riklig (P. Nyberg opubl.). Fisktäthet angivet som individer/nätansträngning.

	Storhån	Småhåarna	Lofssjön	Stortjärn	Lilltjärn
<i>Limnosida</i>				r	+
<i>Holopedium</i>	++			+++	r
<i>Daphnia g.</i>	++		+++		
<i>D. longiremis</i>	++	++	+		
<i>D. longispina</i>		+			
<i>Ceriodaphnia</i>			+		
<i>Bosmina sp.</i>		++	+++	++++	+
<i>Bythotrephes</i>	+				
<i>Chydorus</i>		r			
<i>Heterocop s.</i>					+++
<i>Eudiaptomus g.</i>	r		+		++
<i>Cyclops sp.</i>	++		r	+++	+
Nauplier	++		r	++++	+
Fiskarter	Ör,Mö,La	Ör,EI,La	Ab,Mö,La,Gä	Ab	-
Fisktäthet	5	9.5	22.8	4.3	0

pepoder var negativt korrelerade till pH ( $p < 0.01$ ) och förekom rikligast i de suraste (pH 5.2-5.4) sjöarna där samtidigt tätheten av Cladocerer var lågt. Materialet indikerade sammantaget att fiskfaunan betydde mycket för planktonsammansättningen. En tendens förelåg dock till minskad täthet av Cladocerer med pH oberoende av fiskfaunan (op.cit.). Vertikala djurplanktonhåvningar utfördes också i fem sjöar i Lofsdalsområdet år 1981 (Tabell 6). Det stora kräftdjuren *Holopedium gibberum* och *Bythotrephes longimanus* förekom bara i sjöar med låg fisktäthet. *Bosmina* tenderade, liksom i Rogen-området, att förekomma rikligast i sjöar med mycket fisk. De flesta av sjöarna har varit utsatta för surstötter ned till pH 5. I Lofssjön hade 1981 pH ej understigit 5.4 (Figur 75) och trots ett rikt fiskbestånd förekom rikligt med *Daphnia galeata*.

En liknande studie i 9 små tjärnar i Torrö-området, NV Jämtland, år 1984 visade inga korrelationer mellan tätheten av fisk (öring, lake, elritsa, röding) och den relativa tätheten av djurplankton (Degerman et al. 1987). Plankton insamlades med samma håvar och metodik som i Rogen-området (se ovan). Sammanlagt påträffades 11 taxa av djurplankton. Rikligast representerade arter var *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *D.*

*cristata*, *Bosmina sp.*, *Heterocope saliens* samt *Cyclops sp.*, men även *Chaoborus flavicans* och *Bythotrephes longimanus* påträffades. *Chaoborus* påträffades vid pH 5.0 resp 5.7 med låg resp hög täthet av öring. *Bythotrephes* förekom bara i sjöar med låg täthet av fisk och vattnen var bruna. *Holopedium* förekom rikligt i de flesta sjöar. Generellt hade de suraste sjöarna en minst lika rik planktonfauna som de med bättre pH (Figur 45), medan fisktätheten var lägre i de sura vattnen. Daphnider, som anses relativt försurningskänsliga (Pejler 1965, Nielssen 1984), förekom rikligt i de två suraste sjöarna. Dessa sjöar var dock humösa, varför tillgången på näring torde vara stor. *Bosmina*, som är försurningsståligare (Vallin 1953, Nielssen 1984), dominerade i de intermediärt sura Rönntjärn och Flestjärn, vilka också hade intermediär täthet av fisk. Båda vattnen var dock klara och jonsvaga, varför de torde vara näringsfattiga. Djurplanktonfaunan i dessa nio sjöar verkade i huvudsak styras av näringstillgången i form av humusämnen, vilket även indikerats för en grupp som fjädermyggor i samma pH-intervall (Brodin 1990b). Humusämnen färgar också vattnet och möjliggör för större djurplanktonarter att undvika fiskpredation.



Figur 45. Relativ täthet av några dominerande djurplanktontaxa (*Daphnia longispina*, *Bosmina* sp., *Cyclops* sp.) samt pH i nio små tjärnar invid Torrön, NV Jämtland, undersökta sommaren 1984. Den relativa tätheten är graderad i en skala från 0 till 6 (Degerman et al. 1987).

I de försurade Övre resp Nedre Särnamanna-sjöarna på Fulufjället har djurplanktonfaunan undersökts av Lindström (1980) och Hanson (1974). Prover inhämtades med en 2.5 l Ruttnerhämtare och sällades genom ett såll med maskstorleken 70 µm. Sjöarna hade vid provtagningen år 1972 ett pH kring 4.8 och djurplanktonfaunan var som en följd fattig. Daphnider saknades helt, men är normalt vanliga i mindre sura sjöar av samma typ. Endast åtta arter av djurplankton påträffades i de båda sjöarna; *Bosmina coregoni*, *Alonopsis elongata*, *Chydorus spaeiricus*, *Heterocope saliens*, *Diaptomus laciniatus*, *Cyclops* sp., *Holopedium gibberum* samt *Bythotrephes longimanus*. Denna extremt fattiga djurplanktonfauna ansågs vara en effekt av att sjöarna försurats (op.cit.). Avsaknaden av daphnider ansågs dock till del kunna bero av att sjöarna var alltför grunda, emedan daphnider ofta uppehåller sig djupare än 2 m.

Ett flertal äldre studier av växt- och djurplankton i svenska fjällen finns publicerade (ex. Cleve 1899, Ekman 1904, von Hofsten 1923, Ström 1923, Hustedt 1942, Lindström 1949, Thomasson 1951, 1952a,b, Lundqvist 1936, 1939, Thinemann 1942, Quennerstedt 1955, Ekman 1957, Hjelm 1972), men sällan har dessa vatten återbesökts så att jämförelser mellan dessa data och yngre data kunnat göras. Gemensamt för flera av dessa studier är att hu-

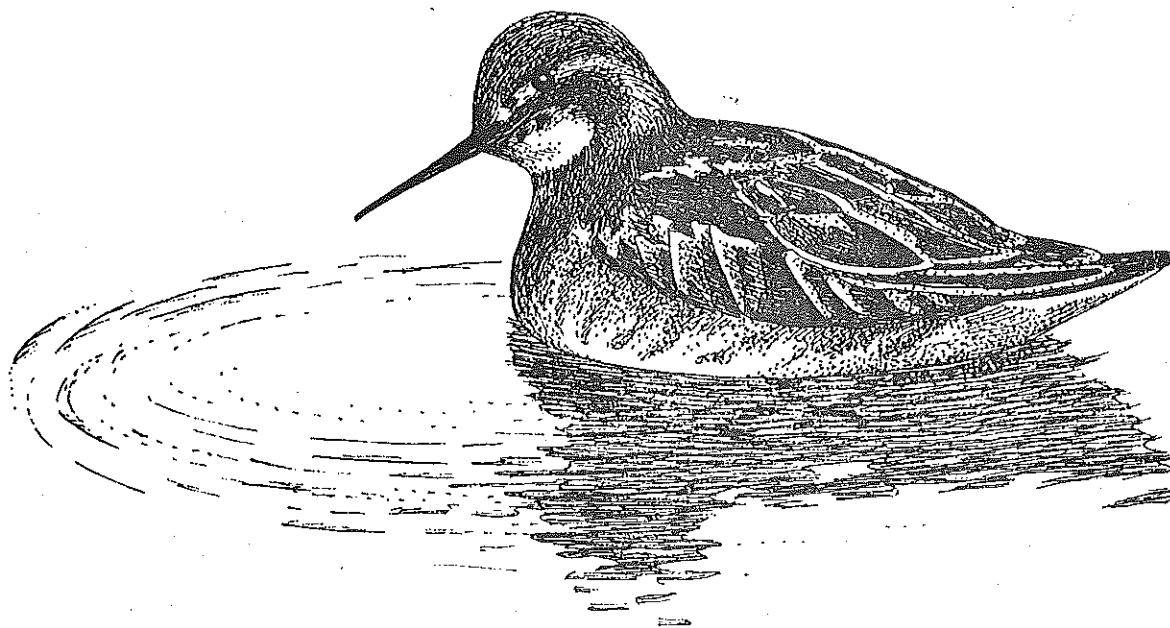
vudsyftet inte var att studera plankton utan sjösediment, chironomider, diatomeer eller så var de av mer allmän limnologisk karaktär. Kvantitativa eller semi-kvantitativa uppgifter saknas således. Ett annat problem är att i ett ytterst fåtal vatten föresiggår undersökningar idag. Inom kalkreferensprogrammet har Abiskojaure i Norrbotten (Abisko nationalpark) utvalts för omfattande undersökningar. Wiederholm (1989b) redovisade en artlista från djurplanktonundersökningar augusti 1988, då man vid håvprov (63-125 µm samt 25 µm maskstorlek) endast påträffade fem djurplanktontaxa i Abiskojaure, rotatorien *Conochilus unicornis*, cladocererna *Holopedium gibberum*, *Eubosmina longirostis* samt copepoderna *Arctodiaptomus lat.* samt *Cyclops strenuus*.

G. Lundqvist (1939) undersökte sjösedimenten i området under 1938. Han fann då den 20 augusti att utav rotatorier förekom *Conochilus unicornis* (rikligt) samt *Polyarthra trigla*. Av cladocererna nämner han *Cyclops*, *Bosmina*, *Daphnia*, *Holopedium* samt *Leptodora*. Av copepoder *Diaptomus*. Ekman (1957) nämner vad andra gjort i Abiskojaure, men försummar att ge en lista över plankton. Detta gör dock Lundqvist (op.cit.) som uppger att Ekman funnit *Cyclops scutifer*, *Diaptomus graciloides* (talrik), *Bosmina*, *Daphnia galeata*, *Euryercus lamellatus*, *Holopedium gibberum* (en

individ) samt *Polyphemus pediculus*. Dessutom den ovanliga bladfotingen *Lepidurus glacialis* (larv) (*L. arcticus* idag).

Således förekom samma släkten (även om de bytt namn) efter 50 år, men provtagningen 1988 gav färre arter, vilket dock torde bero på att den endast består av enstaka håvdrag i sjömitt. pH i Abiskojaure angavs av Ekman vara 6.5 den 23 september 1937. Under 1980-talet har Naturvårdsverket uppmätt motsvarande pH. Varken djurplankton eller vattenkemin indikerar således några förändringar.

Få tidsserier finns av plankton i fjällsjöar. De fåtal synoptiska studier som genomförts visar snarare att djurplankton styrs av humusämnestillgång och fiskfaunan än pH direkt. Djurplankton kan vara en dålig indikatorgrupp för initialt sura förhållanden.



## BOTTENDJUR

Med bottendjur avses i detta kapitel makroskopiska evertebrater i rinnande vatten samt i sjöars strandzon. I huvudsak begränsas också materialet till hårdbottnar. Det är väl belagt genom laboratorie- och fältstudier samt fältexperiment i små vattendrag att pH i intervallet 4.5-5.5 ibland i kombination med aluminium, järn och mangan påverkar bottendjur negativt (Ökland & Ökland 1986, Herrmann 1990, Herrmann & Andersson 1986, Melin 1986, Hall et al. 1987, Hall 1990). Förutom direkt toxisk inverkan, troligen fr a på gälarna (Herrmann 1987), så ökar också djurens drift nedströms (Hall et al. 1987, Hall 1990). Metallerna fastnar vanligtvis utanpå insektskroppen (Melin 1986, Frick & Herrmann 1990a), men kan också intas via födan. Bioackumulation uppåt i näringskedjan, dvs till rovlevande bottendjur eller till bottendjursätande fåglar har föreslagits (Nyholm 1981). Det är dock osäkert om detta är ett i naturen signifikant fenomen (Herrmann 1991). Sådan bioackumulation har dock konstaterats för andra organismgrupper och ämnen, exempelvis kadmium och kvicksilver. Cesium anrikas från djurplankton, via pungräkan *Mysis* till röding (Hammar et al. 1991).

### Indikator-arter

Det har ofta visat sig svårt att med enbart mätningar av vattenkemi vid enstaka tillfällen uttala sig om miljötillståndet i ett område. Vattenkvaliteten kan snabbt förändras, speciellt gäller detta pH om alkaliniteten är svag. Flera system har därför utvecklats där befintliga djur i vattnet används som ett integrerat mått på miljötillståndet. Att använda bottendjur som indikatorer på miljötillståndet är utbrett och har praktiserats livligt. I takt med den tilltagande försurningen har bottendjur börjat att användas för att indikera vattnets surhet (Raddum 1979, Engblom & Lingdell 1983, Raddum & Fjellheim 1984, Ökland & Ökland 1986, Raddum et al. 1988).

Angivna pH-toleranser för enskilda indikatorarter kan dock påverkas av andra faktorer än

pH (vätejonaktiviteten), speciellt då aluminium (Herrmann & Andersson 1986, Frick & Herrmann 1990b, Herrmann 1990), men även humusämnen (Engblom & Lingdell 1986b), klimatstress (Walker & Mathewes 1989) och djurens situation för övrigt, exempelvis födotillgången (bl a humusämnen) kan vara avgörande (Raddum & Saether 1981, Willoughby & Mappin 1988). Vattnets hårdhet (kalciuminnehållet) har visat sig ha stor betydelse för musslor och *Gammarus* (Ökland 1980a,b, Ökland & Ökland 1986), men även andra joner, exempelvis de som ingår i osmoregleringen (Na, Cl) kan ha positiv effekt på överlevnaden hos bottendjur (Meinel et al. 1985). Studier finns också som visat hur metallföreningar fällts ut i områden där surt metallrikt vatten och ett bättre buffrat vatten mötts, vilket lett till utslagning av påväxtalger (perifyton) och därmed förändringar av bottenfaunan (McKnight & Feder 1984). Således finns en mängd kringfaktorer som påverkar sambandet mellan pH och arters förekomst.

Naturligtvis kan enstaka levande exemplar av en art påträffas nedanför de "toleransgränser" som angetts (ex. Engblom och Lingdell 1983). Vid en jämförelse av de toleransgränser som angetts av olika författare och i olika publikationer kan dock en stor överensstämmelse konstateras, om än diskrepansen kan vara av storleksordningen 0.5 pH-enheter. För vissa arter som *Baetis rhodani* skiljer uppfattningen en hel pH-enhet (Tabell 7), vilket man försökt att korrigera genom ta med färgtalet vid beräkning av toleransgränserna (Engblom & Lingdell 1986b, Bakken & Aanes 1990). Det får dock anses vara en överraskande stor överensstämmelse i data med tanke på alla andra faktorer som kan inverka. Dessutom dör ju inte alla individer vid ett visst fixt pH utan det sker en successiv minskning av populationstätheten när pH sjunker (Ökland & Ökland 1986). Märkräftan *Gammarus* minskar i täthet redan då pH går under 6.5, med andra ord försvinner individer och eventuellt populationer redan vid relativt måttliga surstötter. Detta skulle kunna innebära att trots att vattenkemi och övriga faunan

Tabell 7. Toleransgränser för lågt pH för vissa taxa. Uppgifterna ibland ej exakt angiva av resp författare.

Taxa	Lägsta pH	Metod	Referens
<i>Leptophlebia vespertina</i>	4.5	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	<4.5	Fält	Engblom & Lingdell 1983,87
- " -	4.5	Fält	Otto & Svensson 1983
<i>Baetis rhodani</i>	5.0-5.5	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	>5.5	?	Raddum et al. 1988
- " -	4.5-4.6	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1983
- " -	4.5-4.9	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1987
- " -	5.4	Fält	Otto & Svensson 1983
- " -	5.5	Akv.	Raddum & Fjellheim 1987
<i>B. muticus</i>	6.0	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	5.5	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1983,87
<i>B. lapponicus</i>	6.0	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	5.9	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1983
- " -	>5.5	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1987
<i>Philopotamus montanus</i>	6.0	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	5.5-6.0	Fält	Engblom & Lingdell 1983,87
- " -	>5.0	?	Raddum et al. 1988
<i>Ephemerella ignita</i>	4.8-5.5	Fält+akv., födotill.	Willoughby & Mappin -88
- " -	4.8	Akvarie-exp	Engblom & Lingdell 1984
- " -	4.5-4.9	?	Engblom & Lingdell 1987
- " -	5.0	Fält	Otto & Svensson 1983
<i>Gammarus lacustr.</i>	6.0	Fält, ned till 0.1°dH	Ökland 1980a
- " -	5.5	Akvarie-exp.	Borgström & Hendrey 1976
- " -	5.5-6.0	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1983
- " -	>5.5	?	Raddum et al. 1988
<i>G.pulex</i>	6.0	Akv.	Hargeby & Petersen
- " -	5.5	Fält	Lingdell & Engblom 1990b
<i>Lepidurus arcticus</i>	5.5	Akvarie-exp.	Borgström & Hendrey 1976
- " -	6.1	Fält	Borgström et al. 1976
- " -	>5.5	?	Raddum et al. 1988
<i>Asellus aquaticus</i>	4.8-5.2	Fält, ned till 0.23°dH	Ökland 1980b
- " -	<4.5	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1987
<i>Lymnea peregra</i>	5.5	Fält	Raddum & Fjellheim 1984
- " -	4.9-5.4	Fält+akv.	Engblom & Lingdell 1987

indikerar en 'opåverkad' lokal så kan de känsligaste individerna/arterna ha försvunnit (se exempel Lill-fjäten nedan). Troligen hade *Gammarus* en betydligt större utbredning i södra fjällkedjans vattendrag tidigare, vilket också framgår av avsnitten nedan.

Försök i fält att relatera bottenfauna till faktiskt uppmätt vattenkvalitet har genomförts i ett fåtal fall. Engblom och Lingdell (1983) redovisade ett exempel från Delsbo-området 1982 där botten-

fauna insamlades på 30 lokaler. Samtidigt mättes pH en gång per månad, utom under snösmältning då prover togs varje vecka. Överensstämmelsen mellan biologiskt indikerat lägsta pH och faktiskt uppmätta lägsta pH var mindre god om man enbart jämförde känsligaste art mot lägsta pH. Biologiskt indikerat pH var generellt lägre än faktiskt uppmätt (tecken test,  $p < 0.001$ ). Speciellt i det lägre pH-intervallet förelåg stora skillnader. Om man istället jämförde det biologiskt lägsta

pH som indikerades av hela bottenfaunan var överensstämningen bättre. Generellt låg lägsta uppmätta pH ca 0.2 pH-enheter högre än det biologiskt indikerade. Lokaler med sandig botten visade sig dock avvika betydligt och diskrepansen kunde här vara 0.5-1 pH-enheter. Dessa sandiga botten utgjordes dock av 'stril-sand', dvs ett rörligt substrat vilket oavsett pH är art- och individfattigt. I sandiga, fasta botten kan faunan däremot vara 'bättre', som en effekt av att grundvattenuppströmning sker, vilket kan ge ett annat lokalt vatten är det förhärskande i bäcken. På liknande sätt fann Hall (1990) att faunautglesning till följd av pH-chocker förelåg i minerogena botten, men ej i organiska botten vid fältexperiment i Ontario. Med andra ord förelåg troligen en buffrande effekt av organiskt bottenmaterial.

Motsvarande jämförelse av kemiskt resp biologiskt indikerade lägsta pH utfördes också av Engblom och Lingdell (1983) i Lofsdalsområdet 1981 på 8 lokaler. Även där erhöles på samma sätt ett lägre biologiskt indikerat pH än det faktiskt uppmätta, trots att vattenkemin undersöktes dagligen under hela snösmältningen. Skillnaden var dock relativt ringa; 0.2-0.6 pH-enheter. Diskrepansen kan självfallet bero av metodikfel, men troligen kan också de föregående årens surstötter och rekolonisationsmöjligheter ha påverkat faunan.

En metod att sammanväga flera arter anses således ge ett bättre besked om det faktiska lägsta pH än att ta en enstaka art. Raddum et al. (1988) har byggt upp en poängmodell där känsliga taxa ges 1 poäng och så vidare ned till mycket försurningståliga (pH < 4.7) vilka ger 0 poäng. Raddum har sedermera angett att detta system endast gäller vatten med ledningsförmåga under 3 mS/m. Limnodatas system bygger på att, ju fler försurningskänsliga taxa som påträffas, desto mindre försurad anses lokalen vara (Engblom & Lingdell 1990a). Lingdell & Engblom (1989) anser att lokaler med fler än 2 försurningskänsliga taxa "möjliga...är oförsurade". Försurningskänsliga taxa har identifierats dels genom att studera fördelning i naturliga bäckar, dels genom akvarieexperiment (Engblom & Lingdell 1983). Akvarieexperimenten har kritiserats t.ex. på grund av experimentens varaktighet, chock-effekter vid syratillsats, tillgänglig föda för experimentdjuren samt redovisningssättet.

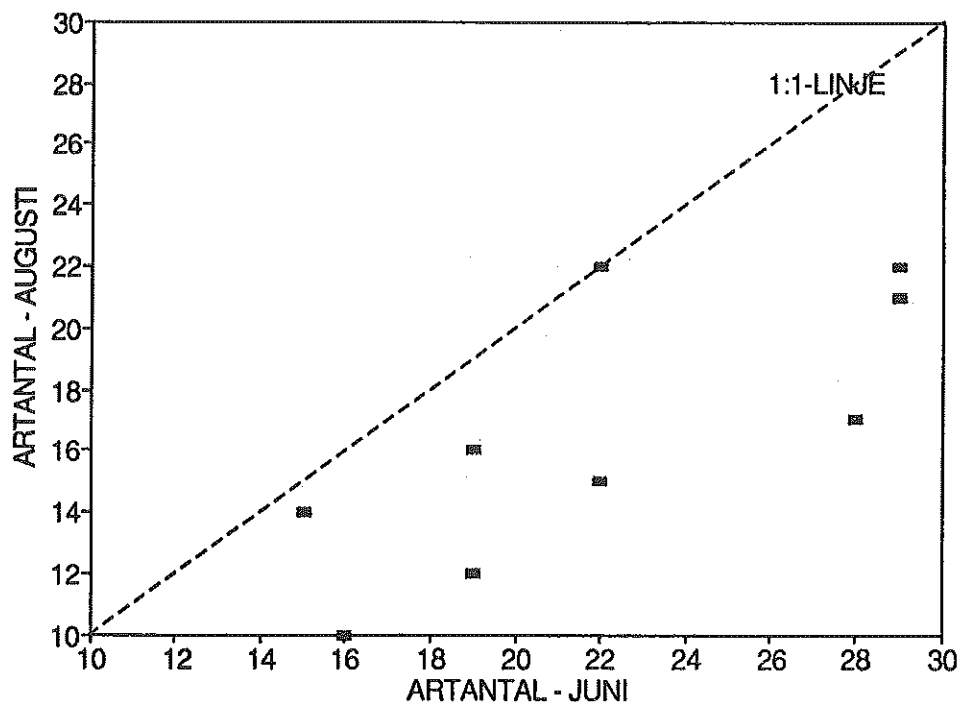
Att Engblom & Lingdells metod dock är användbar visar en jämförelse av Raddums resp

Limnodatas "system" för att använda bottenfauna som försurningsindikator som genomfördes i nordligaste Norge öster om Kirkenes 1989 (Bakken & Aanes 1990). Bottenfaunan på 19 lokaler i olika vattendrag undersöktes samtidigt som vattenkvaliteten följdes noga. I Dalelven mättes pH kontinuerligt. Vanligen låg pH över 6, men vid vårfloden 1989 sjönk det till värden på 5.0-5.4 under en period av en halv månad för att sedan långsamt öka igen. Under denna sura period understeg pH till och med 5, men endast under några timmar den 15, 16 och 18 april när pH var nere i 4.7-4.8. Att mäta detta låga pH med konventionell vattenprovtagning hade varit i stort sett omöjligt. Raddums system för bottenfauna klassificerade detta vattendrag i pH-regionen 5.0-5.4, medan Limnodatas system klassificerade det till 4.6-4.9. Båda systemen hamnade således inom rätt intervall, men Limnodatas system prickade i detta fall närmare.

En allvarlig invändning mot att använda bottendjur för att indikera lägsta pH är att vi därigenom kan missa viktig information om bottenfaunasamhället. En känslig art kan ersättas med en annan känslig art utan att det ger utslag i indexet (Davies 1990), men på det sätt indexen används i Sverige torde detta inte vara något problem.

Användandet av bottendjur som bio-indikator förenklas om de är allmänt förekommande och kan påträffas i vattnet året runt. Eljest måste utbredning och miljökrav liksom livscyklar vara väl kända. Svårigheter vid provtagning på grund av högvatten kan också medföra att nyckeltaxa inte påträffas trots att de troligen förekommer (Engblom & Lingdell 1990b). På kalfjället (höjder över 1000 m) kan bottenfaunan ibland bestå enbart av Chironomider, vilket torde vara en effekt av en klimatmässigt extrem miljö och inte luftburna föroreningar (Engblom & Lingdell 1987).

Larver av dagsländor har i vissa fall påvisats genomföra betydande migrationer inom och mellan vattendrag under säsongen. Olsson & Söderström (1978) visade att *Parameletus chelifera* i Vindelälven under nio dagar i tusental vandrade upp i ett tillfälligt vattendrag, som senare torkade upp under sommaren. Dessa nymfer tillväxte bra och kläckte ut innan vattendraget sinade. Ulfstrand (1968a,b) har i sina arbeten från Ammarnäsområdet visat på olika livscyklar och phenologin hos bottendjur i fjällvattendrag. Livscyklarna varierade mellan vattendrag och år, troligen beroende på skillnader i temperatur. Till och med inom



Figur 46. Antalet funna taxa av botten djur på 10 lokaler i vattendrag i Åre kommun som besöktes dels i slutet av juni 1983 och dels i början av augusti samma år.

samma art (ex. *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlia*) kunde olika individer kläcka ut efter ett respektive två år.

Provtagningstillfällets (datumets) och därmed fenologins betydelse belystes i samband med en större inventering av bottenfauna i fjällen (Degerman et al. 1987, se nedan) då provtagning genomfördes med 30-35 dagars mellanrum på samma lokaler i 10 vattendrag i Åre kommun. Samtliga vattendrag låg i fjällregionen. Första provtagning skedde av en grupp 1983-06-27-07-02 och lokalerna återbesöktes av en annan grupp 1983-08-01-08-04. I och med att två olika grupper gjorde besöken kommer resultaten att inte enbart spegla säsongeffekter utan även beroendet av insamlare.

Artantalet per lokal var högre i proverna från slutet av juni jämfört med dem från början av augusti (Figur 46). Detta kan naturligtvis vara en effekt av sämre noggrannhet hos den grupp som besökte området i augusti, men inget i insamlat material från andra lokaler i fjällen styrker ett sådant antagande. Om man istället studerar de mest frekventa taxa framgick, att skillnaden var artberoende och då beroende av sländorna, dvs de taxa som kläcker ut och tidvis inte uppehåller sig, eller utgörs av mycket små individer, i vatten-

draget (Tabell 8). Av dessa var hälften av taxana signifikant skilda i förekomst vid de två tidpunkterna. Kontentan av detta är att enskilda taxa av sländor knappast kan användas som bio-indikatorer och att klassificera en enskild lokal utgående från en provtagning kan i värsta fall bli fel. För att kompensera detta kan man göra lokalen stor, dvs undersöka flera olika biotoper och helst vid ett par tillfällen under året. Att använda icke-vingade botten djur som indikatorer torde vara att föredra om endast en provtagning kan genomföras. Avsaknad av arter som anses försurningskänsliga vid ett tillfälle behöver således inte innebära att faunan är skadad. Avsaknad av taxa och känsliga arter i ett större material torde dock alltför statistiskt sett vara en bra indikator. Om bara en lokal undersöks vid ett tillfälle så fungerar indikatorarter bäst om de finns, avsaknad av arten är svårtolkad. På grund av den kortvarighet låga pH-värden kan ha i fjällbäckar torde det vara svårare att tolka en enskild lokal där än i områden med måttligare flödesskillnader.

De flesta bottenfaunaproverna tas med den så kallade **kick-metoden**, vilken innebär att botten-substratet kraftigt omrörs med foten under 5 sekunder per prov. Uppvirvlade djur insamlas i ett durkslag som hålls omedelbart nedströms och

Tabell 8. En jämförelse av bottenfaunaprov i samma vattendrag och lokal taget dels 830627--0704 dels 830801-0804 av två olika provtagargrupper (se text ovan). Totalt 10 lokaler/vatten jämförda med teckentest. Trots en ringa tidsskillnad hade vissa taxa tillkommit eller försvunnit.

Taxa	Tillkommit i antal vatten.	Försvunnit i antal vatten.	p-värde
<i>Baetis rhodani</i>	0	5	0.03
<i>B. subalpinus</i>	5	0	0.03
<i>B. fuscatus</i>	5	0	0.03
<i>B. lapponicus</i>	1	2	n.s.
<i>B. muticus</i>	1	5	0.09
<i>Heptagenia joernensis</i>	4	1	0.15
<i>H. dalecarlia</i>	1	0	n.s.
<i>Ephemerella aurivillii</i>	0	6	0.02
<i>Ameletus inopatus</i>	0	2	n.s.
<i>Lepidostoma hirtum</i>	3	1	n.s.
<i>Polycentropus flavomacul.</i>	0	1	n.s.
<i>Limnophilidae</i>	0	8	0.003
<i>Philopotamus montanus</i>	0	1	n.s.
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1	0	n.s.
<i>Protonemura meyeri</i>	4	0	0.06
<i>Diura nanseni</i>	5	0	0.03
<i>Leuctra digitata</i>	7	0	0.008
<i>L. fusca</i>	5	0	0.03
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	5	0.03
<i>A. borealis</i>	0	7	0.008
Tipulidae	1	4	0.15
<i>Lymnea peregra</i>	2	1	n.s.
<i>Elemis aenea</i>	0	2	n.s.
Oligochaeta	2	4	n.s.

förs in i det uppvirvlade vattnet. I regel tas 30 prov, vardera med en yta om ca 0.2 m<sup>2</sup> (se Lingdell & Engblom 1990b). De 30 proven tas ofta utmed en 50 m sträcka av vattendraget. Materialet sållas (1 mm såll) i fält, ofta med en vanlig hushålls-sil, varefter djuren plockas ut. Sällresten tas hem för vidare genomletning. Denna semi-kvantitativa metodik har bedömts som den bästa avvägningen mellan en kvalitativ plockning av djur från stenar resp den arbetsamma metoden att kvantifiera bottenfaunan innanför ramar (Jensen & Aagard 1981). Kick-provtagningen kompletteras ibland med att enstaka stenar och tät vegetation genomletas efter djur.

Ytterligare en faktor som försvårar jämförelser mellan semi-kvantitativa provtagningar av bottenfauna är den provtagna ytan. Ulfstrand (1968a) redovisar hur antalet bottenfauna-taxa ökade vid hans provtagning (plock från stenar) upp till dess att ca 6 m<sup>2</sup> hade provtagits. När ca 2 m<sup>2</sup> provtagits hade enbart 50% av det totala artantalet påträffats. Detta illustreras också vid jämförelsen av Ulfstrands studier med en senare provtagning 1990. (Se senare avsnitt om Amarnäs i detta kapitel.) Kickmetoden som redovisades ovan bygger på 30 ytor av 0.2 m<sup>2</sup>, dvs totalt 6 m<sup>2</sup>.



## Undersökta områden

### Fjällkedjan 1983

Bottendjur i rinnande vatten har flitigt undersökts i fjällkedjan. År 1983 gjordes en omfattande studie av 337 vattendragsavsnitt från Värmland till Norrbotten. De utvalda vattendragen hade slumpvis plockats fram från de topografiska kartor som omfattade fjällregionen. Kravet på undersökningslokalerna var att vattendragets avrinningsområde uppströms skulle vara 20-100 km<sup>2</sup>, att sträckan skulle vara strömmande och belägen minst 1 km nedströms närmaste sjö. Vidare skulle vattendragen vara inom rimligt gångavstånd från väg (någon-några km, 7 km som mest). Som en följd härav kom provtagningen att ske på lägre höjd i norra fjällkedjan där farbara vägar på hög höjd är ovanligare. Medellokalen låg ca 100 m lägre i norr jämfört med de sydligaste lokalerna. Proverna insamlades medelst kick-metoden i kombination med plock från stenar av tre lag som hade var sitt delområde att täcka. Insamlingen skedde 830609-830814, dvs det blev drygt två månaders skillnad mellan första och sista lokal inom respektive delområde.

Resultaten har tidigare presenterats av Degerman et al. (1987). Artantalet och det relativa individantalet ökade med latituden. Efter korrigerings av artantalet per lokal för höjdläget, pH, färgtalet, alkaliniteten samt ledningsförmåga kvarstod detta resultat. Detta tolkades som att någon annan faktor var ansvarig för det lägre antalet arter söderut, då troligen graden av försurningsstress. I analysen försumrades dock effekten av provtagningsdatum, vilket torde ha stor betydelse för chansen att hitta sländor som kläcker ut under sommaren.

Vid en ny analys där provtagningsdatum medtagits erhöles en signifikant ( $p < 0.001$ ) modell för artantalet per lokal med fyra oberoende parametrar:

Artantal = + Latitud - Höjd över havet + pH (sommar) - Datum  
Förklaringsgrad 0.30 +0.07 +0.04 +0.03  
( $r^2 = 0.44$ ).

Normalt brukar även vattendragsbredden spela roll (Bengtsson et al. 1982), men de undersökta vattendragen var alla av i stort sett samma storlek. Total förelåg således en effekt av provtagningsdatum, men denna var ringa och inte signi-

fikant korrelerad med nordläget. Med andra ord kvarstod det övergripande mönstret med fler arter i norra fjällkedjan. I det begränsade material ( $n=63$ ) där uppgifter föreligger om andel sjö resp kalfjäll i avrinningsområdet, avr. omr. storlek samt avstånd till sjö upprepades analysen ovan, varvid latitud, altitud samt andel sjö (%) ensamma gav en signifikant modell ( $r^2 = 0.52$ ,  $p < 0.001$ ). I denna senare analys försvann således effekten av datum och sommar-pH. Andelen sjö i avrinningsområdet har betydelse för den maximala dygns-vattenföringens variationer och därmed för försurningspåverkan (Degerman et al. 1987, 1990). Nio arter var direkt signifikant korrelerade med andelen sjö i avrinningsområdet. Tre var nattsländor (*Wormaldia subnigra*, *Silo pallipes* samt *Polycentropus flavomaculatus*), vilka utgjordes av allt från försurningskänliga till -tåliga slakten. Även övriga arter utgjordes av såväl känsliga som tåliga taxa (ex. *Simuliidae*).

Om man ser till de enskilda arter som använts som indikatorer (Limnodata's system) för opåverkade förhållanden, dvs ej pH under 5.4, så utgjordes denna grupp av 16 av de 144 taxa som påträffades vid fjällinventeringen (Degerman et al. 1987). Utav dessa hade 13 taxa fångats på fler än 10 lokaler. Dessa insattes en och en i en stegvis multipel linjär regression mot omgivningsparametrar enligt Tabell 9. Observera att omgivningsparametrarna sinsemellan var korrelerade, vilket inte tagits hänsyn till. I fem fall spelade provtagningsdatum en stor roll för att förklara på vilka lokaler arten påträffats.

Ur hela materialet på 337 vattendrag utvaldes de som enligt Nordiska Ministerrådets kriterier låg inom Fjällområdet, dvs förfjäll och lägre regioner undantogs. Därvid återstod 117 vattendrag. De 35 mest frekventa taxana användes sedan i en Principal Components-analys, där ingående värde per taxa var förekomst/ej förekomst. Endast faktor-axlar med eigenvalues över 2 medtogs i analysen och axlarna roterades enligt 'varimax' metoden. Därvid erhöles fyra axlar som signifikant förklarade 39% av variationen i taxa mellan lokalerna. Faktor-värdena (scores) för respektive taxa beräknades enligt regressionsmetoden. Dessa faktor-värden användes sedan för en enkel korrelationsanalys mot abiotiska parametrar. Därvid erhöles högst korrelation mellan pH och faktor 1, nordläge och faktor 2, provtagningsdatum och faktor 3 samt färgtal och faktor 4 (Tabell 10). Enskilda taxas förhållande till axlarna åskådliggöres

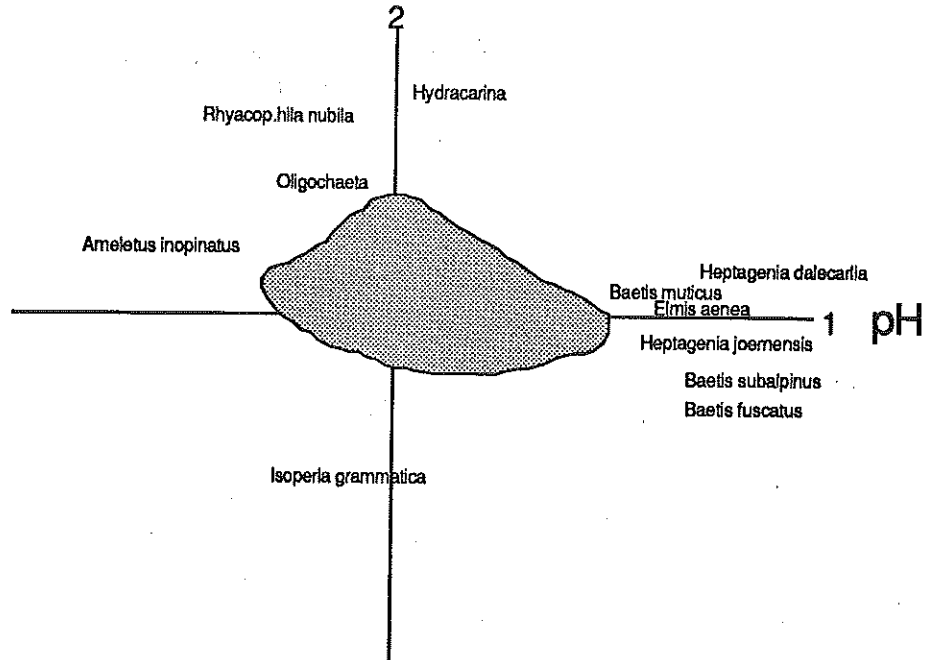
Tabell 9. Stegvis multipel linjär regression av omgivningsparametrar i de 337 undersökta vattendragen i och invid fjällen mot förekomst (0,1) av enskilda taxa som indikerar att pH ej understigit 5.4 (enligt Limnodata HB). Autokorrelation mellan abiotiska parametrar ej kompenserad. Siffror anger i vilken ordning en signifikant korrelerad parameter medtagits i ekvationen. Totala förklaringsgraden ( $r^2$ ) samt andel därav som berodde av provtagningsdatum har angetts.

	Års- temp	Dat- um	X- koor	Höh	pH	Kond.	Färg- tal	Alk	Bredd	Vat- hast	Mossa	Alger	Hög- veg
<i>Baetis fuscatus</i> ( $r^2=0.41$ )	5	1			4						-3	2	
<i>Baetis lapponicus</i> ( $r^2=0.25$ )		2					-1		4	5		-3	
<i>Baetis muticus</i> ( $r^2=0.25$ )		-2	3		1								
<i>Baetis macani</i> ( $r^2=0.12$ )	2		1							3			
<i>Heptagenia joernensis</i> ( $r^2=0.23$ )		2		-4		-6		5		-3	-1		
<i>Ephemera danica</i> ( $r^2=0.11$ )				-2				1		-3			
<i>Metretopus borealis</i> ( $r^2=0.07$ )	2		1					3					
<i>Procladius bifidus</i> ( $r^2=0.05$ )		2		-1									3
<i>Philopotamus montanus</i> ( $r^2=0.03$ )							-1						
<i>Wormaldia subnigra</i> ( $r^2=0.11$ )				-1			-3		-5	-2	-4		
<i>Arctopsyche ladogens</i>		n.s.											
<i>Dinocras cephalotes</i> ( $r^2=0.04$ )						1							

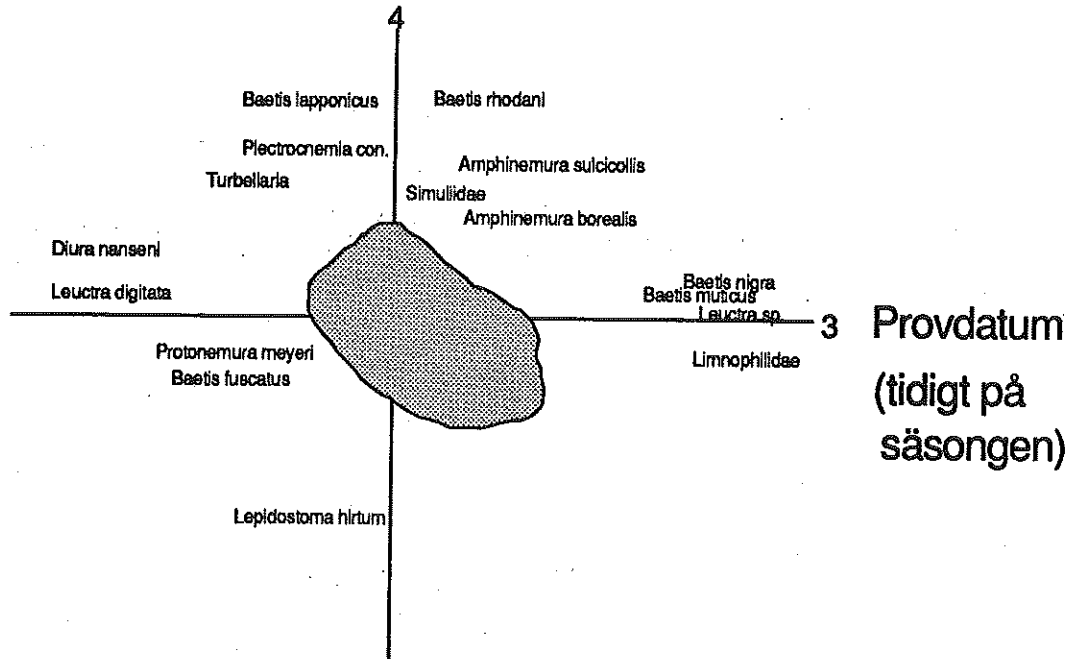
Tabell 10. Korrelationsmatris mellan de fyra faktor-scoringarna från Principal Components Analysen av botten-djurs-taxa i 117 fjällvattendrag mot abiotiska parametrar.

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Jultemp.	-0.11	+0.49***	-0.41***	+0.13
Provdatum	+0.11	-0.28**	-0.69***	+0.15
Nordläge	-0.21	+0.62***	-0.43***	+0.19
Höjdläge	-0.10	-0.37***	+0.00	+0.12
pH	+0.47***	-0.20	+0.15	+0.18
Konduktivitet	+0.37***	-0.25**	+0.09	+0.08
Alkalinitet	+0.42***	-0.22	+0.13	+0.10
Färgtal	+0.10	-0.07	+0.15	-0.34***
Bredd	-0.19	+0.07	+0.01	+0.15
Djup	-0.28**	+0.50***	+0.10	-0.01
Vattenhast.	-0.26**	+0.41***	-0.05	+0.21
Mossor	-0.21	+0.02	+0.12	-0.17
Alger	+0.35***	-0.05	-0.06	-0.37**
Högre vegetation	+0.12	-0.05	+0.20	-0.24**

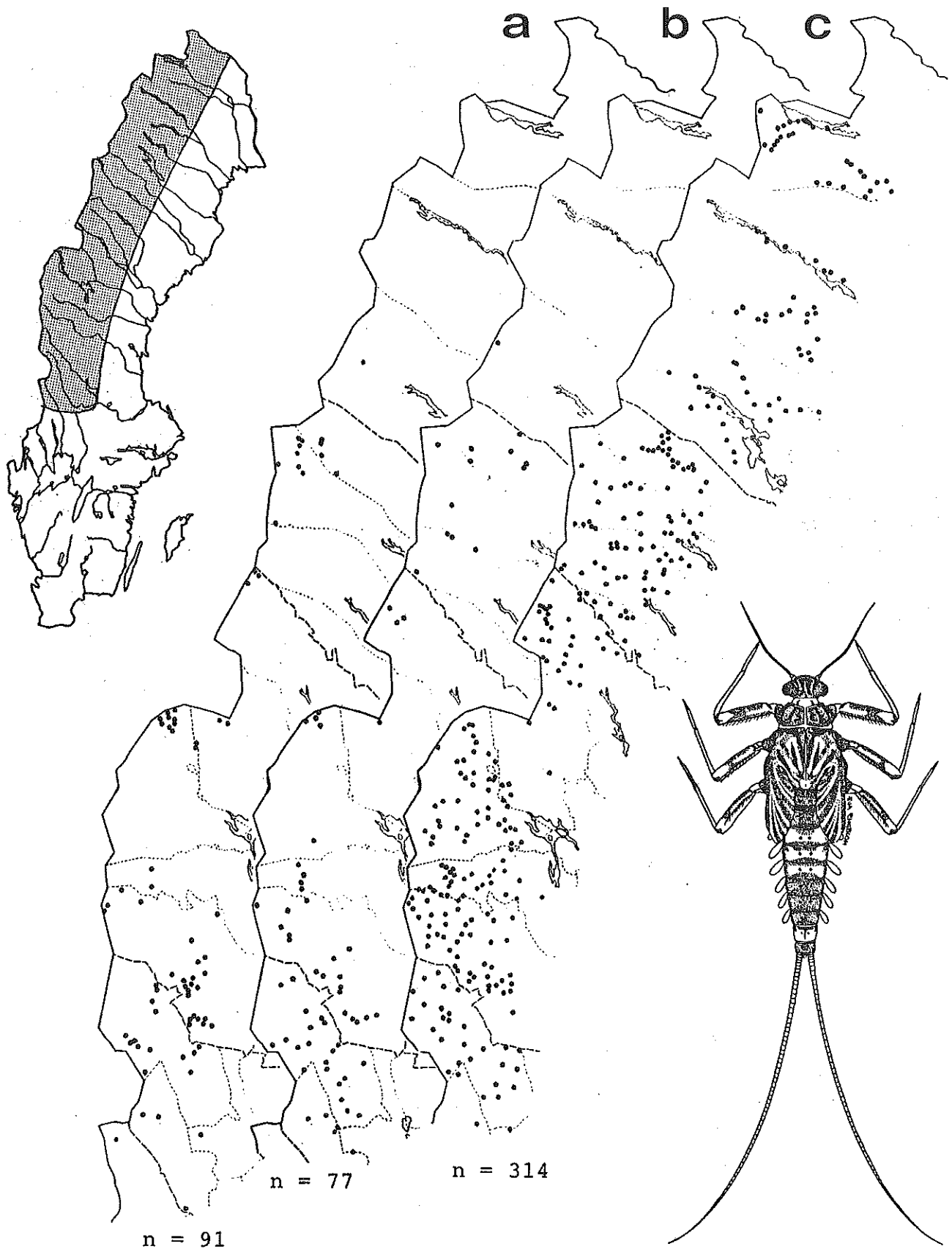
## Norr, Djupt, Hög vattenhast.



## Klart vatten, Alger



Figur 47, 48. PCA-axlar och arters individuella positioner för de 35 mest dominerande taxona i 117 fjällvattendrag undersökta 1983 (se text). De abiotiska faktorer som var signifikant mest korrelerade till resp axel anges. Gråskuggade områden markerar position för övriga arter.



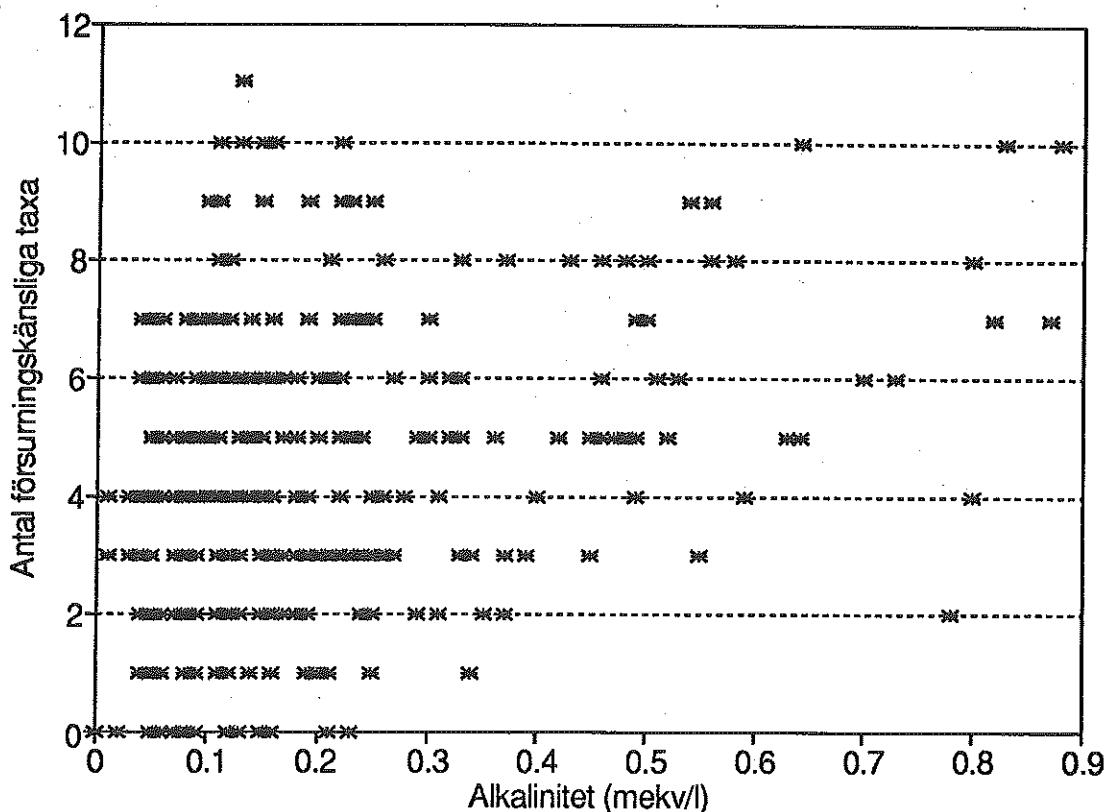
Figur 49. Lokaler undersökta 1983 där bioindikatorer antytt att pH vid vårflod varit <5.0 (a), 5.0-5.4 (b) respektive >5.4 (Degerman et al. 1987).

i Figur 40. Detta utfall tolkas som att pH (och därmed alkalinitet) i vattendragen var den viktigaste faktorn för att särskilja olika samhällen (grupper) av taxa. Noterbart var att de taxa som hamnat långt till höger på faktor 1 (Figur 47, 48) också är sådana som anses försurningskänsliga. *Ameletus inopinatus* hamnade långt till vänster på axel 1 och skall troligen uppfattas som försurningstålig. Raddum & Fjellheim (1984) anser dock att arten är försurningskänslig. Den näst viktigaste faktorn var nordläget och samtidigt vattendragens djup och vattenhastighet (Figur 47, 48), vilket är ett förväntat utfall. Den tredje faktorn däremot var oönskad emedan den visar på provtagnings-tidpunktens betydelse. Arter till höger på axel 3 fångades lättare tidigt på sommaren, medan arterna till vänster var lättare att fånga i vattnet i slutet av sommaren. Dessa sistnämnda kläcker nämligen mycket tidigt och var borta ur vattnet när provtagningen började. Exempelvis föreligger arter som *Baetis niger* och *B. rhodani* som larver under vintern, medan *B. fuscatius* och *B. lapponicus* ligger som ägg. Återigen slog således provtagnings-tillfället igenom för utfallet. Den fjärde faktorn slutligen visade betydelsen av vattnets humus-ämnesinnehåll och därtill associerad algförekomst

för faunasamhället. Ju klarare vatten och/eller mer alger desto oftare påträffades *Baetis rhodani* och *B. lapponicus*. Observera dock att enbart klart vatten eller enbart mycket alger kan vara tillräckligt. Sammanfattningsvis så var pH, nordläge, vattenhastighet, vattendjup, provtagnings-tidpunkt och färgtal de viktigaste parametrarna för att särskilja bottenfaunasamhällen i små fjällvattendrags strömmande partier.

Resultaten från denna studie var som synes svåra att tolka, men genomgående förelåg en minskning av taxa med latituden. En minskning som inte kunde förklaras med klimat eller provtagningsdatum. Latituden är en faktor som naturligtvis kan vara korrelerad (samvariera) med en mängd andra faktorer.

Materialet analyserades också enligt det bio-indikator system för försurningskänslighet hos bottenjur som utarbetats av Engblom och Lingdell (1983). De indelar faunan i fyra känslighetsgrupper, varav grupp 3 innebär att arterna ej tolererar ett pH under 5-5.4 och grupp 4 ej tolererar ett pH under 5.4. Låt oss fortsättningsvis kalla taxa inom dessa båda grupper försurningskänsliga. Sådana taxa saknades på 24 av 337 lokaler (7%). I medeltal förelåg 4.3 försurningskänsliga



Figur 50. Antalet försurningskänsliga taxa per lokal avsatt mot alkalinitet vid provtagnings-tillfället vid studien av bottenjur i fjällkedjan 1983 (Degerman et al. 1987).

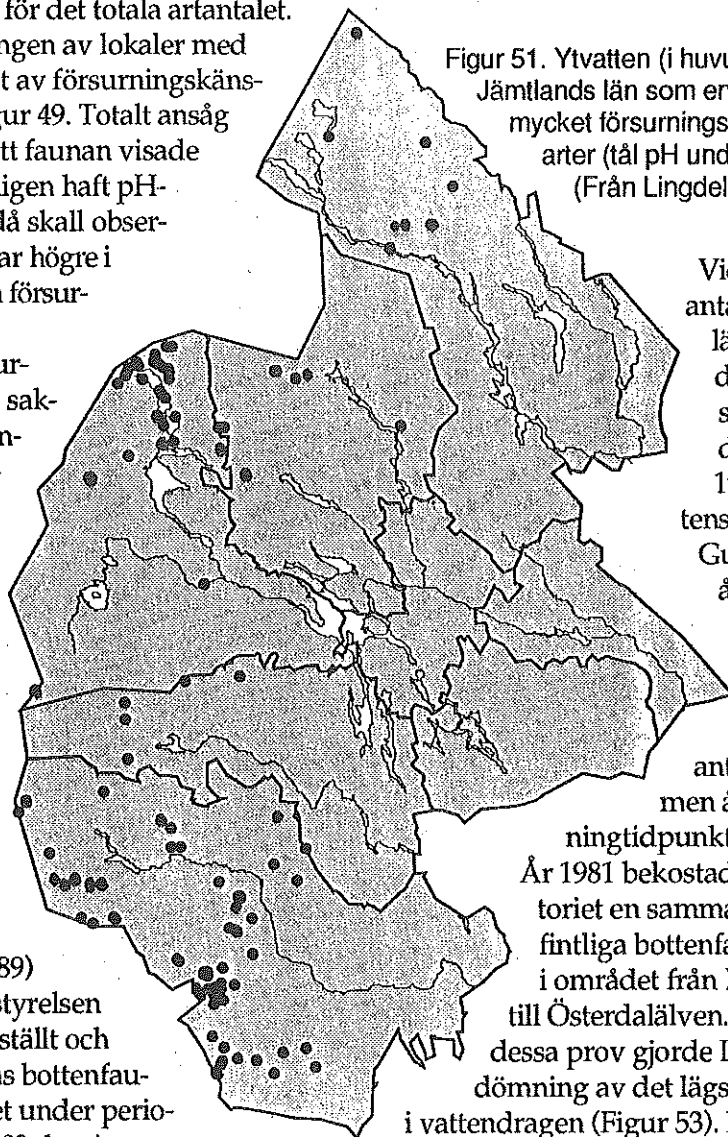
arter per lokal. Mängden försurningskänsliga taxa per lokal i hela materialet var korrelerat till pH i vattendraget sommartid, höjdläget samt provtagningsdatum (multipel linj. regr,  $r^2=0.30$ ,  $p<0.001$ ). Ju högre pH, ju lägre över havet och ju tidigare på säsongen provet togs desto fler försurningskänsliga taxa påträffades. Resultatet var därmed i paritet med vad som beskrivits för det totala artantalet. Tolkningen av omfattningen av lokaler med låg eller ingen förekomst av försurningskänsliga arter framgår av Figur 49. Totalt ansåg Degerman et al. (1987) att faunan visade att 34% av lokalerna troligen haft pH-värden under 5.4, men då skall observeras att lokaltätheten var högre i områden med misstänkta försurningskador.

Noterbart är att försurningskänsliga arter bara saknades på lokaler där sommaralkaliniteten (basflödet) var under 0.25 mekv/l (Figur 50). Samma alkalinitetsgräns under sommaren har tidigare angetts utgöra gräns för vattendrag med skadad fiskfauna på västkusten (Degerman et al. 1985).

## Jämtland 1971-87

Lingdell & Engblom (1989) har i en rapport till länsstyrelsen i Jämtlands län sammanställt och redovisat sina och andras bottenfaunaundersökningar i länet under perioden 1971-87. Fram till 1983 dominerades materialet av "orepresentativ" insamlat material, bl a födovalsanalyser på fisk. Större delen av de 559 lokalerna (totalt 668 provtagningar) är dock provtagna enligt gängse metodik med kickprov. Av dessa lokaler är ca 480 vattendrag. Vid 102 provtagningar har försurningskänsliga arter (tål ej pH under 5.0) saknats i rinnande vatten som provtagits efter 1983. Försurningsskadade vattendrag bedömt utifrån bottenfaunas sammansättning låg i huvudsak i fjällregionen samt i Härjedalens kommun (Figur 51). Lingdell & Engblom (1989) konstaterade att lokaler som drabbats i hu-

vudsak hade en alkalinitet under 0.25 mekv/l sommartid. De anser att lokaler som fortfarande hade en bra bottenfauna men så låg alkalinitet troligen kommer att drabbas på sikt. Författarna ger ett flertal exempel på arter som successivt försvunnit från länets försurade vattendrag, bl a har flera arter av dagsländor försvunnit.



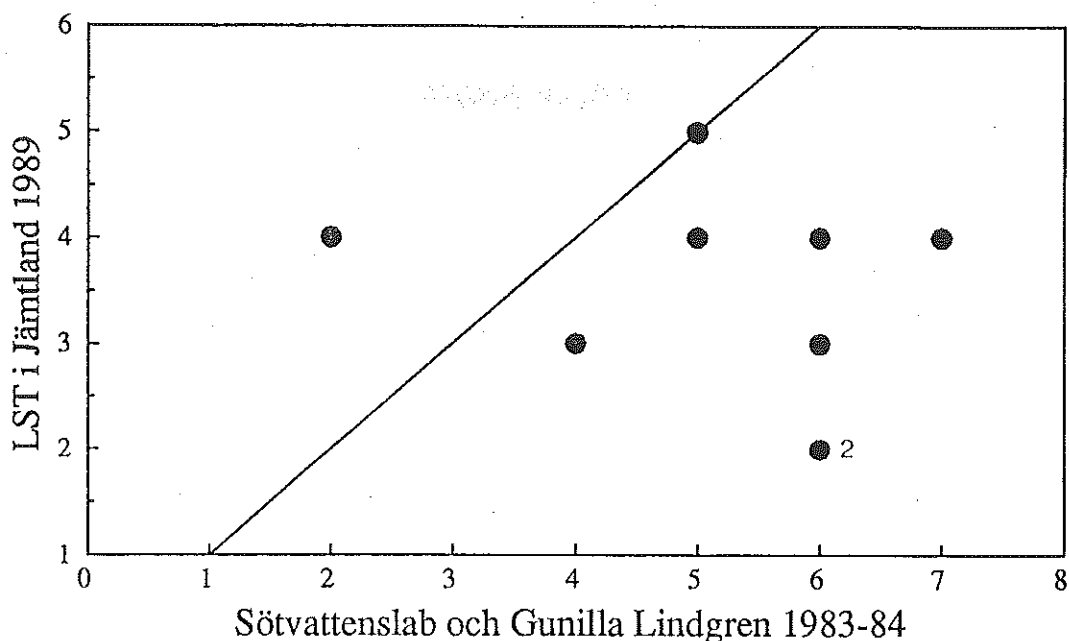
Figur 51. Ytvatten (i huvudsak vattendrag) i Jämtlands län som enbart hyste extremt-till mycket försurningståliga bottenfaunaarter (tål pH under 5.0) åren 1971-87 (Från Lingdell & Engblom 1989).

Vid en jämförelse av antalet taxa av dagsländor i 10 vattendrag som undersökts (standardiserade kickprov) 1983-84 (av Sötvattenslaboratoriet eller Gunilla Lindgren) och återbesökts 1989 (av Jan Åslund, Länsstyrelsen) framgick en generell minskning av antalet taxa (Figur 52), men åter kan provtagningstidpunkten ha spelat in.

År 1981 bekostade Sötvattenslaboratoriet en sammanställning av befintliga bottenfaunaundersökningar i området från Lofsdalen söderut till Österdalälven. Utgående från dessa prov gjorde Limnodata en bedömning av det lägsta pH som förelegat i vattendragen (Figur 53). Redan 1981 bedömdes således Härjeåns vattensystem, Foskan, Bunnan, Linan samt Bjursvasslan m.fl. ha haft pH under 5 vid vårflood.

## Trender

Endast från ett fåtal områden har bottenfaunan i rinnande vatten i fjällen följts under en längre tid. Sådana områden är Fulufjäll och Lillfjäten (Dalarna), Lofsdalen (Härjedalen), Torrön, (Jämtland) samt ett glest material från Ammarnäs (Väster-



Figur 52. Antal taxa av dagsländor vid jämförelse av samma vattendrag i Jämtland 1983/84 med 1989. (Data från Degerman et al. 1987, Gunilla Lindgren, Jan Åslund).

botten). Dessutom finns ett stort material från Härjedalen från åren 1975-77 som kan jämföras med motsvarande provtagning 1985-87. Engblom och Lingdell (1983) har också jämfört bottenfaunan i Abiskoområdet från åren 1936-39 (insamlat av Prof. A. Thienemann) med faunan åren 1972, 1980 och 1983 och inte funnit några kvalitativa skillnader. Känsliga arter fanns kvar (Engblom och Lingdell 1983).

### Lillfjäten, Dalarna.

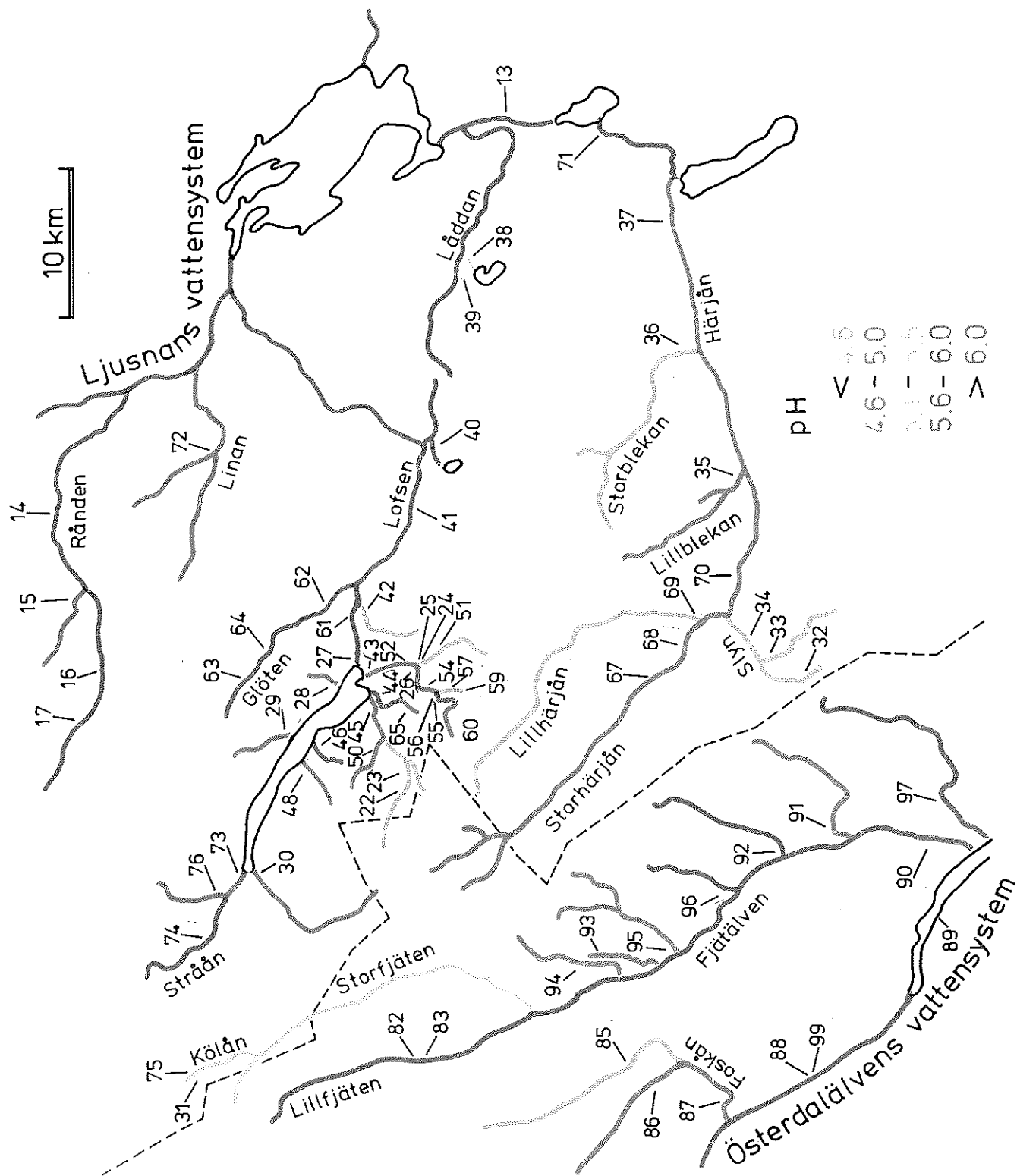
Lillfjäten avvattnar höjdryggarna mellan Dalarna och Härjedalen. Engblom och Lingdell (1990b) har följt bottenfaunan på ett flertal lokaler under åren. År 1983 undersöktes några lokaler av Degerman et al. (1987). Sötvattensmärlan (*Gammarus lacustris*) var vanligt förekommande i mitten på 1970-talet, men har numer försvunnit ur systemet (Figur 54).

*Gammarus* har på liknande sätt försvunnit från de övre källområdena av tyska floder på grund av försurning, (ex. Fulda, Eder, Diemel (Pieper & Meijering 1982, 1983) och anses vara en känslig organism för miljöförändringar (Pieper & Meinel 1983). Provtagningsinsatsen i Lillfjäten har successivt utökats nedåt i vattendraget för att försöka hitta försurningskänsliga arter. Alger och metallutfällningar har successivt under åren ökat på

bottarna. Den nedersta lokalen har undersökts samtliga år och 1983 förekom 6 försurningskänsliga taxa av totalt 20 taxa. Dessa känsliga taxa var dagsländorna *Heptagenia dalecarlia*, *Baetis subalpinus*, *B. fuscatus*, *B. muticus* samt snäckorna *Lymnea peregra* och *Gyraulus acronicus*. *Gammarus* fångades ej. Den nedersta provtagningspunkten har flyttats till Fjätälven där *Gammarus* fortfarande finns kvar. Denna studie visar hur försurningsskadorna ofta startar i vattensystemets övre delar för att successivt vandra nedåt tills tillräckligt basrika marker och tjocka markskikt kan buffra den sura nederbörden.

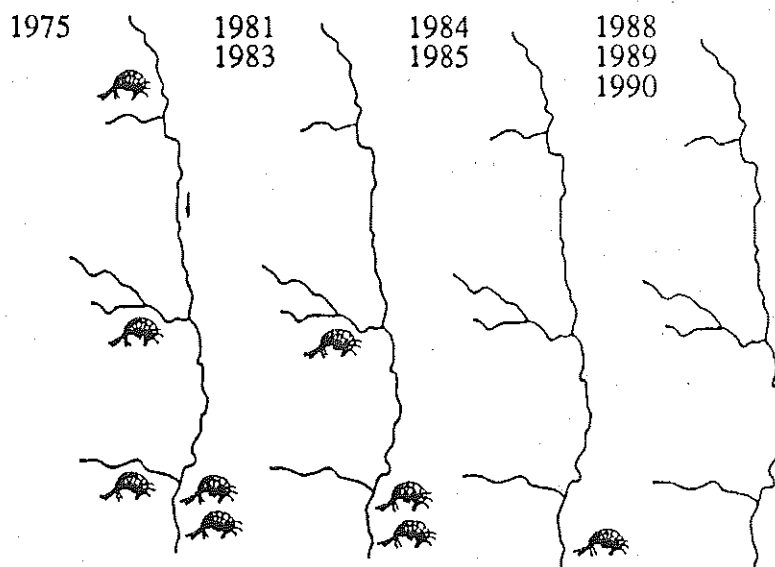
### Fulufjället, Dalarna

Fulufjället, i NV Dalarna, domineras av mycket basfattig sandsten och ytvattnen i området är extremt jonfattiga (Lindström et al. 1984). De högt liggande okalkade bäckarna domineras av de extremt försurningståliga bäcksländorna *Nemoura cinerea* och *Nemurella picteti*, som anses tåla pH ned till 3.5 (Engblom & Lingdell 1984). Dessutom finns den tåliga dagsländan *Lepthophlebia vespertina*. I kalkade system finner man däremot försurningskänsliga arter som *Baetis macani* och *Lymnea peregra*, och måttligt försurningskänsliga taxa som *Siphonurus lacustris* (Engblom & Lingdell 1984, 1987, 1991). Fuluälven (på 480 m.ö.h.)



Figur 53. Bedömning av lägsta pH i vattendrag på gränsen mellan Härjedalen och Dalarna. pH har bedömts utgående från bottenfaunans sammansättning år 1981 (Limnodata).





Figur 54. Sötvattensmärlan *Gammarus lacustris* försvinner successivt från det försurningspåverkade vattendraget Lillfjäten i norra Dalarna (Bild från Engblom & Lingdell 1990).

nedströms Fulufjäll har undersökts vid ett antal tillfällen från 1981 till 1990 av Engblom & Lingdell (1991), som anser att bottenfaunan under denna period uppvisat en oförändrad försurningsstatus. Under denna period har dock kalkning skett uppströms.

Litoralens, strandzonens, fjädermyggfauna har undersökts i Fulufjällssjöarna av Mossberg (1979). Sjöarna hade vid detta tillfälle pH-värden av 4.9-5.3. Ett fåtal arter förekom och artantalet var enligt Mossberg betydligt lägre än förväntat i jämförelse med vatten med ett pH över 6. Individantalet var dock jämförelsevis högt, men dominerades av enstaka arter (*Zalutschia zalutschicola*, *Chironomus polaris*, *Phaenopsectra coracina*).

### Lofsdalen, Härjedalen

Liksom många andra områden i fjällen är geologin heterogen, varför basrik berggrund finns i små fickor i en i övrigt mager mark. Bottendjuren i området har studerats flitigt av Erik Olofsson och Elisabeth Melin. Studierna startade redan på 1970-talet eftersom området då var aktuellt för en omfattande vattenkraftutbyggnad. Utredningar genomfördes i stor omfattning om ersättningsfisken gällande de s k Interkommunala allmänfisket (Vattendomstolen och Fiskeriintendenten i mellersta distriktet). I samband med dessa studier upptäcktes på slutet av 1970-talet drastiska för-

ändringar i vattendragens kemiska status och biota. Förändringarna kopplades direkt till kraftiga pH-sänkningar i nederbörden fjällkedjan. Ett av de större projekten i detta arbete var en rotationsbehandling av Lofssjön med biflöden, ett arbete i miljonklassen, som gick om intet eftersom förstudierna visade på stora skador på bottendjur och fisk.

Bottendjuren har insamlats kvantitativt med hjälp av en sättram varur djuren håvas. Metoden, 'bestämning av näringstal', finns beskriven av Melin (1986). Provtagning sker i bottensediment och på grus, sten, trä och vegetation, vanligen Fontinalis. Proven tas från bottnar som ligger minst 10 cm under för vattendraget gällande lågvattenlinje. För att undvika problem med provtagningstidpunkten tas proven i vattendraget efter ett bestämt antal dygngrader så att djuren olika år är i samma utvecklingsfas. I denna studie har cirka 1000 dygngrader avvaktats. Ett vattens dygnsgader erhålles då vattnets högsta dagstemperatur adderas dag för dag från islossning. Djuren sparas, men bestäms inte längre än till sju grupper; Skalbaggar, Sländor, Dagmaskar, Mollusker, Tvåvingar, Gammarus samt övriga. Gruppen sländor delas också in i dag-, natt- samt bäcksländor. Resultatet uttrycks som ett näringstal, vilket är en skattning av antalet djur per kvadratmeter botten. Detta kan även omräknas till g/m<sup>2</sup>. Prover finns från ett flertal vattendrag, men här skall endast redovisas Djursvasslan, först försurad

och sedan kalkad, samt Djursvålsbäcken som är försurad. Vårfloden 1978 var osedvanligt sur och prover som insamlades sommaren 1977 hade betydligt fler individer per ytenhet av samtliga grupper än senare års prover. Åren 1980-82 fortsatte utslagningen, medan pH i vårfloden var 4.4-5.5 (Figur 55), men surstötter förekommer alltjämt i systemet (Jacks et al. 1986). Totalantalet individer av bottendjur sjönk på tre stationer i Djursvasslan från 2400-3100 per m<sup>2</sup> år 1977 till 32-242 år 1982, dvs endast en tiondel-hundradel återstod. Djursvasslan var föremål för en mindre våtmarkskalkning sommaren 1983 och kalkningarna slutfördes 1985. Som en följd ökade åter antalet djur, medan ingen återhämtning skett i den okalkade Häggingdalsbäcken (Figur 56). *Gammarus* som förekom rikligt 1977 i Djursvasslan med biflöden har därefter inte påträffats och är borta ur vattensystemet. Snäckor (*Lymnea peregra*) försvann i Djursvålsbäcken, men en individ påträffades år 1990. Gruppen Diptera, tvåvingar, är nästan helt utslagen och Melin (1986) nämner att området blivit "myggfritt". De olika grupperna av sländor har följt det generella mönstret (Figur 57). Vissa år har faunan artbestämts, exempelvis gjordes detta av Per Mossberg, Limnologiska Institutionen, Uppsala, år 1982. I Djursvasslan dominerades då gruppen dagsländor av det försurningståliga släktet *Lepthophlebia* samt den relativt tåliga *Parameletus chelifera*, men också flera *Baetis* sp. förekom. Bland nattsländor dominerade den försurningståliga *Polycentropus flavomaculatus*. Gruppen diptera dominerades av *Simuliidae* (knott) samt *Orthocladius* sp. och *Endochironomus dispar*-gruppen.

Även Engblom och Lingdell (1989) har besökt Lofsdalsområdet och har en helt överensstämmande bild med vad som presenterats ovan. I försurade vatten minskar antalet taxa, medan en återhämtning sker i kalkade vattendrag. I den sedan 1983 kalkade Bjursvasslan har antalet taxa av dagsländor enligt deras studier ökat från 1 år 1981 till 5 år 1987. Den filtrerande nattsländan *Philopotamus montanus* koloniserade Bjursvasslan efter kalkning. Arten har ej påträffats före kalkning, trots hundratals prov. Den förekommer i närbelägna oförsurade vattendrag och är en karaktärsart för området, tillsammans med dagsländan *Ephemera danica* och sötvattensmärlan *Gammarus lacustris*. I Hammarbäcken saknades dagsländor 1981 men efter kalkning har 1-2 taxa påträffats olika år. I den okalkade Glötån har un-

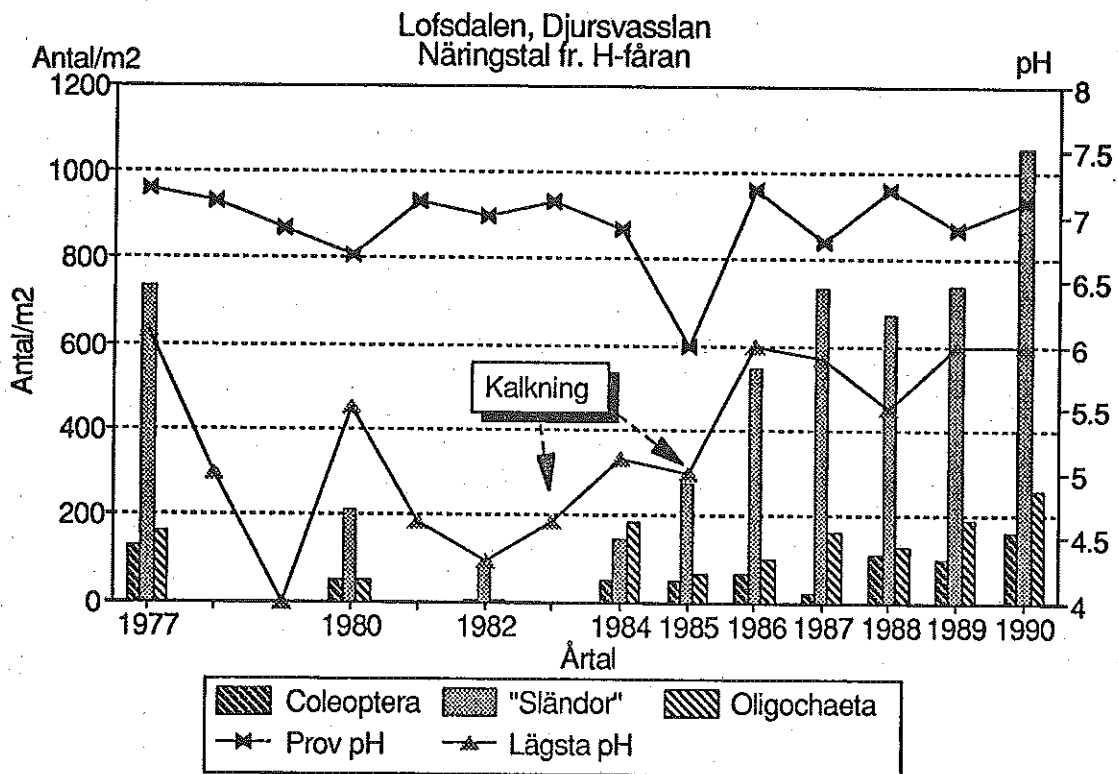
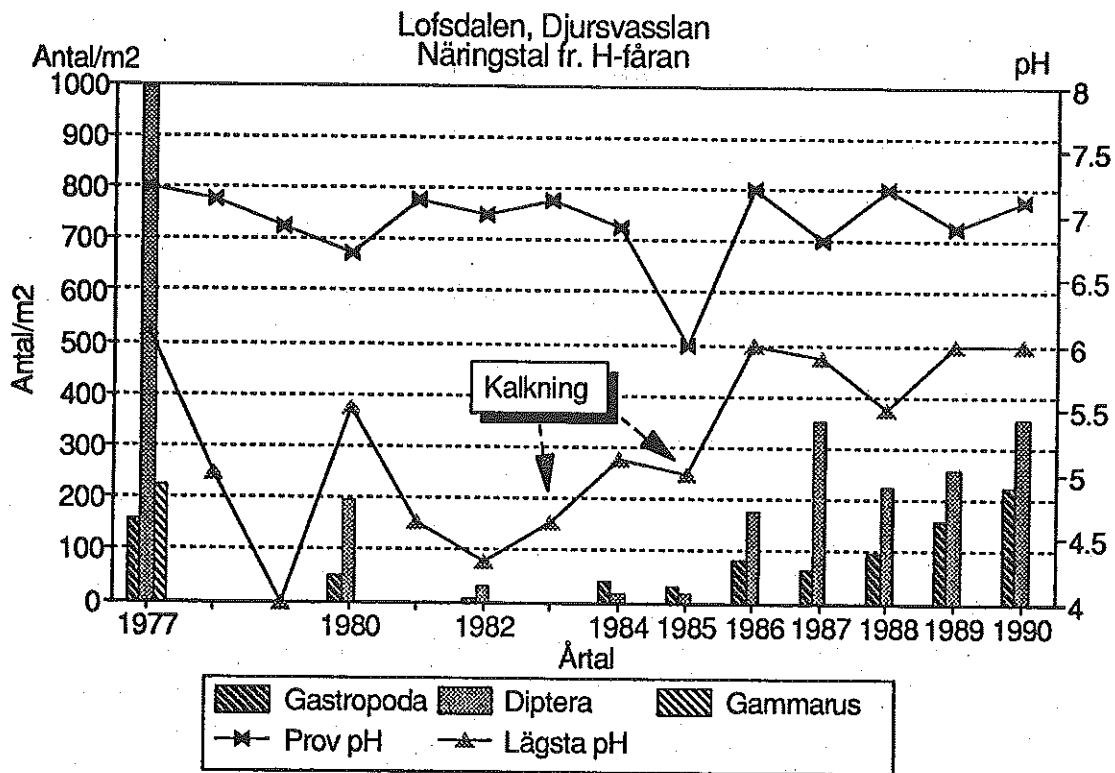
der 1980-talet successivt *Gammarus*, *Ephemera*, *Caenis* och öringungar försvunnit.

## Härjedalen

Erik Olofsson och Elisabet Melin, Härjedalens kommun, har på uppdrag av Naturvårdsverket och länsstyrelsen under 1980-talet följt försurningsutvecklingen i landskapet. På grund av en tänkt vattenkraftutbyggnad samlade Olofsson data från samma område under mitten av 1970-talet, varför ett digert jämförelsematerial finns (se ovan). Näringstalet, dvs antalet individer av bottendjur per kvadratmeter, har kvantitativt följts på ett flertal lokaler (se ovan om metodik).

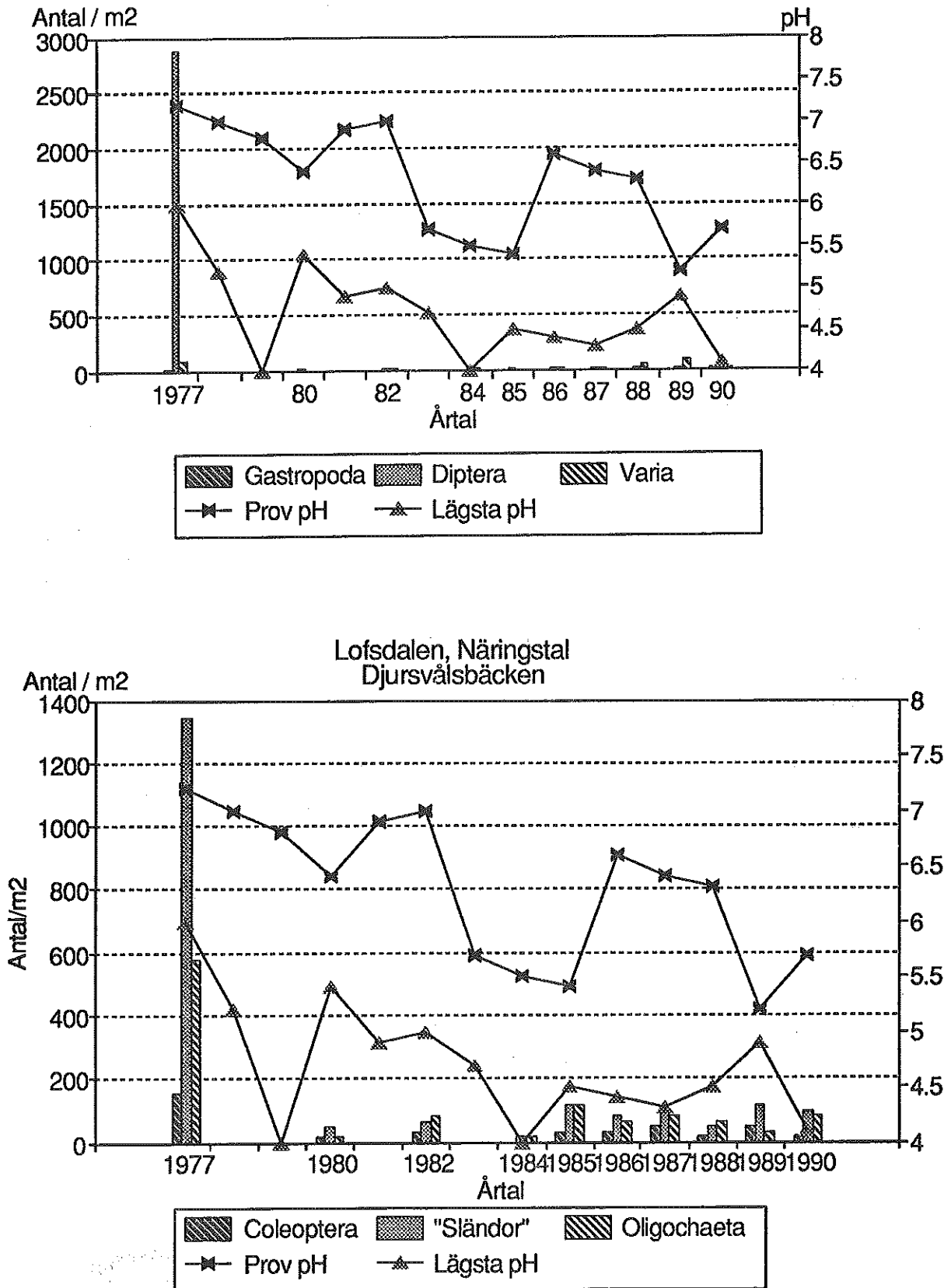
I vattensystemet Härjeån, ett avrinningsområde på ca 2000 km<sup>2</sup> på sydsluttningen av det bergområde som avvattnas till Lofsdalen norrut, har vattenprovtagning på 78 olika lokaler i huvudfåran och i biflöden under vårflod åren 1985-87 visat ett pH under 5.0 på 44 lokaler (56%), medan pH på 5.0-5.3 förelegat på 40%, och således ett pH på 5.4 eller högre vid vårflod endast på 3 lokaler (3.8%). Fisket har försämrats i området och studier av bottenfaunan visar en drastisk reduktion i individantal på 10 år (Figur 58). Generellt fanns endast en tiondel av antalet bottendjurindivider kvar 1985-86 (medel=573/m<sup>2</sup>) jämfört med 1975-76 (medel=5062/m<sup>2</sup>). *Gammarus* fångades 1985-86 på 5 av 70 lokaler, medan den förekom på cirka hälften av lokalerna på 1970-talet. Snäckor förekom i stort sett på samtliga lokaler på 1970-talet och fanns alltjämt på 48 lokaler år 1986 och utgjorde på dessa lokaler 1.8-18.1% av det totala individantalet, dvs ca 10-100 individer per m<sup>2</sup>.

Denna utveckling är dock ej unik för Härjeånsystemet. Nedströms Rogen indikerade bottenfaunan 1986 att surstötter kan ha förekommit (Näslund 1987). Även i de större åarna Linån, Rånda älv, Lofsån, Veman, Kvarnån samt Lunån föreligger samma mönster. Rånda älv med biflödet Sodan avvattnar Sonfjällets södra sluttningar och dess biflöde Valmån avvattnar de norra. Bottenfauna har insamlats i skogsregionen 5 till 10 km från närmaste kalfjällsområde. I Sodan (ca 5 km upp till kalfjället) hade individantalet av bottendjur sjunkit från 7240 år 1976 till 1240 år 1986 och 240 år 1987. Snäckor förekom i 112 exemplar/m<sup>2</sup> år 1986, men saknades 1987 då vårfloden var speciellt sur. *Gammarus* saknas på lokalen.

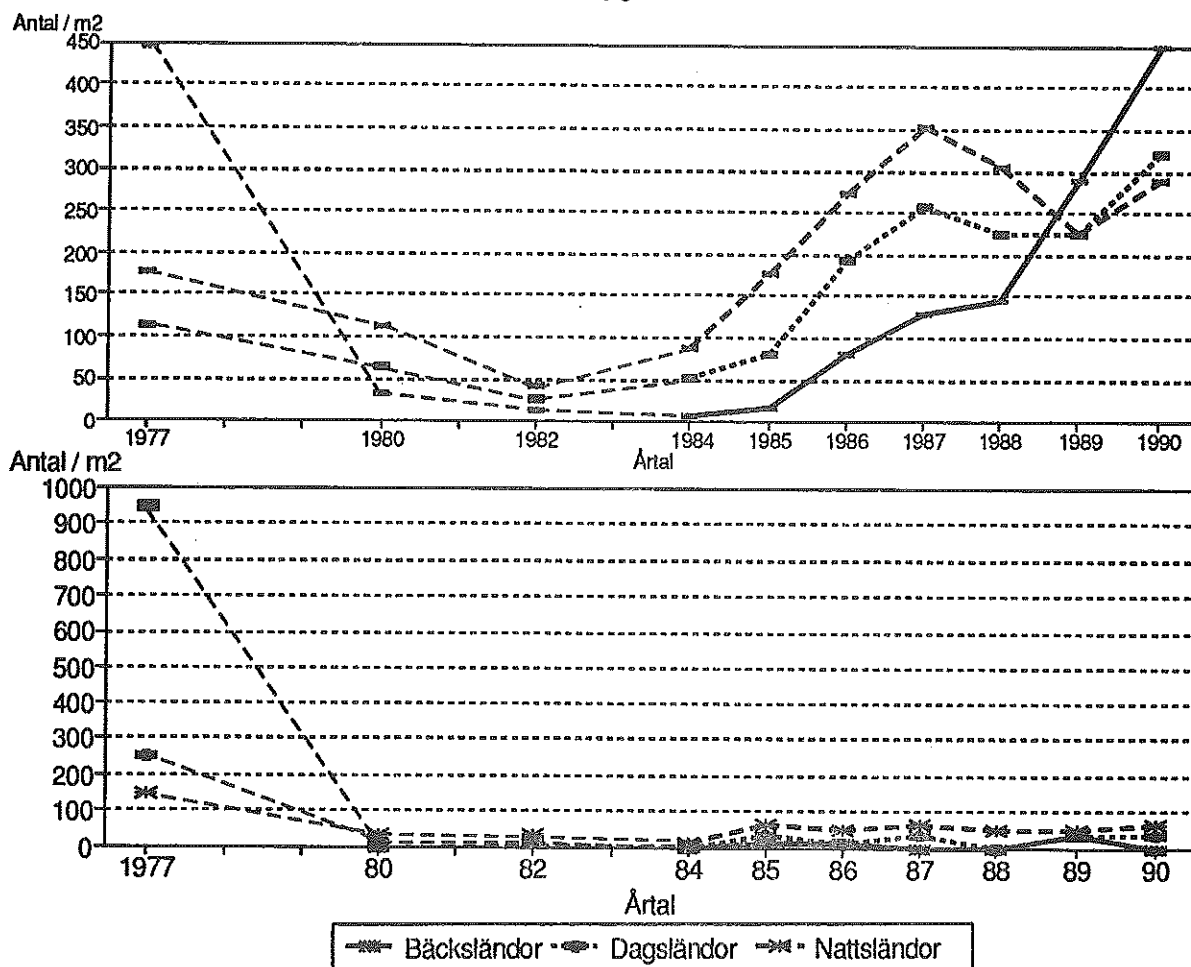


Figur 55. Individantal (näringstal) av sex av bottenfaunans huvudgrupper (endast gruppen övriga ej redovisad) i Djursvasslan åren 1977-90 enligt Olofsson & Melin 1986 samt opubl. Kalkning startade 1983. Linjer markerar pH vid provtagning och lägsta pH vid vårfloed.

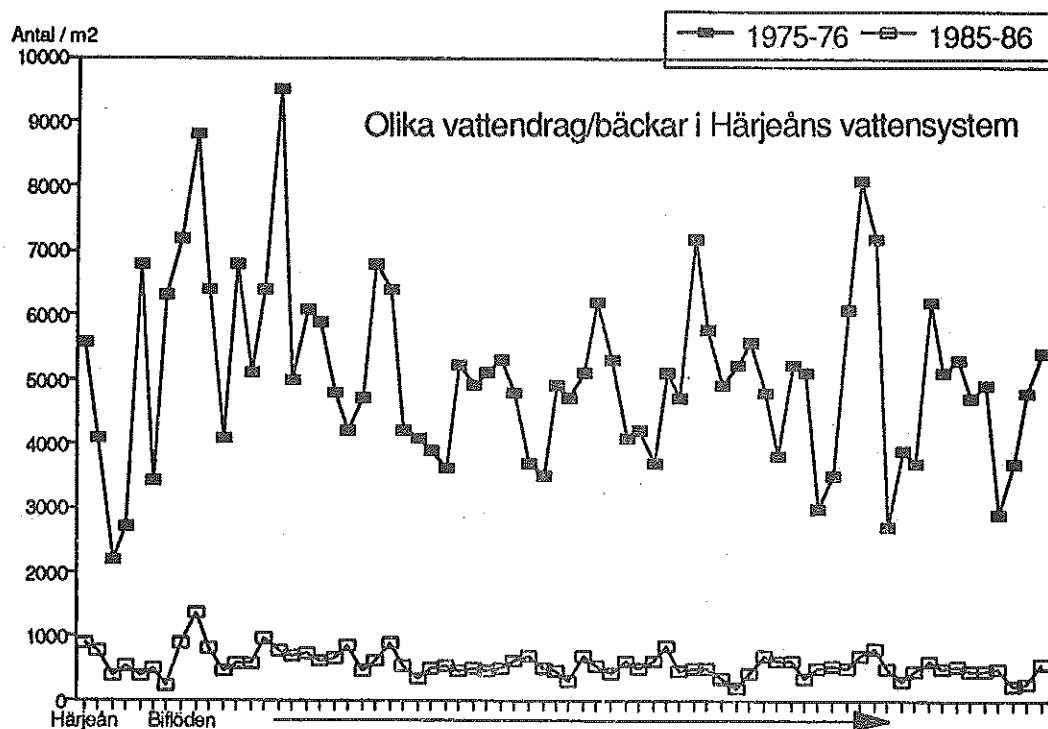
Lofsdalen, Näringstal  
Djursvålsbäcken



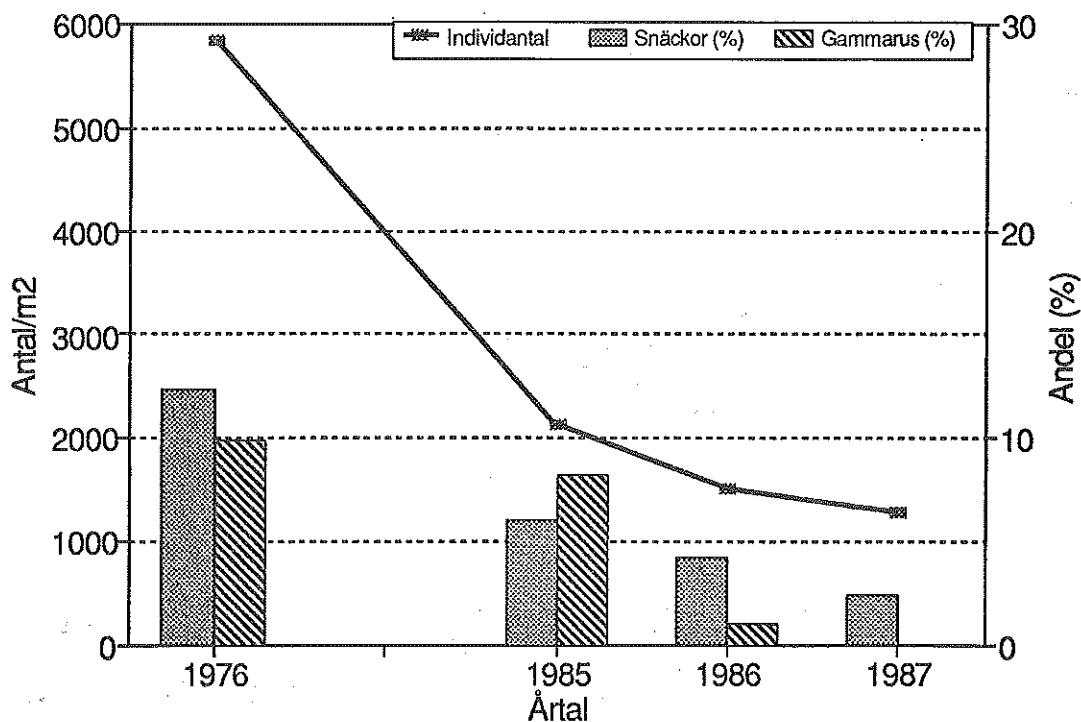
Figur 56: Individantal (näringstal) av bottenfaunan i referensvattendraget Djursvålsbäcken åren 1977-90 enligt Olofsson & Melin 1986 samt opubl. Linjer markerar pH vid provtagning samt lägsta pH vid vårflood.



Figur 57. Antal individer av sländor (fördelat på bäck-, dag- resp nattsländor) i den sedan 1983 kalkade Djursvasslan (överst) resp den okalkade Djursvålsbäcken (nederst) (från Olofsson & Melin).



Figur 58. Antalet individer av botten djur (per m<sup>2</sup>) på olika lokaler i Härjeåsystemet, Härjedalen, åren 1975-76 mot åren 1985-86 (Olofsson & Melin 1986).



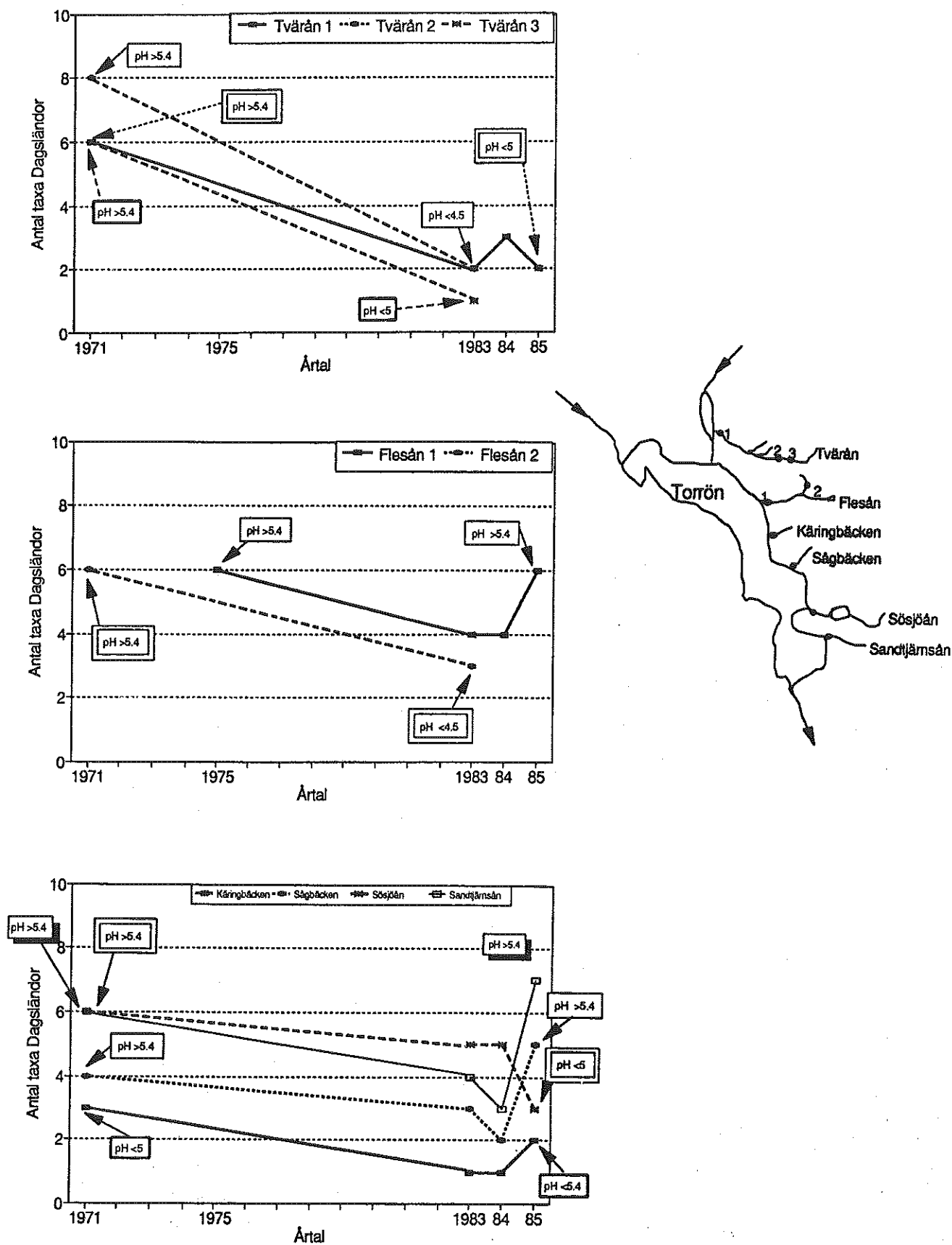
Figur 59. Bottenfaunans totala individantal samt andelen därav som utgjordes av Snäckor resp *Gammarus* i Råndan som avvattnar södra Sonfjället, Härjedalen. Data från Olofsson & Melin 1986.

I Valmån var individantalet samma år 4800, 530 respektive 480/m<sup>2</sup>. Även här saknades *Gammarus* under 1980-talet. Snäckor fanns kvar, men minskade i antal.

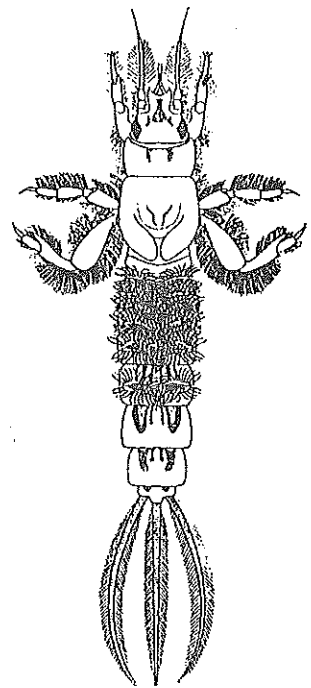
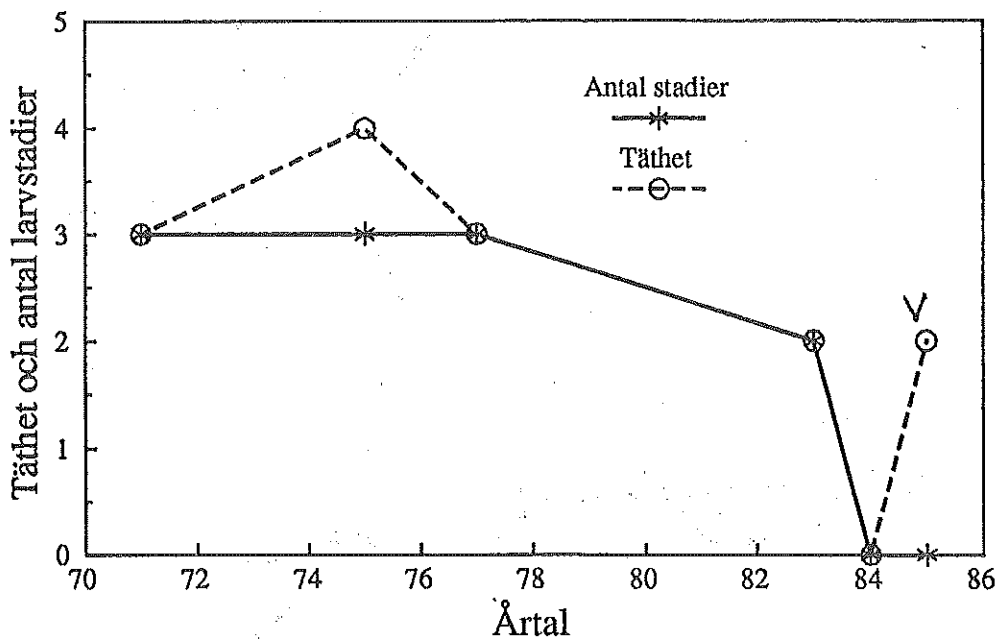
I det större vattendraget Råndan, ca 10 km från kalfjället, vars avrinningsområde på den undersökta lokalen domineras av gles skog (405 m.ö.h.), sjönk individantalet bottenjur från 5840 år 1976 till 1270-2130/m<sup>2</sup> åren 1985-87 (Figur 59). Sötvattensmärlan *Gammarus* utgjorde 8.3% av individantalet år 1985, 1.0% år 1986 och saknades 1987. Samtidigt minskade snäckors andel från 6.0% till 4.2 och slutligen 2.5%. Även tvåvingar minskade successivt från 20% till 13%. pH vid vårflod i Råndan älv har varit 5.1-6.4 (färgtal 40-120 mg Pt/l) beroende på år och lokal - högst pH längst ned i systemet. Omedelbart uppströms Valmåns inflöde har pH vid vårflod mätts sedan 1975. Åren 1975-77 var pH 6.1-6.3 för att därefter sjunka till 5.5-5.6 under två år. Åren 1980-82 var pH 5.7-6.2, men sedan sjönk lägsta pH ånyo till 5.3-5.8 åren 1983-87. I Valmån har pH varit 4.7-5.2 (färgtal 5-140 mg Pt/l) och i Sodan 4.8-5.5 (färgtal 5-200 mg Pt/l). Äldre mätningar saknas men de låga pH som uppmätts är lägre än vad som förväntas vid opåverkad nederbörd och relativt ringa humusämnespåverkan, varför den minskade tätheten av bottenfaunan säkerligen är kopplad till försurningen.

### Torrön, Jämtland

Bottenfaunaprovtagningar i Torrö-området, Sösjöfjällen i NV Jämtland har skett 1971, -74, -75, -77, -80, -83, -84 samt 1985 (Engblom & Lingdell 1984, Lingdell & Engblom 1989). Områdets urberggrund är basfattig, men mosaikartade små partier med mer basisk berggrund förekommer. Jordtäcket är mycket tunt. Flera vattendrag har undersökts och visat på stora variationer i ytvattenkemi och bottenfauna mellan närliggande vattendrag och mellan år, troligen delvis orsakade av förekomsten av buffrande sjömagasin i vissa vattendrag (Degerman et al. 1987) och skillnader i nederbördens pH mellan olika år. En allmän trend var dock en minskning av antalet taxa av dagsländor från 1971-75 till 1983-85, vilket exemplifieras med data från några vattendrag (Figur 60). Bland annat slogs de mycket rika bestånden av nattsländan *Philopotamus montanus* ut. Enstaka vattendrag erhöll dock en starkare fauna under 1980-talet, ex Sandtjärnsån vilken är belägen ca 1.5 km nedströms en större sjö. Bedömningen av lägsta pH utgående från bottenfaunans sammansättning antydde att 8 av nio vattendrag ej haft ett pH under 5.4-6 år 1971. Åren 1983-85 var motsvarande bild 3 av nio vattendrag. Det-



Figur 60. Antalet taxa av Dagsländor i några vattendrag i Torröområdet, Sösjöfjällen NV Jämtland, åren 1971, 1975 samt 1983-85 (Engblom & Lingdell 1984, Lingdell & Engblom 1989). I figuren har med ruta och pil markerats det lägsta skattade pH på lokalen enligt bedömning utifrån bottenfaunans sammansättning.



Figur 61. Utvecklingen av beståndet av dagsländan *Ephemera danica* i Torröns utlopp. Tätheten bedömd i en sexgradig skala (0=inga djur, 5=extremt hög täthet). Antalet larvstadier (maximalt 3) anges också. V betecknar att enbart vingade djur observerades (1985).

ta är i överensstämmelse med de pH-mätningar som skett i vattendrag i området (Figur 23).

Som exempel på en enskild art kan nämnas dagsländan *Ephemera danica* vilken förekom rikligt i Torröns utlopp 1971-75 och -77. Arten lever 2-3 år i vattendragen. Samtliga larvstadier (3) förekom (Figur 61). År 1983 saknades ett larvstadium och 1984 påträffades inga djur. År 1985 påträffades inga larver, men väl vingade dagsländor som kan ha flugit dit från ett närliggande vatten. Torrön är reglerad, men detta torde inte ha påverkat *Ephemera*-bestånden. Samma utveckling har noterats i icke reglerade vatten, ex. Ormån och Kölån i Dalarna samt i Glötån i Lofsålen.

### Ammarnäs, Västerbotten

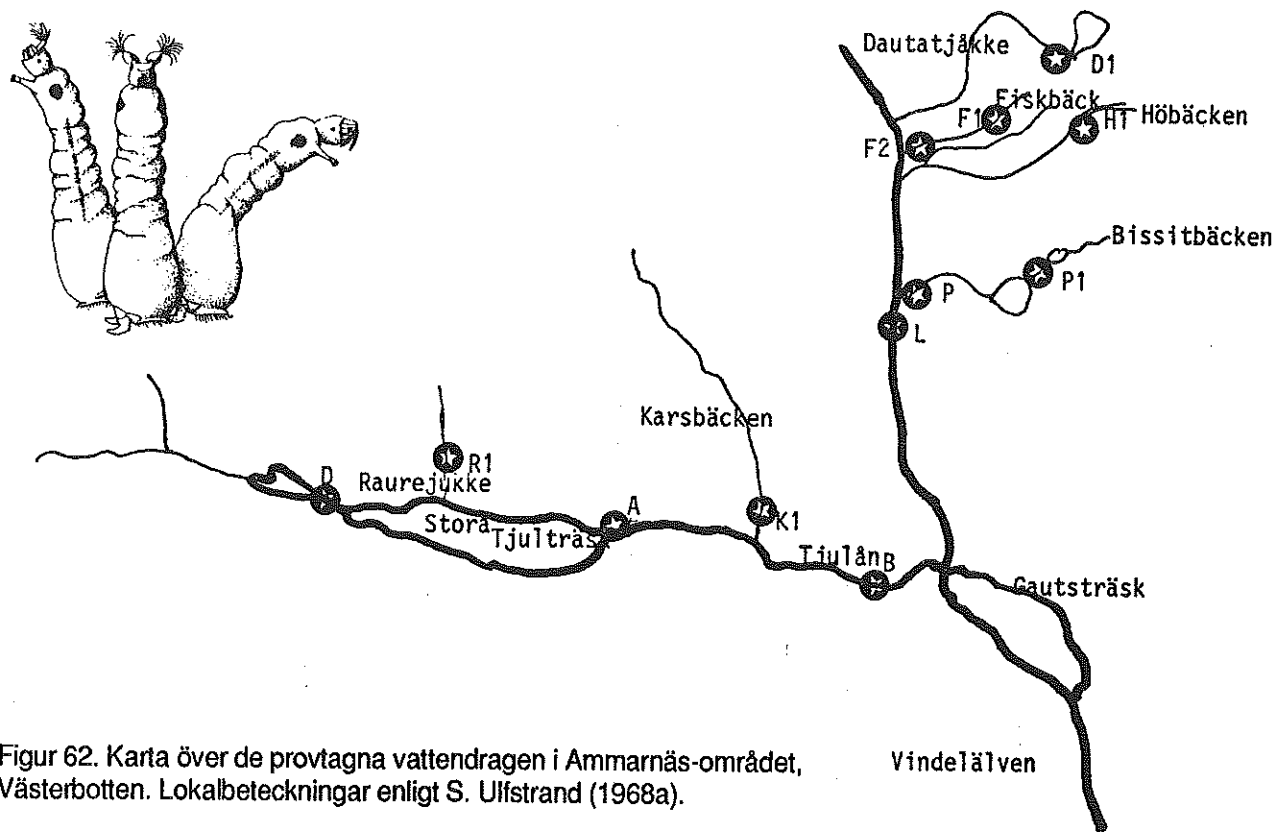
Ammarnäsområdet i Vindelfjällens naturreservat saknar kalk i berggrunden, istället dominerar glimmerskiffrar, amfibolit och gnejser. I några enskilda områden träder det vanliga överlagrade urberget i dagen. I gengäld förekommer brunjordar i de frodigaste ängsbjörksskogarna och humustäcket är tjockt. I de magrare områdena dominerar podsol och florin är tämligen trivial (Eknert & Lemby 1983). Moräntäcket på fjället är ca 20-70

cm (op.cit.). Bottenfaunan i Ammarnäsområdet Vindelfjällen undersöktes mycket noggrant åren 1961-66 av Ulfstrand (1968a,b), samt i senare studier under 1970-talet (Carlsson et al. 1977, Wotton et al. 1979). År 1983 återbesöktes flera lokaler av Engblom & Lingdell (1984) och de konstaterade då att försurningskänsliga arter alltså förekom rikligt. Samma år påvisades dock att vattendrag strax öster och nedan dessa lokaler hade en ovanligt artfattig bottenfauna (Degerman et al. 1987). År 1990 upprepades därför provtagningen på 12 lokaler i området (Figur 62). Av dessa hade lokalerna A, B, D, L samt P provtagits av Ulfstrand. pH och alkalinitet vid stabil sommarperiod har varit över 6.5 och 0.33 mekv/l enligt prov vid bottenfaunainsamling (Tabell 11).

Eftersom Ulfstrand redovisar taxalistor samt mantaget för flera provtagningar har hans material betydligt fler taxa per lokal, då ju både provtagaren yta och antal provdagar är större (Tabell 12). Jämförelser med detta material blir därmed vanskliga. Noterbart är dock att vid en likartad provtagning 1983 och 1990 så hade antalet taxa minskat betydligt.

På lokalen omedelbart nedan Stor-Tjulträsket borde vattenkvaliteten ha varit bra. Lokalen dominerades ensidigt av knottlarver vid alla tillfäl-





Figur 62. Karta över de provtagna vattendragen i Ammarnäs-området, Västerbotten. Lokalbeteckningar enligt S. Ulfstrand (1968a).

Tabell 11. Vattenkemi för de provtagna lokalerna i Ammarnäs enligt Ulfstrand (1968a) samt vid den förnyade provtagningen 1990. Konduktivitet i mS/m, färgtal i mg Pt/l, Alkalinitet i mekv/l.

	1963-65	1983-07-16--21		1990-08-13--14		
	pH	pH	Alk	pH	Alk	Kond Färgtal
Lokal D	7.3-7.5	7.55	.34	6.8	.77	4.6 15
Lokal A	7.1-7.4	7.58	.27	6.9	.50	3.5 10
Lokal B	7.0-7.2	7.39	.22	6.8	.45	3.4 10
Lokal P	6.8-7.0	7.37	.25	6.7	.51	3.9 20
Lokal L		7.57	.29	6.7	.60	4.0 20
Lokal R1				6.6	.45	3.1 15
Lokal K1				6.8	.34	2.8 5
Lokal D1				6.7	.42	3.6 10
Lokal F1				6.6	.33	2.9 20
Lokal F2				6.8	.75	5.1 20
Lokal H1				6.5	.44	3.1 5
Lokal P1				6.7	.50	4.2 10

len utom i augusti 1990 (Tabell 13). Även om antalet knott endast skattades grovt, så visar individantalet 10.000 att tillgången på knott var riklig. År 1990 påträffades endast 8 knottlarver! Gruppen går inte att missa med den nyttjade insamlingsmetodiken. Gruppen betraktas inte av Limnodata som speciellt försurningskänslig, men

Erik Olofssons studier i Lofsdalen visar på en drastisk reduktion av Diptera (knott). Kan det vara så att det är en stor skillnad i känslighet mellan olika arter inom denna grupp? En troligare förklaring än försurning är dock knottens årscykel. Provtagningen år 1990 kan ha skett så sent på säsongen (det var ett varmt år) att knott

Tabell 12. Påträffade taxa på lokal D (se text).

	Ulfstrand 1961-66	Limnodata 1983	Sö-lab 1990
<i>Ameletus inopinatus</i>	*	*	
<i>Baetis rhodani</i>	*	*	*
<i>B. lapponicus</i>	*	*	
<i>B. macani</i>	*		
<i>B. pumilus</i>	*		
<i>B. scambus/el fuscatus</i>	*		*
<i>B. subalpinus</i>	*		*
<i>B. muticus</i>		*	
<i>Centroptilum luteolum</i>	*		
<i>Ephemerella aurivillii</i>	*	*	
<i>E. mucronata</i>	*		
<i>Heptagenia dalecarlia</i>	*	*	*
<i>H. joernensis</i>	*		*
<i>H. fuscogrisea</i>	*		
<i>H. sulphurea</i>	*		
<i>Leptophlebia marginata</i>	*	*	
<i>Metretopus borealis</i>	*		*
<i>Siphonurus sp.</i>	*	*	
<i>Amphinemura borealis</i>	*		
<i>A. standfussi</i>	*		
<i>A. sulcicollis</i>	*	*	
<i>Arcynopteryx compacta</i>	*		*
<i>Brachyptera risi</i>	*		
<i>Capania atra</i>	*		
<i>Capnopsis schilleri</i>	*		
<i>Chloroperla burmeisteri</i>	*		
<i>Dinochras cephalotes</i>			*
<i>Diura nanseni</i>			*
<i>D. bicaudata</i>	*		
<i>Isoperla grammatica</i>	*		
<i>Nemoura cinerea</i>	*		
<i>Leuctra digitata</i>	*	*	*
<i>L. fusca</i>	*		*
<i>L. fusca</i>	*		
<i>L. hippopus</i>	*		
<i>L. nigra</i>	*		
<i>Protonemura meyeri</i>	*		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	*		
<i>Apatania</i>	*	*	*
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	*		
<i>Athripsodes sp.</i>	*		
<i>Chaetopteryx</i>		*	*
<i>Hydatophylax</i>		*	
<i>Polymophylax stellatus</i>	*		
<i>Polycentropus flavoma.</i>	*	*	*
<i>Rhyacophila spp.</i>	*	*	*
<i>Lymnaea peregra</i>		*	
<i>Deronectes</i>		*	
<i>Gammarus lacustris</i>	*	*	
Simuliidae	*	*	
Chironomidae	?	*	*
<i>Dicranota</i>		*	
Tipulidae		*	
Oligochaeta	*	*	*
Turbellaria	?		*
Antal taxa	44	24	18

larverna kläckt ut, varvid tätheten av larver i vattnet sjunker mycket drastiskt (Wotton et al. 1979). Praktiskt taget alla arter av knott i området övervintrar som ägg (Björn Malmqvist, pers. komm.), varför avsaknaden av knott i proverna snarast torde vara en effekt av provtagningstidpunkten.

Ulfstrand fann den känsliga *Gammarus lacustris* på lokalerna A, D och E. *Gammarus* förekom rikligt på lokal D och sparsamt på lokal A år 1983. Arten saknades 1990 från lokalerna A och D, medan E ej undersöktes. *Gammarus* påträffades 1990 endast på en lokal - omedelbart nedströms Dautajaure (lokal D1). Närheten till sjön kan bidra till att förklara förekomsten här. Båda lokalerna A och D ligger omedelbart nedströms Tjulträsksjöarna och borde också kunna ha hyst arten.

Snäckorna *Lymnaea peregra* och *Gyraulus acronicus* påträffades på lokal A och E av Ulfstrand. Den förra förekom också på lokal K. Lokal E har inte undersökts, men år 1983 förekom *L. peregra* på lokalerna A (rikligt), D (sparsamt), men noterades ej på lokal K. Endast lokal A hade 1990 kvar *Lymnaea peregra* (men endast 4 individer påträffades). Den nya lokalen P1, mellan Bissitjauresjöarna, hyste år 1990 *Gyraulus acronicus*, *Lymnaea peregra* samt *Pisidium*. Lokal F2, nedre delen av Fiskbäck- en, hyste också *Lymnaea peregra* år 1990.

Trots att de senare undersökningarna ej varit lika omfattande tyder materialet på en minskning av *Gammarus* och snäckor, vilka är speciellt försumningskänsliga grupper. Dagsländor finns dock kvar och sammantaget indikerar detta milda surstötter vid vårflod (5.5-6.0). Detta kan dock vara tillräckligt för att de känsligaste individerna skall slås ut. Innan några säkra slutsatser kan dras måste dock ytterligare undersökningar av bottenfauna och vattenkemi ske i området. Studien upprepades av länsstyrelsen år 1991, men resultaten är ej bearbetade.

Tabell 13. Artlista åren för lokalen nedströms Stora Tjulträsk (Lokal A). SU=Staffan Ulfstrand, LD=Linnodata, ES=Sötvattenslaboratoriet, Erik Sjölander.

	SU 1964 JULI	SU 1965 JULI	LD 1983 JULI	SU 1964 AUGU	SU 1965 AUGU	ES 1990 AUGU
<b>OLIGOCHAETA kl (dagmaskar) -----</b>						
Oligochaeta (små)	-	-	100	-	-	1
Oligochaeta (stora)	-	-	1	-	-	2
<b>NEMATODA kl (rundmaskar) -----</b>						
Nematoda	-	-	-	-	-	4
<b>AMPHIPODA or (märkräftor) -----</b>						
Gammarus lacustris	-	-	2	-	-	-
<b>EPHEMEROPTERA or (dagsländor) -----</b>						
Baetis fuscatus	41	14	-	6	9	-
Baetis lapponicus	9	30	1	-	-	-
Baetis macani	218	129	100	5	129	-
Baetis muticus	33	28	7	9	20	-
Baetis rhodani	-	28	500	9	-	-
Baetis subalpinus	60	75	-	593	266	37
Baetis vernus-gruppen	-	-	-	-	-	21
Baetis	58	87	-	230	448	-
Ephemerella aurivillii	63	51	100	17	83	1
Heptagenia dalecarlica	31	58	100	3	18	1
Heptagenia joernensis	7	6	-	16	8	-
Heptagenia sulphurea	20	33	-	39	22	1
Leptophlebia vespertina	-	-	1	-	-	-
Siphonurus lacustris	-	-	100	-	-	-
Siphonurus	28	19	-	-	-	-
<b>PLECOPTERA or (bäcksländor) -----</b>						
Amphinemura borealis	4	6	-	-	-	-
Amphinemura sulcicollis	-	-	2	-	-	-
Diura bicaudata	-	-	-	20	21	-
Diura nanseni	-	6	-	55	64	2
Isoperla obscura	-	-	1	-	-	-
Leuctra fusca	-	6	-	8	30	3
<b>COLEOPTERA or (skalbaggar) -----</b>						
Coleoptera	-	-	2	-	-	-
<b>TRICHOPTERA or (nattsländor) -----</b>						
Apatania	39	171	20	3	54	-
Athripsodes	-	6	-	1	4	-
Ceraclea fulva	-	-	-	-	-	1
Chaetopteryx	-	-	100	-	-	-
Hydatophylax	-	-	6	-	-	-
Limnophilinae	-	19	1	-	11	-
Polycentropus flavomaculatus	-	11	20	10	6	-
Potamophylax stellatus	-	14	-	-	-	-
Rhyacophila nubila	29	118	100	135	108	-
<b>DIPTERA or (tvåvingar) -----</b>						
Chironomidae	-	-	200	-	-	11
Dolichopodidae	-	-	-	-	-	1
Simuliidae	67655	18018	10000	7266	7760	8
Tipulidae	-	-	3	-	-	-
<b>GASTROPODA kl (snäckor) -----</b>						
Radix peregra	-	-	100	-	-	2
-----						
Antal taxa	15	22	24	18	18	15
Antal individer per ca m <sup>2</sup>	68295	18933	11567	8425	9061	96
Antal individer per taxa	4553	861	482	468	503	6

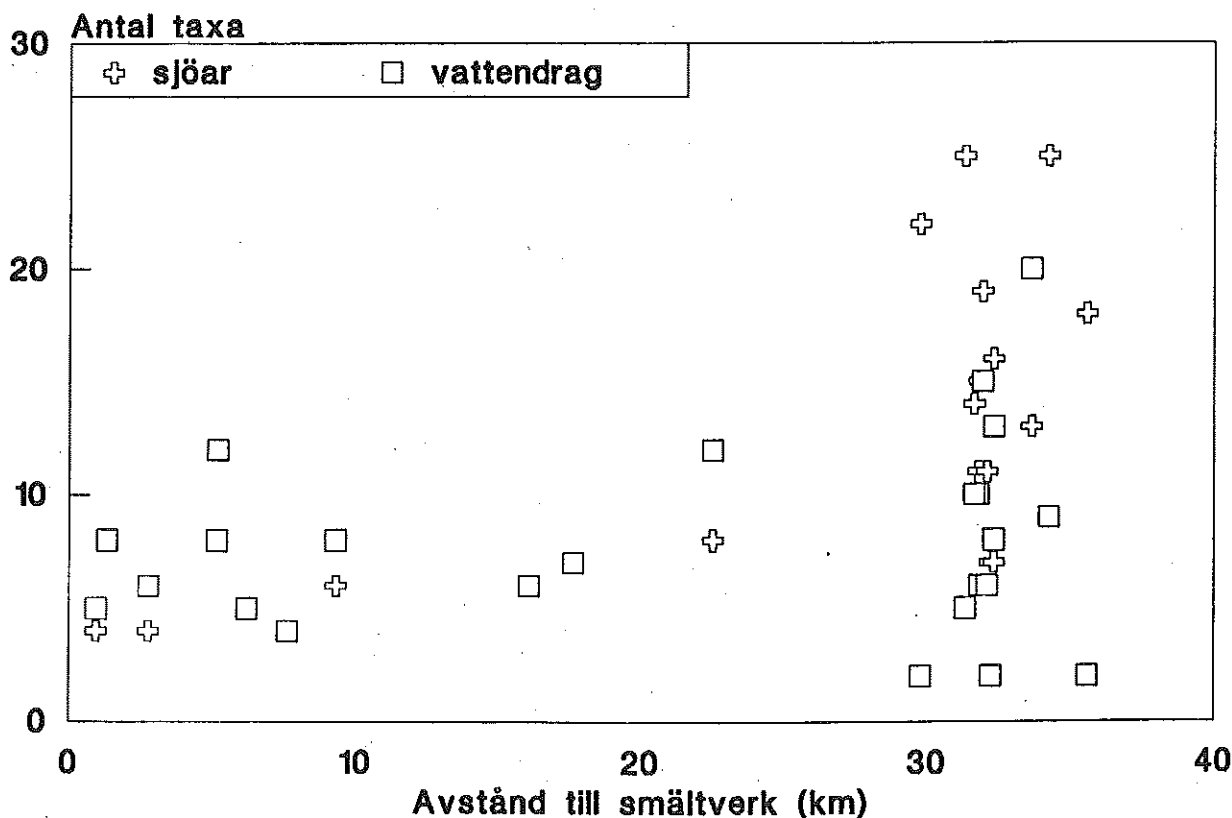
## Sulitelmaområdet, Norrbotten

Nära det norska fjället Sulitelma har gruvbrytning förekommit och ett smältverk varit i operation fram till slutet av 1980-talet. Sulitelma gränssar till den svenska nationalparken Padjelanta i Norrbotten. Höga halter av koppar har uppmätts i lavar inom 10 km från smältverket, 5 km in på svensk sida. Någon storskalig ökning av metaller i Padjelanta föreligger dock ej (Wiederholm 1985).

Sommaren 1984 i juli genomförde Limnodata omfattande provtagningar av bottendjur i 24 vattendrag och 17 sjöar runt smältverket, även på norsk sida. Artantalet i sjöarna minskade ju närmare smältverket provet var taget (Figur 63, linjär reg.,  $p < 0.01$ ,  $r^2 = 0.36$ ). Avståndet till smältverket var den enskilt viktigaste faktorn för att förklara minskningen i artantalet. pH, alkalinitet, konduktivitet, färgtal, kalcium, magnesium, klorid, grumlighet, sjöns höjd över havet, eller vattentemperatur bidrog inte till att förklara artminskningen. Färgtalet var 0-80 mg Pt/l. Som mest fångades 25 taxa (två sjöar) och som minst 4 taxa (två

sjöar). Sjöarna med få arter hyste skalbaggen *Agabus* sp. samt nattsländor ur *Stenophylacini* (Limnephilidae). Dessa båda sjöar var belägna i Norge omedelbart invid smältverket. pH och alkalinitet var dock höga, alkalinitet 0.21 resp 0.55 mekv/l. Därför kan det antas att avsaknaden av taxa främst berodde på giftiga metaller, men mätningar av sulfathalter saknas.

I rinnande vatten var antalet taxa 2-20 och i jämförelse med andra lokaler i denna del av fjällvärlden var antalet taxa relativt få. Lokaler (två) med endast två taxa hyste Chironomidae och Simuliidae. Den enda parametern som var signifikant korrelerad med artantalet var färgtalet ( $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.16$ ). Färgtalet var dock genomgående lågt och skattades till 2-22 mg Pt/l. pH var genomgående över 6.5 och alkaliniteten var 0.09-1.04 mekv/l. Korrelation av artantalet med färgtalet kan bero av flera saker, bl a humusämnenas funktion som föda, men också deras förmåga att binda metaller och därmed oskadliggöra dessa. Ett icke signifikant ( $p = 0.11$ ) samband förelåg mellan antalet taxa och avståndet till smältverket (Figur 63).

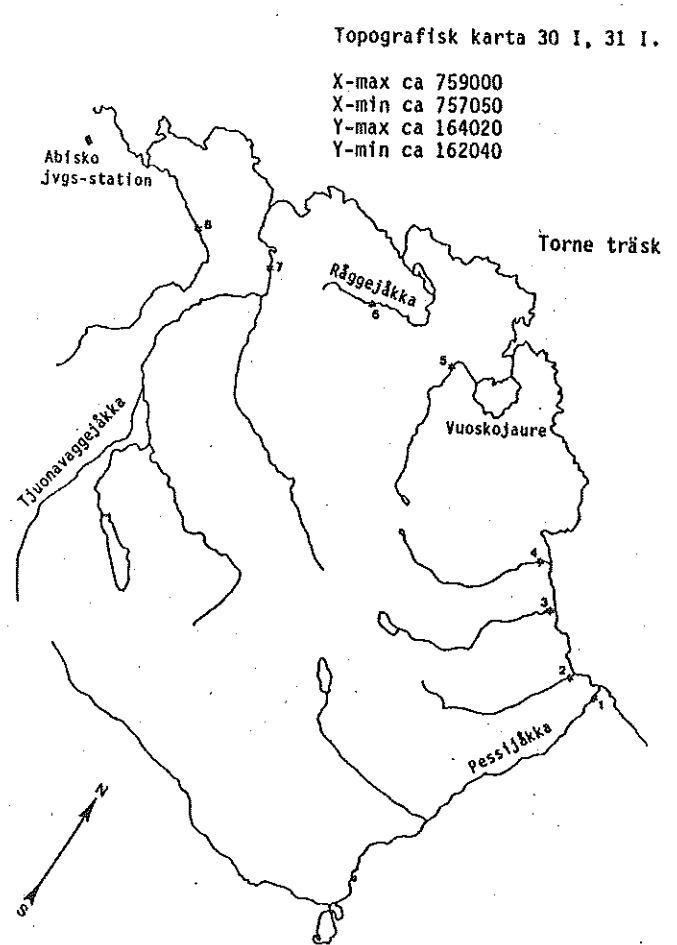


Figur 63. Antalet taxa av bottendjur påträffade i vattendrag (fyrcant) och sjöar (kors) runt Sulitelma smältverk i Padjelanta i juli 1984.

Några av lokalerna i denna studie klassas utgående från bottenfaunan som försurnings-skadade emedan de saknar försurningskänsliga arter. Detta kan dock inte styrkas och av vad som sagts ovan kan misstänkas att det framför allt är en lokal kontaminering med metaller som är för handen. Situationen liknar den som förut förelåg kring det stora smältverket i Sudbury, Kanada, där surt nedfall i kombination med Cu, Ni och Fe tillfördes ytvattnen med kraftig artutslagning som följd.

### Abisko-området, Norrbotten

De studier av bottenfauna som bedrivits i området har visat på en artrik fauna som i intet fall bedömts som försurningspåverkad. Som ett belysande exempel kan nämnas att kraftiga skyfall drabbade området 25-26 juli 1983. Före och efter detta skyfall mättes vattenkvaliteten i bäckarna (Figur 64). pH i nederbörden uppmättes till 5.0-5.6. I medeltal sjönk alkaliniteten 0.12 mekv/l i åtta undersökta bäckar, men pH låg genomgående över 6.6 (Tabell 14). Eftersom marken hade god buffringsförmåga sjönk inte pH till låga värden. Detta trots att Kungsleden och Abisko-jåkko utgjorde en enda 'strömvat-tensträcka' och flödet hade ökat mer än 100 gånger.



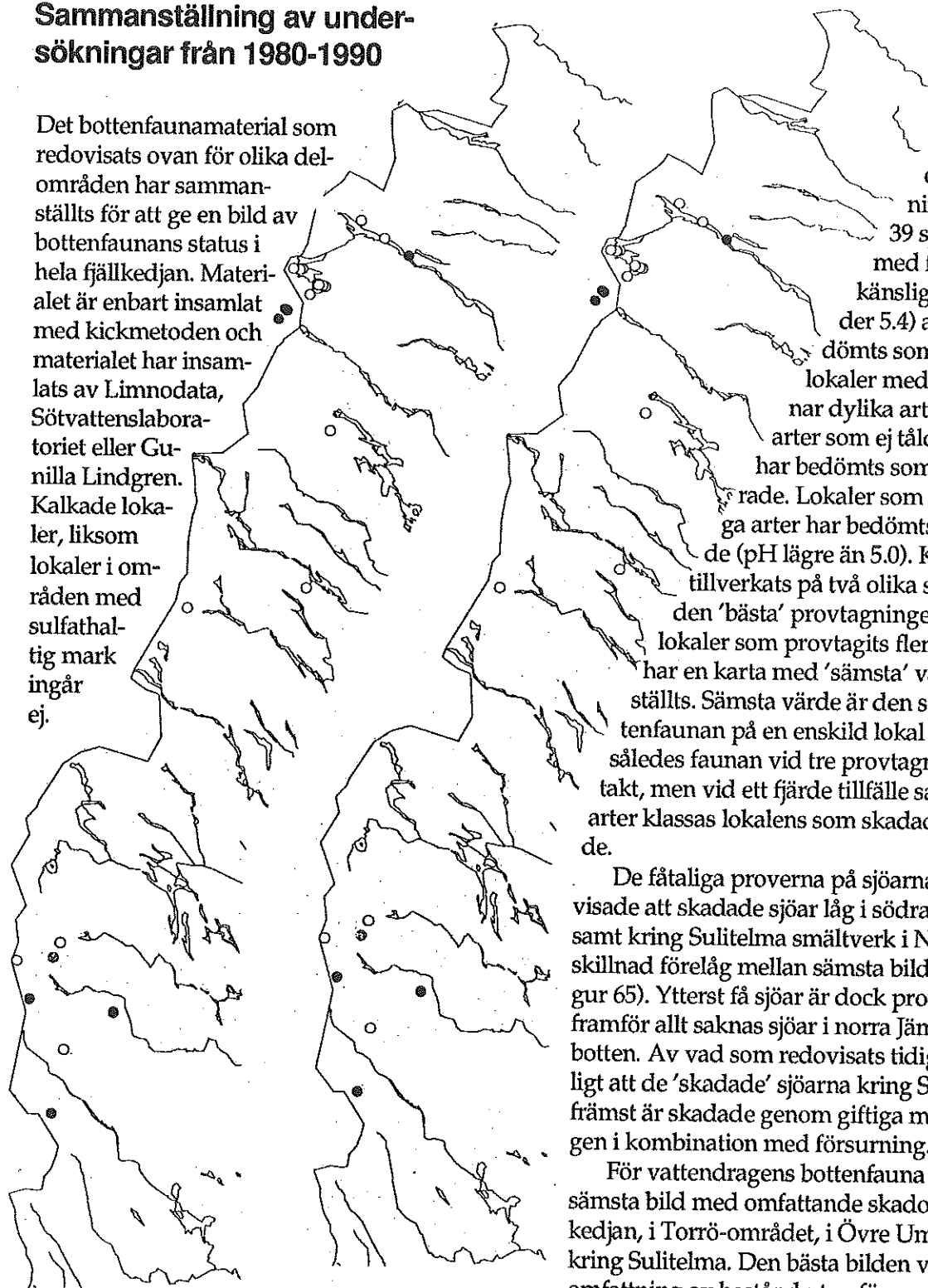
Figur 64. Karta över provtagningslokalerna i Abisko-området i juli 1983 i samband med skyfall (se text).

Tabell 14. Kemiska data för åtta bäckar i Abisko-området före och efter skyfall 25-26 juli 1983. N är nummer på kartan, X och Y är koordinater i rikets nät. F är mätning före skyfallet, E är mätning omedelbart efteråt.

N	Vattendragsnamn	X-koor	Y-koor	höj	F	E	F	E	F	E	F	E
					pH	pH	kond	kond	alk	alk	färg	färg
					uS/cm		mekv/l		mg Pt/l			
1	Pessi Jäkka	758280	164150	360	7.50	7.16	34.3	22.8	.237	.204	5	20
2	Torne träsk. Bäck till.	758290	164030	360	7.48	7.23	44.4	29.2	.301	.183	5	45
3	Torne träsk. Bäck till.	758400	163950	360	7.30	7.13	32.0	22.1	.191	.123	5	20
4	Torne träsk. Bäck till.	758480	163870	360	7.46	7.05	41.7	22.9	.224	.138	5	25
5	Vuoskojaure. Bäck till.	758740	163450	370	7.55	7.25	52.1	30.1	.344	.174	5	50
6	Råggejäkka	758760	163230	370	7.16	6.65	54.1	36.8	.376	.194	60	100
7	Tjuonavaggejäkka	758700	162980	380	6.99	6.88	33.8	21.1	.228	.127	5	30
8	Torne träsk. Bäck till.	758680	162790	380	7.35	7.05	70.9	49.3	.484	.284	45	70
Medeltal					7.35	7.05	45.4	29.3	.298	.178	17	45
Skillnad i medeltal					-0.30		-16.1		-.120		28	

## Sammanställning av undersökningar från 1980-1990

Det bottenfaunamaterial som redovisats ovan för olika delområden har sammanställts för att ge en bild av bottenfaunans status i hela fjällkedjan. Materialet är enbart insamlat med klickmetoden och materialet har insamlats av Limnodata, Sötvattenslaboratoriet eller Gunnilla Lindgren. Kalkade lokaler, liksom lokaler i områden med sulfathaltig mark ingår ej.

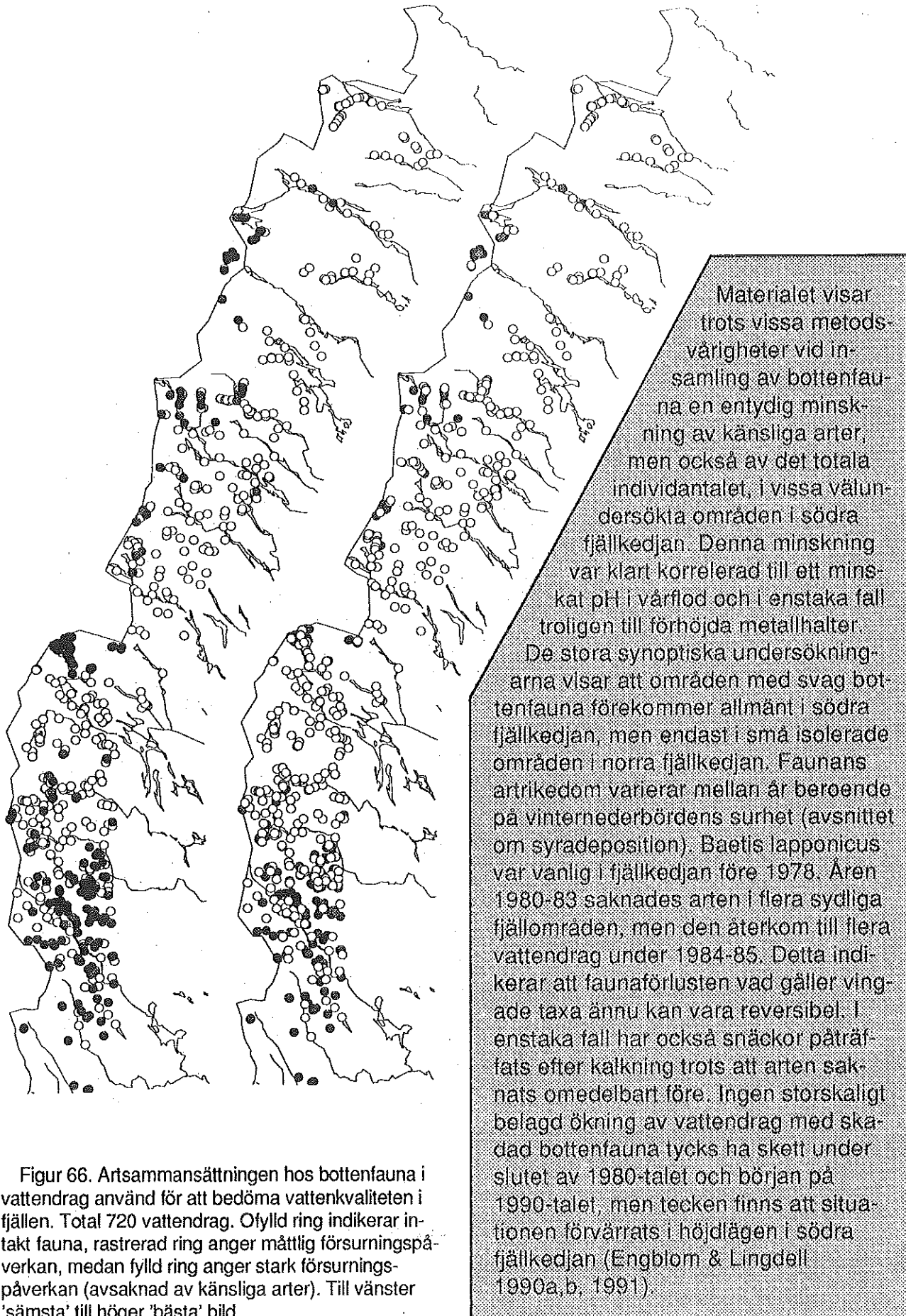


Figur 65. Artsammansättningen hos strandfauna i sjöar använd för att bedöma vattenkvaliteten i fjällen. Total 39 sjöar. Ofylld ring indikerar intakt fauna, rasterad ring anger måttlig försurningspåverkan, medan fylld ring anger stark försurningspåverkan (avsaknad av känsliga arter). Kartan till vänster visar sämsta bild, medan den högra kartan visar bästa provtagningen på resp lokal.

Totalt ingår 858 provtagningar fördelat på 720 rinnande vatten och 41 provtagningar fördelat på 39 sjöar. Lokaler med försurningskänsliga (tål ej pH under 5.4) arter har bedömts som oförsurade, lokaler med taxa som saknar dylika arter men hyste arter som ej tålde under 5.0 har bedömts som måttligt försurade. Lokaler som saknar känsliga arter har bedömts som försurade (pH lägre än 5.0). Kartorna har tillverkats på två olika sätt, dels har den 'bästa' provtagningen använts på lokaler som provtagits flera gånger, dels har en karta med 'sämsta' värde framställts. Sämsta värde är den sämsta bild bottenfaunan på en enskild lokal visat upp. Har således faunan vid tre provtagningar varit intakt, men vid ett fjärde tillfälle saknat känsliga arter klassas lokalens som skadad, sämsta värde.

De fåtaliga proverna på sjöarnas strandfauna visade att skadade sjöar låg i södra fjällkedjan, samt kring Sulitelma smältverk i Norge. Ingen skillnad förelåg mellan sämsta bild och bästa (Figur 65). Ytterst få sjöar är dock provtagna och framför allt saknas sjöar i norra Jämtland-Västerbotten. Av vad som redovisats tidigare är det troligt att de 'skadade' sjöarna kring Sulitelma främst är skadade genom giftiga metaller möjligen i kombination med försurning.

För vattendragens bottenfauna erhöles en sämsta bild med omfattande skador i södra fjällkedjan, i Torrö-området, i Övre Umeälven samt kring Sulitelma. Den bästa bilden visar måttligare omfattning av bestånd utan försurningskänsliga arter. Notera att i södra fjällkedjan förändras inte bilden mellan 'sämsta' och 'bästa'. I mellersta fjällkedjan (landskapet Jämtland & Västerbottens län) ändras bilden betydligt, vilket visar att skador uppträder vissa år med återhämtning däremellan. I norra fjällkedjan (Norrbotten) är det i stort sett ingen skillnad mellan 'sämsta' och 'bästa' situation och försurningspåverkan är troligen ringa.



Figur 66. Artsammansättningen hos bottenfauna i vattendrag använd för att bedöma vattenkvaliteten i fjällen. Total 720 vattendrag. Ofylld ring indikerar intakt fauna, rasterad ring anger måttlig försurningspåverkan, medan fylld ring anger stark försurningspåverkan (avsaknad av känsliga arter). Till vänster 'sämsta' till höger 'bästa' bild.

## FISK

Fjällvattnen är mycket attraktiva ur fritidsfiske-synpunkt, speciellt på grund av förekomsten av laxfiskar (öring, röding, harr). I Dalarnas fjällområde genererar fiskekortförsäljningen ca 60.000 fiskedygn per år (Sandberg 1982) på en yta av cirka 6.500 km<sup>2</sup>. På de 16.500 km<sup>2</sup> som utgör Västerbottensfjällen genererade fiskekortförsäljningen år 1979 84.000 sportfiskedygn med en beräknad medelfångst per dygn av 0.5 kg (Fisk et al. 1982). Hårtill kommer de bofastas fiske som beräknas till 50-150 kg per år och hushåll (op.cit.).

Fisk är en nyckelorganism i vattenekosystemet. Sjöarnas produktion styrs inte bara av tillrin-nande vattens näringsrikedom utan också av eko-systemets struktur. Genom selektiv predation be-tar fisk bort vissa planktonorganismer varvid an-dra gynnas (Stenson 1972). I försök där fisk tagits bort ur en sjö har Henrikson et al. (1980) visat hur förändringarna blev sådana att sjöns primärpro-duktion minskade, pH sjönk, mängden totalfos-for och -kväve sjönk samtidigt som siktdjupet ökade.

En omfattande litteratur finns om fiskmortalitet som en följd av försurning. Vanligen är det re-produktionen som drabbas, medan äldre fisk kan leva kvar flera år i ett försurat vatten. Fältförsök har visat att såväl enbart vätejoner, som enbart oorganiskt monomert aluminium, som dessa båda i kombination kan vara dödligt för känsliga fiskstadier (Johnson et al. 1987). Med kännedom om pH-värdet, mängden giftigt aluminium samt exponeringstiden kan risken för fiskmortalitet ofta väl förutsägas (op.cit.). I Lofs-dalen, Härjedalen, har studier visat att fiskdöd också kan upp-träda som en följd av att flockar av järn och man-gan fastnar på fiskens gälar och förhindrar and-ningen (Andersson & Nyberg 1984). Naturligtvis kan fisk också drabbas indirekt genom att födoor-ganismer försvinner eller reduceras. Troligen för-svann större kräftdjur och mollusker från sjöarna på Fulufjället när dessa försurades. Födan hos rö-ding i sjöarna utgjordes därför istället av närings-mässigt 'sämre' grupper; chironomider, nattslän-dor och små plankton (Hanson 1976). Detta fick till följd att fiskarnas kött blev blekare (färgämnen

från kräftdjur inlagrades ej längre i köttet), samtidigt som konditionen sjönk (Lindström et al. 1982).

Indikationer finns på att fisk på hög höjd är känsligare för försurning än fisk på lägre nivå. Muniz & Wallöe (1990) sammanställde uppgifter från olika källor om vattenkvalitet och öringbe-ståndens status i norska sjöar. Databasen bestod av 14 variabler; uppgifter om fiskbeståndets sta-tus (bra, sparsamt, utslaget), pH, alkalinitet, kalci-um, sulfat, nitrat, olika fraktioner av aluminium m.m. Det visade sig att öringbeståndens status signifikant kunde förklaras med tre variabler - pH, oorganiskt aluminium och altituden ( $r^2=0.44$ ). Or-saken till att höjdläget spelade så stor roll är inte känt. Hög höjd i sig var inte skadligt eftersom vi-tala fiskbestånd finns på samma höjd. Altituden var troligen korrelerad med någon icke inklude-rad variabel i datasetet. Författarna gav som möj-lig förklaring den stora snöackumuleringen och den därmed följande kraftiga vårfloden på hög höjd. Det kan dock också vara möjligt att andra stressfaktorer ökar med höjden och på så sätt gör fiskbestånden känsligare. Exempelvis kan ju oor-ganiskt aluminiums giftighet öka ju kallare vatt-net är (Björklund et al. 1985).

## Rinnande vatten

### Fältförsök

Romkläckningsförsök med harr-rom har genom-förts av Berglund & Persson (1989) i Tännäs-om-rådet. Harren leker vanligtvis under den senare delen av vårfloden i samband med att vattentem-peraturen ökar och pH förbättras. Harr-rom kläcker efter 15-30 dagar (8 resp 14 °C). Efter kläckningen lever ynglen nere i grusbädden cirka 10 dagar (op.cit.).

Trots att harr anses känslig för försurning tycks populationerna finnas kvar och kan repro-ducera sig vid ett pH ned till 5.5 (Muller-Haeckel 1984, Lindström et al. 1984).



Harr-rom placerades dels i okalkade sediment i de försurningspåverkade Övre Mysklan och Ränningskällan dels i sediment från det förra vattendraget som tillförts kalk. Dessutom sattes rom ut det välbuffrade vattendraget Vingån. I kalkade sediment i Övre Mysklan var kläckningsfrekvensen hög och motsvarade den i det oförsurnade vattendraget. Rom i sedimentet utan kalktillsats kläckte däremot signifikant sämre. Ynglens vikt och längd var också signifikant större i det kalkade sedimentet i Mysklan jämfört med det okalkade. pH var som lägst 5.2-5.3 i Övre Mysklan vid detta försök och färgtalet mellan 35 och 40 mg Pt/l. Detta kläckningsförsök styrker således uppfattningen om att pH under 5.5 inverkar negativt på harrbestånd. Lindström & Andersson (1981) vill undvika att peka på ett visst kritiskt pH, utan talar om ett kritiskt pH-register, som för harr angavs till 5.0-5.5.

Andersson & Nybergs (1984) studie i Lofsdalen har redan nämnts ovan och skall här endast återges i korthet. Vattendragen i Lofsdalen är kraftigt försurningspåverkade och vid vårflod uppträder lågt pH samt höga halter av aluminium, järn samt mangan i vattnet. Dessa ämnen bildar formliga flockar, 'vårfloden går röd/brun', som fastnar på stenar och djur. Genom att sätta ut öring i burar under vårfloderna 1982-83 kunde man visa att dessa metallhalter i kombination med lågt pH var mycket giftiga - fisken dog inom några dagar. Dessutom kunde man genom att låta vattnet filtreras genom gasväv, vilket plockade bort mycket av metallflockarna, visa att fiskarna dött bl.a. av kvävning av metallflockarna. Direkt toxisk inverkan av vätejoner och metalljoner förelåg säkerligen också. I detta område är det således visat att försurningen kan leda till fiskdöd, men då fisken var 'inspärрад' var den mer utsatt än om den kunnat vandra undan det sura och metallrika vattnet. Observationer vid fiskspärrar i området har visat hur fisken i området rusat nedströms vid fallande pH under vårflod. Rusningen har kulminerat vid pH 5.5 åren 1978-80 (Olofsson 1981).

I Storumans kommun, Västerbotten, utpekades ett antal vatten som skadade efter botten-djursinventeringar (Degerman et al. 1987). Undersökningar visade på mycket glesa fiskbestånd i några vattendrag (bl.a. Hedlund 1988). För att förstärka öringbestånden gjordes försök att sätta ut befruktad rom i askar (Hedlund 1987). Kring sjön Tängvattnet sattes rom ut i sju vattendrag,

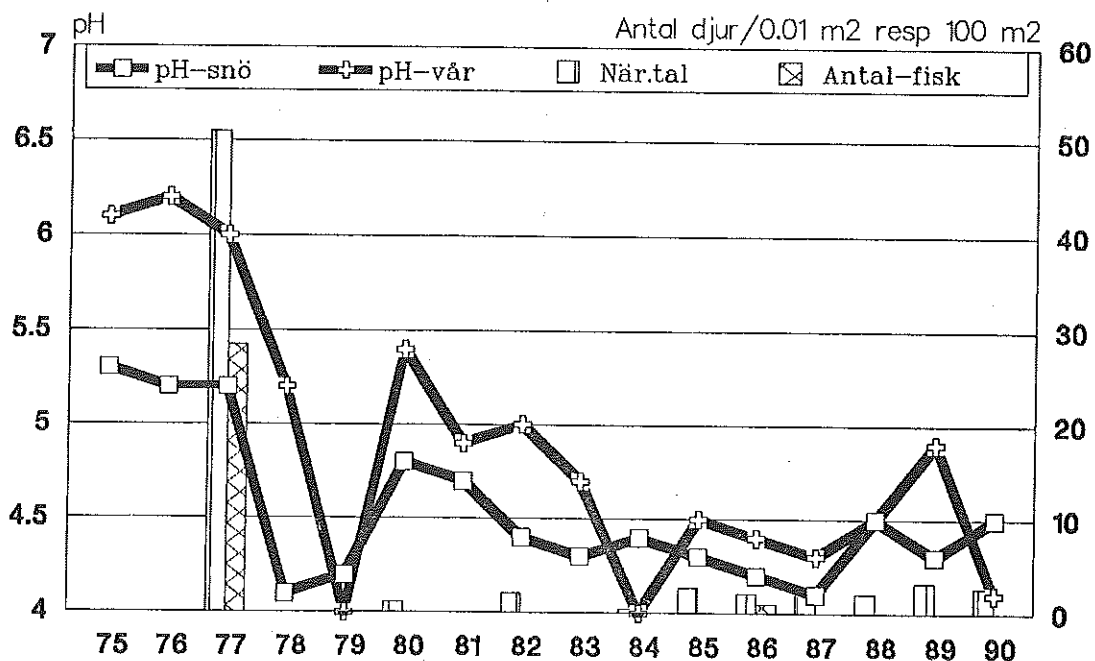
medan yngelutsättningar genomfördes i sex. Kläckningsfrekvensen för rommen var hög; 74-100%. Påföljande sommar utfördes undersökningar för att kvantifiera tätheten av årsungar på utsättningsplatserna, som utgjordes av lämpliga biotoper. I två vattendrag etablerades inga öringbestånd. Troligen hade ungarna vandrat ut i sjön nedströms eller dött vid ett senare stadium. Bäckarna är mycket korta och har stora flödesvariationer vid snösmältning. pH har dock ej uppmätts under 6 i två av vattendragen, medan den intilliggande Ruttjejukke uppvisat pH 5.5. Det har dock bara tagits två vattenprov (sommar) i vattendragen, medan 35 vattenprov tagits i Ruttjejukke under perioden 1979-85 (alla årstider). En misstanke har funnits att det var kraftig vattenförling snarare än surt vatten som var orsak till att öring inte kunde leva i vattendragen. Att fiskbestånd varierar med klimatet och då i synnerhet med vattenförlingen är väl belagt (Degerman et al. 1990). Fagerström & Svärdson (1978) visade hur somrar med låg vattenförling samt kraftiga vårfloder minskade överlevnaden för öring i sjöar och rinnande vatten i de jämtländska fjällen. Speciellt de torra somrarna 1967 och 1968 samt de kraftiga vårfloderna 1965 och 1966 var negativa. Således fanns en möjlighet att kraftig vårflod spolat bort öringungarna och -rommen ur vattendragen i Storuman. Hedlund skriver; 'Situationen att en biologisk påverkan på fiskbeståndet kan påvisas medan den kemiska provtagningen inte kan vederlägga detta är inte ny men otillfredsställande. Risken med dagens intensiva försurningsdebatt är att alla biologiska skador förklaras med försurningen'. Mycket talar dock för en försurningspåverkan. De båda bäckarna där utsättningarna misslyckades har små avrinningsområden (<10 km<sup>2</sup>), med inga eller mycket få och små sjöar. De avvattnar Jofjället (upp till 900 m.ö.h.). Sjöarna på Jofjället hade vintern 1991 en alkalinitet av 0.07-0.08 mekv/l (Seinessjön, Rikarsjön) och hade således ringa motståndskraft mot surstötar. I och med att sjöar saknas blir flödesvariationerna stora i bäckarna, samtidigt som de små avrinningsområdena ökar risken för extremt lågt vattenförling. Det är dock inte möjligt utan ytterligare studier att definitivt fastlägga orsaken till de svaga fiskbestånden.

I regel har fisktätheten i olika vattendrag följts med s.k. elfiske, en metod som innebär att fisk inom ett begränsat avsnitt fångas och bedövas för att sedan sätts tillbaka levande och oskadade efter

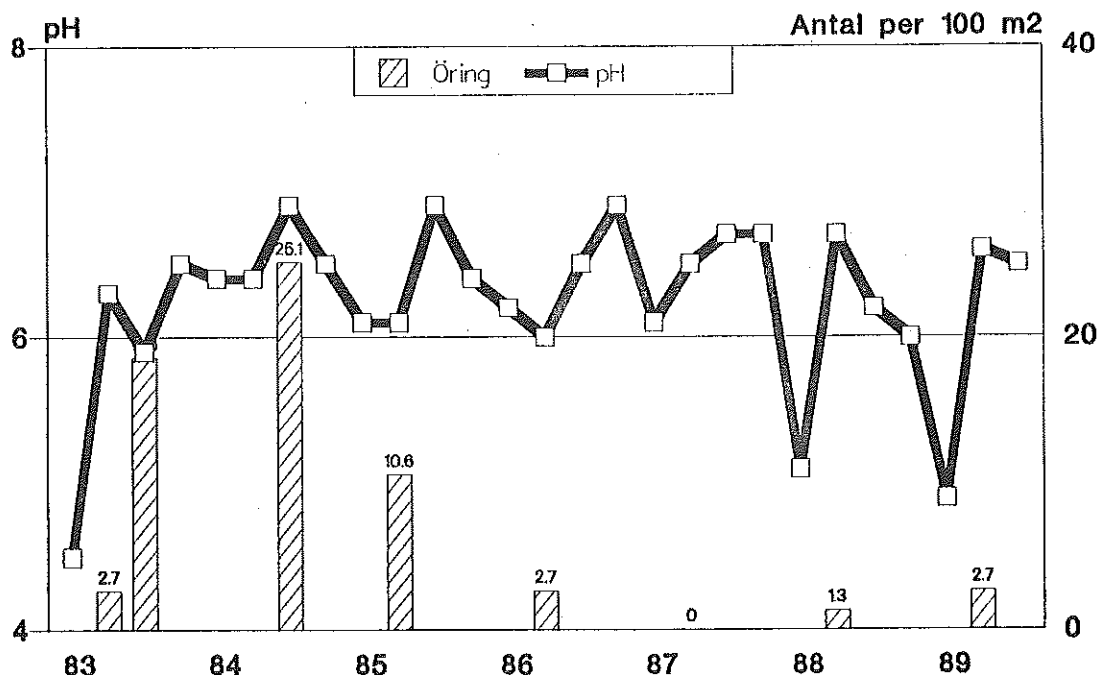
räkning och mätning. Metoden är beprövad och genom s.k. successiv utfiskning, dvs att samma sträcka avfiskas flera gånger i följd, kan alla fiskar fångas eller åtminstone en skattning av det totala antalet fiskar på lokalen göras (Bohlin 1984). Liksom all annan biologisk provtagning föreligger svårigheter som ställer krav på omfattning av provtagningen, val av lokal och utförandet. Speciellt i fjällvattendrag är vattentemperaturen/provtagningstidpunkten väsentlig. Vissa arter som elritsa har ibland rapporterats enbart fångas vid hög vattentemperatur i fjällvattendrag (Degerman et al. 1990). Troligen på grund av att de vandrar ned från fjället och övervintrar i skogsregionen när vattnet blir kallare. Liknande näringsvandringar (fäbodvandringar) finns också rapporterat för röding (Lindström 1958, Näslund 1991) och öring (Sömme 1931) i skandinaviska fjällvatten. Detta innebär att fiskförekomst och täthet varierar med säsongen och provtagningstidpunkten blir därför kritisk. En ytterligare komplikation är att fisktätheten i fjällvattendragen är betydligt lägre än i låglandet, vilket medför att den avfiskade ytan måste ökas för att få lika stor chans att påträffa en fiskindivid i fjällen. Sammantaget kan dock elfiske anses vara en kostnadseffektiv provtagningsmetod som kan ge ett kvantitativt mått på fisktäthet i små vattendrag.

## Trender

Tidsserier med elfisken existerar tyvärr enbart från ett fåtal områden och då i regel sådana där försurningen kan sägas vara belagd. Ett sådant område är Lofsdalen, NV Härjedalen (Degerman et al. 1990). I fjällvattendraget **Djursvålsbäcken** (Häggingbäcken) finns en elfiskestation på kalvfjället på 722 m.ö.h. Avrinningsområdet uppströms är ca 14.5 km<sup>2</sup> och sjöandelen bara 0.4%. Vid elfiske sommaren 1977 fångades öring, lake, elritsa och mört (Figur 67). Vårfloden 1978 var osedvanligt sur som en följd av sur nederbörd (se avsnittet om Rinnande vatten). Trots att provfisken genomförts 1981 samt 1983-1990 har endast en fisk - en vuxen öring på 25 cm - fångats på lokalen. Möjligheter finns dock för fisk att vandra upp från den nedströms belägna Lofssjön. pH i bäcken var under 1980-talet i medeltal 5.9, men ned till 4.7 i surstötarna. Totalaluminiumhalterna fluktuerade mellan 16-233 µg/l och halterna av järn har som mest uppmätts till 1.5 mg/l. Samtidigt med minskad förekomst av fisk har mängden bottendjur minskat till en tiondel och känsliga arter försvunnit (se avsnittet om Bottendjur). Samma sak har hänt i intilliggande vattendrag. I vattendraget **Djursvasslan** förekom också öring, lake, elritsa och mört år 1977. Totalt fyra elfiskelo-



Figur 67. pH i snöpacken, lägsta pH vid vårflod, antal bottendjur (näringstal=antal bottendjur per 0.01 m<sup>2</sup>) samt antal fiskar (per 100 m<sup>2</sup>) i Djursvålsbäcken, Lofsdalen. (Data från Erik Olofsson, Hans Borg & Degerman et al. 1990).



Figur 68. pH och antal öringar (per 100 m<sup>2</sup>) på en elfiskelokal i Hammarbäcken, Lofsdalen (Data från Hans Borg, Erik Olofsson, Degerman et al. 1990).

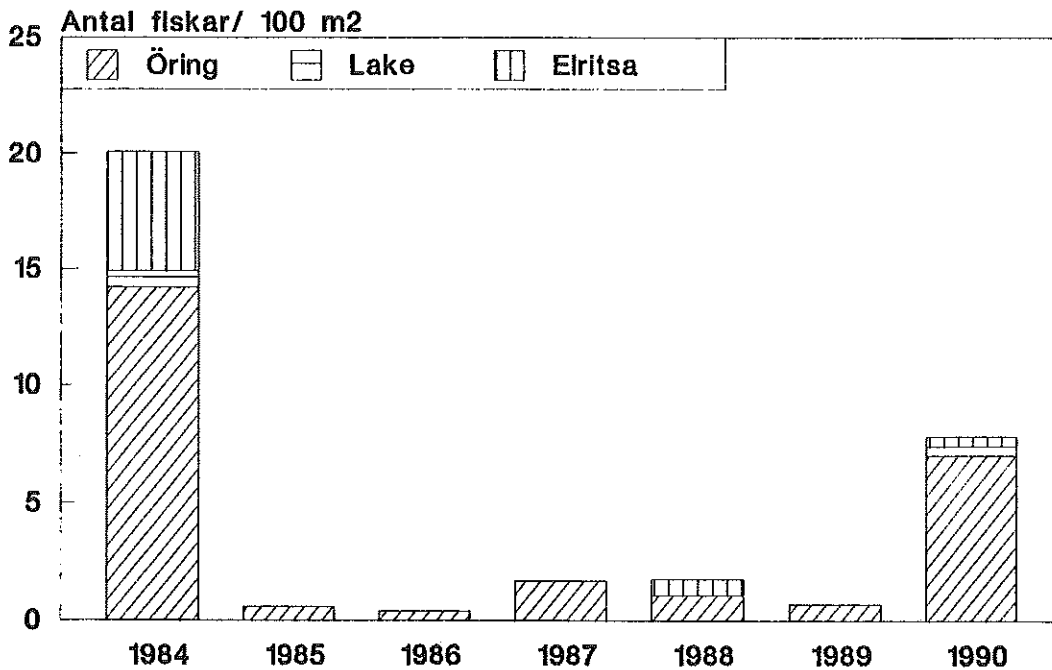
kaler har undersökts. Tätheten (antal/100 m<sup>2</sup>) av öring var 1977 7-16 st. Efter den sura vårfloden 1978 och vid elfisken åren 1981-83 erhöles i stort sett samma tätheter av öring, men den känsliga mörten var helt borta. Därefter startade kalkningar av myrmarkerna och fiskbestånden har sakta förbättrats (Degerman et al. 1990).

**Hammarbäcken** i samma område undersöktes för första gången 1983 omedelbart före den första kalkningsinsatsen. Provtagningslokalen ligger på 562 m.ö.h. ca 700 m uppströms utloppet i Lofsån, varifrån fisk fritt kan vandra. Avrinningsområdet uppströms är ca 6 km<sup>2</sup> och andelen sjöar endast 0.1%. Vid det första provfisket var tätheten av öring låg, 2.7 individer/100 m<sup>2</sup>. Tätheten ökade därefter redan samma sommar, vilket indikerade att öring svarat på den förbättrade vattenkvaliteten genom uppvandring från nedströms belägna lokaler (Figur 68). I takt med avklingande effekt av kalkningen sjönk dock pH och antalet öringar minskade. Elritsa uppträdde tillfälligt efter kalkning åren 1983-84, men har därefter inte påträffats. Enstaka lakar (2 individer) har också fångats.

Vattendraget **Glötån** från samma område, ett mer utpräglat skogsvattendrag, var avsett att tjäna som en oförsurad och okalkad referens till de övriga vattendragen i Lofsdalsområdet. Elfiske-

lokalen är belägen på 543 m.ö.h., ca 800 m uppströms utloppet i Lofsån. Avrinningsområdet uppströms är ca 62 km<sup>2</sup> med en sjöandel av 1.6%. År 1984 fångades rikligt med öring och elritsa, samt enstaka lakar (Figur 69). Surstötarnas amplitud ökade dock successivt i ån och pH under 6 har uppmätts bl a 1986 och 1989 (5.0). I samband med detta ökade metallutfällningarna på bottenarna. Samtidigt minskade tätheterna av samtliga fiskarter rejält. Laken var mer eller mindre borta under flera år, medan elritsa uppträdde sporadiskt. Lingdell & Engblom har samtidigt noterat en utarmning av känsliga arter bland bottendjuren. Dessa elfisken från Lofsdalsområdet visar entydigt samma bild, en kraftig nedgång, ibland total utslagning av fisk i försurade vattendrag, medan fisktätheterna ökat efter kalkning.

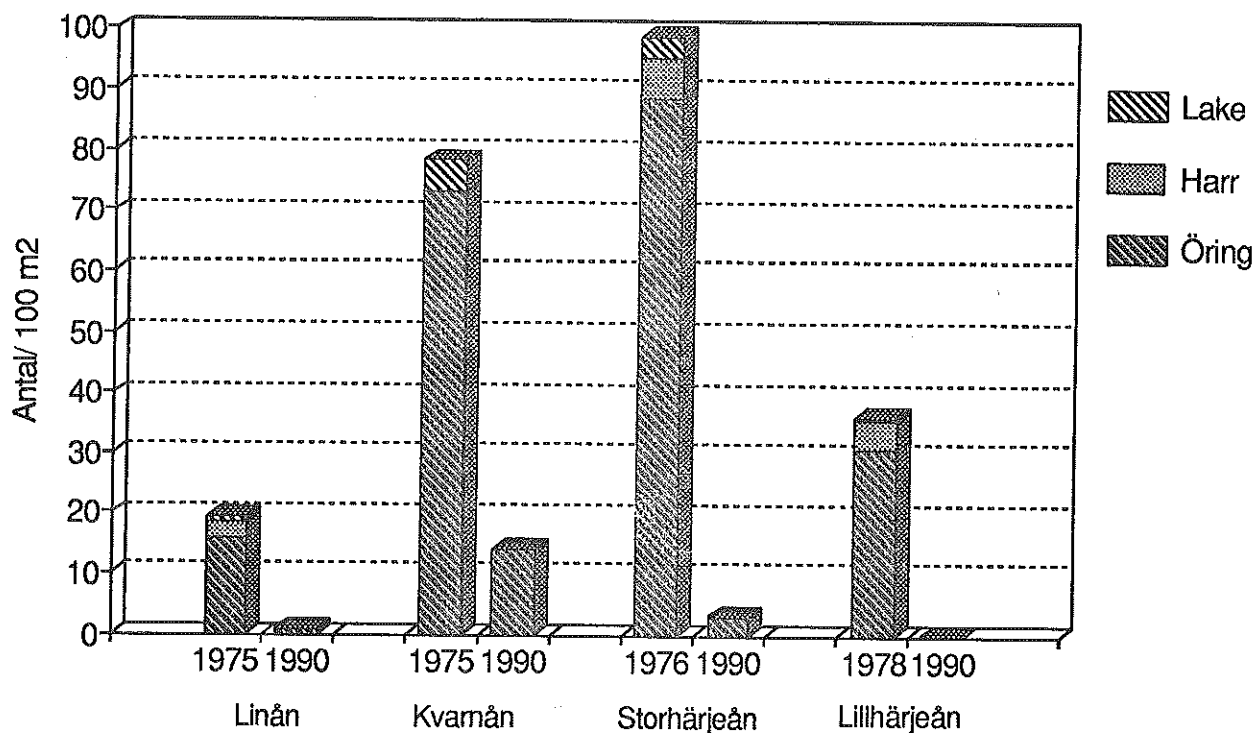
Fyra andra vattendrag i Härjedalen har också undersökts på 1970-talet och sedan återbesökts 1990. **Linån** är en typisk skogså, som avvattnar fjällområden. **Kvarnån** avvattnar Hedefjällen samt delar av Sonfjället. **Härjeå-systemet** avrinner på Lofsdalsfjällens sydsida. Samtliga fyra undersökta lokaler erbjöd en fysiskt mycket god biotop för öring, men har påverkats av surstötter under de senare åren. Ånell (1986) skriver bl a om Härjeå att de "övre delarna saknar alkalinitet



Figur 69. Antal fiskar (per 100 m<sup>2</sup>) vid elfisken på en lokal i Glötån, Lofsdalen (Data Degerman et al. 1990).

och saknar förmåga att motstå effekterna av vårens sura smältvatten". Åren 1978-80 uppmättes pH som lägst till 4.7, 4.1 samt 5.6 vid vårflood i Lillhärjeåns övre delar. I biflödet Slyån har pH 3.8 säkert uppmätts. Vid elfiskena från 1975-78 kvantifierades inte alltid stensimpa och elritsa utan noterades enbart som förekommande. Tätheten av öring var betydligt lägre år 1990 än under 1970-talet. Harr hade helt försvunnit från vattendragen och lake var också i stort sett borta (Figur 70). Elritsa kvantifierades i Kvarnån 1975 och förekom då i hög täthet - 61.2 per 100 m<sup>2</sup>, men saknades helt 1990. Arten företar dock vandringar i fjällvattendragen och förekomst/avsaknad eller täthet är mycket svår att använda som miljöindikator (Degerman et al. 1990). Elritsa fångades i de andra tre vattendragen år 1990 i tätheter av 0.5-4.5 st per 100 m<sup>2</sup>. Stensimpa kvantifierades också i Kvarnån år 1975 och förekom då i en täthet av 1.4 per 100 m<sup>2</sup>. År 1990 var tätheten betydligt högre; 39.3. Även i de andra tre vattendragen förekom relativt rikligt med stensimpa år 1990; 7.7 - 67.8 individer/100 m<sup>2</sup>. Stensimpa verkar därmed inte ha påverkats/missgynnats av den tilltagande surheten i vårflooden i området. Stensimpa och bergsimpa har i andra studier visats få försämrade

rekrytering redan vid enstaka surstötter under 6, men samtidigt verkar simporna gynnas av minskad konkurrens från öring (op.cit., pers.komm. Paul Andersson). I och med att simporna leker på försommaren och ynglen utvecklas snabbt kan de möjligen undgå den sura vårflooden vid den känsligaste utvecklingsfasen. Simporna skulle därmed ha lättare att klara sig i områden med sur vårflood, men bra vattenkvalitet under övriga delen av året. Stensimpa antas också ha klarat försurningen i Veman bättre än öring, vilket indikerats vid enstaka elfisken (Åslund 1991). Nedgången av öring, harr och lake har följt den minskning som konstaterats på bottendjur i Härjeåsystemet. På två lokaler i Stor- resp Lillhärjeån förekom år 1976 6800 resp 6300 bottendjur/m<sup>2</sup> (se om näringstal i avsnittet om bottendjur). År 1986 var tätheterna på samma stationer bara 384 resp 240 djur/m<sup>2</sup>, dvs 6 resp 4% av de tidigare värdena. En ytterligare verifiering på nedgången i fiskbeståndet i området utgör resultatet från de spärrfisker som fiskeriintendenten i mellersta distriktet genomförde i Lillhärjeån 1977 samt 1980. År 1977 vandrade 1.12 öring/dygn och 9.46 harr/dygn in i spärrarna. År 1980 hade fångsterna sjunkit till 0.27 öring/dygn och 0.5 harr/dygn!

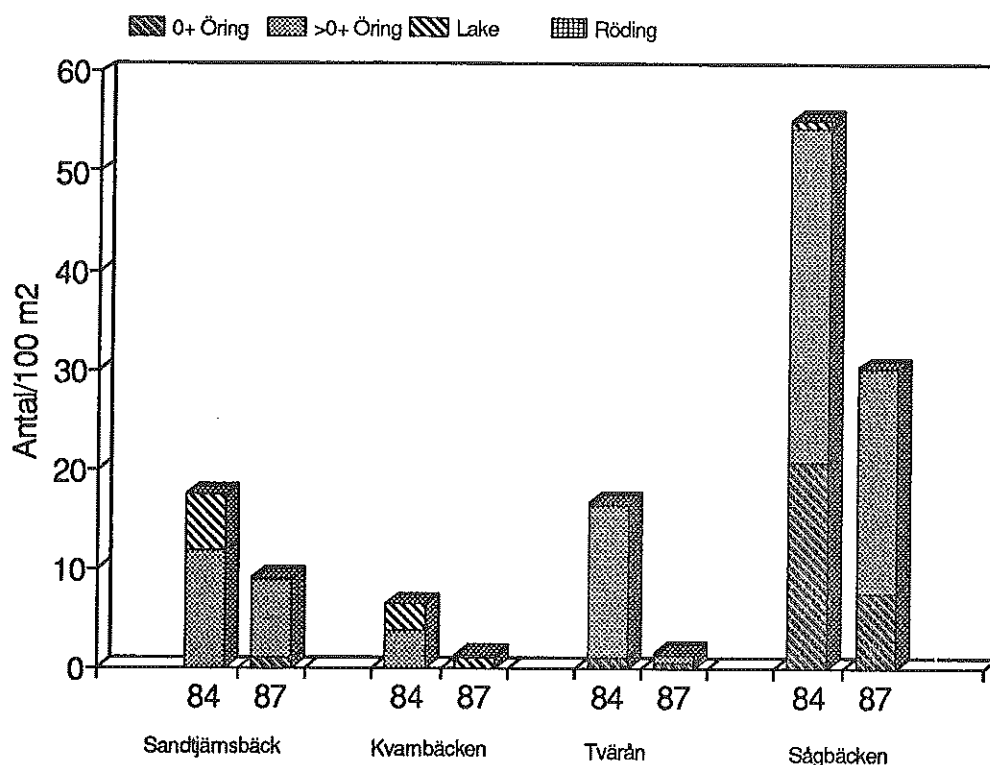


Figur 70. Täthet (antal per 100 m<sup>2</sup>) av öring, harr och lake vid elfiske i fyra vattendrag i Härjedalen 1975-78 och 1990. Observera att elritsa och stensimpa ej redovisas i figuren (se text).

## Inventeringar

I samband med en studie av bottendjuren i fjällen 1983 genomfördes elfisken på 47 lokaler i olika fjällvattendrag, i NV Jämtland samt kring Överuman, Västerbotten, som utgående från bottenfaunans sammansättning bedömts troligen vara försurade (Degerman et al. 1987). Totalt 15 lokaler i det förra och 32 lokaler i det senare området elfiskades. pH var vid elfisken 5.1-6.3 på lokalerna i Jämtland och 6.4-7.0 i Västerbotten. Öring, lake och elritsa fångades i det förra området och öring och röding i det senare. Öring förekom på 73 resp 69% av lokalerna i områdena och andelen lokaler med årsungar av öring var 55 resp 36%. I Västerbotten hade lokaler med öring signifikant högre alkalinitet än lokaler utan arten. Förekomsten av årsungar och fjolårsungar var signifikant vanligare på lokaler i Västerbotten som hade en sammanlagd sjöareal överstigande 250 ha i avrinningsområdet. Arealen sjö återspeglades också i alkaliniteten som var 0.27 mekv/l vid lägre och 0.57 mekv/l vid högre areal sjö (Mann-Whitney U-test,  $p < 0.05$ ). Motsvarande skillnader förelåg ej i mate-

rialet från Jämtland, där alkaliniteten var genomgående låg. Både för materialet från Jämtland och Västerbotten ökade öringarnas kondition (förhållandet vikt/längd) med alkaliniteten signifikant i vattendraget. Enligt författarna var förekomsten av elritsa i de jämtländska vattendragen lägre än förväntat, med tanke på äldre uppgifter om artens utbredning. Arten påträffades enbart i anslutning till en sjö med hög alkalinitet. Denna studie gav inga klara resultat, men ansågs indikera att förekomsten och tätheten av årsungar av öring "var låg och att detta kan bero på försurningspåverkan", vidare förelåg misstankar om utslagning av elritsa. Elfiskena upprepades år 1987 i fyra av bäckarna vid Torrön, med något sämre tätheter av öring (Figur 71). Lokalerna sammellan är svåra att jämföra då biotopen skiljer betydligt i lämplighet för öring. Noterbart är dock att tätheten av öring var god i Sägbacken och Sandtjärnsbäcken, vars bottenfauna anses indikera att lägsta pH ej understigit 5.4 (Figur 60). I Tvärån var tätheten lägre och här anses också bottenfaunan indikera ett pH strax under 5. Resultaten bestryks av de mätningar av pH vid vårflod som



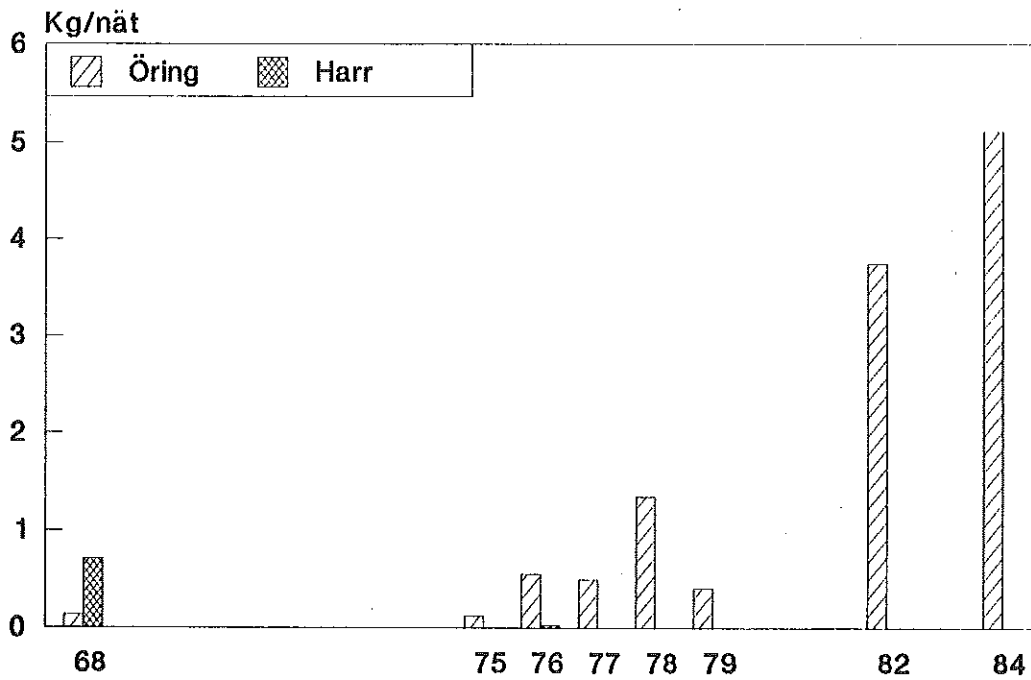
Figur 71. Tätheten (antal per 100 m<sup>2</sup>) av fisk på elfiskade lokaler i fyra vattendrag vid Torrön, NV Jämtland, år 1984 samt 1987.

genomförts (Figur 23). Tvärån var tidigare lekvatten för harr, men harrlek förekommer inte längre. Några säkra slutsatser kan således inte dras, men flera indikationer finns som pekar på minskade individtätheter och artutslagning i detta område.

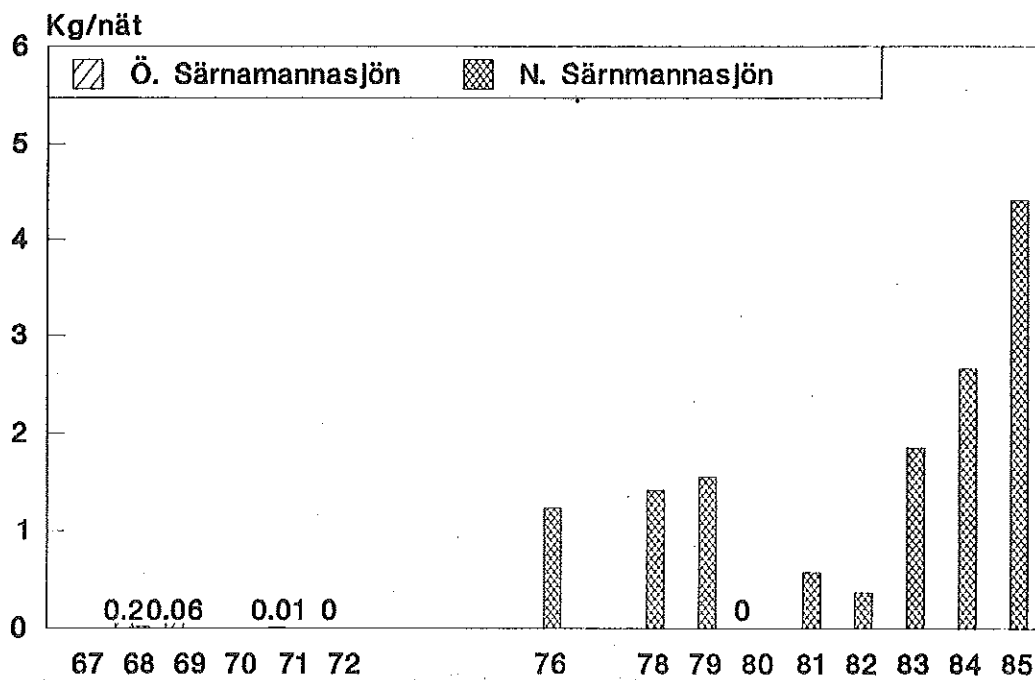
## Sjöar

Fiskbestånden i sjöar undersöks vanligen medelst ett nätprovfiske, en metodik som standardiserats i landet sedan början av 1970-talet (Filipsson 1972), men flera problem finns när det gäller fiskets utförande. Fiskens aktivitet är temperaturberoende och vattentemperaturen kan därmed avgöra den relativa fångsten per nätansträngning (Degerman & Nyberg 1989). Däremot erfordras endast ett fåtal nät för att fånga alla i sjön fångstbara fiskarter (Degerman et al. 1988), varför data av typen förekomst/ ej förekomst i regel är tillförlitliga. En ytterligare faktor som måste tas i beaktande är maskstorleken vid provfiske. Fram till 1983 nyttjades genomgående maskstorlekarna 10-75 mm, men därefter har maskstorlekarna 6.25 samt 8 mm tillförts för att få så unga individer som möjligt (Nyberg et al. 1986).

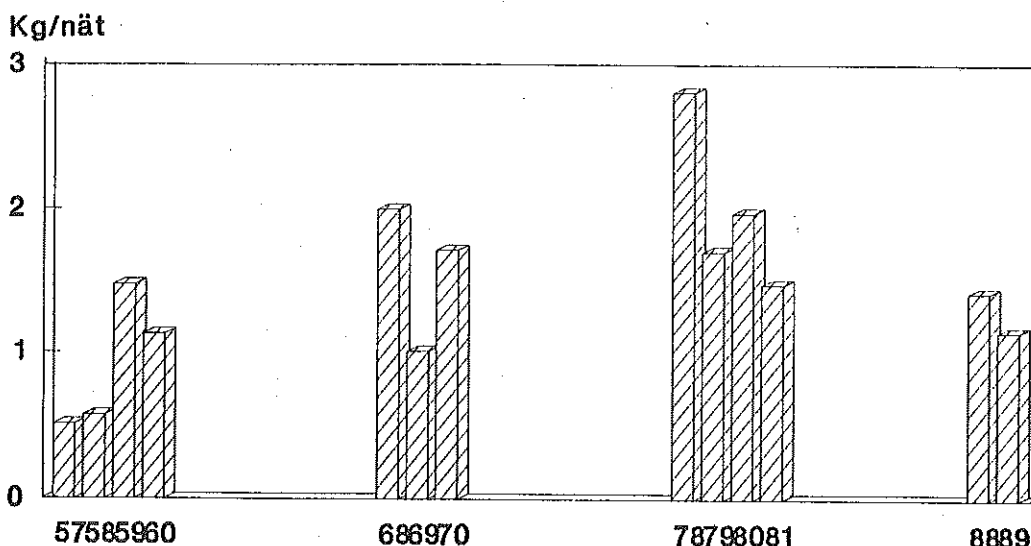
På **Fulufjället** i norra Dalarna har skador på fiskbestånden på grund av försurning varit kända sedan början av 1970-talet (Andersson et al. 1971, 1980, Lindström & Andersson 1981, Lindström et al. 1984). Sportfisket på Fulufjället var under 1950-talet givande (Färnström & Lidman 1954). Provfisken sedan 1960-talet har visat att harr försvann 1964 i Stora Harrsjön och 1976 i Lilla Harrsjön (Figur 72), belägna på ca 950 m.ö.h.. Under hela 1970-talet har pH varit kring 5 i sjöarna, på grund av det sura nedfallet (4.4-4.5) och en extremt basfattig berggrund (sandsten). Små kalkningar skedde tidigt. År 1972 lades 300 kg krossad kalksten i utloppet av Stora Harrsjön och 1976 lades 3 ton bränd kalk i en vik, men effekten av dessa kalkningar var ringa och kortvarig. Provfiskeuppföljningen har skett med olika typer av nät, såväl s.k. biologisk länk och översiktsnät, men en omräkning/korrigerig mellan provfiskena (Lindström 1991) medger att trenderna i områdets fiskfauna kan följas. Rödingen i Särnamannasjöarna dog ut under 1967-71 när pH var 4.5-5.0 (Figur 73). I samband med att fisken dog ut uppträdde "svartfläcksjuka", bakterier, på rödingarna (Lindström & Andersson 1981). Medan den Övre Särnamannasjön behållits som referens



Figur 72. Harren försvann från Lilla Harrsjön, Fulufjället, medan öring klarade sig. Resultat från provfiske med nät. Kalkningar startade 1976 (Data från Göte Andersson & Torolf Lindström, Andersson et al. 1971, 1980, Lindström et al. 1984, Lindström 1991).



Figur 73. Utslagning av röding i Särnamannasjöarna på Fulufjäll enligt nätprovfiskestatistik. Röding återinsattes i den Nedre sjön samtidigt med kalkningar, medan den övre sjön är referens. Siffrorna hänför sig till fångsten av rödingen i den Övre sjön (Data från Göte Andersson & Torolf Lindström, Andersson et al. 1980, Lindström et al. 1984, Lindström 1991).



Figur 74. Fångst per nät av röding i Stora Rösjön, Fulufjäll. Medelfångst före första kalkning 1973 var 1.15 och medel därefter 1.75 kg/nät. (Data från Göte Andersson & Torolf Lindström, Andersson et al. 1980, Lindström et al. 1984, Lindström 1991).

har den nedre kalkats upprepat och röding återinsatts. Rödingbeståndet i den nedre sjön har återhämtat sig väl. Resultaten från Särnamanna-sjöarna visar klart på effekter av lågt pH och aluminium (Lindström & Andersson 1981, Lindström et al. 1984) och att kalkning kan förbättra vattenkvaliteten så att fisk åter kan överleva och reproducera sig. Fisk tycks till och med söka upp kalkade vatten. Sjön "Namnlös" hade enligt uppgift ej hyst fisk, men efter kalkning vandrade öring dit.

I Stora Rösjön på Fulufjället har hela tiden funnits ett intakt rödingbestånd, men troligen förelåg svårigheter med rekryteringen före de första kalkningarna 1973 (Figur 74). pH i sjön före den första kalkningen var 4.9-5.6. Undersökningar efter de första kalkningarna tyder på att alumini-

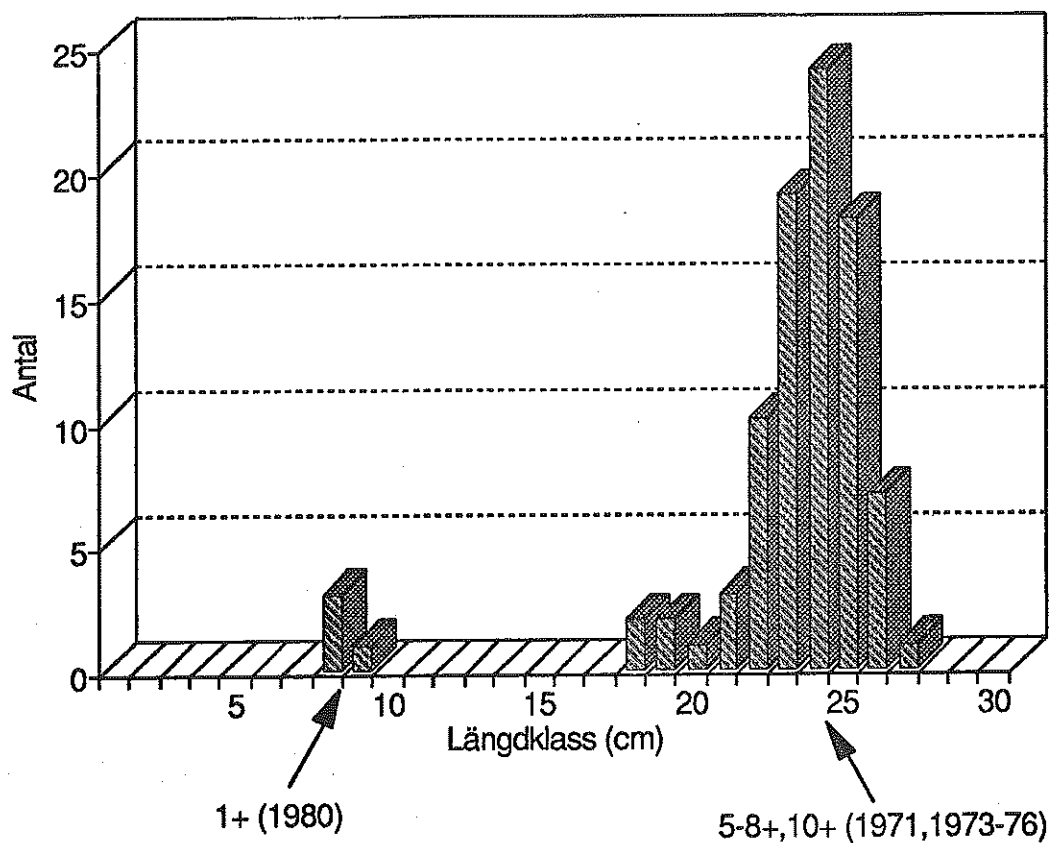
umhalter över 70 µg/l försämrar rekryteringen av röding (Lindström et al. 1984). Noterbart är att fisken i sjöarna på Fulufjäll kunnat reproducera sig vid pH runt 5. Detta torde till stor del bero på att aluminiumhalterna i berggrunden och därmed i sjöarna är relativt låga.

Provfisken har också genomförts år 1981 i fem sjöar i Lofsdals-området (Per Nyberg opubl.). Fångsten per nätansträngning varierade betydligt mellan de olika vattnen (Tabell 15). Åldersfördelningen på abborre i Storhån visade på 2+, 3+, 5+ samt 13+ individer, dvs fiskar födda 1968, 1976, 1978 samt 1979. Det är vanligt att abborre har rekrytering endast vissa år i fjällvatten, pga av artens värmekrav. Öringarna fångade i Stor- och Småhån var 122-406 mm, dvs troligen såväl unga som äldre fiskar. Fångsten per nät var dock rela-

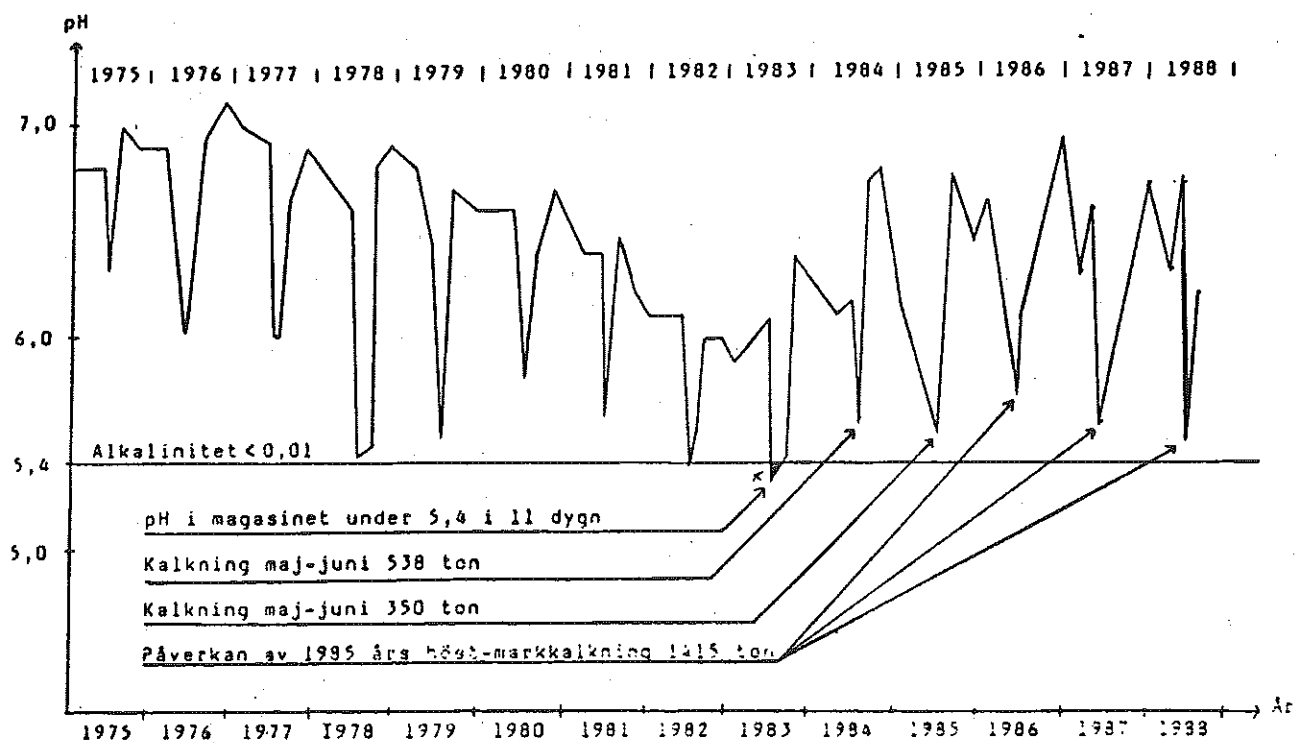
Tabell 15. Fångst per nät (antal) vid provfiske augusti 1981 i fem sjöar i Lofsdalen, Härjedalen (Nyberg opubl.).

	Storhån	Småhån	Lofssjön	Stortjärn	Lilltjärn
Abborre			7.3	4.3	
Mört	0.25		15.0		
Gädda			0.2		
Öring	4.0	3.0			
Lake	0.75	5.0	0.3		
Elritsa		1.5			
<b>TOTALT</b>	<b>5.0</b>	<b>9.5</b>	<b>22.8</b>	<b>4.3</b>	<b>0</b>





Figur 75. Längd- och åldersfördelning för mört fångad vid provfiske i augusti 1981 i Lofsjö-magasinet (P. Nyberg, opubl.).



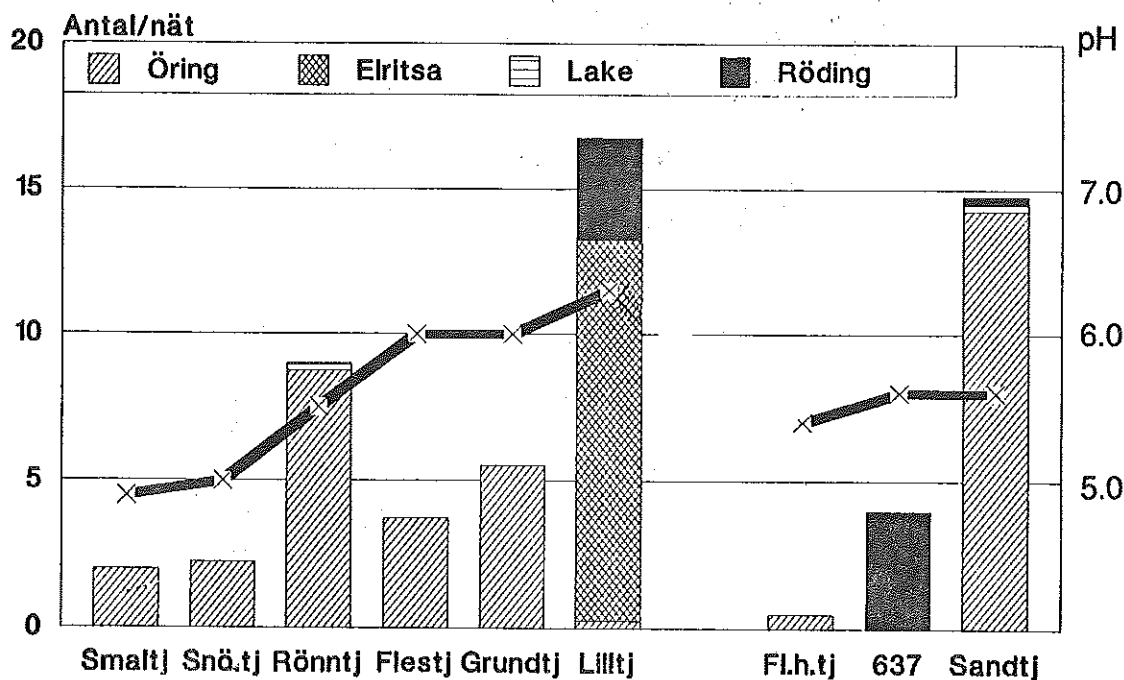
Figur 76. pH-utveckling i Lofsjö-magasinet, V. Härjedalen. Fiskdöd uppträdde när pH var under 5,4 (Erik Olofsson, Sveg).

tivt låg i de små sjöarna, medan Lofssjön hade 'normal' fångst. pH i dessa småsjöar har väl understigit 6 och mört saknas, medan arten tidigare har förekommit i några sjöar.

Längdfördelningen på mört i Lofssjön visade på dålig rekrytering (Figur 75). Rekrytering hade förekommit åren 1971, 1973-76 samt 1980. Vårfloden var osedvanligt sur 1978 och inte heller bland de fångade abborrarna fanns någon individ född detta år. pH fortsatte att försämrats och död fisk (mört) noterades flytande runt utskovstornet i magasinet våren 1983 efter en period av 11 dygn med pH under 5.4 (Figur 76). Kalkningar startade uppströms 1983 och har successivt höjt pH i magasinet. Bottenfaunan har förbättrats efter kalkningarna, medan provfisken ej skett.

År 1984 provfiskades nio små sjöar, areal 3-37 ha, i Torröns avrinningsområde, NV Jämtland (Degerman et al. 1987). Tre utav sjöarna hade enligt lokalbefolkningen inplanterad fisk, medan de övriga var mer opåverkade. Öring påträffades i samtliga dessa sex 'opåverkade' sjöar och var ensam art i fyra av dem. I Rönn-

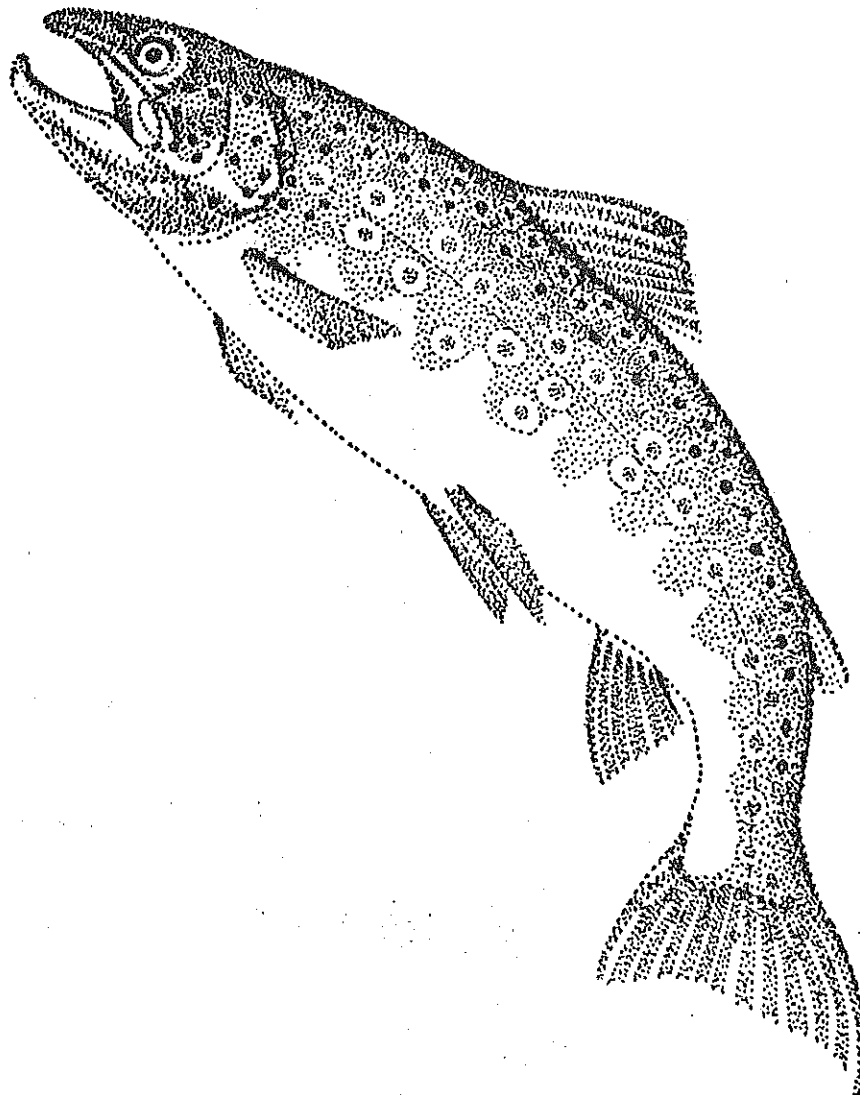
bränntjärn påträffades även lake och i Lilltjärn fångades fyra arter; öring, lake, elritsa och röding. Antalet fångade arter per sjö ökade med pH och sjödjupet (mult.linj.reg.  $r^2=0.60$ ). Tätheten av fisk ökade med pH i sjöarna utan inplantering (Figur 77), och för det samlade materialet förelåg en signifikant ökning med alkaliniteten (linj.reg.  $r^2=0.79$ ,  $p<0.01$ ). I de tre sjöar där inplantering förekommit var tätheten varierande. I Sandtjärn fångades 14.2 öringar/nät, vilka uppgavs vara inplanterade. De var i storlekarna 11-34 cm. Konditionsfaktorn (förhållandet vikt/längd) hos öring och röding tenderade att vara lägre hos fisk i de tätare bestånden, vilket var förväntat (Fagerström 1970). Tillväxten hos öring var högst i det glesaste beståndet, Fleshöjdstjärn, där inplantering skett. Öring under 20 cm påträffades ej i Smaltjärn och Snödskalletjärn, vilka var de två suraste av tjärnarna (pH 4.9-5.0). Inga korrelationer förelåg mellan tätheten av fisk och den relativa tätheten av djurplankton i sjöarna. Således förelåg ett samband mellan fisktäthet och pH. I de suraste sjöarna saknades rekrytering av fisk.



Figur 77. Fångst/nätansträngning vid provfiske i små sjöar utan (6 st) resp med (3 st) kända inplanteringar av fisk i sen tid. Redovisat pH (linje) avser värde i sjömitt vid provfisket sommaren 1984 i Torrö-området, NV Jämtland (Degerman et al. 1987).

I Torrön's avrinningsområde ligger också sjön Korsvattnet, vars pH- och alkalinitetsutveckling redovisas i avsnittet om sjökemi. Korsvattnet har under slutet av 1980-talet haft ett pH på 5.7 med en alkalinitet av 0.01-0.03 mekv/l. Korsvattnet hyser enbart röding och är relativt oexploaterad (Hammar 1989b). Provfisken har förekommit 1943-47, 1978-79 samt 1987-90 och trots den låga alkaliniteten har inga problem med rekryteringen hos rödingen noterats. Även andra rödingssjöar i Jämtland med låg alkalinitet har undersökts utan att rekryteringsskador noterats. Exempelvis Stora Rensjön bakom Åreskutan i västra Jämtland (Hammar & Filipsson 1988). pH i Stora Rensjön är i intervallet 6.5-6.8 med en alkalinitet kring 0.06-0.07 mekv/l. För det stora flertalet fjällsjöar med minskade/små fiskbestånd eller där fauna- och ålderssammansättningen förändrats tycks istället fisketrycket vara den avgörande faktorn (Fagerström 1970, Filipsson 1989, Näs-lund 1989).

Skador på fiskbestånd på grund av försurning finns säkert dokumenterade från Fulufjäll och Härjedalen, medan indikationer talar för att negativ påverkan även skett i rinnande vatten och sjöar vid Torrön och rinnande vatten i Överuman. I det sistnämnda området kan dock inte inverkan av hög vattenföring uteslutas som orsak till låg öringläthet i vissa vattendrag. I större sjöar finns intakta fiskbestånd belagda trots pH-värdet i intervallet 5.7-6.0. Tyvärr existerar få bakgrundsdata för rinnande vatten och mycket små fjällsjöar. Efter kalkning har en återhämtning av fiskbestånd skett på Fulufjäll och i Lofsdalen. Vissa arter har dock slagits ut från stora områden. Detta gäller framför allt harr och mört.

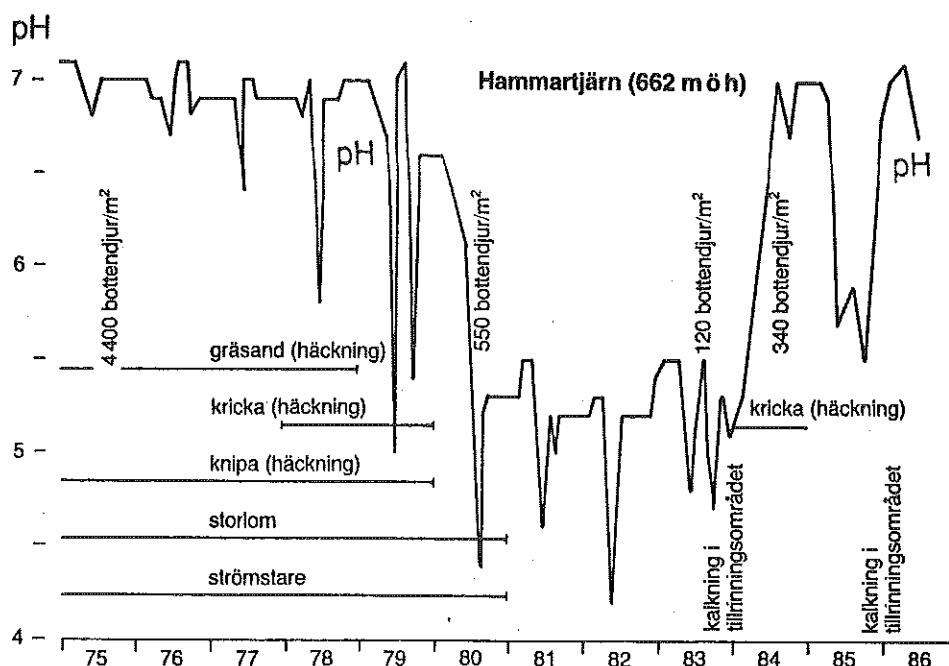


## FÅGEL

Fågel kan drabbas indirekt av försurning genom att födounderlaget försvinner (Eriksson 1983, 1987, McNicol et al. 1987) eller möjligen direkt genom att födodjur i sura vatten kan ha högre metallhalter, speciellt aluminium (Herrmann 1991). Omfattande studier i Wales har indikerat att strömstare missgynnats av försurningen i och med att födounderlaget minskade i sura vattendrag (Ormerod et al. 1985, 1986). Å andra sidan kan icke-fiskätande andfågel tillfälligt gynnas av försurningen i och med att fisk slås ut och därmed konkurrensen om akvatiska insekter minskar (DesGranges & Hunter 1987, Eriksson 1987). Norges nationalfågel är fossekallen (strömstaren) och studier har bedrivits sedan 1974 av beståndet i Lyngdalsvassdraget i södra Norge (Jerstad 1991). Cirka 30% av häckningsförsöken misslyckades, vilket möjligen kan ha berott på att enskilda fågelindivider var förgiftade av aluminium och bly. Därmed skulle en koppling till sur nederbörd kunna föreligga, men resultaten är osäkra. Strömstarebeståndet som helhet reglerades däremot av vinterns stränghet. Kalla vintrar med istäckta vattendrag var negativa (op.cit.).

Fågelfaunan i två provrutur, fjällbjörkskog och på fjällhed, i Ammarnäs-området har kvantifierats

sedan 1963 inom Lunds och Göteborgs's Universitets LUVRE-projekt (Enemar 1969). Studierna har koncentrerats till fåglar som inte beror av vatten, som gråsikor, stenfalk, backsvala, men strömstare, smalnäbbad simsnäppa, stor- och smålom, alfågel och flera andra arter förekommer i området (Eknert & Lemby 1983). Så vitt känt finns endast en indikation från dessa studier om skador på fågel som kan vara orsakade av försurning. Det är Nyholms (1981) arbeten med flugsnappare utmed Tjulträsket. Nyholm fann dålig bildning av äggskal och försämrad reproduktion hos flugsnappare i Ammarnäs och relaterade detta till förhöjda halter av aluminium i fåglarnas benmärg. Flugsnapparens diet var troligen till en del (vingade?) bäcksländor, vilka skulle ha varit källan till de förhöjda aluminiumhalterna hos fåglarna. Denna biomagnifikation skulle innebära att bäcksländorna fört med sig aluminium från bäckarna. Aluminium fäster huvudsakligen utanpå, men lagras till del även inne i sländorna (Frick & Herrmann 1990a). Studier av två bottendjursgrupper; skrapare och deras predatorer, visade dock inte på någon ökad halt av aluminium uppåt i näringskedjan (Herrmann 1991) och Herrmann (op.cit.) anser att biomagnifikation av aluminium är av



Figur 78. Förekomst och häckning av sjöfågel på den lilla Hammartjärn i Lofsdaalen, Härjedalen, i samband med försurning och kalkning. Data från Erik Olofsson, Sveg. (Figur från Bernes 1986).

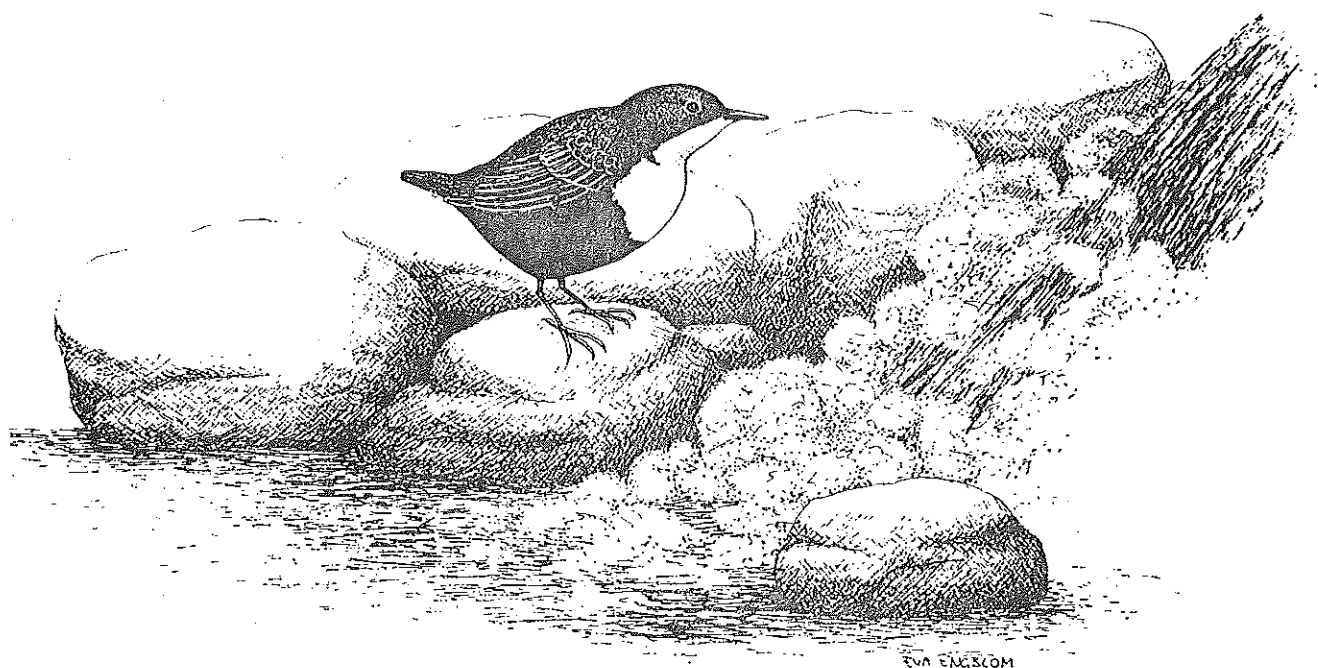
mindre allmän betydelse. Experiment där duvor matats med aluminium(-sulfat) har inte heller visats ge någon effekt på reproduktionen (Carriere et al. 1986) och betydelsen och orsaken till den dåliga reproduktionen hos flugsnappare i Ammarnäs är oklar. Arten lever dock nära sin utbredningsgräns och borde därmed vara känsligare för kombinationer av stress. Kalciumfattig diet i kombination med aluminiumintag kanske medför ökad risk för negativa effekter av aluminium (Drent & Woldendorp 1989).

Farhågor finns att födounderlaget för smalnäbbad simsnäppa och alfågel betydligt minskat i södra fjällkedjan (Engblom & Lingdell 1989, Lingdell & Engblom 1990b). Den smalnäbbade simsnäppan och alfågeln föder sig till stor del på bladfotingar (kräfts djurssläktena *Branchinecta* och *Polyartemia*), vilka lever i små fisklösa vattensamlingar på kalfjället (Pehrsson 1973, 1974). Förr kunde dessa bladfotingar bilda stora bestånd i även stora fisktomma vatten. Sjön Pieskejaure är 6200 hektar och utgör en av Pite älvs källsjöar, vid foten av Sulitelma. Sjön var fisktom fram till 1962 trots flera försök till inplantering av röding och öring (Karlsson & Nilsson 1968, Nilsson 1972). En insättning av röding lyckades dock till slut och bladfotingen *Polyartemia forcipata* betades snabbt bort ur sjön. Fisktomma sjöar i fjällvärlden bör betraktas som presumptiva naturreservat och fiskutplantering bör ej förekomma (Nilsson et al. 1987), men få stora fisktomma sjöar finns kvar så bladfotingarna och därmed den smalnäbbade simsnäppan och alfågeln, i än högre grad, är hänvisade till små vattensamlingar på kalfjället. Dessa är extremt försurningskänsliga eftersom de utgörs till

huvuddelen av smältvatten. Bladfotingarna som grupp tolererar ej pH under 5.5-6 (Lingdell & Engblom 1990b), möjligen undantaget *Branchinecta paludosa* som på Grönland påträffats vid pH 5 i ett fall (Röen 1962). Alfågel anges av vissa ha minskat i landet och orsaken har främst antagits vara oljeskador till havs, men även fisikinplanteringar i fjällen har angetts som bidragande orsak (Pehrsson 1973, Hammar 1989, Milberg 1990). Någon nedgång av alfågelpopulationen i svenska fjällen är dock inte verifierad (Leif Nilsson, Lunds Univ., pers. komm.), varför det ovan presenterade närmast får ses som en hotbild.

I Lofsdaalen har Erik Olofsson noterat hur sjöfågel försvann från Hammartjärn i samband med att denna försurades (Bernes 1986). Bland annat strömstare och kricka försvann när pH sjönk under 5.5 (Figur 78). Efter kalkning av tillrinnande våtmarker återupptog krickan dock sin häckning. Strömstare observerades samtidigt åter i Vasslan i samma område.

Belägg finns endast från västra Härjedalen, södra fjällkedjan, att sjöfågel minskat i takt med att enskilda sjöar försurats. Belägg finns från samma område att fågelfaunan återkoloniserat sjöar och rinnande vatten efter kalkning. Farhågor har väckts att flugsnappare i Ammarnäs-området påverkas negativt av aluminium, samt att alfågelbeståndet i fjällen på sikt kan hotas av minskad förekomst av bladfotingar. Dessa farhågor har dock inte kunnat verifieras.



## LITTERATUR

- Aastrup, M.** 1989. Grundvattenövervakning inom PMK. Rapport från verksamheten 1988. Naturvårdsverkets Rapport 3667. 116 p.
- Ahlström, J. & K.-E. Isaksson.** 1990. Försurningsläget i Norrlands inland och fjälltrakter - Kalkning. Naturvårdsverket Rapport 3781. 136 p.
- Alexandersson, H. & B. Eriksson.** 1989. Climate fluctuations in Sweden 1860-1987. SMHI Report no 58.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström.** 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. p. 271-311. *In* Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. Ed: J.O. Nriagu. John Wiley & Sons, New York.
- Andersson, G.** 1980. Långtidsmässiga vattenkemiska förändringar i några svenska sjöregioner. Dissertation, Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet. 169 p.
- Andersson, G., K.-J. Gustavsson & T. Lindström.** 1971. Rödingen i Rösjöarna på Fulufjäll. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (8). 18 p.
- Andersson, G., W. Dickson, O. Filipsson, T. Lindström & R. Öhman.** 1980. Förändringar i södra fjällområdets fiskfauna - ett samspel mellan försurning och andra faktorer. (English summary: Changes in the fish populations of the southern parts of the Swedish mountain chain - interaction between acidification and other factors.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (10). 45 p.
- Andersson, L., T. Rafstedt & U. von Sydow.** 1985. Fjällens vegetation. Norrbottens län. Naturvårdsverket. 160 p.
- Andersson, P. & P. Nyberg.** 1984. Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61:34-47.
- April, R. & R. Newton.** 1985. Influence of geology on lake acidification in the ILWAS watersheds. Water, Air, and Soil Pollution 26:373-386.
- Areskoug, H.** 1990. Atmosfärskemisk övervakning vid Luftlaboratoriets PMK-stationer. Rapport från verksamheten 1989. Naturvårdsverkets Rapport 3788. 56 p.
- Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality.** 1981. Acidification in the Canadian Aquatic Environment. National Research Council Canada, NRCC 18475. 369 p.
- Bakken, T. & K.J. Aanes.** 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Effekter av försurning på bunndyrsamfunn i elver og bekker i Sör-Varanger. NIVA Rapport 2468. 19 p.
- Barrie, L.A.** 1986. Background pollution in the Arctic air mass and its relevance to North American acid rain studies. Water, Air, and Soil Pollution 30:765-777.
- Bengtsson, G., J. Herrmann, B. Malmqvist, I.N. Nilsson & B.S. Svensson,** 1982. Öbiogeografisk teori och bildning av naturreservat. Naturvårdsverket Rapport 1514. 48 p.
- Berge, F. et al.** 1990. Palaeolimnological changes related to acid deposition and land-use in the catchments of two Norwegian soft-water lakes. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 327:385-389.
- Bergelin, U.** 1984. Vattenkvalitetsundersökning i biflöden till Muonio älv våren-sommaren 1984. Medd. Utredningskontoret i Övre Norra Distriktet, Luleå, nr 3. 14 p.
- Berglund, I. & B.-G. Persson.** 1989. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. PM från Inst. för ekol. zool, Umeå Universitet. 50 p.
- Bergmann, M.A. & H.E. Welch.** 1985. Spring meltwater mixing in small arctic lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:1789-1798.
- Bernes, C.** 1985. Monitor 1985. PMK: På vakt i naturen. Naturvårdsverket Informerar. 207 p.
- Bernes, C.** 1986. Monitor 1986. Sura och försurade vatten. Naturvårdsverket Informerar. 180 p.
- Bernes, C.** 1989. Monitor 1989. Klimatet och naturmiljön. Naturvårdsverket Informerar. 176 p.
- Bernes, C.** 1991. Monitor 1991. Naturvårdsverket Informerar. (Under tryckning.)
- Bertills, U., U. von Brömssen & M. Sarr.** 1989. Försurningsläget i enskilda vattentäkter i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 3567. 68 p.
- Bidleman, T.F. et al.** 1989. Toxaphene and other organochlorines in Arctic Ocean fauna: evidence for atmospheric delivery. Arctic 42(4):307-313.
- Bird, S.C., R.P.D. Walsh & I.G. Littlewood.** 1990. Catchment characteristics and basin hydrology: their effects on streamwater acidity. p.203-221. *In* Acid water in Wales. Eds: R.W. Edwards et al. Kluwer Academic Press.
- Björnberg, B.** 1983. Dilution and acidification effects during the spring flood of four Swedish mountain brooks. Hydrobiologia 101:19-26.

- Björnberg, B.** 1986. Försurning i Tärnafjällen, Lappland. Naturvårdsverket Rapport 3149. 64 p.
- Björklund, I., C. Haux, C. Hogstrand, M. Unger & T. Örn.** 1985. Bioackumulation i organ och förändringar av jonbalans i blodplasma hos öring vid påverkan av aluminium vid olika pH, humushalt och vattentemperatur. Naturvårdsverket Rapport 3046. 40 p.
- Blakar, I.A., I. Digernes & H.M. Seip.** 1990. Precipitation and streamwater chemistry at an alpine catchment in central Norway. p.69-73. *In* The surface waters acidification programme. Ed: B.J. Mason. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Bohlin, T.** 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. (English summary: Quantitative electrofishing for salmon and trout - views and recommendations.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.
- Borg, H.** 1986. Metal speciation in acidified mountain streams in central Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 30:1007-1014.
- Borgström, I.** 1989. Terrängformerna och den glaciala utvecklingen i södra fjällen. Medd. Naturgeogr. Inst. Stockholms Univ. Nr A 234. Dissertation. 133 p.
- Borgström, R. & G.R. Hendrey.** 1976. pH tolerance of the first larval stages of *Lepidurus arcticus* (Pallas) and adult *Gammarus lacustris* G.O. Sars. SNSF Intern Rapport nr 22. 37 p.
- Borgström, R., J. Brittain & A. Lillehammer.** 1976. Evertebrater og surt vann. Oversikt over innsamlingslokaliteter. SNSF Intern Rapport nr 2. 33 p.
- Brett, M.T.** 1989. Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water, Air, and Soil Pollution* 44:387-414.
- Bringmark, L.** 1989. Övervakning av markkemi och markbiologi i PMK's referensområden. - Rapport från verksamheten 1988. Naturvårdsverket Rapport 3661. 33 p.
- Brodin, Y.W.** 1990a. Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 3762. 153 p.
- Brodin, Y.W.** 1990b. Midge fauna development in acidified lakes in northern Europe. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 327:295-298.
- Brownlee, J.C.** 1990. Cation exchange and aluminium mobilization/demobilization by stream substrates during artificial acidification of two low alkalinity streams in Maine, USA. p.76. *In* Int. Conf. on Acidic Deposition - it's nature and impacts. Glasgow, 16-21 September 1990.
- Bråkenhielm, S.** 1989. Vegetationsövervakning i PMK's referensområden. Naturvårdsverket Rapport 3660. 33 p.
- von Brömssen, U.** 1989. Acidification trends in Swedish groundwaters. Naturvårdsverket Rapport 3547. 67 p.
- Carlsson, M., L.M. Nilsson, B. Svensson, S. Ulfstrand & R. Wotton.** 1977. Lacustrine seston and other factors influencing the blackflies (Diptera: Simuliidae) inhabiting lake outlets in Swedish Lappland. *Oikos* 29:229-238.
- Carriere, D., K.L. Fischer, D.B. Peakall & P. Anghern.** 1986. Effects of dietary aluminium sulphate on reproductive success and growth in Ringed Turtle-Doves. *Can. J. Zool.* 64:1500-1505.
- Chadwick, M.J. & M. Hutton.** 1991. Acid deposition in Europe. Environmental effects, control strategies and policy options. Stockholm Environment Institute, Information Press, Oxford. 376 p.
- Chadwick, M.J. & J.C.I. Kuylenstierna.** 1990. The relative sensitivity of ecosystems in Europe to acidic depositions. Stockholm Environment Institute at York, U.K. 65 p.
- Cleve, A.** 1899. Notes on the plankton of some lakes in Lule Lappmark, Sweden. Öfversigt af Kgl. Vet.-Akad. Förh. nr 8. Stockholm.
- Corbett, E.S. & J.A. Lynch.** 1988. Frequency and magnitude of episodic stream pH depressions on a forested watershed. NAPAP draft report 6C-01.9/(E1-06.5). Presented at Peer Review Meeting in New Orleans, 1988.
- Davies, I.J.** 1990. Strengths and weaknesses of the Canadian biomonitoring programme. p. 71-93. *In* International Co-operative program on assessment and monitoring of acidification of rivers and lakes. Umweltbundesamt, Berlin.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 1-35.
- Degerman, E., J.-E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf.** 1985. Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på svenska västkusten. (English summary: Occurrence of brown trout, Atlantic salmon and eel in small acidified watercourses on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 p.
- Degerman, E., G. Lindgren, P.-E. Lingdell, & P. Nyberg.** 1987. Kartering av strömfauuna och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation till försurning. (English summary: An inventory of benthic fauna and fish in small streams in mountainous regions of northern Sweden affected by acidification.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2). 64 p.

- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg. 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic J. Freshw. Res.* 64:91-100.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind & L. Thorsson. 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (4):27-214.
- Degerman, E., T. Lindström & J. Salomonsson. 1991. Fisk och djurplankton i små sjöar i Rogenområdet. *Forskningsansökan 1991-01-15 till Fiskeristyrelsen.* 15 p.
- Delmas, R.J., A. Aristarain & M. Legrand. 1980. Acidity of Antarctic snow: a natural reference level for acid rains. *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip, Sandefjord, Norway 1980, SNSF project.* p. 104-105.
- DesGranges, J.-L. & M.L. Hunter. 1987. Duckling response to lake acidification. *Trans. 52nd N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf.* p. 636-644.
- Dickson, W. 1975. Acidification of Swedish lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 54:8-20.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20:851-856.
- Dickson, W. 1990a. Acidification of lakes and streams in northern Sweden. *Nordiska Ministerrådet. Miljörapport 1990 nr 2:94-99.*
- Dickson, W. 1990b. Liming of mountain lakes at high altitudes. *Air pollution report 20, Commission of the European Communities.* p. 170.
- Dore, A.J., T.W. Choularton, D. Fowler & A. Crossley. 1990. The influence of altitude on wet deposition by snowfall. p. 165 *In Int. Conf. on Acidic Deposition - it's nature and impacts. Glasgow, 16-21 September 1990.*
- Dovland, H. 1976. Undersökelse av nederbör og vannkjemi på Fillefjell. *SNSF Intern Rapport nr 19.* 27 p.
- Dovland, H. 1979. Occurrence of episodes with sulphur-polluted rain in Norway 1972-78. *SNSF Intern Rapport nr 51.* 24 p.
- Dovland, H., T. Dale & E. Joranger. 1974. Undersökelse av elvevannets kjemiske sammensetning under snösmelting. *SNSF TN 2.* 61 p.
- Drent, P.J. & J.W. Woldendorp. 1989. Acid rain and eggshells. *Nature* 339:431.
- Driscoll, C.T. & D.A. Schaefer. 1989. Overview of nitrogen processes. *In The role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters.* Eds: Malanchuk & Nilsson. *Nordiska Ministerrådet, Miljörapport 1989 nr 10:Kap. 4:1-12.*
- Driscoll, C.T., C.P. Yatsko & F.J. Unangst. 1987. Longitudal and temporal trends in the water chemistry of the North Branch of the Moose River. *Biogeochemistry* 3:37-61.
- Driscoll, C.T., D.A. Schaefer, L.A. Molot & P. Dillon. 1989. Summary of North American data. *In The role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters.* Eds: Malanchuk & Nilsson. *Nordiska Ministerrådet, Miljörapport 1989 nr 10:Kap. 6:1-45.*
- Ekman, S. 1904. Die phyllopeden, Caldoceren und freilebenden Copepoden der nordschwedischen Hochgebirge. *Naumburg a.d. S.*
- Ekman, S. 1957. Die Gewässer des Abisko-Gebietes und ihre Bedingungen. *Kungl. Sv. Vetenskapsakad. handlingar, Fjärde Ser, Band 6, nr 6.* 172 p.
- Ekner, B. & K. Lemby. 1983. PMK- Ammarnäs. Inventering av vegetation och skogstillstånd vid Tjulträsket och Raurejaure i Ammarnäsområdet 1983. *Examensarbete på Biologisk-Geovetenskapliga linjen, Stockholms Univ.* 95 p. (Stencil.)
- Ekner, B. & G. Ek. 1983. Inventering av vegetation och skogstillstånd i Pátjujaure och Ridonjira, Abisko nationalpark. *PMK Internrapport nr 4.* 80 p.
- Enemar, A. 1969. Fågelundersökningarna i Ammarnäs-området i södra Lappland. *Vår Fågelvärld nr 3-4:227-229.*
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1983. Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. *SNV PM 1741.* 181 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61:60-68.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1986a. Några typiska kemi-/fysikaliska förhållanden i Svenska vattendrag. *SNV PM 3102.* 70 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1986b. Värdet av dagsländan *Baetis rhodani* som vattenkvalitetsindikator. p. 48-58. *Ur Biologiske metoder i vassdragsövervakningen. Norsk Limnologforening.*
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1987. Vilket skydd har de vattenlevande smådjuren i landets naturskyddsområden? *Naturvårdsverket Rapport 3349.* 274 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1989. Försurningsituationen i några jämtländska sjöar och vattendrag. *Bedömd utifrån bottenfaunans sammansättning. Rapport från Limnodata HB till Länsstyrelsen 1989-04-01.* 113 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1990a. Försurningsutvecklingen i Norrlands inland. *Naturvårdsverket Rapport 3835.* 41 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1990b. Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. *Rapport till länsstyrelsen 1991.* 48 p.



- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1991. Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. PM från Länsstyrelsen i Kopparbergs län. 89 p.
- Eriksson, M.O.G. 1983. Effekter av sjöförsurning på fågelbestånd. Naturvårdsverket PM 1658. 47 p.
- Eriksson, M.O.G. 1987. Some effects of freshwater acidification on birds in Sweden. ICBP Technical Publication 6:1-8.
- Fagerström, Å. 1970. Sportfisket i några jämtländska fjällsjöar. (English summary: Sport fishery in some mountain lakes in the province of Jämtland.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (10). 35 p.
- Ferrier, R.C. & R. Harriman. 1990. Pristine, transitional and acidified catchment studies in Scotland. p.9-18. In The surface waters acidification programme. Ed: B.J. Mason. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Filipsson, O. 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske och provtagningsmetoder. 2:dra upplagan. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16). 26 p.
- Filipsson, O. 1989. Fiskets inverkan på fiskens storlek i fjällsjöar. (English summary: The effects of fisheries on the size of fishes in mountain lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, (3):1-18.
- Fisk, E. et al. 1982. Fisket i Västerbottensfjällen. Naturvårdsverket Rapport 1430. 63 p.
- Fiskesjö, A.-L. & T. Ingelög. 1985. Floran och försurningen - effekter av SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub>. Naturvårdsverket Rapport 3022. 78 p.
- Fjeld, O. 1975. Nedborens kemiske sammensetning og fordeling i Sogn og Sunnfjordsområdet. SNSF Intern Rapport nr 8. 25 p.
- Frick, K.G. & J. Herrmann. 1990a. Aluminium accumulation in a lotic mayfly at low pH - A laboratory study. Ecotoxicology and Environmental Safety 19:81-88.
- Frick, K.G. & J. Herrmann. 1990b. Aluminium and pH effects on sodium-ion regulation in mayflies. p. 409-412. In The surface water acidification programme. Ed: B.J. Mason. Final report. Cambridge University Press.
- Färnström, N. & H. Lidman. 1954. Med Dalälven från källorna till havet - en upptäcksresa med fiskespö. Fiske, Fiskefrämjandet, Esselte AB. p. 28-47.
- Galloway, J.N., C.L. Schofield, G.R. Hendrey, B.E. Peters & A.H. Johannes. 1980. Sources of acidity in three lakes acidified during snowmelt. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway. SNSF-project. p. 264-265.
- Galloway, J. N. et al. 1987. Processes and causes of lake acidification during spring snowmelt in the West-Central Adirondack Mountains, New York. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44:1595-1602.
- Granat, L. 1988. Luft- och nederbördskemiska stationsnätet inom PMK. Rapport från verksamheten 1987. Naturvårdsverket Rapport 3475. 53 p.
- Granat, L. 1989. Luft- och nederbördskemiska stationsnätet inom PMK. Rapport från verksamheten 1988. Naturvårdsverket Rapport 3649. 64 p.
- Granat, L. 1990. Luft- och nederbördskemiska stationsnätet inom PMK. Rapport från verksamheten 1989. Naturvårdsverket Rapport 3789. 62 p.
- Grennfelt, P. & H. Hultberg. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 30:945-963.
- Grahn, O., H. Hultberg & L. Landner. 1974. Oligotrophication: A selfaccelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio 3:93-94.
- Grennfelt, P. & H. Hultberg. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 30:945-963.
- Gydemo, R. & E. Fisk. 1979. pH-mätning i snö och smältvatten i Västerbottens fjälltrakter våren 1979. Lantbruks- och fiskenämden i Västerbottens län. 17 p. (Stencil.)
- Haines, T.A. et al. 1990. Intensive studies of stream fish populations in Maine. EPA Aquatic effects research program. EPA/600/3-90/043. 339 p.
- Hall, R.J., C.T. Driscoll & G.E. Likens. 1987. Importance of hydrogen ions and aluminium in regulating the structure and function of stream ecosystems: an experimental test. Freshw. Biol. 18:17-43.
- Hall, R.J. 1990. Relative importance of seasonal, short-term pH disturbances during discharge variation on a stream ecosystem. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:2261-2274.
- Hammar, J. 1989a. Freshwater ecosystems of polar regions: vulnerable resources. Ambio 18(1):6-22.
- Hammar, J. 1989b. Rödingpopulationen i Korsvattnet är av riksintresse! PM 89.02.03 till Länsstyrelsen i Jämtlands län. 1 p.
- Hammar, J. & O. Filipsson. 1988. Rödingen i Stora Rensjön: ett genbanks- och naturreservatsobjekt. (English summary: The Arctic char in Lake Stora Rensjön: a primary gene bank for conservation in a natural reserve.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (13). 68 p.
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1988. Betydelsen av inplanterad *Mysis relicta* för överföring av cesium-137 från Tjernobyl till öring och röding i naturliga och reglerade fjällsjöar i norra Sverige. (English summary: The significance of introduced *Mysis relicta* for the transport of Cesium-137, originating from Chernobyl, to brown trout and Arctic char in natural and impounded mountain lakes

- in northern Sweden.) Fifth Nordic Workshop on Radioecology. Rättvik, Sweden, August 1988. 16 p. (Stencil.)
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter.** 1991. Radioaktivt cesium i rödingsjöar - effekter av Tjernobyl-katastrofen. (English summary: Cesium in Arctic char lakes - effects of the Chernobyl accident.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3). 152 p.
- Hammer, C.U.** 1977. Past volcanism revealed by Greenland ice sheet impurities. *Nature* 270:482-486.
- Hammer, C.U., H.B. Clausen & W. Dansgaard.** 1980. Greenland ice sheet evidence of post-glacial volcanism and its climatic impact. *Nature* 288:230-235.
- Harriman, R. & B.R.S. Morrison.** 1982. Ecology of streams draining forested and non-forested catchments in an area of central Scotland subject to acid precipitation. *Hydrobiologia* 88:251-263.
- Haney, J.F. & C. Buchanan.** 1987. Distribution and biogeography of *Daphnia* in the Arctic. p. 77-105. *In Daphnia*. Eds: R.H. Peters & R. de Bernardi. Mem. Ist. Ital. Idrobiologia 45.
- Hanson, M.** 1974. Zooplankton i Fulufjällssjöar med lågt pH. (English summary: The zooplankton in lakes with low pH in the Fulufjälls mountains.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 17 p.
- Hanson, M.** 1976. Biologin i en sur fjällsjö, belyst av rödingens föda. (English summary: The biology of an acid mountain lake as illustrated by the food of Arctic char.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 13 p.
- Hargeby, A. & R.C. Petersen, Jr.** 1988. Effects of low pH and humus on the survivorship, growth and feeding of *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). *Freshw. Biol.* 19:235-247.
- Hedlund, M.** 1987. Förstärkning av öringsbeståndet i Tångvattnet med tillrinnande bäckar - delrapport 1987-10-15. PM från Storumans kommun. 8 p.
- Hedlund, M.** 1988. Utredning angående förutsättningarna av fiskebefrämjande åtgärder - Mortsbäcken. PM från Storumans Kommun 1988-11-29. 3 p.
- Heit, M. & K.M. Miller.** 1987. Cesium-137 sediment depth profiles and inventories in Adirondack lake sediments. *Biogeochemistry* 3:243-265.
- Hendrey, G.R.** 1976. Effects of pH on the growth of periphytic algae in artificial stream channels. SNSF Intern Rapport nr 25. 50 p.
- Henriksen, A., T. Dale & S. Haugen.** 1974. Smelting av forurensat snö i termostaterat lysimeter. SNSF Intern Rapport nr 1. 18 p.
- Henriksen, A., M. Johannessen, E. Joranger, R.F. Wright & T. Dale.** 1976. Regionale sjöundersökningar vintern 1975-76. SNSF-projektet TN 28. 49 p.
- Henriksen, A. et al.** 1988. The role of stream substrates in aluminium mobility and acid neutralization. *Wat. Res.* 22 (8):1069-1073.
- Henrikson, L., H. Nyman, H. Oscarson & J. Stenson.** 1980. Trophic changes, without changes in the external nutrient loading. *Hydrobiologia* 68(3):257-263.
- Herrmann, J.** 1987. Sodium levels of lotic mayfly nymphs being exposed to aluminium at low pH. A preliminary report. p.181-188. *In Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms*. Eds: H. Witters & O. Vanderborgh. Ann. Soc. zool. Belg. Vol 117 (suppl. 1).
- Herrmann, J.** 1990. Physiological, foodchain and ecological effects among benthic invertebrates exposed to low pH and associated metal concentrations. p. 383-396. *In The surface water acidification programme*. Ed: B.J. Mason. Final report, Cambridge University Press.
- Herrmann, J.** 1991. Aluminium content of invertebrates in low pH streams. Submitted to Proceedings from the Glasgow Acidification Conference 1990.
- Herrmann, J. & K.G. Andersson.** 1986. Aluminium impact of respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, Air, and Soil Pollution* 30:703-709.
- Hesthagen, T.** 1989. Episodic fish kills in an acidified Salmon river in Southwestern Norway. *Fisheries* 14 (3):10-17.
- Hindar, A., F. Kroglund, J.-P. Nilssen, S. Sandøy, A. Skov, O. Smestad, & S.B. Waervågen.** 1984. Elvedata fra Gjerstad, Aust-Agder. Kalkningsprosjektet rapport 15. 47 p.
- Hjelm, C.** 1972. Sammanställning av professor Sven Ekmans undersökningar av kräftdjursplankton i Torneträskområdet. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 17 p.
- Hofsten, N. von.** 1923. Rotatorien der nordschwedischen Hochgebirge. *Ur Naturwissenschaftliche Untersuchungen des Sarekgebirges in Schwedischen-Lappland*, Band 4, Stockholm.
- Holmgren, S.** 1983. Phytoplankton biomass and algal composition in natural, fertilized and polluted subarctic lakes. Dissertation, Acta Univ. Upsalien-sis no 674.
- Hoppe, G.** 1983. Fjällens terrängformer. Naturvårdsverket. 60 p.
- Hornung, M. et al.** 1990. The role of geology and soils in controlling surface water acidity in Wales. p. 55-66. *In Acid water in Wales*. Eds: R.W. Edwards et al. Kluwer Academic Press.
- Hultberg, H.** 1985. Budgets of base cations, chloride, nitrogen and sulphur in the acid Lake Gårdsjön catchment, SW Sweden. *Ecol. Bull.* 37:133-157.
- Hustedt, F.** 1942. Diatomeen aus der Umgebung von Abisko in Schwedischer-Lappland. *Arch. Hydrobiol.* 39.

- Hörnström, E. 1979. Kalkningseffekter på fytoplankton. Statens Naturvårdsverk. 7 p. (Stencil.)
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologia* 13:249-261.
- Hörnström, E. & C. Ekström. 1986. Acidification and liming effects on Phyto- and Zooplankton in some Swedish west coast lakes. Naturvårdsverket Rapport 1864. 108 p.
- Irving, P.M. 1990. State of science and state of technology. National Acid Precipitation Programme. Summaries of reports 1-28. NAPAP, Washington, USA.
- Jacks, G. & L. Maxe. 1984. Surt grundvatten - en kunskapsöversikt. Naturvårdsverket PM 1849. 46 p.
- Jacks, G., E. Olofsson & G. Werme. 1986. An acid surge in a well-buffered system. *Ambio* 15:282-285.
- Jeffries, D.S., C.M. Cox & J.P. Dillon. 1979. Depression of pH in lakes and streams in Central Ontario during snowmelt. *J. Fish. Res. Board Can.* 36:640-646.
- Jensen, F. & P. Aagaard. 1981. A critical comparison of some indices used for measuring stream pollution. *Natura Jutlandica* 19:147-160.
- Jerstad, K. 1991. Studier av sur nedbörs effekter på Fossekallpopulationen i Lyngdalsvassdraget. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljövernadvd., Rapp. 3/91. 45 p.
- Johannes, A.H., J.N. Galloway & D.E. Troutman. 1980. Snow pack storage and snow releases. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway. SNSF-project. p. 260-261.
- Johannessen, M. & A. Henriksen. 1977. Chemistry of snowmelt water: Changes in concentration during melting. SNSF Fagrapport nr 11. 11 p.
- Johannessen, M., A. Skartveit & R.F. Wright. 1980. Streamwaters before, during and after snowmelt. Proc. Int. Conf. Ecol. Acid Precipitation, Sandefjord, Norway. SNSF-project. p. 224-225.
- Johannessen, M. et al. 1990. Conclusions and recommendations. Air pollution report 20, Commission of the European Communities. p. 187.
- Johansson, C. 1982. Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. *Acta phytogeogr. Suecia* 71:1-84.
- Johnson, D.W., H.A. Simonin, J.R. Colquhoun, & F.M. Flack. 1987. In situ toxicity tests of fishes in acid waters. *Biogeochemistry* 3:181-208.
- Jordbruksdepartementet. 1982. Acidification today and tomorrow. 232 p.
- Jukola-Sulonen, E.-L. 1990. Forest decline monitoring in Fennoscandia. Nordiska Ministerrådet. Miljörapport 1990. nr 2:119-125.
- Kahl, J.S., S.A. Norton, T.A. Haines, E.A. Rochette, R.H. Heath & S.C. Nodvin. 1990. Mechanisms of episodic acidification in low-order streams in Maine, USA. p. 65. *In* Int. Conf. on Acidic Deposition - it's nature and impacts. Glasgow, 16-21 September 1990.
- Kalff, J. & H.E. Welch. 1974. Phytoplankton production in Char lake, a natural polar lake, and in Meretta lake, a polluted polar lake, Cornwallis Island, Northwest Territories. *J. Fish. Res. Board Can.* 31:621-636.
- Karlsson, R. & N.-A. Nilsson. 1968. Rödingen och öringen i Pieskejaure. Nedbetning av näringsfaunan i en tidigare fisktom sjö. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (14). 19 p.
- Kenttämies, K. & K. Merilehto. 1990. The geographical extent of acidification of lakes and streams in the ECE region. Air pollution report 20, Commission of the European Communities. p. 3-10.
- Kinnunen, K. 1990. Acidification of waters in Finnish Lapland. Nordiska Ministerrådet. Miljörapport nr 2:72-78.
- Klasvik, B. 1974. Computerized analysis of stream algae. Växtekologiska studier nr 5. Dissertation. 100 p.
- Kloeti, P. et al. 1990. Deposition of atmospheric constituents at the alpine region of Davos (Switzerland); two different approaches. Air pollution report 20, Commission of the European Communities. p. 173-178.
- Knutsson, G. 1990. Grundvattnets känslighet för förorening i Härjedalen. PM 1990-04-26 till försurningskonferensen i Hede, Härjedalen. 4 p.
- Koerner, R.M. & D. Fischer. 1982. Acid snow in the Canadian high Arctic. *Nature* 295:137-140.
- Kullman, L. 1989. Renbeteseffekter på Sånfjället. Naturvårdsverkets Rapport 3574. 23 p.
- Kullman, L. & N. Högberg. 1989. Rapid natural decline of upper montane forests in the Swedish Scandes. *Arctic* 42(3):217-226.
- Källqvist, T., R. Romstad & J. Kotai. 1975. Orienterande undersökelse av pH-effekter på algesamfund i försöksrenner. SNSF Intern Rapport nr 7. 24 p.
- Kärenlampi, L. & J. Oksanen. 1990. Mountain summits as a possible risk area of acid deposition in eastern Lapland. Nordiska Ministerrådet. Miljörapport nr 2:53-65.
- Leck, C. & H. Rodhe. 1989. On the relation between anthropogenic SO<sub>2</sub> emissions and concentration of sulfate in air and precipitation. *Atmospheric Environment* 23(5):959-966.
- Leivestad, H. & I.P. Muniz. 1976. Fish kills at low pH in a Norwegian river. *Nature* 259:391-392.

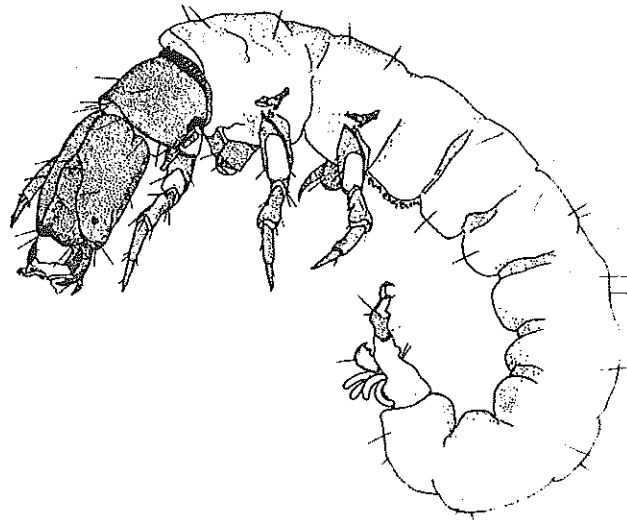
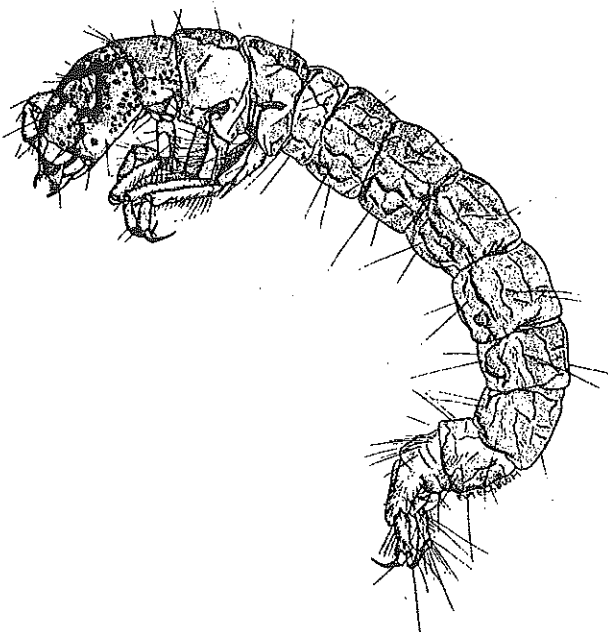
- Lepistö, A. & P. Seuna. 1990. Hydrological characteristics affecting the runoff water acidity. p. 825-847. *In* Acidification in Finland. Eds: Kauppi et al. Springer-Verlag.
- Lindström, P.T. 1949. Etude quantitative des planctons Crustaces dans quelques lacs du Jämtland. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 29:51-56.
- Lindström, T. 1958. Ungdomsstadier av röding i rinnande vatten. Sv. Fisk. Tidskr. 4:54-58, 71.
- Lindström, T. 1980. Laboratoriets försurningsstudie på Fulufjäll. Internt PM, Sötvattenslaboratoriet. Drottningholm. 4 p.
- Lindström, T. 1991. Fiskbeståndsutvecklingen på Fulufjäll, synpunkter på materialet som underlag för långtidsövervakning år 1958-1990. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 11 p. (Stencil.)
- Lindström, T. & G. Andersson. 1981. Population ecology of salmonid populations on the verge of extinction in acid environments. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:81-96.
- Lindström, T., W. Dickson, M. Hanson & G. Andersson. 1982. Dålig kondition hos röding i ett surt område - en effekt av näringsbrist eller fysiologisk stress. (English summary: Low condition factor in fish of acidified lakes - an effect of insufficient food or physiological stress?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 24 p.
- Lindström, T., W. Dickson & G. Andersson. 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: A progress report. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61:128-137.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom. 1989. Försurningssituationen i några Jämtländska sjöar och vattendrag - bedömd utifrån bottenfaunans artsammansättning. Rapport från Limnodata HB till Länsstyrelsen 890401. 113 p.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom. 1990a. Rena och oförsurade vatten, finns dom? Naturvårdsverket Rapport 3708. 37 p.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom. 1990b. Kräftdjur som miljöövervakare. Naturvårdsverket Rapport 3811. 119 p.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation Schwedischer Seen. Symb. Bot. Upsalienses III (1). 252 p.
- Lundqvist, G. 1936. Sjösediment från mellersta Norrland. Sveriges Geologiska Undersökning. Ser. C. no 405, Årsbok 31, no 1. 152 p.
- Lundqvist, G. 1939. Sediment från området Abisko-Kebenekaise. Sveriges Geologiska Undersökningar. Ser. C no 423, Årsbok 33, no 3. 127 p.
- Lundqvist, G. 1951. Beskrivning till jordartskarta över Kopparbergs län. Sveriges Geologiska Undersökning. Ser. Ca nr 21. 213 p.
- Lundqvist, J. 1969. Beskrivning till jordartskarta över Jämtlands län. Sveriges Geologiska Undersökning. Serie Ca nr 45. 417 p.
- Lundstedt, L. 1991. Länsplan för åtgärder mot försurningen, kalkningsplan för budgetåret 1991/92. Länsstyrelsen i BD-län, 1991-03-16. 9 p.
- Löfgren, S. 1991. Naturliga och antropogena källors betydelse för de ökade halterna av kväve och organiskt material i Västerdalälven och Klarälven, 1965-89. Naturvårdsverket Rapport 3902. 41 p.
- Lövblad, G. 1990. Luftföroreningshalter och deposition i bakgrundsluft. Variationer i tid och rum. Naturvårdsverket Rapport 3812. 71 p.
- McKnight, D.M. & G.L. Feder. 1984. The ecological effect of acid conditions and precipitation of hydrous metal oxides in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia* 119:129-138.
- McLaren, I.A. 1969. Primary production and nutrients in Ogac Lake, a landlocked fiord on Baffin Island. *J. Fish. Res. Board Can.* 26:1561-1576.
- McNeely, R. & W.D. Gummer. 1984. A reconnaissance survey of the environmental chemistry in east-central Ellesmere Island, N.W.T. *Arctic* 37(3):210-223.
- McNicol, D.K., B.E. Bendell & D.G. McAuley. 1987. Avian trophic relationships and wetland acidity. *Trans. 52nd N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf.* p. 619-627.
- Meinel, W., U. Matthias & S. Zimmermann. 1985. Ökophysiologische Untersuchungen zur Säuretoleranz von *Gammarus fossarum* (Koch). *Arch. Hydrobiol.* 104(2):287-302.
- Melin, E. 1986. Ett försurningspåverkat fjällområde i Härjedalen. Proj.rapp. fr. påbyggnadsutbildn. i Ekotoxikologi. Zoofysiol. Inst, Uppsala, nr 11. 47 p.
- Milberg, P. 1990. Fågel eller fisk? Alfågel eller röding? Vår fågelvärld nr 8:450.
- Milner, N.J. & P.V. Varallo. 1990. Effects of acidification on fish and fisheries in Wales. p.121-143. *In* Acid water in Wales. Eds: R.W. Edwards et al. Kluwer Academic Press.
- Mulholland, P.J., J.W. Elwood, A.V. Palumbo & R.J. Stevenson. 1986. Effect of stream acidification on periphyton composition, chlorophyll, and productivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:1846-1858.
- Muller-Haackel, A. 1984. The reproduction of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in relation to the acidity of a coastal stream in northern Sweden. *Fauna Norrlandica* 2. 13 p.
- Muniz, I.P. & L. Wallöe. 1990. The influence of water quality and catchment characteristics on the survival of fish populations. p. 327-342. *In* The surface waters acidification programme. Ed: B.J. Mason. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

- Murdoch, P.S. & C.R. Barnes.** 1989. Assessment of stream acidification in the Catskill mountains of New York. p.31-319. *In* Regional characterization of water quality. Ed: P. Ragone. IAHS Publ. 182.
- Nauwerck, A., L. Lindqvist & H. Groth.** 1981. En nederbördskemisk snöinventering i Norrbottens län, mars 1980. Länsstyrelsen rapport 11. 96 p.
- Newton, R.M., J. Weintraub & R. April.** 1987. The relationship between surface water chemistry and geology in the North Branch of the Moose River. *Biogeochemistry* 3:21-35.
- Nielssen, J.P.** 1984. An ecological jig-saw puzzle: reconstructing aquatic biogeography and pH in an acidified region. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61:138-147.
- Nilsson, J. & P. Grennfelt.** 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. *Nordiska Ministerrådet, Miljörapport 1988*:15. 418 p.
- Nilsson, N.-A.** 1972. Effects of introduction of salmonids into barren lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29:693-697.
- Nilsson, N.-A.** 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 53:51-77.
- Nilsson, N.-A., L. Nyman, M. Fürst, N. Johansson & N.G. Steffner.** 1987. Utplantering av fisk och kräftdjur - rekommendationer. (English summary: Stocking of fish and crayfish - recommendations.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (10). 90 p.
- NILU.** 1990. Drivhuseffekten og klimautviklingen. NILU OR:21/90, Lilleström, Norge.
- Nyberg, P.** 1984. Impact of chaoborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61:154-166.
- Nyberg, P., Degerman, E., Ekström, C. & E. Hörnström.** 1986. Försurningskänsliga rödingssjöar i syd- och mellansverige. (English summary: Acid-sensitive Arctic char (*Salvelinus alpinus*) lakes in southern and central Sweden.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (6). 240 p.
- Nyholm, N.E.I.** 1981. Evidence of involvement of aluminium on causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Env. Res.* 26:363-371.
- Näslund, I.** 1987. Bottenfaunan ur försurningsssynvinkel i 5 bäckar i Nässjöområdet, Härjedalen. PM 1987-02-27. *Inst. för Ekologisk Zoologi, Umeå.*
- Näslund, I.** 1989. Sportfisket i Ånnsjön och Landverksströmmen. Fångststatistik för åren 1897-1987. (English summary: The sport fishery in Lake Ånnsjön and River Indalsälven at Landverk, Catch statistics for the period 1897-1987.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1). p. 10-20.
- Näslund, I.** 1991. Partial migration and the development of seasonal habitat shifts in a land-locked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) population. *Dissertation, Dep. of Aquaculture, Umeå.* 22 p.
- Olem, H. & P.M. Berthouex.** 1988. Effects of episodes on surface water chemistry - Southern Blue Ridge. NAPAP draft report 6A-01.3-1. Presented at Peer Review Meeting in New Orleans, 1988.
- Olofsson, E.** 1981. Ersättningsfiskeri för Ljusnans utbyggnad inom Härjedalen. PM Stora Kopparberg-Bergvik 1981-02-03. *Fiskeriverkets utredningskontor, Härnösand.*
- Olofsson, E. & E. Melin.** 1986. Rapport från undersökning av bottenfaunan under augusti 1986 samt vattenanalyser för perioden 1985-1986 ingående i försurningsundersökningen i fjällkedjan. *Rapport fr. Härjedalens kommun 861127.* 12 p. (Stencil.)
- Olsson, T. I. & O. Söderström.** 1978. Springtime migration and growth of *Parameletus chelifer* (Ephemeroptera) in a temporary stream in northern Sweden. *Oikos* 31:284-289.
- Ormerod, S.J. & A.S. Gee.** 1990. Chemical and ecological evidence on the acidification of Welsh lakes and rivers. p. 11-25. *In* Acid water in Wales. Eds: R.W. Edwards et al. *Kluwer Academic Press.*
- Ormerod, S.J., S.J. Tyler & J.M.S. Lewis.** 1985. Is the breeding distribution of dippers influenced by stream acidity? *Bird Study* 32:32-39.
- Ormerod, S.J., N. Allison, D. Hudson & S.J. Tyler.** 1986. The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* (L.); Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshw. Biol.* 16:501-507.
- Otto, C. & B. Svensson.** 1983. Properties of acid brown water streams in South Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 99:15-36.
- Overrein, L.N., H.M. Seip & A. Tollan.** 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. SNSF Fa-grapport, Oslo-Ås. 175 p.
- Pehrsson, O.** 1973. Stapelfödan som populationsreglerande faktor hos ejder och alfågel. *Zool. revy* 35(2):89-92.
- Pehrsson, O.** 1974. Nutrition of small ducklings regulating breeding area and reproductive output in the long-tailed duck, *Clangula hyemalis*. XI Cong. Intern. Union Game Biol., Stockholm 1973. p. 259-264.
- Pejler, B.** 1965. Regional-ecological studies of Swedish fresh-water zooplankton. *Zool. Bidr.* 36(4):408-515.
- Persson, C. & S. Kindell.** 1981. Nederbördens beroende av den geostrofiska markvindens- och den verkliga 850 mb vindens riktning. SMHI, Klimatbyrå Medd. nr 8. 19 p.

- Persson, G. & O. Broberg. 1985. Nutrient concentrations in the acidified Lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorus, nitrogen and DOC in watershed and lake. *Ecol. Bull.* 37:158-175.
- Persson, G., S.K. Holmgren, M. Jansson, A. Lundgren, B. Nyman, D. Solander & C. Ånell. 1975. Phosphorus and nitrogen and the regulation of lake ecosystems - experimental approaches in subarctic Sweden. Paper given at "Circumpolar Conference on Northern Ecology", Ottawa, Canada, Sept. 15-18, 1975. 15 p.
- Peters, N.E. & P. S. Murdoch. 1985. Hydrogeologic comparison of an acidic-lake basin with a neutral-lake basin in the west-central Adirondack mountains, New York. *Water, Air, and Soil Pollution* 26:387-402.
- Pieper, H.-G. & M.P.D. Meijering. 1982. *Gammarus* occurrence as an indication for stable conditions in Hessian woodland brooks and rivers. *Polskie Arch. Hydrobiol.* 29(2):283-288.
- Pieper, H.-G. & M.P.D. Meijering. 1983. Zur Situation der Gattung *Gammarus* im Abflussgebiet von Eder und Diemel. *Beitr. Naturkde. Osthessen. Heft 19:75-84.*
- Pieper, H.-G. & W. Meinel. 1983. Zur Prognostizierbarkeit von Waldschäden durch Indikatoren der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern der Mittelgebirge. *Beitr. Naturkde. Osthessen. Heft 19:85-89.*
- Popp, C.J., D.K. Brandvold & R.W. Online. 1986. Acidic precipitation in western North America: Trends, sources, and altitude effects in New Mexico 1979-1985. *Water, Air, and Soil Pollution* 30:125-133.
- Puke, C. 1971. Vattenanalyser inom mellersta fiskerintendentensdistriktet åren 1956-1969. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 70 p.
- Quennerstedt, N. 1955. Diatomeerna i Långans sjövegetation. *Acta Phytogeographica Suecica, Sv. växtgeogr. sällskapet.* nr 36. 208 p.
- Raddum, G. 1979. Virkninger av lav pH på insektlarver. SNSF Intern rapport nr 45. 58 p.
- Raddum, G. & O.A. Saether. 1981. Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:399-405.
- Raddum, G. & A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22:1973-1980.
- Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1987. Effects of pH and aluminium on mortality, drift and moulting of the mayfly *Baetis rhodani*. In *Ecophysiology of acid stress*. *Annls. Soc. R. Zool. Belg.* 117:77-82.
- Raddum, G., A. Fjellheim & T. Hesthagen. 1988. Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23:2291-2297.
- Rafstedt, T. 1984. Fjällens vegetation. Jämtlands län. Naturvårdsverket. 144 p.
- Rahn, K.A. 1984. Who's polluting the Arctic? *Nat. Hist.* 93(5):30-38.
- Rahn, K.A. & R.J. McCaffrey. 1979. Compositional differences between Arctic aerosol and snow. *Nature* 280:479-480.
- Rahn, K.A., E. Joranger, A. Semb & T.J. Conway. 1980. High winter concentrations of SO<sub>2</sub> in the Norwegian Arctic and transport from Eurasia. *Nature* 287:824-826.
- Rascher, C.M., C.T. Driscoll & N.E. Peters. 1987. Concentration and flux of solutes from snow and forest floor during snowmelt in the west-central Adirondack region of New York. *Biogeochemistry* 3:209-224.
- Renberg, I. 1986. Sjöarnas försurningshistoria avslöjas av kiselalgen i sedimenten. *Naturvårdsverket Rapport 3154.* 40 p.
- Renberg, I. & R.W. Battarbee. 1990. The SWAP Palaeolimnology programme: a synthesis. p. 281-300. In *The surface waters acidification programme*. Ed: B.J. Mason. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Rodhe, A. 1981. Spring flood meltwater or ground water? *Nord. Hydrol.* 12:21-30.
- Rodhe, A. 1985. Groundwater contribution to streamflow in the Lake Gårdsjön area. *Ecol. Bull.* 37:75-85.
- Röen, U.I. 1962. Studies on freshwater entomostraca in Greenland II. *Arbejder fra den Danske Arktiske Station på Disko.* nr 33. 249 p.
- Sandberg, P.-E. 1982. Fisket i Dalafjällen. *Naturvårdsverket Rapport 1610.* 20 p.
- Schindler, D.W. 1986. The significance of in-lake production of alkalinity. *Water, Air, and Soil Pollution* 30:931-944.
- Schindler, D.W., J. Kalff, H.E. Welch, G.J. Brunskill, H. Kling & N. Kritsch. 1974. Eutrophication in the High Arctic - Meretta lake, Cornwallis Island. *J. Fish. Res. Board Can.* 31:647-662.
- Schofield, C.L., J.N. Galloway & G.R. Hendry. 1985. Surface water chemistry in the ILWAS basins. *Water, Air, and Soil Pollution* 26:403-423.
- Seip, H.M., G. Abrahamsen, E.T. Gjessing & A. Staunes. 1979a. Studies of soil-, precipitation- and run-off chemistry in six small natural plots ("mini-catchments"). SNSF Intern Rapport nr 4. 62 p.
- Seip, H.M., E.T. Gjessing & H. Kamben. 1979b. Importance of the composition of the precipitation for the pH in runoff - experiments with artificial precipitation on partly soil-covered "mini-catchments". SNSF Intern Rapport nr 47. 34 p.

- Seip, H.M., G. Abrahamsen, N. Christophersen, E.T. Gjessing & A. Staunes. 1980. Snow and meltwater chemistry in mini-catchments. SNSF Intern Rapport nr 53. 51 p.
- Semkin, R.G. & D.S. Jeffries. 1986. Storage and release of major ionic contaminants from the snowpack in the Turkey Lakes Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution* 31:215-221.
- Skartveit, A., B. Halsvik & E. Meisingset. 1980. Nedbørtilførsler av sjøsalter og sure komponenter, og avrenning av ioner i nedbørfelter på Vestlandet. SNSF Intern Rapport nr 63. 82 p.
- Statens forurensningstilsyn. 1991. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapport 437/91. 306 p.
- Stenson, J.A.E. 1972. Fish predation effects on the species composition of the zooplankton community in eight small lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 52:132-148.
- Stoddard, J.L. 1987. Alkalinity dynamics in an unacidified alpine lake, Sierra Nevada, California. *Limnol. Oceanogr.* 32(4):825-839.
- Stonehouse, B. 1987. Arctic air pollution. Cambridge Univ. Press. 328 p.
- Ström, K.M. 1923. The Alga Flora of the Sarek mountains. *Ur: Naturwissenschaftliche Untersuchungen des Sarekgebirges in Swedischen-Lapland, Band 4, Stockholm.*
- Sverdrup, H.U. & P.G. Warfvinge. 1988. Assessment of critical loads of acid deposition on forest soils. p. 81-129. *In Critical loads for sulphur and nitrogen.* Eds: Nilsson & Grennfelt. Nordiska Ministerrådet, Miljörapport 1988:15.
- Sømme, J.D. 1931. Naeringsvandring og gytevandring hos orret på Hardangervidda. *Norsk Jaeger- og Fiskerforenings Fiskeriutvalg, Medd.* 1. 24 p.
- Thomasson, K. 1951. Beiträge zur Kenntnis des planktons einiger Seen im nordschwedischen Hochgebirge. *Schweiz. Zeitschrift f. Hydrologie* XIII (2): 338-351.
- Thomasson, K. 1952a. Beiträge zur Kenntnis des planktons einiger Seen im nordschwedischen Hochgebirge. 2. Mitteilung. *Schweiz. Zeitschrift f. Hydrologie* XIV (1):257-288.
- Thomasson, K. 1952b. Contribution to the knowledge of the plankton in Scandinavian mountain lakes. 3. *Svensk Bot. Tidskr.* Bd 46(2):228-241.
- Thomasson, K. 1956. Reflections on arctic and alpine lakes. *Oikos* 7:117-143.
- Torstensson, P. & L.-E. Liljelund. 1989. Flora- och faunaförändringar i terrestra miljöer - orsakade av luftföroreningar och försurning. *Naturvårdsverket Rapport 3604.* 91 p.
- Ulfstrand, S. 1968a. Benthic animal communities in Lapland streams. *Oikos Suppl.* 10. 120 p.
- Ulfstrand, S. 1968b. Life cycles of benthic insects in Lapland streams. *Oikos* 19:167-190.
- Vallin, S. 1953. Zwei azidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 34:167-189.
- Walker, I.R. & R.W. Mathewes. 1989. Chironomidae (Diptera) remains in surficial lake sediments from the Canadian Cordillera: analysis of the fauna across an altitudinal gradient. *J. Paleolimnology* 2:61-80.
- Wallen, C.C. 1951. Nederbörden i Sverige. *Meddelvården 1901-1930. Medd. SMHI, Serie A, nr 4.*
- Warren, S.C. 1986. Acidity in United Kingdom fresh waters. *Dep. of the Environment.* 57 p.
- Weatherley, N.S. et al. 1990. Ecotoxicological studies of acidity in Welsh streams. p. 159-172. *In Acid water in Wales.* Eds: R.W. Edwards et al. Kluwer Academic Press.
- Welch, H.E. & M.A. Bergmann. 1985. Water circulation in small arctic lakes in winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:506-520.
- Welch, H.E. & J.A. Legault. 1986. precipitation chemistry and chemical limnology of fertilized and natural lakes at Saqvaqujac, N.W.T. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:1104-1134.
- Welch, E.B., L.C. Duncan & W. Ausserer. 1986. Temporal chemical variability in acid sensitive high elevation lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 31:35-44.
- Westman, L. 1982. Användning av lavar i kontrollprogram för punktkällor som släpper ut svavel, fluor och metall. *SNV PM 1603.*
- Westman, L. 1986. Lavars indikatorvärde vid studier av luftföroreningar och skogsskador. *Naturvårdsverket Rapport 3187.* 52 p.
- Whalen, S.C. & J.C. Cornwell. 1985. Nitrogen, phosphorus, and organic carbon cycling in an arctic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:797-808.
- White, J.R. & C.T. Driscoll. 1987. Manganese cycling in an acidic Adirondack lake. *Biogeochemistry* 3:87-103.
- Wiederholm, T. 1985. Koppar, kadmium och bly i mossor och lavar i Sulitelmaområdet 1984. *Naturvårdsverket Rapport 3007.* 22 p.
- Wiederholm, T. 1989a. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket Rapport 3627.* 57 p.
- Wiederholm, T. 1989b. Övervakning av sjöar och vattendrag inom PMK. *Rapport från verksamheten 1988. Naturvårdsverket Rapport 3668.* 24 p.
- Wieting, J. 1990. Recommendations from section 4 - Prediction and management. *Air pollution report 20, Commission of the European Communities.* p. 186.

- Willoughby, L.G. & R.G. Mappin. 1988. The distribution of *Ephemerella ignita* (Ephemeroptera) in streams: the role of pH and food resources. *Freshw. Biol.* 19:145-155.
- Wiman, B. 1984. Deposition av tungmetallhaltiga och försurande aerosoler till skogsekosystem. Naturvårdsverket Rapport 1908. 63 p.
- Wotton, R.S., F. Friberg, J. Herrmann, B. Malmqvist, L.M. Nilsson & P. Sjöström. 1979. Drift and colonization of three coexisting species of blackfly larvae in a alke outlet. *Oikos* 33:290-296.
- Wright, R.F. & H. Dovland. 1978. Regional surveys of the chemistry of the snowpack in Norway, late winter 1973, 1974, 1975 and 1976. *Atmospheric Environment* 12:1755-1768.
- Wright, R.F. & A. Henriksen. 1990. The RAIN project - an overview. p.161-166. *In* The surface waters acidification programme. Ed: B.J. Mason. Cambridge Univ. Press.
- Zobrist, J. & J. I. Drever. 1990. Weathering processes in alpine watersheds sensitive to acidification. Air pollution report 20, Commission of the European Communities. p. 149-161.
- Ånell, C. 1986. Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund 1985. Årsrapport. LV-lab, Box 17, 820 22 Sandarne.
- Ånell, C. 1990. Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund 1989. Årsrapport. LV-lab, Box 17, 820 22 Sandarne. 163 p.
- Ånell, C. 1991. Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund 1990. Årsrapport. LV-lab, Box 17, 82022 Sandarne. 177 p.
- Åslund, J.-E. 1988. Vattenprovtagning i Jämtlands län. Snöavsmältningsperioden 1988. PM Miljö-vårdsenheten i Jämtlands län. 29 p.
- Åslund, J.-E. 1991. Ansökan om statsbidrag till kalkning för Jämtlands län 1991/92. PM till Naturvårdsverket 910315. 27 p.
- Ökland, K.A. 1980a. Ökologi og utbredelse til *Gammarus lacustris* G.O. Sars i Norge, med vekt på forsuringsproblemer. SNSF Intern Rapport nr 67. 87 p.
- Ökland, K.A. 1980b. Ecology and distribution of *Asellus aquaticus* (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. SNSF Intern Rapport nr 52. 70 p.
- Ökland, J. & K.A. Ökland. 1986. The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42:471-486.





---

**ENGLISH SUMMARY: ACIDIFICATION IN THE MOUNTAINS ?**


---

The present paper is a literature review dealing with the extent of acidification in the Swedish mountain range. The first effects of acidification were noted in the beginning of the 1960's in the Fulufjäll area in the southernmost part of the mountain range. Since then many studies have been published indicating that the extent of acidification and the negative effects of biota were widespread. However, many scientists have claimed that there is no acidification in the area and that acid surges following snow-melt have always been a problem to the fauna due to natural dilution of the water. This is contradicted by this paper. Acidification in this area is caused by anthropogenic emissions of acidifying substances.

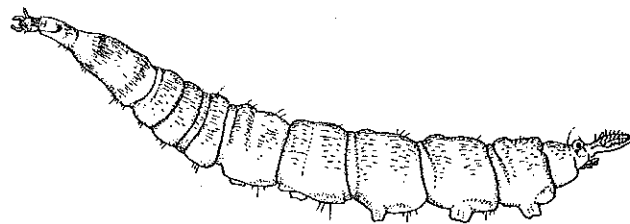
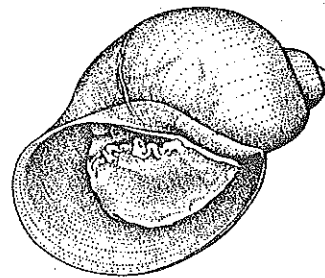
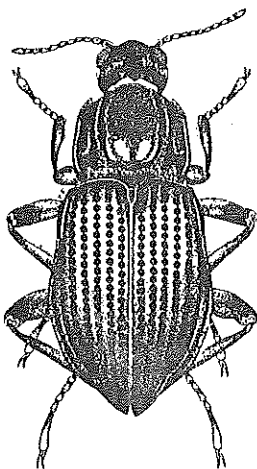
It is shown that the mountain area has a higher load of airborne pollutants than the surrounding lowland. Furthermore, the soil is thin and thus has low capacity of buffering the meltwater in spring. In areas with low buffering capacity this leads to a pH below 5.4-6.0 in spring if the pH in the accumulated snow has been below 4.8. The pH of the snow normally is above 5.2 in unpolluted areas. Unfortunately, pH in snow is usu-

ally 4.4-4.8 in the southern and middle parts of the mountain range. Thus acid spates affect fish and benthic organisms negatively. This has been demonstrated in several areas by synoptic surveys, long-term monitoring and in situ experiments.

Lakes are not as badly affected as streams, but an overall loss of alkalinity is found in the entire mountain range and several small ephemeral lakes in the southern part of the range have lost alkalinity completely.

There are indications that acidification also affects lichens (*Cladonia* spp.) negatively, and it is suspected that the abundance of epilithic green algae has increased in streams. Data on birds are scarce and actual disappearance of birds is only documented in one acidified lake.

Relatively few objects have been limed so far. Recolonization of benthos, fish and birds has been noted after liming. It is recommended that the liming programme is extended. The ultimate goal should be to achieve a pH above 5 in snow to avoid harmful effects to the most sensitive water bodies.



INFORMATION FRÅN SÖTVATTENSLABORATORIET (INSTITUTE OF FRESHWATER RESEARCH),  
DROTTNINGHOLM

- 1991 1 Sonesten, L. Gösens biologi - en litteratursammanställning 89 p.
- 2 Malmberg, G. Undersökningar angående *Gyrodactylus* på laxfisk i fria p. 1-30  
Malmberg, M. vatten och odlingar under åren 1951-72 och 1986-maj 1991.  
English summary: Investigations for *Gyrodactylus* on salmo-  
nids in natural waters and fish farms during the periods  
1951-72 and 1986-May 1991
- Näslund, I. Utvandring av öringungar från Dammån och Kaltisjokk. English p. 31-48  
summary: Lakeward migration of juvenile brown trout (*Salmo  
trutta* L.) in two Swedish rivers
- 3 Hammar, J. Radioaktivt cesium i rödingsjöar - effekter av Tjernobyl- 152 p.  
katastrofen. English summary: Cesium in Arctic char lakes -  
effects of the Chernobyl accident
- 4 Pettersson, F. Relativ abundans, tillväxt, födoval och parasiter hos nors p. 1-22  
(*Osmerus eperlanus* (L.)) i Hjälmarens, Mälarens, Storsjön,  
Vänern och Vättern. English summary: Relative abundance,  
growth, diet and parasites of smelt (*Osmerus eperlanus* (L.))  
in lakes Hjälmarens, Mälarens, Storsjön, Vänern and Vättern  
in Sweden
- Ring, O. Analys av odlingsmaterialet av röding vid Fiskeriverkets p. 23-38  
Hanell, L. försöksstation i Kälarne: Hornavan, Ottsjön, Stora Rensjön  
och Torrön. English summary: Analysis of hatchery stocks  
of Arctic char (*Salvelinus alpinus* species complex) at the  
Experimental Research Station of the National Board of Fisheries  
at Kälarne, province of Jämtland: stocks from lakes Hornavan,  
Ottsjön, Stora Rensjön and Torrön
- Olsson, G. Telemetristudier av lekvandrande lax i Indalsälven 1977. p. 39-48  
English summary: Ultrasonic telemetry on Atlantic salmon  
(*Salmo salar* L.) during the spawning migration in the lower  
reaches of River Indalsälven in 1977
- Paaver, T. Elektroforetisk undersökning av romproteiner hos laxfisk. p. 49-62

Informationer från tidigare år finns att beställa i begränsad omfattning.