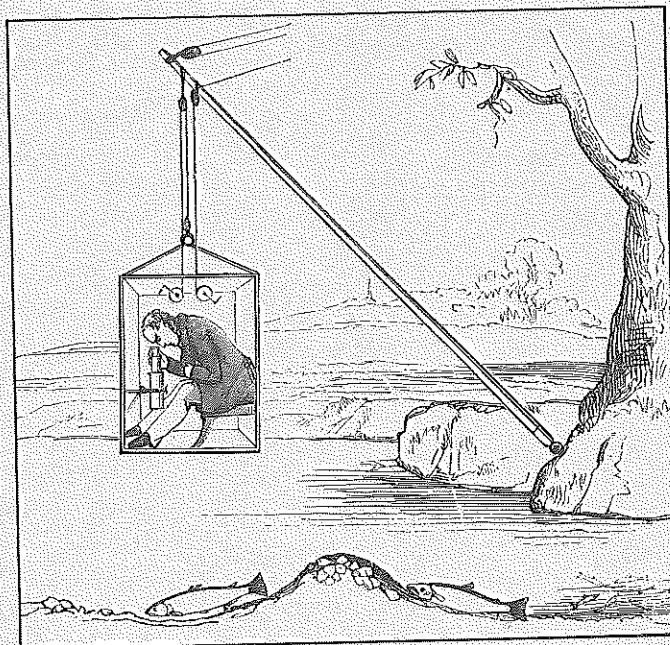


Information från

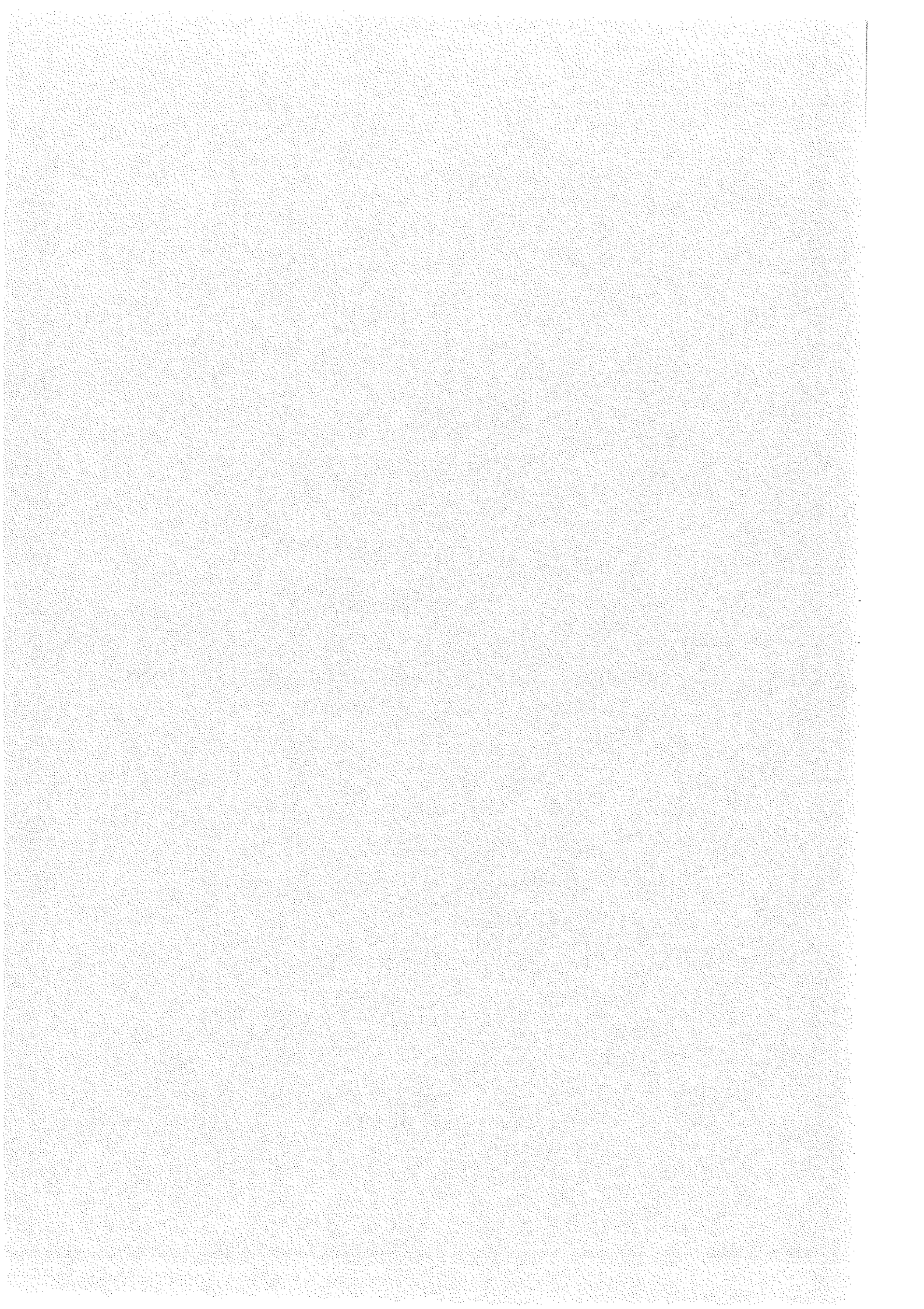
SÖTVATTENS- LABORATORIET

Drottningholm



FISKERISTYRELSEN
STATENS NATURVÅRDSVERK

Kalkning av sjöar
och vattendrag



KALKNING AV SJÖAR OCH VATTENDRAG 1977 - 1979

Erfarenheter av vidtagna åtgärder samt behov
av fortsatta insatser

Rapporten har sammanställts i samarbete mellan
fiskeristyrelsen och statens naturvårdsverk.
Följande personer har deltagit i arbetet.

Fiskeristyrelsen

Appelberg, Magnus
Bengtsson, Bo
Bergström, Magnus
Ekelius, Wårny
Eriksson, Fritz
Mossberg, Per
Nyberg, Per
Wendt, Curt

Statens naturvårdsverk

Ahl, Torsten
Dickson, William
Eklund, Lars
Hörnström, Einar
Persson, Göran
Vasseur, Erik

Utskrift:

Veenhuizen, Suzanne

Tredje upplagan, icke reviderad, september 1980, 500 ex.

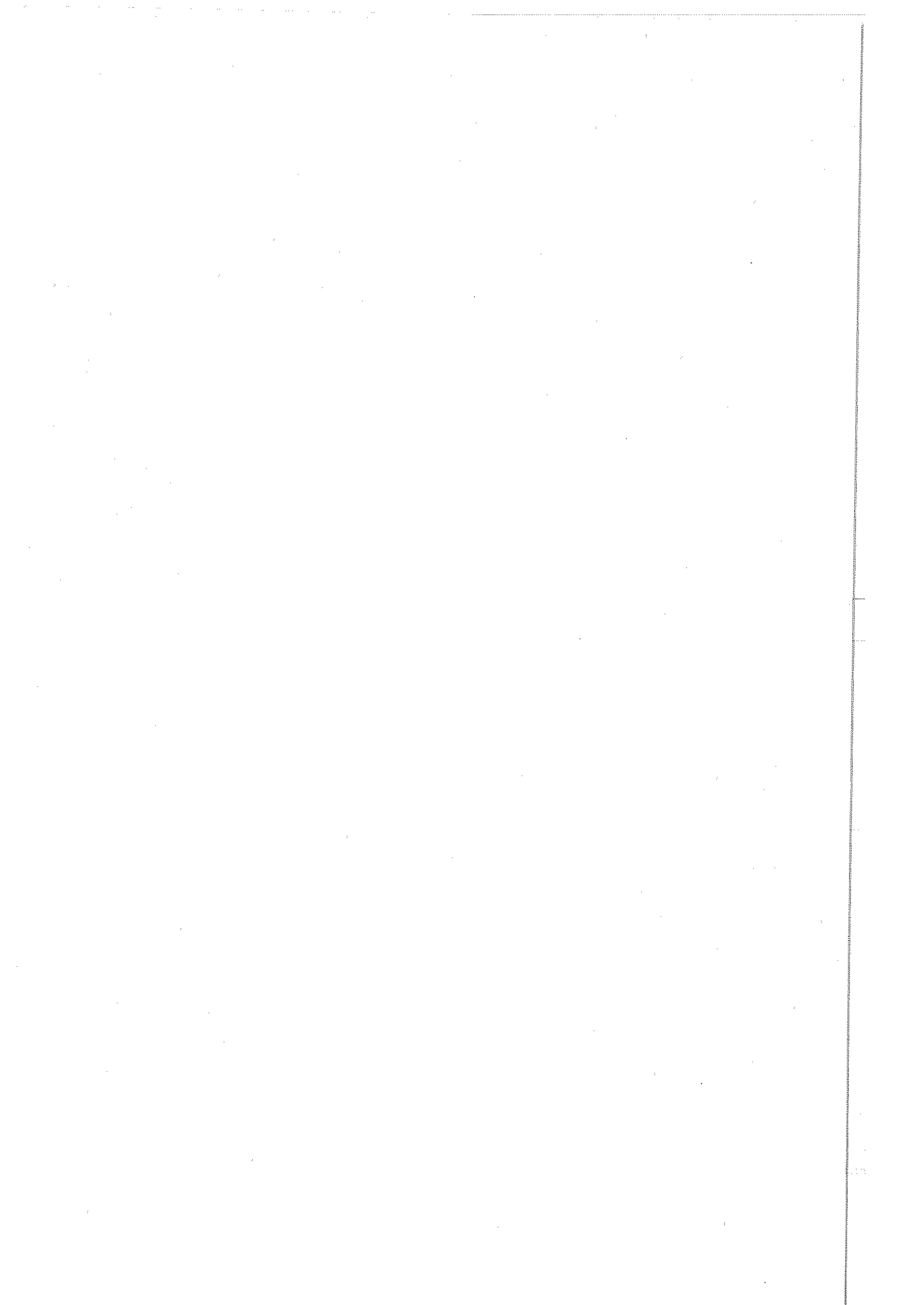
(Första upplagan till jordbruksdepartementet september 1979,
andra upplagan december 1979, 1000 ex)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	sid
SAMMANFATTNING OCH FÖRSLAG	1
1. BAKGRUND	6
1.1 Inledning	6
1.2 Regeringens uppdrag	6
1.3 Nuvarande organisation	7
1.4 Rapportens indelning	8
2. VERKSAMHETENS OMFATTNING	9
2.1 Inledning, allmänt	9
2.2 Kalkningsmedel	9
2.2.1 Allmänt	9
2.2.2 Kalksten	10
2.2.3 Bränd kalk	11
2.2.4 Släckt kalk	12
2.2.5 Rest- och slaggkalker m m	12
2.2.5.1 Föroreningar i kalkningsmedel	13
2.2.6 Övriga neutraliserande medel	13
2.3 Alternativa metoder	14
2.3.1 Sedimentbearbetning	15
2.3.2 Kalk som fällningsmedel i kommunala renings- verk	15
2.4 Spridningsmetoder	19
2.4.1 På land	19
2.4.2 I sjö och strandzon	21
2.4.3 I rinnande vatten	23
2.4.3.1 Direktkalkning	23
2.4.3.1.1 Doserare	23
2.4.3.1.2 Kalkbrunnar	24
2.4.3.1.3 Kalkkross	24
2.4.3.1.4 Dumpning	24
2.4.3.2 Inom avrinningsområdet	25
2.4.3.2.1 Släntkalkning	25
2.4.4 Resultat från projekt där olika spridnings- metoder använts	25
2.4.5 Kalkning av humösa vatten	28
2.5 Undersökningsverksamhet	28
2.6 Kostnader för kalkningsprojekt	29

2.6.1	Kalkningsmedel	29
2.6.2	Transport	29
2.6.3	Spridning	30
2.6.4	Undersökningsverksamhet	30
2.7	Större projekt där särskild vikt lagts vid åtgärdernas betydelse för fisk och fiske	30
3.	EKOLOGISKA EFFEKTER AV KALKNING	35
3.1	Effekter på vatten och vattenorganismer	35
3.1.1	Vattenkemiska effekter	35
3.1.1.1	Kväve, fosfor, syre och vattenfärg	35
3.1.1.2	Aluminium och andra metaller	37
3.1.2	Effekter på primärproducenter	39
3.1.2.1	Fytoplankton	39
3.1.2.2	Vattenvegetation	40
3.1.3	Effekter på sekundärproducenter	42
3.1.3.1	Zooplankton	42
3.1.3.2	Bottenfauna	43
3.1.3.3	Kräftor	44
3.1.3.4	Fisk	45
3.2	Effekter på land och landorganismer	47
3.3	Bad- och dricksvatten	48
4.	FÖRSURNINGENS OMFATTNING OCH FORTSKRIDANDE	50
4.1	Långsiktiga förändringar i de svenska flodvattens försurningskänslighet	50
4.1.1	Inledning	50
4.1.2	De svenska flodvattens jonproportioner	50
4.1.3	pH-utvecklingen under 1970-talet	51
4.1.4	Alkalinitetsförändringar under 1900-talet	53
4.2	Alkalinitet och pH i svenska sjövattnen	54
4.2.1	Inledning	54
4.2.2	pH och innehåll av buffrande ämnen	55
4.2.3	Alkalinitet och pH 1975 - 78	56
4.2.4	Sura vatten	56
4.2.5	Riskområden	56
4.2.6	Utvecklingen och tendenser framåt	57
4.2.7	Större sjöinventeringar	59
4.2.8	Försurningens orsaker	60
4.2.8.1	Syrabelastning - försurning	60

4.3	Grundvatten - dricksvatten	61
4.4	Exempel på försurningens bieffekter	62
4.4.1	Ökad löslighet av metaller	62
4.4.2	pH och kvicksilver i fisk	63
4.5	Sammanfattning av försurningsläget	63
4.6	Kalkning	63
4.6.1	Det ackumulerade kalkningsbehovet	64
5.	KÄLLFÖRTECKNING - REFERENSER	65
6.	FIGURER 1 - 43	
7.	TABELLER 1 - 10	
8.	KARTOR 1 - 5	



SAMMANFATTNING OCH FÖRSLAG

Kalkningsverksamhetens omfattning

Sedan försöksverksamheten inleddes våren 1977 har bidrag beviljats till 193 projekt omfattande ca 450 sjöar och vattendrag. Under budgetåren 76/77, 77/78 och 78/79 har disponerats totalt 30 milj kronor.

Under försöksperioden har hittills använts ca 120 000 ton kalk, huvudsakligen i form av kalkstensmjöl i finare fraktioner (0-1 mm). Försök har också gjorts med ett flertal andra kalkningsmedel.

Flera spridningsmetoder har utprovats under olika förhållanden. Vid markkalkning har vanligen kalkspridare använda inom jordbruket kunnat utnyttjas. Även ombyggda skogsmaskiner har använts. Sprutanordningar från trycktank har använts när finmald kalk doserats i raviner, slänter eller längs bäckar och i blöt terräng. I särskilt svår terräng har helikopter använts.

Vid direktkalkning i sjöar och rinnande vatten har båtar och pontoner av olika slag utnyttjats i den mån kalken inte har kunnat sprutas direkt från land.

Vid kontinuerlig direktkalkning har olika typer av doserare, silos och brunnar provats.

Huvuddelen av kalken har spritts i eller i närheten av vattendragen, där utlakningsmöjligheterna för kalken varit gynnsammast. En del har spritts på åker och fastmark, där pH-effekterna på vattnet kan väntas bli mindre uttalad, men av större varaktighet.

Beträffande alternativa metoder kan nämnas att ett projekt har startats där soda används direkt i sjön och ett annat, där sjösedimentet laddas med lut eller soda så att det därefter genom jonbyte skall kunna neutralisera tillkommande vätejoner, är under projektering. Användningen av kalk som fällningsmedel i avloppsrenings-

verk har utvärderats i en särskild utredning. Utredningen visar att det inte finns skäl att generellt kräva kalkfällning i reningsverk. Omständigheterna i varje enskilt fall måste därvid bli avgörande.

Erfarenheterna hittills

Kostnaderna för kalk, transport och spridning ligger normalt i området 200 - 300 kronor per ton kalksten. Stora variationer förekommer beroende på förhållandena i det enskilda fallet. Erfarenheterna från användning av olika spridningsmetoder visar att dessa måste anpassas med hänsyn till de lokala förhållandena. Efter försöksverksamhetens slut bör det emellertid vara möjligt att lämna anvisningar om bästa kombinationer av kalkningsmedel och spridningsmetoder under olika förhållanden.

Den korta försöksperioden tillåter inga långt gående slutsatser om ekologiska effekter av kalkning. Resultaten hittills är i huvudsak positiva främst beträffande fisk och plankton. Lax- och öringreproduktion har konstaterats efter kalkning liksom lyckad rekolonisering efter inplantering av utslagna fiskarter och av vissa ryggradslösa djur.

Vid kalkning skadas givetvis surälskande vegetation, t ex vitmossor. Markkalkning på lavvegetation bör undvikas av samma skäl.

Andra negativa ekologiska effekter direkt orsakade av kalkningsåtgärder har inte rapporterats eller kunnat utläsas av lämnade rapporter. Eftersom kalkning måste betraktas som en försiktig gödsling, bör särskilt eventuella eutrofieringseffekter uppmärksammas.

Nuvarande organisation, nämligen lokal prioritering av ansökningarna, beredning i referensgrupp och i normalfallet centralt beslut av fiskeristyrelsen, har visat sig lämplig under försöksperioden. För snabbare handläggning, utökad information och rådgivning och framförallt för fältkontroll är resurserna dock underdimensionerade redan för nuvarande budget. Registerhållning av projekt samt s k anmälnings-

ärenden sker nu helt manuellt, vilket blir omöjligt vid utökad verksamhet.

Fortsatt kalkningsverksamhet

Försöksverksamheten med kalkning av sjöar och vattendrag bör fullföljas i huvudsak enligt tidigare planer. För budgetåret 1980/81 bör under anslaget H 15 bidrag till kalkning av sjöar och vattendrag anvisas 20 milj kronor. Höjningen är motiverad dels av penningvärdets försämring och de positiva erfarenheterna av hittillsvarande verksamhet dels av önskemålen att medel skall ställas till förfogande för återställningsåtgärder - i första hand inplantering av fisk - efter att kalkning genomförts.

I avvaktan på utvärdering av försöksverksamheten och ett förslag om en permanent kalkningsverksamhet, bör för budgetåret 1981/82 anvisas 30 milj kronor.

Beträffande omfattning och organisation av verksamheten fr o m budgetåret 1982/83 vill fiskeristyrelsen och naturvårdsverket återkomma med förslag senast 1 juni 1981. Ett sådant förslag bör bygga på erfarenheter av försöksverksamheten och på en för hela landet aktuell och jämförbar kartering av försurningsituationen. Förslaget bör även innehålla ett åtgärdsprogram vars omfattning blir beroende av huruvida kalkning skall utföras av alla påverkade och hotade vatten och marker eller begränsas till vissa prioriterade sjöar och vattendrag. Förslaget bör vidare behandla möjligheterna till decentralisering av bidragsgivningen efter beslut om regionala ramar. Förslag bör vidare lämnas om arbetsfördelningen på central nivå mellan fiskeristyrelsen och naturvårdsverket, på regional nivå mellan länsstyrelser, fiskenämnder och fiskeriintendenter samt på lokal nivå mellan kommuner och fiskevårdsföreningar.

Under försöksverksamhetens sista år bör några väsentliga organisationsändringar inte ske.

Fiskeristyrelsen behåller ansvaret för fördelning av medel till direkta kalkningsåtgärder och till återställningsåtgärder i kalkade vatten.

Fiskeristyrelsen har vidare ansvaret för den till varje kalkningsföretag kopplade mät- och fältkontrollen samt för den verksamhet som avser effekter av kalkningsåtgärder på fisk och fiske varvid även beaktas fiskodling, fiskutplantering samt fiskevårdande åtgärder efter kalkning.

Fiskeristyrelsen leder och samordnar dessutom upprättandet av åtgärdsprogram för hela vattensystem eller delar därav.

Naturvårdsverket ansvarar för ledning och samordning av den länsvisa karteringsverksamheten av försurningens utbredning samt för att de fördjupade undersökningar som startats under försöksperioden av vissa kalkningsföretag slutförs enligt tidsplan. Naturvårdsverket svarar också för utveckling av ett register i vilket nödvändiga data rörande kalkningsinsatser och resultat av dessa finns tillgängliga.

Naturvårdsverket svarar även för planering och medelstilldelning för forskning rörande kalkning/försurning liksom övrig försurningsforskning genom den till verket knutna forskningsnämnden.

Anslagets användning

Av ett anslag på 20 milj kronor för 1980/81 bör för bidrag till kalknings- och återställningsinsatser disponeras 17 milj kronor. För central administration av bidragsanslaget samt för initiering, projektering, ledning och utvärdering av kalkningsprojekt inom de regioner där största behovet av åtgärder finns, bör fiskeristyrelsen få disponera 1.5 milj kronor.

För bidrag till länsstyrelsernas karteringsverksamhet, fördjupad uppföljning av vissa kalkningsföretag samt för utveckling av ett kalkningsregister bör naturvårdsverket få disponera 1.5 milj kronor. Naturvårdsverket är berett att i huvudsak inom ramen för befintliga resurser svara för ledning och samordning samt ge viss analyservice till karteringsverksamheten.

Finansiering av forskningsverksamheten

Inom anslaget H 7 Miljövårdsforskning disponeras för budgetåret 79/80 2 milj kronor för forskning rörande hälso- och miljöeffekter av förbränning av fossila energikällor, i första hand effekter av försurning av mark och vatten. För forskningsverksamhet inom området försurning-kalkning bör för vardera budgetåret 80/81 och 81/82 anvisas 2 milj kronor över anslaget H 7. Omfattning och innehåll av ett forskningsprogram för tiden därefter kommer att utarbetas av naturvårdsverkets forskningsnämnd.

1. BAKGRUND

1.1

Inledning

I regeringens propositioner 1976/77:3 och 1976/77:25 föreslogs åtgärder för att motverka effekter av svavelutsläpp. Utsläppen av svaveldioxid skulle begränsas bl a genom en successiv sänkning av svavelhalten i eldningsolja. Svavelutsläppen från industriella processer skulle också begränsas kraftigt. Målsättningen för åtgärderna var att svavelutsläppen fram till år 1985 skulle minska till den nivå som gällde i början på 1950-talet. Dessutom föreslogs åtgärder för återställande av försurade vatten. Statsbidrag för kalkning av sjöar och vattendrag skulle utgå under en femårig försöksperiod. Under denna tid skulle sådana sjöar och vattendrag åtgärdas som är av betydelse från fiske-, naturvårds- och rekreationssynpunkt. Ytterligare erfarenheter skulle dessutom kunna vinnas om kalkningsmetoder och effekter av kalkning samt om kostnader för dessa åtgärder. Resultaten av försöksverksamheten skulle sedan ligga till grund för statsmakternas fortsatta ställningstagande i fråga om åtgärder som motverkar den pågående försurningen av sjöar och vattendrag. Riksdagen beslutade i enlighet med propositionerna innebärande att fiskeristyrelsen gavs i uppdrag att under fem år, 1977 - 1981, bedriva försöksverksamhet med statsbidrag till kalkning och andra åtgärder ägnade att motverka försurning av sjöar och vattendrag.

Under bå 1976/77, 1977/78 och 1978/79 har årligen 10 miljoner kronor ställts till förfogande för verksamheten under anslaget H 15 Bidrag till kalkning av sjöar och vattendrag.

2 Regeringens uppdrag

Regeringen uppdrog 1979-03-22 åt fiskeristyrelsen och statens naturvårdsverk att i samarbete sammanställa och utvärdera erfarenheterna av hittills utförd verksamhet och att överväga behovet av fortsatta åtgärder varvid särskilt bör redovisas

- eventuella negativa ekologiska effekter av kalkning
- användningen av olika kalksorter och kalkningsmetoder

- kostnaderna för olika metoder
- alternativa metoder till direkt sjökalkning

Regeringen har vidare överlämnat en rapport angående vissa försurnings- och tungmetallproblem i Jönköpings, Kalmar, Kronobergs, Blekinge, Kristianstads, Malmöhus och Hallands län till styrelsen och statens naturvårdsverk för vederbörlig handläggning.

Styrelsen och naturvårdsverket redovisar i det följande sina erfarenheter och resultat av hittillsvarande verksamhet samt lämnar förslag till fortsatt verksamhet.

1.3

Nuvarande organisation

Organisationen av verksamheten med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag präglas dels av att verksamheten är av försökskaraktär dels av behovet av översikt och samordning av åtgärderna.

För att underlätta ansökningsförfarandet, förkorta handläggningstiden samt för att informera om verksamheten har styrelsen

- tillsatt en referensgrupp för kalkningsfrågor. Gruppen består av representanter för fiskeristyrelsen, statens naturvårdsverk, Sveriges fritidsfiskares riksförbund och Sveriges fiskevattenägareförbund
- uppdragit åt respektive fiskenämnd att i samråd med länets naturvårdsenhet göra den länsvisa prioriteringen av inkomna ansökningar
- givit ut råd och anvisningar för ansökan om statsbidrag
- d:o för provfisken i kalkningsprojekt
- annonserat om bidragsmöjligheterna

Det nuvarande ansökningsförfarandet vid statsbidragsgivning till kalkningsåtgärder kan schematiskt tecknas enligt nedan

Ansökan till länets fiskenämnd

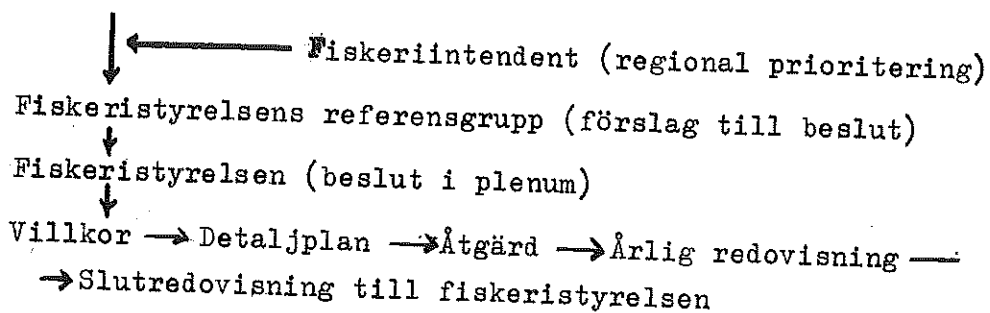


Samråd länsstyrelsen



Länsprioritering (fiskenämnd och länsstyrelse)





Såväl styrelsens som referensgruppens insatser finansieras inom den ekonomiska ram som budgetårsvis fastställts av regeringen till 100 000 kr, 220 000 kr och 450 000 kr för bå 1976/77, 1977/78 respektive 1978/79.

Inom denna ram drivs också ett antal smärre projekt av principiellt värde för utvärderingsarbetet samt ett större tillämpat kalkningsprojekt. Det senare drivs av styrelsens sötvattenslaboratorium och benämns "Undersökningar rörande kalkning i modellsjöar, åtgärder och effektstudier". För fiskeristyrelsens centrala planerings- och utvärderingsarbete med kalkningsverksamheten har hittills avsatts 1 biologisk handläggare, $\frac{1}{2}$ skrivbiträde samt $\frac{1}{2}$ kassabiträde. Dessutom har s k AMS-personal tagits i anspråk.

Rapportens indelning

Fiskeristyrelsen ansvarar för sammanställningen avseende erfarenheterna hittills av kalkning, statens naturvårdsverk ansvarar för redovisningen av försurningens omfattning och fortskridande. Styrelsen har som underlag för sammanställningen använt data från pågående projekt, resultaten från två rundskrivelser till landets fiskenämnder och fiskeriintendenter samt synpunkter från Sveriges fritidsfiskares riksförbund och Sveriges fiskevattenägareförbund.

Statens naturvårdsverk har på motsvarande sätt inhämtat uppgifter rörande försurningens fortskridande från länsstyrelserna samt sammanställt resultat från pågående specialprojekt som delvis finansieras över kalkningsanslaget.

2. VERKSAMHETENS OMFATTNING

2.1 Allmänt

Under bå 1976/77, 1977/78 och 1978/79 har disponerats sammanlagt 29.6 miljoner kronor. 193 projekt är igång och berör ca 450 sjöar och vattendrag. Insatsernas fördelning (kr, ha, ton) på län och vattensystem redovisas på kartorna 1 och 2 samt i tabellerna 1 och 2.

För budgetåren 1976/77 och 1977/78 har medlen fördelats på de tre huvudposterna kalk, undersökningsverksamhet och administration enligt nedan:

- kalk ca 15 miljoner kronor eller ca 75 % av totalkostnaden
- undersökningsverksamhet ca 4 miljoner kronor eller ca 20 % av totalkostnaden
- administration ca 1 miljon kronor eller ca 5 % av totalkostnaden

Under bå 1978/79 har kostnaderna för undersökningsverksamheten minskats i förhållande till tidigare genom en medveten nedskärning.

Skälen till att undersökningsverksamheten trappats ned är flera

- den upplevs som betungande av de sökande, särskilt av fiskevårdsföreningar, fiskevårdsområden etc, som saknar de resurser som t ex en kommun oftast har i form av kompetent personal och adekvat apparatur för provtagning och analys
- den kostar pengar, många sökande vill minimera den till förmån för mera kalk
- genom de inledande projekten har huvudparten av de från start listade problemområdena täckts in - vad som nu behövs är snarare att längre uppföljningstid garanteras för dessa projekt än att fler startas.

2.2 Kalkningsmedel

2.2.1 Allmänt

De neutraliserande medel som använts för att förbättra vattnets kvalitet, enklast angiven som en höjning av pH, är kalkningsmedel, övriga neutraliserande medel och kombinationer mellan dessa.

Med kalkningsmedel avses vanligen kalcium- och magnesiumhaltiga ämnen som har syranutraliserande förmåga och är avsedda för kalkning främst av åkerjordar. Lantbruksstyrelsen har för dessa ämnen fastställt minimikrav på total kalkverkan för beteckningarna kalksten, dolomit, osläckt kalk, släckt kalk och restkalkningsmedel.

Vilken neutraliserande effekt ett kalkningsmedel har beror bl a på dess innehåll av kalciumoxid (CaO) och främst den lättlösliga delen därav. Lösligheten varierar med pH, kalksort och fraktion.

Vid sjökalkning bör man alltid eftersträva ett kalkningsmedel med hög halt av i vattenfas lättlösligt CaO -innehåll. Detta dels med tanke på effektiviteten av åtgärden dels med hänsyn till ekonomin - transport- och spridningskostnaden per ton är vanligen större än kostnaden för själva medlet. Jämför fig 1; Olika kalkningsmedels löslighet vid olika pH. I figuren redovisas resultat av tester av den lättlösliga andelen i kalkningsmedel av olika fraktioner, definierat som mängd utlöst kalcium i buffert av pH 5 efter 2 timmars försiktig omrörning. Urbergskalksten, silurkalk och kritkalk har likartade egenskaper med ca 40 % lättlösligt CaO av de finaste fraktionerna. T-kalken har ca 45 %, K-kalk 25 % och dolomit ca 10 % lättlösligt CaO . För magnesiumhaltiga kalker har värdet räknats upp i proportion till kalkens magnesiuminnehåll. I fig 2 redovisas olika kalkningsmedels innehåll av lättlöslig kalciumoxid.

Under alternativa metoder (2.3) beskrivs åtgärder ägnade att komplettera insatser med kalkningsmedel och övriga neutraliserande medel direkt eller indirekt i sjöar och vattendrag.

2.2 Kalksten

Kalksten av olika fraktioner och geologiskt ursprung är det helt dominerande kalkningsmedlet. Mjuk kalksten har högre löslighet än hård, finare fraktioner högre än grövre. Dessa antaganden har verifierats empiriskt vilket i sin tur lett till att den dominerande fraktionen av kalk-

sten vid sjö- och strandzonskalkning numera är 0 - 0.5 mm. S k kalkkross (grovkrossad kalksten) användes i inledningskedet i några projekt men begränsas nu till projekt där förändring av bottenstrukturen bedöms som önskvärd. Fraktionerna 0 - 1 mm och 0 - 3 mm används inom flera projekt, främst vid spridning på jordbruksmark. Jämför tab 3.

Användningen av hårda kalkstenar och vissa restkalker synes, efter den korta tid som förflutit från det att insatserna gjorts, ge begränsad verkan även med de finaste fraktionerna.

Beträffande metoder för spridning, kostnader och effekter hänvisas till 2.4, 2.6 och 3. respektive.

2.2.3

Bränd kalk, (CaO), kalciumoxid

Bränd kalk är mycket löslig och kostnaden är rimlig uttryckt som kr per ton CaO. Den har dock använts i mycket begränsad omfattning främst på grund av att den från arbets-skyddssynpunkt är svår att hantera men också på grund av att den vid feldosering kan ge mycket högt pH (12 - 13).

I de fall bränd kalk använts för direktkalkning i vatten har vanligen låga doser förekommit. Alkaliniteten har därför blivit alltför låg för ett bibehållande av pH-värdet på acceptabel nivå under kommande snösmältning.

Eh sjö med pH 5.5 kalkades med 1 g CaO/m³, fraktion 0 - 3 mm. Då kalken är löslig, löste sig momentant omkring 70 % av den varvid pH-värdet steg till 6.0 och alkaliniteten till 0.01 mekv. Kalken spreds enbart över djupare områden (10 - 18 m) i sjön. Trots detta löstes inte den grövre delen av kalken utan sjönk till botten, som var täckt med vitmossa. pH-förhöjningen där medförde att mossan fullständigt dog ut och bröts ned. I fig 3 visas några vattenkemiska parametrar som belyser situationen i sjön under den följande vårvintern (april). I ytvattnet var då pH-värdet 5.3, i bottenvattnet 6.5.

2.2.4

Släckt kalk, hydratkalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, kalciumhydroxid
 Släckt liksom bränd kalk ger vid tillsats till vatten snabb pH-höjning genom sin höga löslighet. Användningsområdet begränsas dock av riskerna för momentant mycket höga pH-värden vilka kan ge skador på faunan.

Under våren 1966 kalkades den lilla och sura sjön Ljustjärn med $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Kalken spreds på is och dosen var mycket hög med tanke på kalkens löslighet (31 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$, d v s omkring 22 g CaO/m^3 . pH-värdet steg från ca 4.8 till maximalt uppmätt 9.8 under den följande sommaren och stabiliserade sig sedan vid 6.5 - 7.0. Alkaliniteten steg från 0 till maximalt 0.35 mekv/l. Av övriga vattenkemiska förändringar var fördubblingen av fosforhalten under första året efter kalkning det mest anmärkningsvärda. Några långsiktiga vattenkemiska förändringar har dock ej påvisats (Wilander och Ahl 1972). Sjön har mycket lång omsättningstid (14 år) och man beräknade tidigare att pH 5.6 skulle nås i mitten av 1980-talet, d v s att varaktigheten skulle bli ca 20 år. Senare mätningar visar emellertid att varaktigheten inte kommer att bli så lång (Wilander muntl medd).

Släckt kalk används vidare inom det s k Läen-projektet i Kronobergs län. Förutsättningarna är där goda för att genom intermittenta insatser i det dominerande tillflödet (90 % av tillrinningen) förse sjön med ett fysikalisk-kemiskt godtagbart vatten. Försöket startades under våren 1979. Hittills redovisade resultat visar en tillfredställande höjning av pH-värdena i sjön Läen - huvudmotivet för åtgärderna.

2.5

Rest- och slaggkalker

Dessa kalker är huvudsakligen avfallsprodukter från olika industriella processer. Som exempel kan nämnas slamkalk från sockerbruk, karbidkalk från gasverk, mesa från pappersindustrin och olika slaggkalker (T- och LD-kalk) från järn- och stålverk. Kalkerna innehåller ofta någon form av förorening t ex krom, zink eller kadmium vilken gör dem mindre lämpade för åtgärder direkt i vatten. Eftersom outnyttjade upplag av dessa medel finns spridda över

landet bör deras användbarhet undersökas och såväl effekter som kostnader jämföras med vad man finner för andra medel.

Mesa (avfallsprodukt från papperstillverkning) har använts i få projekt och då i små kvantiteter. Mesan innehåller i regel tungmetaller och har hög halt av organiska ämnen. Den specialstuderas inom ramen för försöksverksamheten.

T-kalk (avfallsprodukt från specialståltillverkning) har tidigare prövats inom bl a Östra Nedsjöprojektet. Några negativa effekter har inte rapporterats hittills. Angående erfarenheterna i övrigt från detta projekt, se 2.4.4.5.

Algomin är salunamnet för kalk från marina djur och växter. Denna kalk prövas parallellt med andra kalksorter inom Härskogen-projektet i Göteborgstrakten. Utvärderingen är ännu inte slutförd.

2.2.5.1

Föroreningar i kalkningsmedel

I tab 4 redovisas analyser av metaller i olika kalkningsmedel. Värdena jämförs med motsvarande analyser av "naturligt" sjösediment, av sediment påverkat av dagens deposition från luften (sjösediment från västkusten) och av jord.

Filterkalk och hyttsand kan innehålla betydande mängder mangan, titan och kobolt - slaggkalken en del mangan, krom eller nickel. T-kalk innehåller ca 0,3 % krom och pågående studier för utvisa om krominnehållet har någon ekologisk betydelse. Mesan kan innehålla en del kadmium och zink, men kan också vara relativt ren.

Kalksten av olika sorter har genomgående låga metallhalter, lägre än vad som påträffas i naturliga sjösediment idag.

2.2.6

Övriga neutraliserande medel

Av sådana medel har lut och soda använts i pH-höjande syfte.

Lut (NaOH)

Experiment har tidigare gjorts i liten skala. Uppföljande undersökningar har inte skett.

Soda (Na_2CO_3)

Effekterna av att använda soda som kalkningsmedel specialstuderas inom ett mindre projekt på västkusten.

På grund av arbetsmiljöriskerna vid felaktig hantering och/eller dosering samt de höga kostnaderna per ton efter omräkning till "CaO-effekt" bedöms dessa två medel som mindre användbara.

Andra neutraliserande medel har hittills inte kommit ifråga för pH-höjning i vatten. Tänkbara är t ex vissa bergarter och mineraler med pH-höjande verkan.

Finnalen granitsten kan uppslammad i vatten ge pH 10. Dess neutraliserande förmåga (CaO-innehåll) är dock ringa, ofta lägre än 15 %.

Olivin har på motsvarande sätt viss neutraliserande förmåga.

2.3 Alternativa metoder

Alternativa metoder, eller om man så vill metoder och medel, till under 2.2 listade insatser är svåra att finna om inte "kalkning av sjöar och vattendrag" ges en vidare innebörd. Vanligtvis avses med kalkningsåtgärder sådana som är direkt inriktade på att höja vattnens pH. Sättes alternativa metoder lika med indirekta finns dock åtgärder/metoder/medel att använda sig av för att nå effekter som på sikt och sammantagna kan motverka den fortgående försurningen av sjöar och vattendrag.

Exempel på sådana insatser är

- begränsning av användningen av sura gödselmedel i skogs- och jordbruk
- begränsning av dikningsverksamhet
- övergång till kalkfällning i vissa, främst mindre reningsverk med lämpliga recipienter.

Beträffande metoder för spridning av neutraliserande ämnen pågår en vidareutveckling och anpassning av för andra spridningsändamål tidigare utprovade och etablerade metoder, maskiner etc.

2.3.1

Sedimentbearbetning

En helt ny metod för åtgärder i sjöar där kalk av ekologiska eller andra skäl inte bör eller kan användas, har experimenterats fram i laboratorieskala och skall prövas inom försöksverksamhetens ram. Grundidén är att sjösedimenten behandlas, "laddas" med lut eller soda så att sedimenten därefter skall kunna neutralisera de tillkommande vätejonerna.

2.3.2

Kalk som fällningsmedel vid kommunala avloppsreningsverk I diskussionerna om åtgärder mot försurning har det ofta framhållits att i områden där sjöar och vattendrag har låg alkalitet kan det ur recipientsynpunkt vara motiverat att använda kalk i stället för aluminium- eller järnsalter som fällningsmedel i reningsverken. Om aluminium- eller järnsalter används minskar avloppsvattnets alkalitet normalt ca 1-1.5 mekv/l. Nitrifikation av i avloppsvattnet förekommande ammonium minskar avloppsvattnets alkalitet ytterligare. Den buffertförstärkning som avloppsvattnet kunde bli, försvinner alltså helt eller delvis genom behandlingen i reningsverk. Förespråkare för kalkfällning har hävdats att den förväntade alkaliteten i utgående vatten från kalkverk är 3-10 mekv/l och att alkaliteten mestadels ökar under behandlingen i reningsverken.

I och med att driften vid reningsverken optimeras har alltfler kalkfällningsanläggningar kunnat sänka kemikaliedoserna. Detta medför i sin tur att alkalitetsökningen hos avloppsvattnet kan utebli eller övergå i en minskning. I ett av naturvårdsverket nyligen framtaget material kan två grupper av kalkfällningsverk urskiljas. En grupp med relativt låga kalkdoser och i de flesta fall en sänkning av alkaliteten samt en grupp med höga kalkdoser och en ökning av alkaliteten.

	kalkdos g CaO/m ³	alkalitet mekv/l inkommande	utgående
Grupp 1.			
Medelvärde	170	2.6	2.0
Grupp 2.			
Medelvärde	430	4.0	6.1

Fällning med 125 g AVR* per m³ vatten och nitrifikation av 15 g NH₄⁺ - N per m³ vatten ger alkalitetsminskningen 3 mekv/l.

Med utgångspunkt från ovanstående siffror kan följande kostnadsjämförelse göras.

SNV har låtit utreda kostnaderna för de olika behandlingsstegen i en efterfällningsanläggning. Beräkningarna är gjorda för tre storlekar på reningsverk - 5 000 pe, 25 000 pe och 125 000 pe. Både kapital och driftkostnad har studerats så att totala årskostnaden har kunnat beräknas. I kalkalternativet har beräkningar med två kalkdoser gjorts, 200 g Ca(OH)₂ (150 g CaO) och 400 g Ca(OH)₂ per m³ vatten. Alternativet med den lägre dosen kan anses representera grupp 1 ovan och den högre dosen grupp 2. Jämförelsen skall göras med den idag vanligaste fällningskemikalien, AVR. Kostnaden för AVR-fällning beräknas på en normal dosering, 125 g/m³.

Verksstorlek pe	Årskostnad för kemsteget, tkr		
	AVR 125g/m ³	Ca(OH) ₂ 200g/m ³	Ca(OH) ₂ 400g/m ³
5 000	307	336	398
25 000	738	870	1 180
125 000	2 575	3 240	4 791

För slambehandlingen väljes att jämföra alternativen med kalk som stabiliseringsmetod, d v s allt slam som produceras i reningsverken blandas med kalk till ett pH större än 11. När AVR används som fällningsmedel måste alltså mer kalk tillsättas slammet än då kalk är fällningsmedel.

Verksstorlek pe	Årskostnad för slambehandling, tkr		
	AVR 125g/m ³	Ca(OH) ₂ 200g/m ³	Ca(OH) ₂ 400g/m ³
5 000	358	360	393
25 000	751	787	1 093
125 000	2 136	2 247	3 062

* Salunamn för fällningskemikalie huvudsakligen bestående av aluminium- och järnsulfat

Behandlingskostnaden för avloppsvattnet i övriga reningssteg är lika för de tre alternativen. Den sammanlagda kostnadsskillnaden för kemsteget och slambehandlingen visar i detta fall hela kostnadsskillnaden för efterfällningsverk med AVR respektive kalk.

Verksstorlek pe	Skillnad i årskostnad mellan efterfällningsverk för kalk och AVR, kr	
	Ca(OH) ₂ 200g/m ³	Ca(OH) ₂ 400g/m ³
5 000	31 000	126 000
25 000	168 000	730 000
125 000	778 000	3 142 000

AVR-fällningen är alltså billigare i samtliga fall vid de doseringar som använts vid beräkningarna. Utgående vatten är dock inte likvärdigt. Alkaliteten hos de kalkfällda vattnen är högre, ca 2.5 mekv/l vid den lägre kalkdosen och ca 5 mekv/l vid den högre kalkdosen. För att få ett ur försurningssynpunkt likvärdigt vatten måste kalk sättas till i utloppet från de verk som faller med AVR. Kostnaden för denna kalktillsats visas i tabellen nedan.

Verksstorlek pe	Dosering av kalk i utloppet från AVR-verk			
	mängd, ton ren CaO/år		kostnad, kr/år	
	2.5 mekv/l	5 mekv/l	2.5 mekv/l	5 mekv/l
5 000	64	128	31 000	62 000
25 000	320	640	155 000	310 000
125 000	1 600	3 200	776 000	1 552 000

Adderas kalkkostnaderna till AVR-alternativet blir de totala kostnaderna nästan exakt lika för alternativen med AVR och den lägre kalkdoseringen. Alternativet med den högre kalkdoseringen blir fortfarande dyrare.

Slutsatsen av de ovan gjorda beräkningarna måste bli att fällning med AVR eller likvärdig kemikalie i de flesta

fall blir billigare än fällning med kalk. Detta gäller också om slambehandlingen medräknas och den för kalkfällningen förmånligaste behandlingsmetoden studeras. Utgående vatten från ett kalkfällningsverk är dock gynnsammare för recipienten ur försurningssynpunkt än vatten från ett AVR-verk. Genom att tillsätta kalk i utloppet från AVR-verk kan detta kompenseras. Kostnadsskillnaden mellan alternativen minskar då, men AVR-verket är fortfarande genomgående något billigare att driva.

Valet av fällningskemikalie vid reningsverk görs oftast med utgångspunkt från de reningsresultat som kan uppnås och kostnaden för reningen. Eftersom sammanställningen och egenskaperna hos avloppsvattnet växlar från plats till plats, växlar också olika kemikaliers lämplighet på samma sätt. Kraven 15 mg BOD/l och 0.5 mg P/l gäller för de flesta kommunala reningsverken och de styr processutformning och kemikalieval. Eventuella fördelar med vissa processer och kemikalier ur försurningssynpunkt har inte varit av avgörande betydelse. Då de ovan redovisade beräkningarna visar att ett ur försurningssynpunkt likvärdigt utgående vatten kan erhållas till samma eller lägre kostnad om AVR (eller annat jämförbart fällningsmedel) används jämfört med om kalk väljes, måste det anses riktigt att valet av fällningskemikalie i första hand görs med utgångspunkt från processteknik och reningsresultat. Det finns med andra ord inte några skäl för att generellt kräva kalkfällning i kommunala avloppsreningsverk utan förutsättningarna i varje enskilt fall får bli avgörande.

Sammanfattning beträffande kalk som fällningsmedel
En jämförelse mellan årskostnaderna för kommunala avloppsreningsverk visar att det är billigare att använda AVR (eller annan jämförbar kemikalie) som fällningsmedel än att använda kalk. Också om det AVR-fällda vattnet kompenseras för sin, jämförbart med kalkfällt vatten lägre alkalitet, genom tillsats av kalk i utloppet, blir kostnaden lika eller lägre än för ett kalkalternativ. Då kostnadsberäkningar alltså visar att ett ur försurningssynpunkt likvärdigt utgående avloppsvatten kan erhållas till samma

eller lägre kostnad om AVR används som fällningsmedel jämfört med om kalk väljes, är det naturligt att valet av fällningskemikalie i första hand görs med utgångspunkt från processteknik och reningsresultat. Det finns alltså inte skäl för att någonstans i landet generellt kräva kalkfällning i kommunala reningsverk. Omständigheterna i varje enskilt fall måste bli avgörande. Där emot kan det i vissa fall finnas skäl att kräva kalktillsats till utgående vatten för att höja avloppsvattnets alkalitet och pH före utsläppet i recipienten.

2.4

Spridningsmetoder

Flera faktorer avgör vilken metod som kommer till användning inom ett kalkningsprojekt, nedan anges några: vilken typ av område som skall åtgärdas (sjö, rinnande vatten, land), områdets tillgänglighet, val av kalksort och -fraktion, tillgänglig utrustning och tillgängliga penningmedel.

2.4.1

På land

Spridning på land sker billigast med traktor varvid dock spridningsområdet begränsas av traktorns framkomlighet. Alternativ är spridning med tryckluft från s k bulkbil (om ej åkermark) som ger större räckvidd men i gengäld kräver god väg samt kostar väsentligt mera. Helikopterspridning sker då ingen annan möjlighet återstår. Den mest använda metoden för spridning av kalk på åkermark i syfte att förbättra vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag är traktor med centrifugalspridare. Fraktionen 0 - 3 mm dominerar, doserna är 4 - 10 ton/ha och priset per utspritt ton är ca 150 kr. 26 % av insatserna har skett i denna form.

Eftersom åkermarken ofta är belägen just i anslutning till vattendrag, borde åkerkalkning kunna ge goda utlösningseffekter för kalken speciellt som marken ofta är upplöjd just under högvattenflödena höst och vår. Försök både i Sverige (Lanna) och Danmark har dock visat att det kan bli fråga om decennier innan all kalk kommit vattnen tillgodo. Med ledning av resultaten från dessa försök och med tanke på att dagens syradeposition är betydligt större än på 1920 - 40-talen bör man kunna räkna med att 100 - 400 kg CaCO₃ lakas ut per år från ytor som kalkats med 2 - 12 ton kalksten per ha. Om kalken då

också befinns löst som bikarbonat motsvarar det en alkalinitet av 0.6 - 2 mekv/l i medeltal. Om den kalkade ytan utgör 10 % av hela tillrinningsområdet blir alkalinitetstillskottet 0.06 - 0.2 mekv/l. Tidigare hade åkermarken en naturlig positiv inverkan på avrinningsvattnet, men idag kan den ibland vara direkt försurande beroende på intensiv handelsgödsling m m.

Inom vissa kalkningsprojekt kommer möjligheter att ges att utvärdera effekten av kalkning på åkermark på det avrinnande vattnets kvalitet. Hittills föreliggande resultat visar dock att effekten är ringa, särskilt vid höga avrinningar. Fig 4 illustrerar resultaten från tre olika bäckar som avrinner från kalkad åkermark. Vid bäck 1 har 290 ton CaCO_3 spridits på åkrarna (10 ton/ha) och vid 2 och 3 har dessutom bäckravinerna tillförts kalk. Effekter av kalkningen märks endast i bäck 3.

Inom Annråseåns avrinningsområde kalkades 420 ha vid en mindre bäck dels på åkermark (42 ton CaCO_3) i anslutning till bäcken och dels längs bäckravinerna (38 ton). Kalkningen utfördes i början av 1979 och under snösmältningen steg alkaliniteten från 0 till 0.2 mekv/l. Redan i slutet av april och mitten av maj hade dock alkaliniteten sjunkit till 0.01 - 0.03 mekv/l.

Skogs- och ängsmark har kalkats med fraktionerna 0 - 0.05 mm, 0 - 1 mm, 0 - 5 mm i doser mellan 1 - 25 ton/ha till en kostnad av 100 - 300 kr/ton. 18 % av de två första årens insatser har skett i denna form.

Tidigare undersökningar rörande kalkning av skogsmark visar att sjunk- och avrinningsvattnet från kalkade parceller vanligen bara har några tiondelar högre pH-värde än vattnet från okalkade parceller. Effekter av kalkning på skogsmark studeras bl a inom det s k Vänneåprojektet. Det är dock ännu för tidigt att utvärdera erhållna resultat liksom att ange huruvida skogskalkning i stor skala främjar vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag i sådan grad att den därför bör komma till stånd.

Det bör i detta sammanhang noteras att skogsforskningen hittills inte givit besked om kalkningens eventuella positiva effekt på skogstillväxt - däremot sätts vissa skador på barrskog (borbrist) i samband med utförd kalkning.

Moss- och myrmark har åtgärdats i ringa omfattning, 3 % av insatsen hittills. Genom åtgärderna vill man höja pH-värdet i det ofta mycket sura avrinningsvattnet från dessa marktyper.

I slutet av 1972 kalkades Store Mosse vid Östra Nedsjön med 110 ton T-kalk. Mossen saknar definierat utlopp och vattnet silas över mossen på ett bredare område där spridningen koncentrerades (ca 12 ton/ha). Resultatet blev att pH och alkalinitet höll tillfredställande värden fram till vårfloden 1977. Av totalt tillförd kalk hade då ca 30 % lakats ut, d v s i medeltal 0.5 - 1 ton CaCO_3 per ha och år. Utlakningen var givetvis störst i början, alkaliniteten var då ca 1 mekv/l.

I ett annat projekt kalkades en mosslagg med 0 - 1 mm CaCO_3 med en mindre giva, 8 ton/ha. Under vårfloden ett år senare var pH 0.6 enheter högre än i en okalkad referensbäck.

2.4.2

I sjö och strandzon

I fig 5 visas resultaten av tre principiellt olika metoder för kalkning av sjöar. Vattnen är förhållandevis jämförbara klarvattensjöar med omsättningstider på 2 - 4 år. De har kalkats med kalkstensmjöl. I den första sjön (1) har kalken tillförts direkt i vattnet över hårda bottenar i strandzonen. Alkaliniteten stiger snabbt och avtar sedan kontinuerligt med tiden.

I de två övriga sjöarna har all kalk spridits på land, men i omedelbar närhet till vattnet (strandzonskalkning i något vid bemärkelse). Vid sjö 2 tillfördes kalken koncentrerat (10 - 20 ton/ha) till vissa lättåtkomliga strandavsnitt och vid sjö 3 spreds kalken jämnt fördelad, 5.5 ton runt hela sjön. Kalktillförseln till sjön är störst

vid den höga arealgivan, medan urlakningen till sjö 3 är liten och alkaliniteten 0 i ytvattnet under snösmältning.

Åtgärder direkt i sjö sker främst när omsättningstiden är lång. Spridning sker i regel från någon typ av flytetyg (båt, flotte, amfibiebil) manuellt eller med tryckluft. Kostnaden blir därvid ca 200 kr/ton, kostnaden för flytetyg oräknad. Flyg har använts för svårtillgängliga vatten.

Under åren 1977 och 1978 har 24 % av den totala mängden redovisad spridd kalk använts för direkt sjökalkning. Doserna varierar mellan 5 - 150 g kalk/m³, i medeltal 40 - 50 g/m³.

Strandzonskalkning används i flera projekt antingen enbart eller som komplement till renodlad land- eller sjökalkning. Den sker från flytetyg eller fordon, vanligast med tryckluft, doser 5 - 10 ton/ha för en kostnad av 200 - 225 kr/ton. 12 % har spritts på detta sätt.

Inom ett antal objekt har mark i nära anslutning till rinnande vatten eller sjöar kalkats. I ett fall kalkades från helikopter med kalkstensmjöl 0 - 0.5 mm runt hela sjön. Givan var 5.5 ton/ha och sedan oktober 1977 beräknas ca 16 % av den tillförda kalken ha kommit sjön tillgodo. Urlakningen är förvånansvärt stor, men stränderna är brant sluttande ned mot sjön, varför huvuddelen av kalken transporterats direkt ut i sjön under snösmältningen.

I mars 1978 kalkades en 3 ha stor och relativt humös sjö (vattenfärg 25 - 150 mg Pt/l) med kalkstensmjöl 0 - 1 mm. All kalk (12 ton CaCO₃, 0.16 ton/ha tillrinningsområde) spreds på myr- och fastmarksstränder i en ca 20 m bred zon runt sjön. Med hjälp av avrinningsregistreringar från en närbelägen vattenföringsstation, har kalkförbrukningen under tiden mars 1978 - juni 1979 beräknats (fig 6). Sjön har liten volym och relativt stort tillrinningsområde, varför omsättningstiden är kort (ca 3 mån). Kalkförlusten via avrinnande vatten är därför ganska stor. Efter 15 månader

har 800 kg kalcium tillförts sjön, ca 600 kg har runnit ur och ca 200 kg finns nu kvar som mätbar kalciumförhöjning i sjövattnet. Av tillförda 4 800 kg kalcium beräknas sålunda 16 - 17 % ha förbrukats hittills. Hur stor del som slutligen kommer sjön tillgodo avgörs i första hand av hur mycket av kalken som lagts fast eller på annat sätt inaktiverats framförallt i de omgivande myrstränderna.

2.4.3

I rinnande vatten

2.4.3.1

Direktkalkning

Åtgärder direkt i rinnande vatten vidtas antingen för att bevara ett strömlekande/-levande fiskbestånd (ex lax, öring, bäckröding) och/eller för att förbättra eller bibehålla vattenkvaliteten i en nedströms liggande sjö. I det förstnämnda fallet är det av yttersta vikt att pH-värdet är fullgott under hela året, då även korta perioder med lågt pH (och t ex höga aluminiumhalter) kan eliminera hela fiskbestånd. I det andra fallet kan dock korta perioder med sämre vattenkvalitet tolereras. Valet av metod bestäms av projektets målsättning. Utöver de metoder som används för åtgärder på land och i sjö är det här främst fråga om att nyttja olika typer av doseringsanordningar. Dessutom görs försök med utläggning av s k kalkkross. Såväl doserare som kalkbrunnar har sitt främsta användningsområde i sådana rinnande vatten som periodvis uppvisar alltför låga pH-värden för strömlevande fisk och andra organismer. Apparaturen bör helst kunna kopplas in när den som bäst behövs, vara tekniskt okomplicerad, lättskött och billig att anskaffa eller att bygga.

I tillrinnande vatten, bäckar och bäckraviner har hittills spritts 16 % av kalken, brunnar och doserare svarar för 1 %.

2.4.3.1.1

Doserare

Principen är härvid att det ingående eller förbiströmmande vattnet automatiskt tillförs den mängd kalkningsmedel som krävs för att det skall ha tillfredställande fysikalisk-kemisk kvalitet efter passagen av anläggningen. Försök pågår med tre olika typer av doserare varav en använder det förbiströmmande vattnet som drivkälla, de övriga el.

Fälterfarenheter i full skala finnes ännu endast från Högvadsån. Doserare måste ha hög kapacitet för att ge effekt i stora vattendrag. De är dyra att installera varför endast sådana rinnande vatten som har utomordentligt värdefullt växt- och djurliv kan komma i fråga för denna typ av insats.

2.4.3.1.2

Kalkbrunnar

Principen för kalkbrunnar är att kalkningsmedlet finfördelas genom det passerande vattnets inverkan och därvid går i lösning. Försök pågår med flera olika typer av brunnar. Kalkbrunnarna är av enkel konstruktion, billiga och behöver ringa tillsyn men är svåra att trimma in. De största ansträngningarna har hittills lagts ned på att få fram modeller som bearbetar kalken så effektivt som möjligt. Ett problem är att få kalkbrunnar att fungera tillfredställande under höga vattenflöden, t ex vid vår- och höstflod då de bäst behövs.

2.4.3.1.3

Kalkkross

Den ursprungliga avsikten med metoden var att förbättra vattenkvaliteten och samtidigt skapa lämpliga lekplatser för strömlökande fiskar. Resultaten hittills visar emellertid att den pH-höjande effekten vanligtvis är mycket kortvarig och ringa samt att kalken transporteras från strömsträckorna vid hög avrinning och samlas i stora högar i lugnvattnen, där den sedan överlagras av humus och annat sedimentterande material. Även på strömsträckorna tycks en betydande utfällning av humus ske på kalken. Kalkkrossens effekt på vattenkvaliteten utreds inom ett större specialprojekt.

2.4.3.1.4

Dumpning

I ett fall (Läen-projektet, jämför 2.2.4) har det rinnande vattnet använts för att snabbt tillföra en nedströms liggande sjö större mängder kalk. Kalkningen utföres under högvattenflöde och ger, då löslig kalk användes, upphov till ett högt pH-värde i tillflödet. Effekten är dock kortvarig. Hittills utförda undersökningar visar att de negativa effekterna på fisk och lägre organismer är ringa.

2.4.3.2 Inom avrinningsområdet

2.4.3.2.1 Släntkalkning

Kalkning av bäckslänter och -raviner har hittills utförts manuellt, med scooter, traktor och skopa, genom blåsning och från helikopter. Vid de fyra första metoderna är kalkgivan vanligtvis hög (10 - 50 ton/ha) längs begränsade och tillgängliga bäcksträckor medan man vid helikopterspridning sprider längs längre bäckstränder och då oftast med lägre arealgivor (ca 5 ton/ha).

Fig 7 visar resultaten av kalkning av tre skogsbäckar med mycket varierande vattenföring under året. Längs bäckarna 1 och 2 har spridning skett med helikopter och efter större delen av bäckens längd. Bäck 3 har kalkats längs en kortare sträcka. pH-värdet i bäckarna 1 och 2 är visserligen aldrig särskilt högt efter kalkningen, men hittills fullt tillfredställande även vid mycket höga vattenföringar. I bäck 3 däremot sjunker pH-värdet redan under första höst- och vårflod efter kalkningen.

Även resultaten från Anråseån, där både kortare och längre sträckor av bäckraviner kalkats, visar att pH och alkalinitet sjunker till i stort sett utgångsvärdena redan efter första vårfloden.

I några projekt har använts traktor eller lastbil med skopa och kalken har koncentrerats (ca 300 ton/ha) till en mycket kort bäcksträcka (20 - 30 m). Effekterna i vattnet vid höga avrinningar är mycket ringa.

2.4.4

Resultat från projekt där olika spridningsmetoder använts

Unden

Den sannolikt största sjökalkningen hittills i världen. Sjöyta 95 km^2 , sjövolym ca 3 km^3 , avrinningsområde 327 km^2 och omsättningstid ca 30 år.

Kalkningen sattes in 1978 med 100 % statsbidrag för att bli a rädda värdefullt rödingbestånd och relikta kräftdjur. Unden är av regeringen klassad som speciellt skyddsvärt riksobjekt och får ej förorenas på något sätt.

Alkaliniteten hade sedan 1960-talet minskat till hälften och nitrathalten nästan fördubblats. Sambandet mellan förändringarna i alkalinitet och nitrat är anmärkningsvärt och i detta fall mycket tydligare än mellan alkalinitet och sulfat. Fig 8. Totalt har 3 000 ton kalkstensmjöl och kross från Kinnekulle spritts inom tillrinningsområdet. Sjön Unden har bara kalkats i ringa omfattning och då främst på rödinglekplatser. Efter kalkningen har bäckvatten även vid vårflödena hållit acceptabla pH-värden och viss alkalinitet. Vid lågvattenflödena får en del av bäckarna kalkmättat vatten, fig 9. Även Undens ytvatten (fig 10) har efter kalkningen haft pH över 6 under vårflödet. Värdet i utflödet har efter kalkningen stigit med 0.01 - 0.02 mekv/l och försurningen av hela sjöns vattenmassa har hejdats. Hittills har ca 25 % av tillförd kalk lakats ut i sjön.

Fulufjället

Sedan början av 1970-talet har några sjöar kalkats uppe på Fulufjället, i norra Dalarna. Berggrunden består av en utomordentligt kalkfattig porfyr, och sjövattnet där är jämförbart med avjoniserat vatten. Åren 1973 - 76 kalkades Stora Rösjön och en uppströms belägen sjö med osläckt kalk direkt i vattnet. Vattnets uppehållstid i sjön är bara ett par månader. Efter ett år är således all kalk som löst sig borta. Åren 1975 - 76 kalkades med totalt 8.5 ton CaO, motsvarande 17 ton CaCO₃, och allt lades direkt i vattnet. Hösten 1977 kalkades med 250 ton CaCO₃, 0 - 1 mm varav 206 ton lades på blötmark, myr och fastmark längs 2 km av största tillflödet på en yta av ca 50 ha och resten i eller intill den uppströms belägna sjön. pH, alkalinitet och kalcium - magnesiumhalt under 1970-talet framgår av fig 11. Vid direktkalkning i vattnet 1975 - 76 steg alkaliniteten till maximalt 0.03 mekv/l och efter den stora markkalkningen 1977 till maximalt 0.02 mekv/l. Hela effekten av den senaste insatsen är inte borta ännu eftersom huvuddelen av kalken fortfarande ligger kvar i marken uppströms sjön. Men det ser inte ut som om markkalkning med 15 gånger högre giva skulle ge lika god effekt som direktkalkning i sjön. Orsaken är att en stor del av

den kalk, som deponeras på land, på organogena jordar, myr- eller kärmark läggs fast och bara ytterst långsamt dräneras ut i vattendraget.

Ölen

Sjöyta 410 ha; avrinningsområde 7 200 ha; sjövolym $34.4 \times 10^6 \text{ m}^3$; årlig avrinning $23.8 \times 10^6 \text{ m}^3$; omsättningstid 1.4 år. Kalkades 1976 med 3 000 ton kalk (motsv 417 kg/ha tillrinningsområde). Av kalken var 90 % kalkstensmjöl som lades längs en stor del av stranden och i alla större tillrinnande bäckar. pH steg från 5.4 till över 6 och alkaliniteten från 0 till 0.1 mekv/l. Utvärderingen kompliceras av att kalkningen sattes in just år 1976 med ringa nederbörd och extremt lågt vattenstånd som följdes av mycket högt vattenflöde år 1977. Under torrperioder oxideras nämligen markens svavel (naturligt och luftburet) och tvättas ut som sulfat, därav de höga sulfatvärdena vintern 1977. Åren 1978 - 79 är sulfathalten ca 0.05 mekv/l lägre än 76 - 77, och sjöns alkalinitet skulle blivit lite bättre - även utan kalkning, jämför referenssjön Våtsjön, som inte kalkats. Räknat på (Ca + Mg)-värdena i sjön har på 3.5 år ca 20 % av den tillförda kalken kommit Ölen tillgodo. Jämför den ej kalkade Våtsjön, fig 12.

Södra Blötevattnet

Sjöyta 14 ha. Avrinningsområde 115 ha, sjövolym $1.2 \times 10^6 \text{ m}^3$, omsättningstid 2 år. Kalkning 1974 med 50 ton T-kalk (motsv 435 kg/ha tillrinningsområde) varav 30 ton på land i utströmningsområden och 20 ton i sjön. Efter 6 år har ca 50 % av kalken lakats ut, och varaktigheten kvarstår ytterligare ett par år. Fig 13. Nordvammsjön är en kalkad nedströmssjö. Jämför även de icke kalkade sjöarna Rotehagssjön och Långvattnet under samma tid. Fig 14.

Övre Bolsjön

Sjöyta 140 ha. Avrinningsområde 957 ha. Omsättningstid 3 - 4 år. Kalkad 1976 med 500 ton kalkstensmjöl, d v s motsv 522 kg/ha tillrinningsområde. pH steg från 5.2 till 6.5 och hittills efter 4 år har ca 50 % av kalken lösts ut. Varaktigheten blir troligen 8 - 10 år. Alkalinitets- och kalcium - magnesiumvärden redovisas i fig 15.

Östra Nedsjön

Sjöyta 755 ha, avrinningsområde 4 100 ha. Sjövolym 242 x 10⁶ m³, årlig avrinning 18.5 x 10⁶ m³, omsättningstid således 13 år. Kalkades 1971 - 74 med 2 100 ton huvudsakligen T-kalk (motsv 512 kg/ha tillrinningsområde) varav en mindre del tillfördes sjön direkt och resten tillrinningsområdet i bäckar, bäckraviner och på äker-, moss- och skogsmark. pH steg från lite över 5 till något över 6 och alkaliniteten från 0 till 0.02 mekv/l. Efter 8 år har ca 20 % av spridd kalk kommit sjön tillgodo. Värdena har nu börjat sjunka, men insatsens hela varaktighet kommer att bli mer än 10 år. Fig 16.

2.4.5

Kalkning av humösa vatten

Humusrikt vatten har ofta ansetts svårt att kalka. I de fall man tycker sig misslyckats har man emellertid ofta inte reflekterat över att just humösa vatten vanligen har en kort omsättningstid, varför kalkdoseringen gjorts felaktigt eller kanske bort delats upp på ett par omgångar för att ge långtidsverkan. Men även direkt sjökalkning i starkt humösa vatten kan ge mycket hög alkalinitet om lättlöslig kalk nyttjas i tillräcklig giva. Jämför även vad som sägs under 3.1.1.1 och se fig 23.

2.5

Undersökningsverksamhet

För varje kalkningsprojekt som erhåller statsbidrag föreskrivs viss undersökningsverksamhet före och efter åtgärdernas genomförande.

Målsättningen med undersökningsverksamheten är att den skall möjliggöra en meningsfull utvärdering av kalkningsverksamheten efter femårsperioden. Faktaunderlaget skall dels vara kvantitativt tillräckligt dels ha en så hög kvalitet som rimligen kan begäras. Med hänsyn till att merparten av projekten genomförs utan tillgång till expertis inom de vitt skilda biologiska - ekologiska problemområdena kalkningen berör, har i de fall specialprogram föreskrivs dock expertis knutits till projektet. Se tab 5.

Beroende på projektens lämplighet föreskrivs undersökningsverksamhet på endera av nivåerna

- minimiprogram; enbart fysikalisk-kemisk undersökning

- normalprogram; utökad fysikalisk-kemisk undersökning samt provfiske och/eller annan biologisk undersökning
- endera minimi- eller normalprogram samt specialprogram.

Minimiprogrammet består av de fysikalisk-kemiska variabler för vilka mätvärden oundvikligen krävs såväl för bedömningen av insatsbehovet som för effektkontrollen. Dessa är pH, alkalinitet, konduktivitet (specifika eller elektrolytiska ledningsförmågan) och vattenfärg.

För mera kvalificerad kontroll av insatserna, beräkning av mängden utlöst kalk etc, utökas minimiprogrammet till ett normalprogram dels med analys av kalcium + magnesium, dels i många fall med biologiska undersökningar av något slag.

2.6

Kostnader för kalkningsprojekt

2.6.1

Kalkningsmedel

Kalkkostnaden är beroende av önskat kalkningsmedel (för kalksten även fraktion och ev torkad vara), önskad mängd och förpackning och tidpunkt på året för leverans.

2.6.2

Transport

Transportkostnaderna bestäms främst av avståndet till kalkningsobjektet men också av mängd och kvalitet. Priset per tonkm har infordrats av ett antal leverantörer och varierar vid landsvägstransport mellan 0.20 kr och 0.40 kr beroende på fordonstyp (tipp- eller bulkbil).

Kalk- och transportkostnader, ca-priser 1979.

Fraktioner, mm kornstorlek						Anmärkning
0-0.5	0-2	0.5-3	0-3	0-15	20-40	
Inköpskostnad, kr/ton (fritt produktionsplats)						Variationen i kr/ton är beroende bl a av inköpt kvantitet och förpackning
65-230	30-130	150-230	40-130	20	30-40	
Transportkostnad, öre per tonkm						
20 - 40						

2.6.3

Spridning

Kostnaderna för spridning varierar starkt främst beroende på vilken spridningsmetod som väljes. Se tab 6.

Erfarenheterna hittills är inte tillräckliga för att det skall vara möjligt att ange vilken kombination av kalkningsmedel, spridningsmetod och spridningsområde som är att föredra för en viss typ av vatten i förhållande till dels de ekologiska effekterna, dels den ekonomiska insatsen. Att överhuvudtaget prestera en cost-benefit-analys där ekologiska effekter skall ingå låter sig inte göras - ett rätt fungerande akvatiskt ekosystem går inte att värdera i kronor. Trots detta torde det efter det att försöksperioden genomförts vara möjligt att schablonmässigt ange "bästa kombination" med reservation dels för långsiktiga negativa ekologiska effekter och dels för lokala variationer.

2.6.4

Undersökningsverksamhet

Dessa kostnader varierar mycket kraftigt från projekt till projekt. Verksamheten har hittills styrts mot endera av tre nivåer vad gäller undersökningsprogrammen inom projekten.

Nivå	Kostnad i % av totalkostnaden
S k minimiprogram	≤ 5 - 10
S k normalprogram	≤ 10 - 15
Specialprogram	≤ 10 - 100

Kostnaderna för undersökningsverksamheten inkluderar även vissa kostnader för projektering, administration, kontroll m m.

2.7

Större projekt där särskild vikt lagts vid åtgärdernas betydelse för fisk och fiske

Högvadsån

Ätrons biflöde Högvadsån är av intresse från fiskerisympunkt främst tack vare sin laxstam. Ätrons värde som laxälv är väldokumenterat och dess laxbestånd är av betydelse för såväl yrkesfisket i havet som för det omfattande fritidsfisket på kusten och i ån. Laxbeståndet värderas till

ungefär 10 miljoner kronor. Andra arter av visst ekonomiskt intresse är t ex öring och ål. I arbetet med den fysiska riksplaneringen har fiskeristyrelsen angivit Ätran som ett riksintresse.

Hälften av den lax som produceras inom Ätrans vattensystem reproducerar sig i Högvadsån.

Högvadsåns avrinningsområde är hårt försurningsdrabbat. Resultaten från unikt mångåriga fiskeribiologiska undersökningar samt alkalinitets- och pH-värden från senare år styrker uppfattningen att Högvadsåns laxbestånd hotas av den tilltagande försurningen. Elfiskeundersökningar har visat att under åren 1977 och 1978 nästan total dödlighet tycks ha inträffat bland laxungar som överlevt första sommaren. Orsaken kan vara låga pH-värden både våren 1977 och våren 1978 och därmed sammanhängande indirekta effekter, som t ex födodjursdöd.

Regeringen har beviljat 2.7 milj kronor till de kalkningsåtgärder inom Högvadsåns tillrinningsområde som nu är under genomförande. Huvudmålsättning med projektet skall vara att genom kalkningsåtgärderna bevara och förbättra förutsättningarna för naturlig laxreproduktion i Högvadsåns huvudfåra. Kalkningsarbetet påbörjades i juni 1978.

Det omfattande undersökningsprogram som är knutet till kalkningsprojektet har bl a som målsättning att utvärdera åtgärdernas effekt på laxbeståndet och de omvärldsfaktorer som verkar främjande på detsamma.

Det är ännu för tidigt att dra några säkra slutsatser, men resultaten från utförda elfisken visar en markant ökad överlevnad av ettåriga ungar. Genomsnittet vid undersökningen 1978 var 2.5 ungar/100 m² och vid 1979 års undersökning 17.4 ungar/100 m².

Anråseån

Anråseån är ett av Bohusläns viktigaste havsöringsvattendrag och har betecknats som riksintressant i den fysiska riksplanen. Källsjöarna ligger i huvudsak inom Svartedalens fritidsområde, som har stor betydelse för det rörliga friluftslivet. Det är därför angeläget att inom systemet skapa respektive bibehålla och förbättra möjligheter till fritidsfiske.

Försurningen är mycket markant i vattensystemets övre delar

Detta har fått omfattande konsekvenser för fiskfaunan. Fiskemöjligheterna i Svartedalen är för närvarande i det närmaste obefintliga på grund av försurningen och reproduktionsområdet för havsöringen har minskat kraftigt. De förr så viktiga lek- och uppväxtområdena i några biflöden kan numera ej producera havsöring. Pågående kalkningsåtgärder förväntas dock avsevärt förbättra fiskbestånden. Dessutom skall ytterligare tre sjöar upplåtas för fiske, inplantering av laxartad fisk skall ske etc, - allt till gagn för fritidsfisket inom Göteborgsregionen där det råder stor brist på fiskevatten av denna typ.

Projektet har alltså stort allmänt intresse genom att åtgärderna främst tar sikte på att rädda beståndet av havsvandrande öring, vilket gagnar såväl fritidsfiske som yrkesfiske.

Vänneån

Vänneån är ett biflöde till Lagan och avvattnar 15 sjöar. I ån finns bestånd av öring, gädda, abborre, mört, ål och flodkräfta. Större delen av åsträckan är upplåten för kortfiske och är ett mycket attraktivt och lämpligt område för fritidsfiske. Sedan 1970 har årligen gjorts stödutsättningar av öring och röding.

År 1975 noterades en klar sänkning av pH i ån samtidigt som en minskning av mörten iaktogs. Fiskevårdsföreningen började för att motverka försurningen att kalka i egen regi.

Totalt har 1 853 500 kronor beviljats i statsbidrag för projektet. Förutom studier av kalkningens effekter på fiskpopulationen och dess födoorganismer skall även en utvärdering ske av olika metoder för kalkning.

Unden

Sjön Unden har ett betydande fritidsfiskeintresse, belagt i den fysiska riksplaneringen. Sjön är där också klassad som riksobjekt för den vetenskapliga naturvården, och är med sitt tillrinningsområde sedan 1973 skyddad från utsläpp av avloppsvatten m m enligt miljöskyddslagen.

Sjön hyser ett värdefullt bestånd av röding - en av de få sjöar söder om Dalälven med kvarvarande rödingbestånd.

Unden är fiskeribiologiskt intressant också genom sina bestånd av s k relikta kräftdjur, vilka är högkvalitativ fiskföda.

Provfisken efter röding har visat att denna har en försämrad tillväxt. Uppmätta pH-värden har ej varit direkt alarmerande, men då sjöns buffertkapacitet är mycket låg är antagligen den näringskedja som rödingen ingår i påverkad av försurningen.

Regeringen har beviljat 2.5 miljoner kronor till projektet. Den uppföljande undersökningen tar sikte på att klarlägga kalkningens effekt på rödingens reproduktion och tillväxt, bl a genomförs kläckningsförsök.

Boksjö-Kornsjö-systemet

Norra Boksjön är helt belägen i Norge. Södra Boksjön och Norra Kornsjöarna utgör gränsvatten mellan Sverige och Norge, medan Mellankornsjön och Södra Kornsjön är belägna helt inom Sverige.

Utvecklingen i Kornsjöarna har under 1970-talet gått mot en allt mer markerad försurning. Alkaliniteten är mycket låg och motståndskapaciteten mot surstötar obetydlig. Under våren 1979 har uppmätts pH-värden lägre än 4 i delar av systemet.

I sjösystemets överst belägna sjöar är öring- och rödingbestånden utslagna och reproduktionen av mört har upphört. Endast i Södra Kornsjön synes fortplantning nu ske av där befintliga arter. De stora, sura vattenmassor som ständigt tillförs Södra Kornsjön från högre belägna delar av vattensystemet utgör dock ett allvarligt hot mot fiskbeståndens reproduktion även här.

Södra Kornsjön med omgivande marker ingår i Kynnefjällsområdet som i den fysiska riksplaneringen betecknats som riksintressant.

Trots den ringa bebyggelsen är sjöarna relativt lättillgängliga genom småvägar och stigar. Tillgängligheten och det variationsrika landskapet har gjort detta sjöområde synnerligen attraktivt för friluftsliv.

Kornsjöarna lämnar en stor del av sitt vatten via Kynne älv till Bullaresjöarna. Där har provtagning visat att buffertkapaciteten minskat successivt under hela 1970-talet och den kommer tidvis att vara obefintlig under

1980-talet om inga åtgärder vidtages.

Sjösystemet Kornsjöarna-Bullaresjöarna har utlopp i den för laxvandring tidigare så viktiga Idefjorden.

Kalkningsinsatserna i systemet motiveras därför dels av sjöarnas värde i sig själva, men dessutom av att nedströms liggande vattendrag har bestånd av havsvandrande öring och lax.

Regeringen har beviljat 2.5 miljoner kronor till kalkningsåtgärder i området. Som komplement till kalkningsinsatserna bör snarast efter kalkning fiskevårdande åtgärder såsom inplantering av tidigare förekommande fiskarter och näringsdjur vidtagas.

3. ÖKOLOGISKA EFFEKTER AV KALKNING

3.1 Effekter på vatten och vattenorganismer

3.1.1 Vattenkemiska effekter

3.1.1.1 Kväve, fosfor, syrgas och vattenfärg

I vissa sammanhang har framförts farhågor att kalkning skulle öka kväve- och fosforhalterna i vattnen, vilket i sin tur skulle leda till ökad produktion. Detta skulle dels bero på att naturlig kalksten innehåller små mängder fosfor och dels på att pH-höjningen stimulerar nedbrytningen av organiskt material, vilket medför att organiska näringsämnen frigörs till vattnet. Den ökade nedbrytningen skulle då även kunna medföra försämrade syrgasförhållanden.

Kväve

Resultaten hittills tyder ej på någon påtaglig ökning av kvävehalten i vattnen efter kalkning. Sannolikt skulle även en mindre ökning sakna betydelse för produktionen, då fosfor begränsar primärproduktionen i huvuddelen av skogslandets sjöar.

Fig 17 visar totalkvävekoncentrationen i två kalkade (1 och 2) och en (3) okalkad och sur sjö. Vattenprov har tagits på tre djup i varje sjö och halterna är medelvärden för hela vattenvolymen. Kalkningen utfördes i början av mars 1978. En förhöjning har skett i sjö 1, som även var den suraste före kalkningen.

Fosfor

Sedan gammalt har kalk använts inom jordbruket just för att mobilisera den ofta hårt bundna fosfor som finns i marken. En kalkning innebär sålunda, vare sig den utförs på land eller i vatten, att mer fosfor kommer i omlopp. Kalken själv innehåller vanligen 0.02 - 0.04 % fosfor. En dos av 25 mg kalk/l till ett vatten innebär således ett tillskott av fosfor på 5 - 10 $\mu\text{g}/\text{l}$, fig 18. S k Algominkalk håller hela 0.2 % fosfor och medför ett inte obetydligt fosfortillskott. Som jämförelse kan nämnas att vatten från näringsfattiga skogssjöar innehåller 5 - 20 μg fosfor/l.

Mark- och sjökalkningens effekter på fosformobiliseringen kan illustreras med data från Fulufjället, där gölar och grunda sjöar har studerats.

De fosforhöjningar som där erhållits i kalkade gölar kan bara till en mindre del tillskrivas fosfor i kalken, fig 19. Huvuddelen härrör från mark och sediment. Fosformobiliseringen går även att iaktta i sjövattnen den närmaste tiden efter kalkningen. Men eftersom fosfor är ett begärligt näringsämne tas den snart om hand. Kalkning bör således i flertalet fall bli jämförbart med en försiktig gödsling, tack vare kalkens eget innehåll av fosfor, mobilisering av markfosfor och genom "komposteffekter" på onedbruten förna. Några "riskabla" halter torde dock inte uppstå annat än i mycket grunda vatten av typ gölar.

Vid sjökalkning med mycket höga givor sker för övrigt en direkt utfällning vid de pH-värden, 7 - 8, som då råder, se fig 20 med värden från sjöar inom Uden-projektet.

Största mobiliseringen erhålls sannolikt vid lite lägre givor.

Vid kalkning av försurade sjöar, särskilt med stor vattenmassa är det på liknande sätt inte uteslutet att man initialt får en fosforsänkning beroende på utfällningsprocesser med t ex aluminium, som medan vattnet var surt, funnits löst i vattnet, fig 21.

Redovisade fosforförhöjningar har uppmätts i mycket små vatten eller är av kortvarig karaktär. Varaktiga fosforförhöjningar eller primärproduktionsökningar har inte rapporterats.

Syrgas

Fig 22 visar syrgasmättnaden under vårvintern efter kalkning i tre olika vatten. Sjö 1 är en extrem klarvattensjö med goda syrgasförhållanden medan sjöarna 2 och 3 har högre vattenfärg och en klar syrgastäring i bottenvattnet. Syrgashalten är i stort sett oförändrad i samtliga sjöar efter kalkningen.

Inom det s k Härskogenprojektet har ett antal mindre sjöar kalkats. I några av sjöarna var syrgashalten låg i bottenvattnet efter kalkningen. Dessa sjöar hade dock

även tidigare haft en kraftig syrgastäring i bottenvattnet.

I en mycket liten sjö på västkusten som kalkats varje vår under en följd av år, uppstod syrgasbrist då kalkningen utfördes på hösten. Man kan även allmänt konstatera att om risk för syrgasbrist föreligger i en sjö, bör kalkningen utföras på våren, eftersom syrgasförhållandena åtminstone över språngskiktet alltid är tillfredställande under sommaren.

Vattenfärg

I vatten som redan är humösa kan en tydlig färgökning inträffa i samband med kalkning beroende på att humusämnen blir brunare vid högre pH. En mycket hög kalkgiva kan ge ett klarare vatten genom humusutfällning, t ex sjön Narven i Undenprojektet. Fig 23. Jämför vad som sågs under 2.4.5. En tydlig färgökning har erhållits i starkt försurade och klara vatten, fig 24. Men då är färgningen egentligen en grumling av nybildade aluminium- och mangankomplekkolloider, som senare fälls ut till botten.

3.1.1.2

Aluminium och andra metaller

I och med att vattnet kalkas underlättas betingelserna för utfällning av de flesta metaller i vattnet. Den kalkade sjön liknar i så måtto andra sjöar med högre pH.

Metallers toxicitet i naturvatten borde vara störst när halten är högst, d v s i flertalet fall när vattnet är surt. Men på liknande sätt som vätejonens toxicitet kan reduceras genom en förhöjd salthalt, kan förhöjd vätejonkoncentration reducera metallers giftighet. Åtskilliga försök har bekräftat detta; d v s att giftigheten är större vid ett högre pH. Problemet är ofta att behålla metallen kvar i lösning under försöket. I samband med kalkning av surt vatten har en del metalleffekter iakttagits, vilka sannolikt beror på den minskade vätejonkoncentrationen.

Aluminium

Aluminiums toxicitet har bl a studerats i laboratorium. Redan en halt av 0.2 mg/l och pH 5 är starkt giftigt för

lax. Vätejonens giftighet slår inte igenom förrän vid pH 4.4. Vid dessa låga pH-värden förlängs överlevnaden om aluminium är närvarande. Likartade resultat har erhållits i USA och i Norge för bäckkröding och öring.

Fisk som utsatts för aluminium vid pH 4.5 - 5.7 får snabba och hostande gälrörelser. Analys av gälarna har visat 2 - 5 gånger högre aluminiuminnehåll än i motsvarande försök vid pH 6.5. Den stressade fisken förlorar även betydande mängder natrium, klorid och zink till det omgivande vattnet - sannolikt via det irriterade och skadade gälpitelet. Fältstudier av regnbåge, som planterats ut i nyligen kalkade vatten, har givit liknande resultat.

Fig 25 illustrerar pH och aluminiumhalt i Råvekärrens Långevatten, en liten sjö i Göteborgstrakten, vilken regelbundet kalkas om våren. Utplanteringen av regnbåge inom en månad efter kalkningen har misslyckats. pH har visserligen varit över 5.5 men aluminiumhalten har varit 0.3 mg/l. Inplantering någon månad senare har alltid lyckats.

Utsättning av laxfisk i nykalkade vatten bör således anstå tills dess aluminiumhalten sjunkit till lägre än 0.2 mg/l.

Utslagning av äldre fisk ute i naturen i samband med surt vatten är sannolikt sällan orsakad av enbart ett lågt pH. Däremot spelar nog hög aluminiumhalt i kombination med lågt eller måttligt lågt pH en betydande roll inte bara för fiskdöd (främst lax och öring) i Sverige utan också för laxens försvinnande från älvarna på norska Sörlandet.

Kvicksilver

Det finns en tendens till högre kvicksilverhalt i fisk vid lägre pH. Förhållandet beror sannolikt på en kombination av kemiska och biologiska förändringar i vattnet. Följaktligen borde kalkning kunna vara ett medel att sänka kvicksilverhalten. Omfattande studier sker inom ramen för försöksverksamheten. Ännu är det för tidigt att dra säkra slutsatser om effekter på fisk. I Stora

Skarsjön, som kalkades 1975 har dock abborren 1979 något lägre kvicksilverhalt än före kalkningen.

I Åvaåsystemet som kalkades 1978 har ännu bara de första resultaten från analyser av bottenfauna och mygglarver erhållits. För en mygglarv (*Chaoborus* sp) konstateras en sänkning av kvicksilverhalten till i vissa fall hälften efter kalkningen jämfört med före.

Mangan

I fig 26 redovisas hur man genom sjökalkning reducerat manganhalten i Stora Skarsjön på västkusten. Sjön är råvattentäkt och tidigare kalkning inne i vattenverket medförde att utfällningen i stället skedde i ledningarna och i hushållen.

Kadmium

I försurade sjöar blir utfällningen av metaller ofullständig och i stället stiger halten i sjövattnet, fig 27. I sura sjöars sediment ökar följaktligen inte metallhalten i samma utsträckning som i pH-normala sjöar, se t ex Rotehagssjön och Horsikan i fig 28. När vattnet kalkas stiger även pH och kalciumhalt i sedimentet, med följd att utfällningen blir fullständigare, fig 27. Av figuren framgår att sjösediment och bottenvatten bör hålla ett pH ca 6.5 för att ge nöjaktig effekt. Det extra kalkningsbehovet för det sura ytsedimentet överstiger bara obetydligt vad som erfordras för att kalka motsvarande mängd ovanstående vatten. Teoretiskt kan man då tänka sig att när sjön åter försuras kommer dessa löst och ytligt utflockade metaller raskt att gå i lösning och åter tillföras vattenfasen. Studier pågår för att utröna om mekanismen har någon betydelse jämfört med den massiva deposition från luften, som hela tiden pågår och som alla vatten är utsatta för.

3.1.2

3.1.2.1

Effekter på primärproducenter

Fytoplankton (växtplankton)

Undersökningar rörande kalkningens effekter på fytoplankton har gjorts i 35 syd- och mellansvenska sjöar. pH-höjningen till följd av kalkningen har nästan undantagslöst

lett till ökad artrikedom av fytoplankton. Fig 29. Resultaten visar att av sjöar vilka kalkats till samma pH-värde har de som haft relativt höga pH-värden före kalkning, erhållit förhållandevis fler fytoplanktonarter efter kalkning än sjöar som från början haft lågt pH. Anledningen härtill torde vara att sjöar med intermediärt pH fortfarande har kvar "normal-pH-arter" i form av vilstädier som utvecklas vid gynnsammare pH-miljö.

Efter kalkning har fytoplanktons kvalitativa sammansättning, med få undantag, ändrats till vad som kan betecknas som normalt för icke försurade sjöar. Storleken av funna fytoplanktonbiomassor efter kalkning, tyder inte på att kalkningen medfört ökad gödning av vattnet. De vid enstaka tillfällen funna stora biomassorna är emellertid inte analoga med primärproduktionen, vilken senare är direkt beroende av näringstillgången. Produktionsmätningar som skulle kunna belysa denna fråga saknas dock ännu. Med hittillsvarande erfarenhet kan det emellertid fastslås att kalkning med rimlig dosering ej ger en produktionshöjning som kan betecknas som eutrofiering.

3.1.2.2

Vattenvegetation

Kalkningens effekter på makrofyter har undersökts i fyra oligotrofa och meso- till oligohumösa (mer eller mindre näringsfattiga och bruna) skogssjöar. Eftersom bara två vegetationssäsonger gått sedan kalkningarna utfördes, redovisas huvudsakligen de mer direkta effekterna av kalkningarna.

Vegetationen före kalkning

Strandvegetationen var svagt utbildad i alla sjöarna. De vanligaste beståndsbildarna var olika starrarter (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), fräken (*Equisetum fluviatile*) och vass (*Phragmites communis*). Av flytbladsväxterna var näckrosor (*Nymphaea alba*, *Nuphar luteum*) och igelknopp (*Sparganium* spp) vanliga i samtliga sjöar. Kortsköttsväxterna fanns rikligt i tre av sjöarna. I den fjärde saknades de. Dominerande var notblomster (*Lobelia dortmanna*) och strandpryl (*Littorella uniflora*), medan braxengräs (*Isoetes lacustris*) förekommer mer sparsamt. Av långsköttsväxterna före-

kom endast härslinga (*Myriophyllum alterniflorum*) och den under vatten växande formen av löktåg (*Juncus bulbosus*). Mossvegetation fanns över stora områden i tre av sjöarna. Vitmossa (*Sphagnum subsecundum*) fanns såväl i strandzonen som på djupare områden. I ett fall fanns den rikligt på 9 - 16 m djup. Vattenmossor (*Fontinalis* spp) var beståndsbildande i en sjö och förekom sparsamt i ytterligare en.

Vegetationen efter kalkning

Strandvegetationen har förändrats mycket lite och bestånden tycks ha samma avgränsningar som före kalkningen. Möjligen har bestånden av enstarrart (*Carex lasiocarpa*) blivit något tätare och kraftigare i två av sjöarna. Av flytbladsväxterna har näckrosorna samma utbredning som tidigare. Däremot har igelknopp ökat i två sjöar. Den är sällan beståndsbildande i sjöar med pH runt 5, varför dess ökning delvis får tillskrivas de livsbetingelser som skapats genom kalkningen. En nate (*Potamogeton natans*) som är en måttligt krävande art, har tillkommit i en sjö, där den bildat ett mindre bestånd. I ett av vattnen har härslinga ökat mycket kraftigt. Vanligtvis finns den aldrig i så kraftiga bestånd i sjöar med pH under 5.5 och även om dess förekomst kan variera kraftigt mellan olika år så är det ändå sannolikt att ökningen här är en effekt av kalkningen. Utbredningen av kortskottsväxterna tycks inte ha ändrats. Bestånden av notblomster, strandpryl och braxengräs verkar fräscha och har nog snarare gynnats än missgynnats av kalkningen. Vattenmossorna (*Fontinalis* spp, *Drepanocladus* spp) har i stort sett samma utbredning som tidigare. En vitmosseart (*Sphagnum subsecundum*) har däremot minskat märkbart i samtliga sjöar. Bestånden har glesnat betydligt och där mossan kommit i direkt kontakt med kalk har den helt dött ut. På djupområdet 9 - 16 m i en av sjöarna var vitmossan helt borta tre år efter den kalkning som gjordes med osläckt kalk. I detta område har nu en annan vattenmossa (*Drepanocladus* sp) ökat något och kan nog så småningom bli beståndsbildande där.

Sammanfattningsvis kan sägas att vattenmossorna minskat efter kalkning och att övriga för vattnen karakteristiska växter snarare gynnats än missgynnats. Några negativa effekter har inte noterats. Det bör observeras att naturliga

mellanårsvariationer kan överskugga kalkningseffekter.

3.1.3

Effekter på sekundärproducenter

3.1.3.1

Zooplankton (djurplankton)

Det får anses allmänt vedertaget att antalet djurplanktonarter minskar vid en tilltagande försurning. Bland kräftdjuren drabbas utan tvekan släktet *Daphnia* (hinnkräfta) hårdast. Även den totala individtäteten av planktiska kräftdjur är i många sura sjöar extremt låg.

Förändringarna efter kalkning av sex sjöar i Bohuslän och Värmland tyder på att rotatorierna till en början kan öka kraftigt och att kalkade sjöar oftast har högre biomassor av djurplankton än okalkade. Vidare ökade antalet planktonarter från 30 före kalkning till 40 efter kalkning (Andersson och Hultberg 1978). Sjöarna har dock även rotenonbehandlats, varför de observerade förändringarna till viss del även kan bero på behandlingen och en förändrad fisk-sammansättning.

Resultaten från totalt 14 andra kalkade sjöar i samma områden tyder inte på lika stora förändringar i artantal. Vanligtvis dominerar samma arter efter kalkningen som föredensamma. Påtagligt är att arter som slagits ut av försurningen t ex släktet *Daphnia*, tycks ha svårt att återkomma (C Ekström muntl medd).

Fig 30 visar individtäteten av planktiska kräftdjur maj 1977 - juli 1979 i tre sjöar. pH-värdet var mycket lågt i alla sjöarna före kalkningen med minimumvärden på 4.0 - 4.2 under vintern 1977 - 78. Samtliga sjöar tillhör samma vattensystem och kalkningen utfördes i sjöarna 1 och 2 i början av maj 1978, varvid pH steg till omkring 6.5 i båda sjöarna. Sjö 3 ligger nederst i systemet och får huvuddelen av sitt vatten från de kalkade sjöarna, varför pH-värdet stiger även här.

Samtliga sjöar är fisktomma sedan lång tid tillbaka, vilket kan ha betydelse för zooplanktonutvecklingen. Individ-täteten ökar från mycket låga värden (1 - 8 ind/l) under sommaren 1977 till 25 - 50 ind/l under sommaren efter kalk-

ningen. Utvecklingen hittills under 1979 tyder på ökande individtäthet. Några större förändringar har inte ägt rum i artsammansättningen efter kalkningen.

Under förutsättning att pH-värdet ej höjs till extrema värden, förefaller ingen risk att föreligga för negativa effekter på zooplankton. I litteraturen anges dock enstaka arter som känsliga för alltför höga kalciumhalter.

3.1.3.2

Bottenfauna

En undersökning av nio kalkade sjöar, vars pH-värde höjts 0.2 - 1.8 enheter, visar att effekten på de bottenlevande djuren kan vara mycket varierande. I fem av sjöarna ökade medelantalet bottenfaunaorganismer, medan antalet minskade i fyra.

De flesta arterna (49 av 70) har lägre förekomst efter kalkning. Resultaten är dock inte entydiga, utan samma art uppvisade ofta olika reaktion i olika sjöar. Den art som visade den mest positiva reaktionen var en myggart (*Chaoborus flavicans*) medan andra arter, främst olika fjädermyggor (*Psectrocladius* sp, *Chironomus anthracinus*-gruppen, *Limnochironomus* sp), oftast minskade.

Västra Skålsjön är den enda av undersökningssjöarna i vilken bottenfaunan studerats innan sjön försurades. Efter kalkningen förändrades tätheten av flera arter kraftigt. Dessa förändringar ledde till att sjöns bottenfauna fick en sammansättning som liknar den som fanns i sjön innan den försurades. I samband med kalkningen minskade totalantalet bottendjur markant, men ökade efter ytterligare ett år och låg då på en nivå som var något lägre än före sjöns försurning (Brundin 1949).

Resultaten från de rapporter som tidigare publicerats om kalkningseffekter på bottenfauna tyder även de på att bottenfaunan reagerar mycket olika i olika sjöar. Ofta leder kalkningen till en nedgång i antalet bottendjur året efter kalkningen (Andersson och Hultberg 1977, Bergquist 1978, Scheider et al 1975, 1976) men även uppgångar finns redovisade (Andersson och Hultberg 1977, Bowling and

Busbee 1964). Efter några år tycks bottenfaunans täthet återgå till normala värden.

Försurningen av en sjö är en relativt långsam process, vilket innebär att en bottenfauna som består av arter som kan leva i denna miljö har möjlighet att utvecklas. Vid en pH-höjning genom kalkning förändras däremot miljön snabbt. Man kan därför förvänta sig att det tar flera år innan bottenfaunans artsammansättning i denna miljö har stabiliserats. Då de undersökningar som hittills utförts omfattar endast några få år är fortfarande kalkningens mera långsiktiga effekter på bottenfaunan okända.

3.1.3.3

Kräfter

Många områden som tidigare haft rika kräftvatten har på senare år drabbats hårt av försurningen. Flodkräftan är relativt känslig för lågt pH och skador på bestånden kan uppträda då pH understiger 6. Det finns dock mycket få belagda uppgifter om sådana skador. Det är framförallt reproduktionen som tar skada av lågt pH, men det är också troligt att kalcifieringen av skalet hämmas vilket i sin tur förmodligen minskar motståndet mot predatorer. Skadorna orsakas troligen dels av störd jonbalans i kräftan, framförallt då Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} samt K^{+} förekommer i endast små mängder och dels genom toxiska effekter av metaller som vid sänkt pH kan öka i löslighet (jämför 3.1.1.2). Försök i dammar har visat att kalkning har en positiv effekt i fråga om överlevnad och tillväxt för en amerikansk kräftart och det är troligt att detsamma gäller för flodkräftan. Vid pH över 11.5 kan dock skador uppträda. Vilken effekt kalkningen kan ha på kräftans födoväl och därmed på dess tillväxt och produktion är okänt.

Ett 40-tal vatten med kräftbestånd av varierande styrka har beviljats bidrag till kalkning, men då endast ett fåtal rapporter hittills hunnit komma in angående effekterna på kräfter är det ännu för tidigt att lämna rekommendationer på åtgärder som selektivt gynnar kräftan. Ett projekt med partiell kalkning har dock pågått sedan 1968 och inom detta har man fått mycket positiva effekter på kräftbeståndet.

3.1.3.4

Fisk

Då hittillsvarande kalkningsinsatser nästan uteslutande gjorts för att bevara hotade fiskbestånd, sker en omfattande uppföljning av effekterna av åtgärderna. Detta sker dels i form av enklare provfischen (nät- eller elfisken) och dels i form av större och mera omfattande insatser inom större projekt (jämför 2.7).

Eftersom kort tid förflutit sedan projekten startat och fisk i de flesta fall inte låter sig fångas förrän under sin andra tillväxtsång, är resultaten med nödvändighet ännu så länge ganska få.

I många av de nu kalkade sjöarna finns eller har funnits bestånd av gädda, abborre och mört. I flera av vattnen har mörtbestånden helt dött före det att kalkningsinsatserna satts in.

Fig 31 visar en typisk situation från ett kraftigt försurat vatten med utebliven abborreproduktion. Vid tre provfischen 1976 - 77 fångades sammanlagt 10 abborrar (0.3 st/nät) i storlek 28 - 40 cm. Samtliga abborrar var lika gamla och födda våren 1972. Efter en kalkning under hösten 1975 lyckades abborrarna åter reproducera sig följande vår och vid provfiske under 1977 -78 fångades med samma insats som tidigare 1 039 abborrar (28.9 st/nät) i storlek 8 - 15 cm.

Även i ett antal västsvenska sjöar har det visat sig att abborrbeståndet fullkomligen exploderat efter en kalkning. Resultatet härav har tyvärr också varit att fiskarnas tillväxt blivit mycket dålig och beståndet utgjorts av typiska s k tusenbröder. Huruvida denna, ur fiskesynpunkt, negativa effekt är bestående eller om bestånden efter några år blir "normala" igen, återstår att se.

Introduktion av fisk i kalkade vatten

I målsättningen för försöksverksamheten ingår att om möjligt finna medel och metoder för ett återställande av de av försurningen drabbade vattnen. Introduktion av fisk eller andra djurarter i ett tidigare försurat och nu kalkat vatten är ett led i ett sådant återställande.

Fig 32 visar resultaten av ett försök att efter kalkning återintroducera röding i ett tidigare röding-abborrsvatten. På grund av låga pH-värden i slutet av 1960- och under början av 1970-talet hade rödingen helt dött ut och även abborrens reproduktion hade upphört. Utsättningsmaterial av samma rödingstam fanns dock att tillgå från en nedströms liggande sjö. Rom kläcktes i odling och rödingungarna (0+) inplanterades hösten 1976. Som synes har rödingfångsten ökat från 0 kg till ca 1 kg/nät och naturlig reproduktion har rapporterats. Fångsten av abborre har under samma tid nästan femdubblats.

Resultat från rinnande vatten är ännu så länge sparsamma, dock pågår flera stora specialprojekt (se 2.7), vars målsättning bl a är att studera kalkningens effekter på öring och lax. I Högvadsån har tvåsomriga (1+) laxungar saknats under en följd av år. Ensomriga (0+) ungar har dock fortfarande funnits kvar. Anledningen till detta har sannolikt varit att de äldre fiskarna dött vid ca ett års ålder, till följd av lågt pH-värde (och hög Al-halt?) under snösmältningen eller brist på föda under vintern. De nykläckta ungarerna har under denna tid troligen befunnit sig kvar nere i grusbottenarna, där vattenkvaliteten varit bättre. Efter omfattande kalkningsåtgärder finns dock, för första gången på flera år, åter tvåsomriga laxungar i Högvadsån.

I en mycket liten bäck i Bergslagen, där ingen öringreproduktion förekommit de senaste 5 - 10 åren, påträffades, efter kalkning av ovanför liggande sjö, ett tätt bestånd av tvåsomriga öringungar (1 ind/m^2). Även i norra Bohuslän har öringungar påträffats i bäckar där arten saknades före kalkning (Lundh 1979).

I några västsvenska sjöar har tyvärr fiskdöd förekommit kort tid efter kalkning. Orsaken härtill är med all sannolikhet att vattnen innehållit höga halter av aluminium, som flockats ut vid ett högre pH (se även 3.1.1.2). Uppgifter förekommer också att utfällning av järn och utflockning av humus efter kalkning kan orsaka skada på fiskbestånden. Problemen bör särskilt uppmärksammas vid olika typer av direktkalkning i rinnande vatten.

Efter hittills gjorda erfarenheter av kalkningens effekter på fisknäringdjur och fiskbestånd kan man konstatera att de pH-höjande åtgärderna bör sättas in innan försurningen gått alltför långt. Orsakerna härtill är flera:

1. Många fisknäringdjur (ex olika botten- och planktiskt levande kräftdjur) är mycket försurningskänsliga och om dessa dött ut tycks rekolonisationen ta mycket lång tid. Återintroduktioner har dock i flera fall varit lyckade.
2. Ju längre tid fiskreproduktionen varit störd, d v s ju glesare ett fiskbestånd är, desto större är sannolikt möjligheten att någon eller några arter "exploderar" efter kalkning och att individerna då får en mycket dålig tillväxt.
3. Det har i några fall visat sig svårt att få återinplanterade fiskarter t ex röding, att reproducera sig efter kalkning.

3.2

Effekter på land och landorganismer

Kalkningens effekter på markvegetationen i strandnära områden har undersökts i sammanlagt 8 kalkade avrinningsområden. Då kort tid gått sedan kalkningarna utfördes behandlas huvudsakligen de mer påtagliga och drastiska effekterna.

Strandvegetationen är svagt utbildad i samtliga sjöar och den har påverkats ganska lite av kalkningarna. Möjligen har bestånden av trådstarr (*Carex lasiocarpa*) och blåttåtel (*Molinia coerulea*) blivit något kraftigare, medan däremot vitmossorna (*Sphagnum* spp) har minskat märkbart.

Kärren i undersökningsområdena är typiska fattigkärar där starrarter ofta dominerar i fältskiktet. I nästan samtliga kärar har effekterna av kalkningarna blivit mycket märkbara. Detta främst beroende på att de i bottenskiktet dominerande växterna, nämligen vitmossorna (*Sphagnum* spp), till stor del slås ut. Kärlväxterna tycks snarare gynnas än missgynnas av kalkningarna. Ofta är vegetationen av starr (*Carex* spp), tuvull (*Eriophorum vaginatum*) och blåttåtel

(*Molinia coerulea*) kraftigare i kalkade än i opåverkade områden. Detta märks mest i svagt sluttande kärrpartier. Endast på rejäla kalkfläckar, alltså där kalken ligger i centimetertjocka lager, har kärleväxterna slagits ut.

Även i skogsvegetationen är det nästan enbart bottenskiktet som påverkats av kalkningarna och det är främst i vitmoss- och lavdominerad vegetation som verkningarna blir negativa.

Inom undersökningsområdena finns lavvegetation huvudsakligen på hållmarker. De flesta av de här förekommande arterna tycks vara känsliga för kalk, bl a har renlavarna (*Cladonia rangiferina*, *C sylvatica* och *C alpestris*) dött i samtliga kalkade områden. Samma iakttagelser har gjorts på Fulufjället, där effekterna på lavhedarna är mycket påtagliga. De tidigare kraftiga mattorna av renlavar är nu två år efter kalkningen i stort sett borta och endast eurytrofa (hårdiga) arter som *Cetraria islandica*, *C nivalis* och *C cucullata* återstår.

På de nedre delarna av trädstammarna finns ofta kalkrester speciellt på tall och gran. I denna zon har de epifytiska lavarna delvis slagits ut. Blåslaven (*Parmelia physodes*), som är den dominerande arten, har nästan alltid dött på den nedre delen av stammarna.

3.3 Bad- och dricksvatten

Badvatten

De effekter som hittills konstaterats beträffande badvattnen är desamma som för övrigt vatten - kvaliteten förbättras. De klagomål som framförts hänför sig till badplatsen och är snarast av estetisk natur - kalkningsinsatserna stör badlivet och kalkrester och andra synliga spår efter åtgärderna vill man helst slippa. Såväl kommunernas hälsovårdsnämnder som länsstyrelsen föreskriver i regel att åtgärder inte får ske på eller i direkt anslutning till allmän badplats samt att kalkning inte bör ske under badsäsong.

Dricksvatten

Kalkning av dricksvattentäkter har skett i några fall. Re-

sultatet har varit positivt t ex beträffande utfällning av mangan. Utfällningen har skett i den kalkade sjön i stället för i ledningar och cisterner (se 3.1.1.2). De fördelar en kalkning av dricksvattentäcker kan ge dels i form av ett bättre vatten både för konsumtion och för naturligt liv dels genom bättre ekonomi för service och underhåll.

4. FÖRSURNINGENS OMFATTNING OCH FORTSKRIDANDE

4.1

Långsiktiga förändringar i de svenska flodvattnens försurningskänslighet

4.1.1

Inledning

Regelbundna mätningar av de svenska flodvattnens kemiska sammansättning förekom under perioden 1909 - 1923 (Eriksson, 1929). I mitten av 1960-talet påbörjades på nytt regelbundna kemiska observationer i de svenska floderna (Odén & Ahl, 1970). Detta observationsnät har successivt byggts ut och utgör nu basen i PMK*-vatten. När data från de två undersökningarna började jämföras stod det klart att det pågick sådana förändringar i de svenska flodvattnens kemi att negativa ekologiska effekter kunde förväntas i bassvaga vattensystem. Ett stort antal sjöar i sådana system är idag föremål för kalkning.

4.1.2

De svenska flodvattnens jonproportioner

Med ett vattens jonproportioner avses de andelar, som makrojonerna har i kat- respektive anjonsumman, när halterna uttrycks i milliekvivalenter. I detta sammanhang omfattar makrojonerna Ca^{2+} (kalcium), Mg^{2+} (magnesium), Na^+ (natrium), K^+ (kalium) samt HCO_3^- (vätekarbonat), SO_4^{2-} (sulfat), Cl^- (klorid), NO_3^- (nitrat). På detta sätt kan olika vattens egenskaper lätt jämföras. Eftersom de två jonsummorna på ekvivalentbasis skall överensstämma erhålles samtidigt en analyskontroll.

Det var väsentligen två faktorer, som ursprungligen präglade ett flodvattnens jonproportioner - de geologiska formationerna och den atmosfäriska depositionen. Det antropogena inflytandet har emellertid blivit allt mer påtagligt genom såväl direkta föroreningsutsläpp i luft och vatten som genom strukturförändringar i de areella näringarna. Luftutsläppen får givetvis en betydligt större regional spridning, vilket också innebär att andra nationers luftföroreningar kan deponeras över Sverige.

* PMK = Program för miljö kvalitet

Tab 8 innehåller några exempel på jonproportionerna i svenska flodvatten. De är valda så att de skall belysa viktiga principer i den storskaliga variationen. Torne älv t o m Gide älv visar förhållandena i norra Sverige, medan övriga vattendrag ger information om förhållandena i södra Sverige, företrädesvis inom områden med ringa inflytande av kalkhaltiga geologiska formationer.

Torne älv, Råne älv och Töre älv är exempel på en fjällälv, en skogsälv respektive en kustälv i de nordligaste delarna av landet med en totaljonhalt på 0.3 - 0.4 mekv/l. Karakteristiskt för dessa områden är att andelen kalcium och vätekarbonat minskar från fjällen ned mot kusten samtidigt som framförallt sulfatet intar en allt större andel i anjonsumman. Töreälvens vatten domineras av sulfat på anjonsidan.

Ammerån och Gide älv representerar ett fjällvatten respektive ett skogsvatten i mellersta Norrland. Även här finner vi samma principiella förändring från fjällen mot kusten. Fjällkedjans kalkhaltiga berggrund i detta område ger Ammerån mycket höga proportioner av kalcium och vätekarbonat.

I södra Sveriges vattendrag är sulfat vanligtvis den största anjonen men här finner vi också ett betydande inslag av marina element d v s natrium och klorid. Det ur ekologisk synpunkt mest besvärande problemet är den ringa andelen vätekarbonat i dessa vatten. Vid mätstationerna i Mörrumsån, Lagan och Enningdalsälven är andelen vätekarbonat omkring 10 % eller mindre. Mätstationerna ligger i nedre delen av flodområdena. I de centrala delarna av sydsvenska höglandet ligger andelen nära noll, vilket framgår av data från Målenån. Inom Enningdalsälvens flodområde är det marina inflytandet så starkt att natrium och klorid svarar för nästan 50 % av respektive jonsummor, medan kalcium endast svarar för 25 % av katjonsumman. De basfattigaste systemen är givetvis mest utsatta för fortsatt försurning.

4.1.3

pH-utvecklingen under 1970-talet

Såväl biologiska som abiotiska faktorer i den yttre miljön

uppvisar någon form av variation med tiden. Variationen kan synas vara, eller vara regelbunden eller helt oregelbunden. I ostörda system kan man vanligtvis räkna med en relativt regelbunden variation, medan variationen i störda system kan vara helt oregelbunden. När det gäller vattnets makrokonstituenterna och pH bidrar både flödesvariationen och den biologiska rytmiken till variationen, som främst ger utslag i pH-fluktuationerna. I det längre perspektivet måste man dessutom även ta med i beräkningen betydligt storskaligare variationer i de meteorologiska och hydrologiska förhållandena. I detta perspektiv är även de längsta av våra nuvarande observationsserier korta.

Frågan är vilken prognos man kan göra utifrån fakta från en begränsad tidsperiod, eftersom det är många faktorer, som kan samverka i en viss riktning. De pH-förändringar, som presenteras i tab 9 för perioden 1972 - 1978 bygger på årsmedelvärden. Tabellen ger medelvärdet för perioden, styrkan i variationen med tiden (r), pH-förändringen per år samt de enligt den rätlinjiga regressionen erhållna pH-värdena i början och slutet av perioden.

Av den i tab 9 givna informationen skall ett par saker kommenteras. För det första kan man konstatera att åtgärder, som har vidtagits för att nedbringa utsläpp av sura eller syrabildande föroreningar, har gett positiv effekt i recipienten. Gavleån och Nissan har tidigare varit starkt förorenade och har haft pH-värden som legat långt under de för vattendragen naturliga. I Gavleån steg pH med nära en enhet under den aktuella perioden - i Nissan något mindre. Naturliga orsaker ligger bakom den positiva utvecklingen i fjällområdena - exempelvis Ljusnan/Funäsdalen och Ammerån.

Stationer med påtaglig pH-sänkning under perioden återfinnes företrädesvis inom Svealands och Götalands basfattiga områden - exempelvis Arbogaån, Målenån, Enningdalsälven.

4.1.4

Alkalinitetsförändringar under 1900-talet

Orsaken till den negativa pH-utvecklingen i ett vattensystem är bristande tillförsel av vätekarbonat, som är den viktigaste buffrande faktorn i inlandsvattnen. I områden med stora areella markförluster av vätekarbonat har vattnen höga pH-värden, medan kalkfattiga områden ger lägre pH i ytvattnen. Kraftiga pH-sänkningar visar att den vitt-rade mängden vätekarbonat inte är tillräcklig för att neutralisera ett ökat syratryck. Därför kan en minskad syradeposition förväntas leda till pH-ökningar.

Med utgångspunkt från tillgängligt datamaterial illustreras i fig 33 det principiella sambandet mellan vätekarbonatförluster och pH i vattnet. I många vattensystem i basfattiga områden uppträder HCO_3^- endast under sommarmånaderna och ger då upphov till mycket små årliga arealförluster, som kombineras med låga årsmedelvärden för pH. Exempel på detta är förhållandena i Tjurkens tillopp - Målenåns källområden, fig 34.

I vilken relation står nu den nutida arealförlusten av HCO_3^- till den som rådde i början av 1900-talet? Alkalinitetsdata från denna tid (Eriksson, 1929) finnes för ett antal flodsystem, som även undersökes för närvarande. I tab 10 göres en jämförelse mellan de två perioderna. I tabellens A-kolumn redovisas de årliga hektarförlusterna av HCO_3^- för 11 flodsystem med regional spridning, som undersöktes 1909 - 1923. Beräkningarna har gjorts utifrån angiven medelkoncentration och angiven medelavrinning. För att få en så god jämförelse som möjligt med dagens situation har sambandet mellan flöde och arealförluster under perioden 1965 - 1977 studerats närmare. Med dessa samband som bas och medelavrinningen för den tidigare perioden har värdena i kolumn B beräknats. Det delta, som då erhålles uttrycker skillnaden i transport mellan de två perioderna. Som framgår av tabellen har vi för närvarande skillnader som i södra Sveriges större flodområden kan vara ända upp till 75 % av jämförelseperiodens situation. Omräknas denna brist till CaCO_3 erhålles för norra Sverige 15 - 20 kg $\text{CaCO}_3/\text{ha} \cdot \text{år}$, medan bristen i södra Sverige uppgår till storleksordningen 40 kg $\text{CaCO}_3/\text{ha} \cdot \text{år}$ i den

skala som materialet omfattar. Sambandet mellan flöde och arealförluster är som regel mycket starkt.

De förhållanden som har diskuterats, gäller medelförhållanden. Enskilda år kan ha såväl större som mindre brist i förhållande till referenssituationen.

4.2

Alkalinitet och pH i svenska sjövattnen

4.2.1

Inledning

När nederbördsvattnet passerar genom marken sker naturligen ett visst utbyte mellan mark och vatten, såsom fastläggning av en del näringsämnen och en viss utlakning av i första hand kalcium och bikarbonat till vattnet. Är marken kalkfattig blir kalktillskottet till dräneringsvattnet obetydligt. Samma gäller om nederbördsvattnet inte förmår tränga ner i djupare, vanligen kalkrikare jordlager, t ex om marken är tjälad, eller om jordskorpan består av enbart berg, där avrinningen sker genom sprickor i berget eller på ytan.

Sjöar och vattendrag får sålunda en kemisk sammansättning, som beror av tillrinningsområdets berggrund och jordtäcke, växttäckets utformning, av nederbördens och torrdepositionens mängd, sammansättning och intensitet, vidare av temperaturförhållanden och av en del hydrologiska faktorer vid det aktuella tillfället.

Den helt övervägande delen av svenska ytvatten är kalkfattiga, d v s svagt buffrade, beroende på att berggrund och jordtäcke är kalkfattigt. Kalkrika vatten påträffas bara på jordbruksslätterna t ex i Skåne, Uppland, Östergötland, Sörmland, Västergötland, Västmanland och Närke eller i skogsområden med kalkrika berg- eller jordarter, t ex på Gotland och runt Siljan och Storsjön.

Sedan lång tid tillbaka sker en betydande försurande deposition från luften av svavel och kväve. Depositionen är idag förmodligen 5 ggr större än för 100 år sedan och kanske 10 ggr större än den "naturliga ursprungliga depositionen". Störst är depositionen i södra Sverige och vid tät-

orter och i vissa industrilägen, medan den nordvästra delen av landet är betydligt mindre belastad. Karta 5 visar svavelbelastningen på urbergssjöar i olika delar av landet åren 1975/76.

4.2.2

pH och innehåll av buffrande ämnen

Vattendragens pH och innehåll av buffrande ämnen blir sålunda slutresultatet av vad som tillförts från luften av numera till övervägande delen försurande karaktär och vad som utlakats från marken av både försurande och basiskt innehåll. Vattendragen i landets kalkrika områden, vilka omnämns ovan, har på sommaren pH-värdet 7 - 8 och en alkalinitet 0,3 - 2 mekv/l. Bara dessa vatten har en alkalinitet som är jämförbar med större delen av övriga Europas vatten, medan resten är betydligt "tunnare". Som effekt av olika typer av syratillförsel håller mark och vatten på att förlora - främst i södra Sverige - en betydande del av sitt innehåll av pH-buffrande egenskaper.

Efter stor syradeposition under ackumulerande betingelser t ex efter vintern, förmår inte ens relativt goda skogsjordar att buffra det sura smältvattnet med följd att vatten, som under sommaren har pH 6 - 7, i samband med vårflödet kan få pH-värden t o m lägre än 5. pH-sänkningen är då alltså inte enbart en följd av utspädning av ett väl buffrat vatten utan en direkt försurning orsakad av svavelsyra och salpetersyra. Både sulfat- och nitrathalten når på vintern och våren i skogsvatten de högsta värdena under året. Följaktligen fordras en avsevärd lättillgänglig mängd av buffrande ämnen i mark och vatten för att motstå "surstötarna" i samband med snösmältningen. pH-fluktuationerna under året kan, speciellt i rinnande vatten, bli mycket kraftiga. Sjöar, som ju utgör samlingsbäcken för längre tidsperioders vatten, kan utöver avsevärda årstidsfluktuationer även uppvisa betydande skiktning av vatten med olika kvalitet. Det ytliga och kalla smältvattnet på våren kan således vara 1-2 pH-enheter surare än resten av sjöns vatten, och med en alkalinitet som är 0,1 mekv/l lägre än sjön annars har. Fig 10 och fig 35.

4.2.3

Alkalinitet och pH 1975 - 1978

På karta 3 har alkaliniteten i svenska sjövattnen under åren 1975 - 78 inritats. Kartan bygger på värden från ca 8 000 sjöar och med prov från olika årstider. Bakgrundsmaterialet har framtagits i huvudsak genom länsstyrelsers och fiskenämnders försorg, genom vattenvårdsförbund eller enskilda organisationer och genom naturvårdsverkets egna studier. Källmaterialet redovisas i SNV PM 1106.

4.2.4

Sura vatten

Självfallet speglar kartan bara det storskaliga mönstret och undantag från den typiska alkaliniteten i de olika regionerna kan förekomma. Men inom minst en femtedel av Sveriges yta, d v s 90 000 km², har sjöarna sommartid en alkalinitet lägre än 0.1 mekv/l. På våren är arealen större och motsvarar säkert en fjärdedel av ytan eller 110 000 km². Motsvarande sjöyta med alkalinitet lägre än 0.1 mekv/l är förmodligen ca 5 000 km². Med en låg alkalinitet följer en begränsad förmåga att buffra sura tillskott. Sannolikt kan också redan idag 20 000 sjöar med tillrinningsområde minst 40 000 km² i samband med snösmältning få kritiskt låga pH-värden (pH \leq 5.5) från ytan och ner till 2 meters djup. Denna del av sjöarna inkluderar strandzonen och är den viktigaste ur biologisk synpunkt. Än mer påverkade blir de rinnande vattnen. pH 5.5 kan definitivt sättas som den gräns, under vilken skador uppkommer på kräftor, känsliga fiskarter, insekter och plankton.

4.2.5

Riskområden

Mest utsatt är västkustregionen där den atmosfäriska föroreningens effekter kan spåras tillbaka till 1920 - 30 talen. Andra kraftigt påverkade regioner är stora delar av Småland, Blekinge, Dalsland, Värmland och västra Dalarna, delar av Västmanland, Tiveden, Kilsbergen, delar av Kolmården, Södertörn och Sörmland. Även ovanpå de kalkrika platåbergen i Västergötland finns sura sjöar. Längs Norrlandskusten finns ett par regioner med föroreningsskänsliga vatten, på grund av syrabelastningen följaktligen även försurade och med iakttagna skador på fisk.

Föroreningseffekter på fisk har vidare iakttagits från

kalkfattiga delar av fjällkedjan från Dalarna till Jämtland - en region som visserligen hör till de minst belastade i landet, men med stor nederbörd och avrinning och med ytterst svagt buffrat vatten, vars "naturliga" alkalinitet troligen inte varit mer än ca 0.02 mekv/l.

4.2.6

Utvecklingen och tendenser framåt

Sjövatten

pH-utvecklingen i landets sjöar de senaste åren pekar mot allt flera sura vatten.

1970-talet har kännetecknats av dels mycket torra år och dels mycket blöta, vilket förmodligen medverkat till den tydliga trenden för närvarande.

Under torrår ackumuleras sur deposition i tillrinningsområdena och vid samtidigt sjunkande grundvattenstånd underlättas betingelserna för oxiderande, d v s försurande processer i marken varvid tidigare deponerat material, som till stor del finns bundet i organiska svavel- och kväveföreningar, oxideras. Det allra suraste vattnet erhålls således under flöden vid eller strax efter torrperioder.

När således det extrema torråret 1976 följdes av en blöt höst och den mycket snörika vintern 1977 uppmättes också ytterst låga pH-värden, 3.8 - 4, i småsjöar på västkusten.

Sedan slutet av 1978 och under 1979 håller vattnen genom stor utspädning åter lägre koncentrationer av sulfat och andra joner och alkaliniteten är ofta något högre än 1977 - 1978.

Jämfört med tidigare synoptiska karteringar av sjövatten eller med värden från sjöar varifrån äldre mätningar finns, har situationen 1975 - 1978 detta till trots varit sämre än någonsin. pH-värdena 1977 - 1978 har ofta varit 0.5 enheter lägre än vid jämförbara tider 5 år tidigare. Alkaliniteten har likaså sjunkit.

Bolmen och Unden får illustrera utvecklingen i stora sjöar

av olika karaktär men belägna i mager urbergsterräng. Bolmen är med 184 km² sjöyta landets tionde största sjö. Sjöytan upptar 10 % av avrinningsområdet och vattnets omsättningstid är 2.5 år.

Unden är i många avseenden en extrem sjö. Dess sjöyta är hälften av Bolmens och avrinningsområdet bara en femtedel av Bolmens, men sjövolymen är dubbelt så stor. Följaktligen blir dess omsättningstid extremt lång, uppemot 30 år.

Den negativa pH-utvecklingen är tydlig i bägge sjöarna. Trenden för Bolmen pekar mot att dess alkalinitet är förbrukad vid mitten av 1990-talet. Unden skulle inom fem år förlorat sitt buffrande innehåll om inte kalkinsatser vidtagits 1978 - 79.

I figurerna 36 och 37 och fig 8 illustreras sjöarnas jonsammansättning. För Bolmen med relativt kort omsättningstid iaktas förhöjd jonstyrka under 1970-talet, beroende på att vattenföringen ända t o m 1976 varit lägre än normalt. Alkaliniteten däremot har sjunkit till hälften. Om salthalten korrigeras till medelvattenföring, fig 37, försvinner en del av koncentreringseffekten, men kvarstår att alkaliniteten har minskat. Nitrathalten visar en oövertydlig ökning under de senaste åren.

För Unden med sin extremt långa omsättningstid betyder däremot en minskad tillrinning under några år ingenting för koncentreringsav sjöns salter. Fig 8.

Huvuddelen av Undens försurning kommer genom direkt deposition på sjöns yta. Det senaste decenniet har svavelhalten i depositionen hållit sig relativt konstant, däremot har kvävehalten ökat betydligt. Detta kan emellertid bara till en del förklara varför sjöns nitrathalt har stigit men inte hela ökningen på 0.1 - 0.2 mg nitratkväve/l. Det förefaller snarare som om sjöns kväveomsättning har rubats. Om den bakteriella denitrifikationen sätts ur funktion erhålls just denna effekt och alkaliniteten minskar lika mycket som nitrathalten ökar. Liknande effekt med stigande nitrathalt skulle erhållas om fosfortillgången i vatt-

net minskade.

4.2.7

Större sjöinventeringar

Försurningsproblemetets vidd har till stor del aktualiserats genom de mycket omfattande sjöinventeringar som utförts genom länsstyrelser, fiskenämnders, kommuners och enskildas försorg.

Några enstaka exempel från olika delar av landet får illustrera hur situationen upplevs.

39 sjöar i Osby kommun hade med få undantag mycket surt vatten och låg alkalinitet våren 1979. Genomgående har ett sämre fiske noterats de senaste 30 åren och bidragande orsak utöver försurningen är sannolikt omfattande skogs- och myrdikning.

Av 217 blekingesjöar hade våren 1979 75 % pH lägre än 6.

Av 102 rinnande vatten i Kronobergs län, främst större tillflöden och åsträckor, hade våren 1979 60 % pH 5.0 eller lägre. Bara ett (1) vatten hade pH över 6.

Av 314 sjöar i Kalmar län, som inventerades våren 1979, hade 53 % en alkalinitet lägre än 0.1 mekv/l.

I 1 704 sjöar i Norra Älvsborg, som inventerades både 1973 och 1978 sjönk pH i medeltal 0.1 enhet under 5-årsperioden. 1978 hade 972 sjöar $\text{pH} < 5.5$, d v s en ökning av antalet med 10 % jämfört med 1973. Totalt 12 000 ha sjöyta hade $\text{pH} < 5.5$.

I Örebro län sjönk median-pH i 180 sjöar från pH 5.8 i mars 1976 till pH 5.7 i mars 1977 och till pH 5.5 i mars 1978 och alkaliniteten från 0.04 till 0.02 mekv/l. Oktobervärdena 1978 var lägre än 1977 och antalet sjöar med pH lägre än 6 steg från 40 till 50 %.

I Kopparbergs län hade 350 sjöar sommaren 1977 en alkalinitet 0.04 mekv/l eller lägre. Åtminstone 1 000 sjöar stör-

re än 5 å 10 ha hade en alkalinitet lägre än 0.1 mekv/l och är således i riskzonen.

Av 148 sjöar i Västernorrlands län, som undersöktes våren 1979 hade minst 25 % pH lägre än 5.8.

4.2.8

Försurningens orsaker

Bland andra bidragande orsaker till den pågående försurningen utöver den atmosfäriska depositionen brukar nämnas framför allt

Barrskogsplantering

Skogs- och myrdikning

Gödsling

Försurande utsläpp från gruvor, industrier och andra avlopp

Kalhuggning

Storleken av dessa olika ingrepp av vilka de flesta förvisso är försurande på vattnet, låter sig för närvarande inte lätt beräknas. Men att den atmosfäriska depositionen är en mycket viktig faktor belyses av att både "urskogar", där inga skogliga ingrepp skett på mycket länge, och fjäll-
len, d v s ovanför trädgränsen, hör till områden där försurningseffekter på tidigt stadium iakttagits.

4.2.8.1

Syrabelastning - försurning

Ett vatten försuras om kringliggande mark och vattnet självt inte förmår motverka ett syratillskott genom fastläggning eller neutralisering.

I fig 38 har framställts hur vatten och mark av olika känslighet försuras vid en ökad svavelbelastning. A-kurvans utseende har erhållits vid jämförelse av ytterst känsliga sjöar med olika svavelbelastning från norr till söder i landet. B-kurvans utseende erhålls vid olika svavelbelastning på något mindre känsliga marker och vatten. Av A-kurvans framgår att de känsligaste sjöarna i norra Sverige, där belastningen är lägre än $0.5 \text{ g S/m}^2 \cdot \text{år}$, har idag ett pH över 6. Men en ökning av belastningen till ca 0.7 g S skulle medföra att pH i dessa vatten sjönk till 5.

Av kurvornas utseende syns att buffringen är sämst i pH-intervallet 5 - 6. Vid detta intervall och vid högre pH buffrar bikarbonat härrörande främst från kalk eller kalciumsilikater och vid lägre pH marksalter av aluminium, järn och mangan.

Kurvan C är dragen på fri hand och torde hjälpligt representera den yttre gräns för vad försurningskänsliga vatten tål av förhöjd svavelbelastning. Vid en belastning typisk för mellansverige idag, totalt ca $1.5 \text{ g S/m}^2 \cdot \text{år}$, har flera tusen vatten ett sommar-pH 6.5. En 50 % ökad belastning skulle för flertalet ge ett sommar-pH 5.5 - 6, kurva B, C (fig 38). Vårvärdena skulle troligen bli 4 - 5 jämfört med idag 5 - 6.

Att mark-, grund- och ytvatten av olika känslighet ungefärligen följer dessa belastnings - försurningskurvor verifieras när äldre vattenkemiska data jämförs med dagens. I slutet av 1940-talet var svavelbelastningen på västkusten sannolikt ca hälften av dagens. De känsligaste sjöarna där hade då ett pH 5. Idag har de pH 4.2 (jämför kurva A fig 38).

Av fig 39 framgår vidare att under 1930-40-talen då belastningen sannolikt var 30-50 % av dagens, hade flertalet av undersökta sjöar på västkusten ett pH 6.5 - 7.5. Värdena i samma sjöar idag är 1-2 pH-enheter lägre (jämför med kurvorna A, B, C i fig 38).

4.3

Grundvatten - dricksvatten

Vid syratillförsel syns effekterna först på det avrinnande ytvattnet. Men med tiden kommer även grundvattnet att försuras. Följaktligen finns nu försurat grundvatten i områden med försurat ytvatten.

Längst har försurningen givetvis nått på västkusten. Fig 40 redovisar pH i källor, grävda och borrade brunnar från Stenungsunds, Kungälv och Lilla Edets kommuner januari - april 1979.

Naturliga källor och ytliga brunnar i sand och morän är

surast. Högst pH återfinns i brunnar i lera. Surt vatten fräter ledningarna och betydande problem finns med sönderrostade kopparledningar och kopparhalter på 1 mg/l. En sådan halt kan orsaka allergier och vattnet är följaktligen otjänligt för känsliga människor.

Fullt så långt har försurningen inte gått på andra ställen. I västra Värmland håller dock ca 40 % av de grävda källorna ett pH < 6. Fig 41. Det naturliga pH-värdet i dessa liksom på västkusten bör genomgående ha varit över 6.

pH har således i både markvatten, grundvatten och sjövattnet sjunkit med 1-2 pH-enheter jämfört med den naturliga nivån. Följaktligen måste även en avsevärd markförsurning pågå, som lättast torde kunna iakttas genom minskat markinnehåll av baskatjoner och förhöjd halt av löst aluminium. Detta måste inom inte alltför lång tid komma att slå igenom på markens produktionsförmåga.

Exempel på försurningens bieffekter

4.4
4.4.1
Ökad löslighet av metaller

En hel del tungmetaller finns bundna till markmetallkomplexen. Lösligheten för dessa ökar när marken försuras. Till detta kommer att den atmosfäriska depositionen av metaller (liksom av svavel) idag sannolikt är 10 gånger förhöjd.

Då metaller deponeras på mark är fastläggningen normalt effektiv, liksom sedimentationen i sjöar. Exempelvis är blyhalten i nederbörd 10-40 $\mu\text{g}/\text{l}$, medan i sjövattnet av normalt pH endast ca 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ återfinnes. Medan kadmiumhalten i nederbörd kan vara 0.3-1 $\mu\text{g}/\text{l}$, återfinnes i neutralt sjövattnet mindre än 0.05 $\mu\text{g}/\text{l}$; d v s för båda metallerna 10 gånger lägre värden.

Då vattnet försuras stiger lösligheten. Fig 42 vill illustrera metallhalten i sjöar i Uddevallatrakten med likartad metalldeposition men med olika pH. Det framgår att i vatten med pH ca 4.5 är halten Cd, Zn och Pb ca 10 gånger högre än i sjöar med pH 7.

4.4.2

pH och kvicksilver i fisk

Från de mycket omfattande regionala studierna vad avser kvicksilverhalt i fisk och närhet till kvicksilveremitterande verksamhet finns oftast ett relativt tydligt samband mellan hög Hg-halt och lågt pH.

Fig 43 redovisar kvicksilverhalt i fisk och pH från dessa studier i närheten eller på längre avstånd från stora kvicksilveremittenter. Finns således kvicksilver i miljön är risken stor att försurningen av vattnen med tiden kommer att orsaka en betydande svartlistning på grund av alltför höga kvicksilverhalter i fisk.

4.5

Sammanfattning av försurningsläget

Med den pH-trend som landets sjöar för närvarande visar, har vi år 2000 mycket stora försurningsproblem, både direkta och indirekta t ex genom metallförgiftning av mark och vatten.

En viktig uppgift för närvarande är att dels försöka kvantifiera eventuella olika försurningsfaktorer och dels att vidtaga åtgärder för att minska de viktigaste delposterna. För närvarande pågår internationellt arbete för att söka reducera svavelutsläppen. Kväveutsläppen är svårare att komma åt och ser i framtiden ut att bli en allt större del av den atmosfäriska försurningen.

4.6

Kalkning

Ett "uppehållande" försvar i brist på andra bättre medel utgör kalkning. Det årliga kalkningsbehovet har utifrån svavel- och kvävetillskotten beräknats (karta 4). I södra Sverige skulle med detta beräkningssätt behovet vara 50 - 70 kg CaCO_3 per ha och år och i mellansverige 20 - 30 kg CaCO_3 per ha och år. Det totala behovet för att kompensera den atmosfäriska försurningen skulle därmed bli ca 1 milj ton CaCO_3 per år för en årlig kostnad av 200 - 300 milj kr.

Att kompensera "försurningen" över de ca 100 000 km^2 , där alkaliniteten i sjövattnen är låg (<0.1 mekv/l), skulle erfordra 0.4 milj ton CaCO_3 årligen och kosta 80 - 120 milj kr.

Den nuvarande satsningen på lite mer än 10 milj kronor per år till kalkning av vattendrag, skulle således motsvara i storleksordningen 10 % av det årliga "akuta" behovet.

4.6.1

Det ackumulerade kalkningsbehovet

Den atmosfäriska försurningens biologiska effekter i svenska sjövattnen kan härledas till femtio år tillbaka i tiden. Effekterna har iakttagits i en region där markens innehåll av baskatjoner är för ringa för att kunna buffra de allt större syratillskotten.

I detta område uppvisar nu även det ytliga grundvattnet ofta ett pH 4.5-5 mot normalt över 6 och innehåller höga halter av löst och giftigt aluminium, som med tiden tillförs vattendragen. Detta faktum liksom att (Ca + Mg)-halten i dessa vatten ibland t o m har fördubblats jämfört med äldre värden, tyder på att också avsevärd försurning eller minskning av basmättnadsgraden skett i podsoljordarnas A- och B-horisonter.

Utgående från nuvarande årliga tillskott av atmosfäriskt svavel till vattendragen och från att en successiv ökning skett av detta i proportion till emissionerna kan det totala bidraget sedan 1900-talets början beräknas ligga i storleksordningen 10 - 15 milj ton svavel. Att kompensera för denna 1900-talets totala deposition och successiva försurning av mark och vatten, 10 - 15 miljoner ton svavel, skulle erfordra 30 - 50 miljoner ton kalksten och kosta 6 - 15 miljarder kronor.

KÄLLFÖRTECKNING - REFERENSER

- Abrahamsson, R och Tilosius, M. 1979. För Länsläkarorganisationen i Göteborgs och Bohus län: Undersökning av grundvatten med avseende på försurning i Stenungsunds, Kungälv och Lilla Edets kommuner.
- Andersson, C och Sandberg, P-E. 1977. Försurning av sjöar i Kopparbergs län. Länsstyrelsen i Kopparbergs län.
- Andersson, I och Hultberg, H. 1977. Forskningsredogörelse. Uppföljning av pågående SNV-projekt - Effekter av försurning och kalkning. IVL. Stencil.
- "- "- 1978. Forskningsredogörelse. Uppföljning av pågående SNV-projekt - Effekter av försurning och kalkning. IVL. Stencil.
- Andersson, P. 1979. Naturvårdsverket: Kvicksilver i gäddor i Delsbosjöar. Opublicerat.
- Appelberg, M. 1979. Försurnings- och kalkningseffekter på flodkraftbestånd. Fiskeristyrelsen. Stencil.
- Bengtsson, L och Lundahl, L. 1979. Försurningsläget i Blekinges insjöar vecka 17 (april) 1979. Länsstyrelsen i Blekinge län.
- Bergquist, B. 1978. Kvicksilverhalt i bottenfauna och sediment i sjön Ölen. Limnologiska inst. Uppsala.
- Bernhoff, R. Försurning och sjökalkning. Information från Cementa.
- Björklund, I och Norling, L. 1979. Miljöeffekter i sjöar av kvicksilvernedfall från luft inom Värmland/Kilsbergsområdet och Västkusten. SNV PM 1090.
- Bowling, M L & Busbee, R L. 1964. A three year study on the effects of lime application on the standing crops of benthic organisms in Georgia farm ponds. Proc. S. E. Ass. Game and Fish Commissions. 18:280-302.
- Brundin, L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 30.
- Dickson, W. Alkalinitet och pH i svenska vatten. 1975-78. SNV PM 1106.
- "- Erfarenheter av sjökalkning. SNV PM 1107.
- "- 1979. Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. Aquannalen Nr 1:1979.

- Dickson, W. Sura vatten - kalkade vatten och kalkningsbehovet för svenska vatten. SNV PM 1010.
- Eriksson, F. 1979. Kalkningens effekter på makrofyter i oligotrofa sjöar. Fiskeristyrelsen. Stencil.
- "- 1979. Kalkningens effekter på markvegetationen i strandnära områden. Fiskeristyrelsen. Stencil.
- Eriksson, J V. 1929. Den kemiska denudationen i Sverige. Medd. från Statens meteorologiska och hydrologiska anstalt. Bd 5:3, pp 96.
- Fiskeristyrelsen 1979. Statsbidrag till kalkningsåtgärder 1977 - 1978.
- Grahn, P, Lagerman, B och Larsson, K. Försurningssituationen i Örebro läns sjöar 1978. Fiskenämnden i Örebro län.
- Grahn, O. 1979. IVL-Fryksta: pH i källor och brunnar i Mangskogs och Gunnarskogs socknar i Värmland. Opubl data.
- Hamrin, S. 1976, 1978. Bolmen - Bolmån - Lagan 1966-75, 1976-77. Limnol. Inst. Lund.
- Holmberg, R och Toolanen, D. Försurningsläget i Västernorrlands sjöar våren 1979. Länsstyrelsen i Västernorrlands län.
- Hultberg, H. 1977. IVL, för Kema Nord AB: Kvikksilverförekomst i gädda från sjöar i området O-NO om Kema Nord's Kloralkalifabrik i Stenungsund 1977.
- Hörnström, E. 1979. Kalkningseffekter på fytoplankton. Fiskeristyrelsen. Stencil.
- Ivarsson, A. Försurningsundersökning i Osby kommun våren 1979.
- Jordbruksdepartementet. Ds Jo 1976:2. Mindre svavel bättre miljö. Betänkande från utredningen om åtgärder för att motverka de negativa effekterna av svavelutsläpp.
- Lithner, G. 1978. Regional sjöundersökning i Skellefteå kommun med omnejd. Sediment som mätare på luftburen metallförorening. SNV PM 1016.
- Lundh, I. 1979. Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän. Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län. Stencil.
- Länsstyrelsen i Blekinge län 1979:1. Rapport angående vissa försurnings- och tungmetallproblem i sydlänen.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län 1978:2. Försurningssituationen i västmanländska sjöar sommaren 1977.

- Mossberg, P. 1979. Kalkningseffekter på bottenfauna. Fiskeristyrelsen. Stencil.
- Mårtenson, B. 1979. Försurningsundersökning hösten 1978 - våren 1979. Länsstyrelsen i Kronobergs län. Stencil 1979-05-11.
- Odén, S och Ahl, T. 1970. Försurningen i Skandinaviska vatten. - YMER, Årsbok 1970, p 103-122.
- Regeringens proposition 1976/77:3 om åtgärder för att motverka effekter av svavelutsläpp.
- Scheider, W, Adamski, I & Paylor, M. 1975. Reclamation of acidified lakes near Sudbury, Ontario. Ontario Ministry of the Environment.
- Scheider, W, Cave, B & Jones, J. 1976. Reclamation of acidified lakes near Sudbury by neutralisation and fertilization. Ontario Ministry of the Environment.
- Schmuul, R och Lindqvist, B. Fysikalisk-kemisk undersökning av 1 704 sjöar i Norra Älvsborg 1978. Fiskenämden i Älvsborgs län.
- Wilander, A och Ahl, T. 1972. The effects of lime treatment to a small lake i Bergslagen, Sweden. Vatten 5:431-445.
- Ålind, P. 1979. Försurningssituationen i Kalmar läns sjöar våren 1979. Länsstyrelsen i Kalmar län.

En stor del av redovisade data är hämtade från de rapporter som enligt bidragsvillkoren årligen skall lämnas till fiskeristyrelsen. Dessutom tillkommer ytterligare material från såväl fiskeriverkets som naturvårdsverkets verksamhetsområden.

FIGURER

1. Olika kalkningsmedels löslighet vid olika pH
2. Olika kalkningsmedels innehåll av löslig kalciumoxid
3. Effekter på pH, syrgasmättnad, halten ammoniumkväve och totalfosfor som en följd av nedbrytning av vitmossa efter tillsats av 1 g släckt kalk (CaO)/ m^3 vatten i en klarvattensjö
4. Effekter på avrinnande vatten efter kalkning av åkermark och bäckraviner
5. Tre olika metoder för kalkning av sjöar
6. Kalkförbrukningen under ett år i en liten sjö (Trehörningen)
7. Resultat av kalkning av tillrinnande bäckar
8. Unden; alkalinitet, kalcium - magnesium-, sulfat-, nitrat- och kloridhalt
9. Unden; alkalinitet, kalcium - magnesiumhalter i tillrinnande bäckar samt i utflödet
10. Unden; pH och alkalinitet i ytvatten 1977 - 79
11. Fulufjället; sjö- och markkalkning
12. Ölen; kalkning av tillrinnande vatten och strandzon
13. Södra Blötevattnet; kalkning på land och i sjö
14. Kalcium - magnesiumhalter i två icke kalkade sjöar (Långvattnet och Rotehagssjön)
15. Bolsjön; kalkning i sjö
16. pH och alkalinitet i Östra Nedsjön, kalkad 1971 - 74, och i Ömmern, referenssjö som inte kalkats
17. Kvävekoncentrationen i två kalkade och en okalkad sjö
18. Fosfortillskott vid kalkning
19. Fosforhalten i kalkade vatten på Fulufjället
20. Utfällning av fosfor vid sjökalkning
21. Fosfor - aluminium
22. Syrgasmättnad i tre kalkade sjöar
23. Vattenfärg och alkalinitet före och efter kalkning
24. Vattenfärg i två bohuslänska sjöar före och efter kalkning
25. pH och aluminiumhalt vid upprepad kalkning
26. pH och manganhalt före och efter kalkning
27. pH - kadmiumhalter i botten- och ytvatten
28. pH - kadmium- och kalciumhalter i sjösediment
29. Kalkningseffekter på fytoplankton

30. pH och antalet kräftdjur per liter i två kalkade och en icke kalkad sjö
31. Fiskbeståndet i en sjö efter kalkning
32. Introduktion av röding i ett kalkat vatten
33. Den principiella relationen mellan den areella för-
lusten av HCO_3^- och flodvattnets pH
34. pH, HCO_3^- och SO_4^{2-} i Tjurkens tillopp (Målenåns vat-
tensystem), 1978
35. pH och alkalinitet i Lilla Dröpplan, en typisk
svensk skogstjärn
36. Bolmen; uppmätta kalcium-, sulfat-, klorid- och
nitrathalter samt alkalinitet och vattenföring
37. Bolmen; halter korrigerade till "medelvattenföring"
1966 - 1977, $18 \text{ m}^3/\text{sek}$
38. Svavelbelastning på och pH i urbergssjöar
39. pH-förändringar i västkustsjöar
40. pH i källor och brunnar i Göteborgs och Bohus och
Älvsborgs län
41. pH i källor och brunnar i Värmlands län
42. Metallhalten i 16 sjöar på svenska västkusten med
likartad metalldeposition men med olika pH
43. pH och kvicksilverhalt i fisk och sediment

Fig 1 Olika kalkningsmedels löslighet vid olika pH

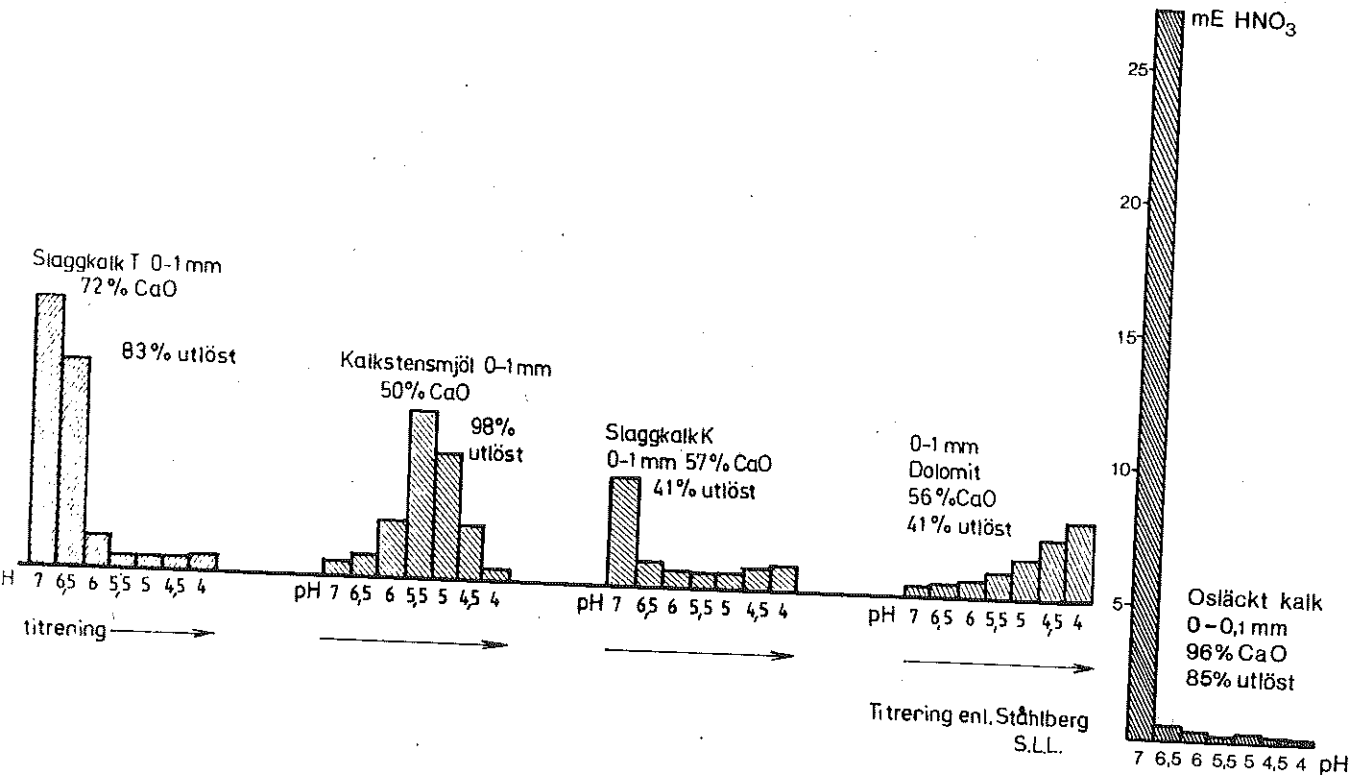
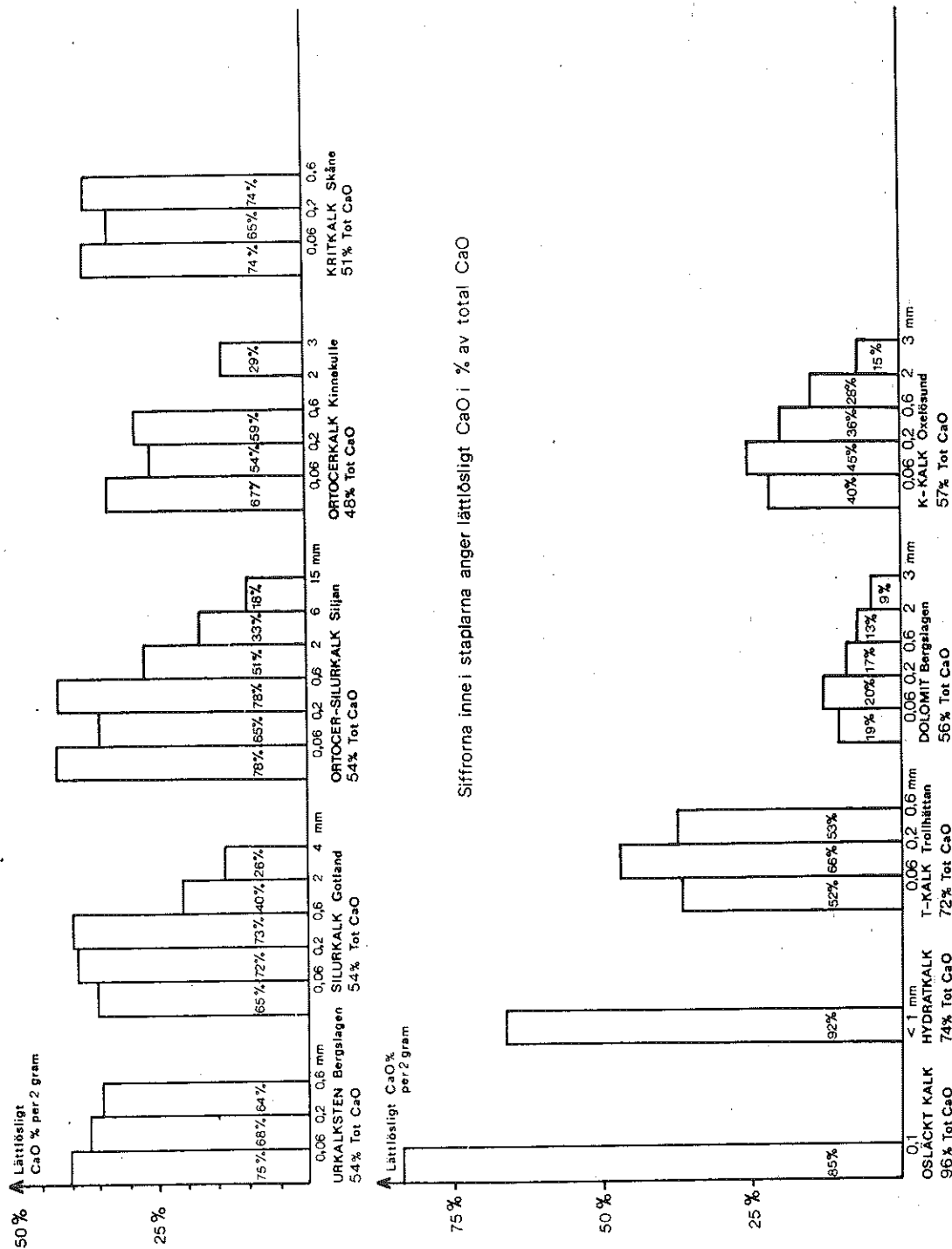


Fig 2 Olika kalkningsmedels innehåll av lättlöslig kalciumoxid



Siffrorna inne i staplarna anger lättlösligt CaO i % av total CaO

Fig 3 Effekter på pH, syrgasmättnad, halten ammoniumkväve och totalfosfor efter tillsats av 1 g CaO/m³ vatten i en klarvattensjö
(April 1977)

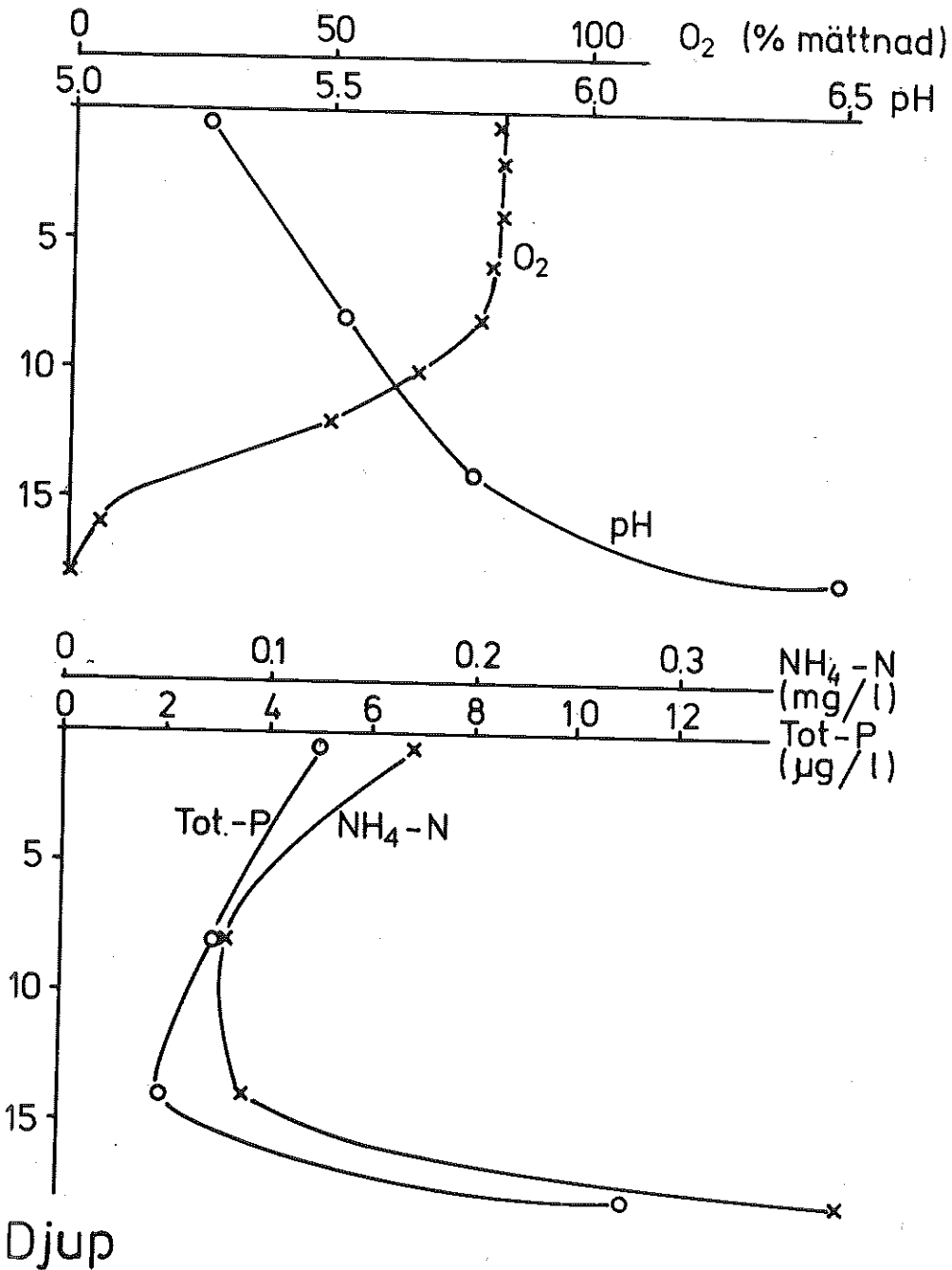


Fig 4 Resultat av några åker- och bäckravinkalkningar.
(Pilarna indikerar kalkningstillfället.)

1. Åkermark 10 ton/ha, totalt 290 ton CaCO_3 (0.2 ton/ha tillrinningsområde).
2. Åkermark 10 ton/ha (200 ton CaCO_3) och bäckravin (80 ton CaCO_3) totalt 280 ton CaCO_3 (0.07 ton/ha tillrinningsområde).
3. Åkermark 51 ton CaCO_3 och bäckravin (300 m, 25 ton CaCO_3), totalt 76 ton CaCO_3 (0.5 ton/ha tillrinningsområde).

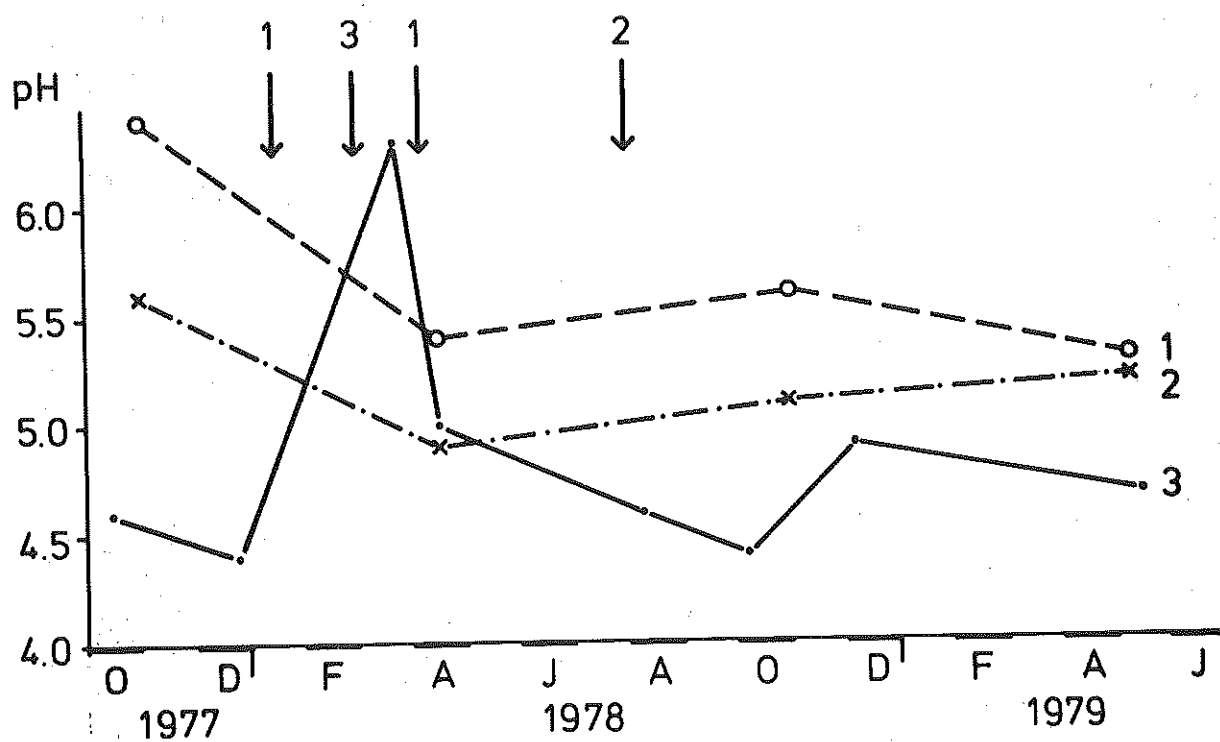


Fig 5 Tre olika metoder för kalkning av sjöar

	Giva (CaCO_3) (ton/ha tillrinn.omr)	g/m^3	Dos på kalkade ytor (ton CaCO_3 /ha)
1. Direkt i sjön	0.5	33	
2. 0-20 m från vatten- linjen	0.5	60	10-20
3. 0-30 m från vatten- linjen	0.3	15	5.5

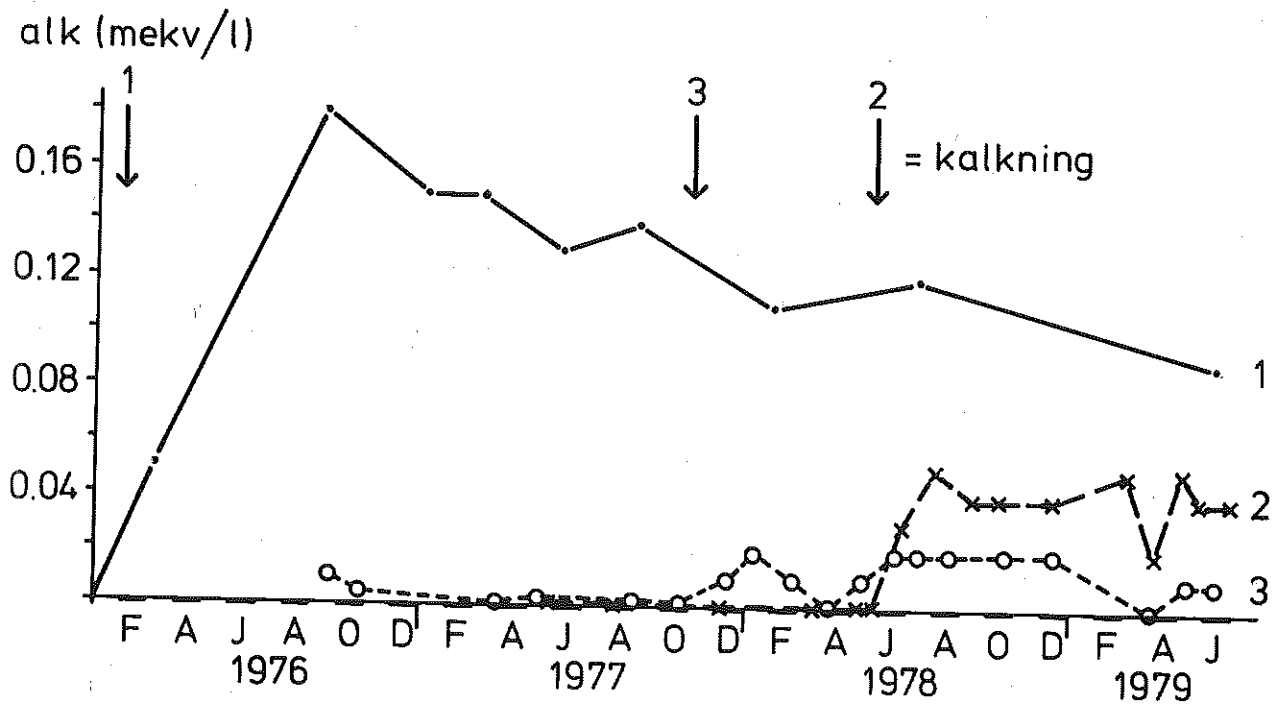


Fig 6 Kalciumbudget för Trehörningen

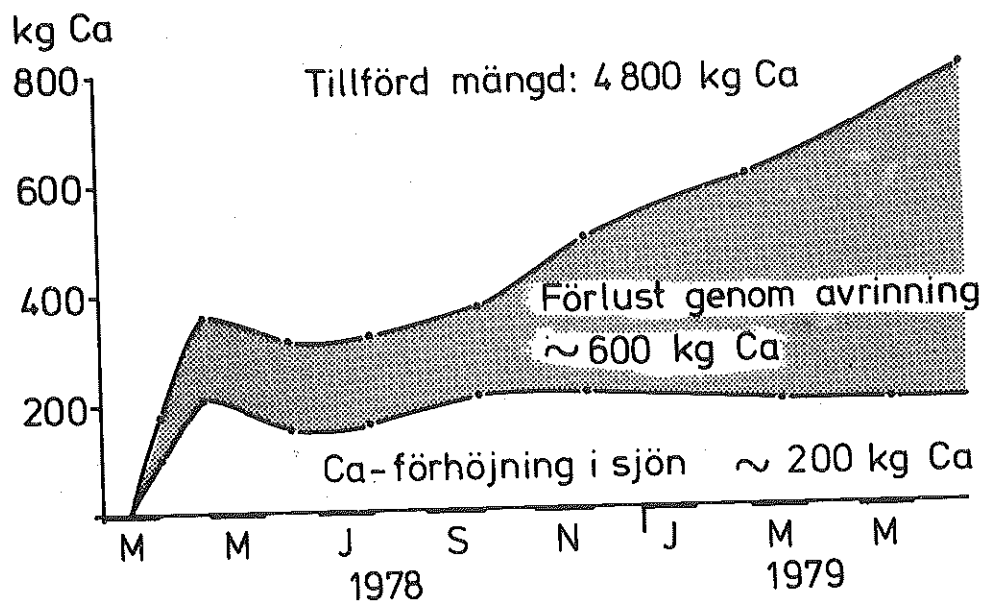


Fig 7 Resultatet av kalkning av tillrinnande bäckar

- 1 och 2 Helikopterspridning längs hela bäckarnas längd (ca 600). 0-0.5 mm, 20-25 m bred zon (5.5 ton/ha) och 0.3 ton/ha tillrinningsområde.
- 3a Blåsning från bulkbil längs 300 m av totalt ca 2 000 m bäcksträcka. 0-1 mm, 20-25 m bred zon (18 ton/ha) och 0.15 ton/ha tillrinningsområde.
- 3b Uppströms kalkningsinsatsen.

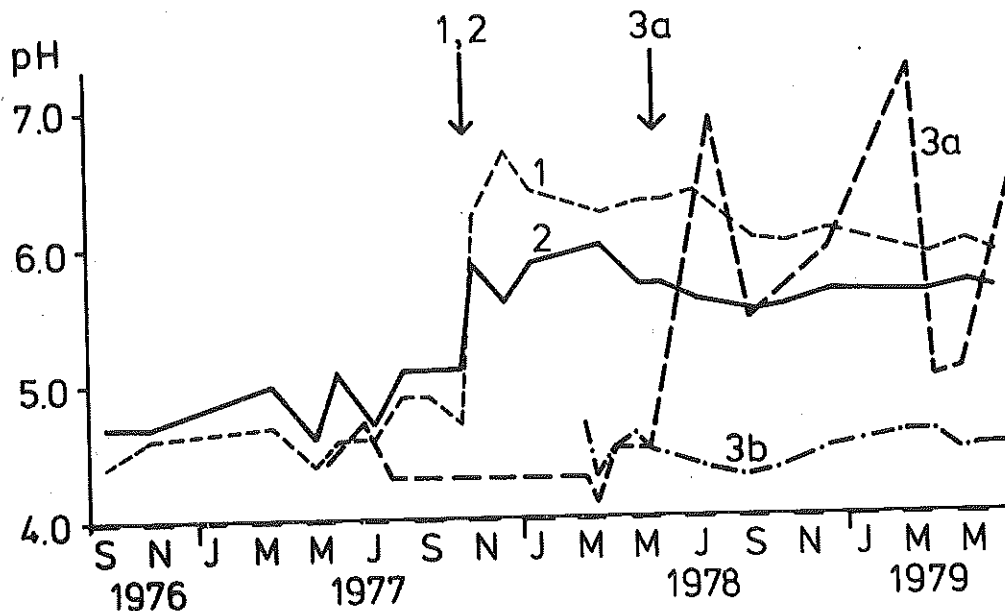


Fig 9

Unden; alkalinitet, kalcium + magnesiumhalter i tillrinnande bäckar samt i utflödet

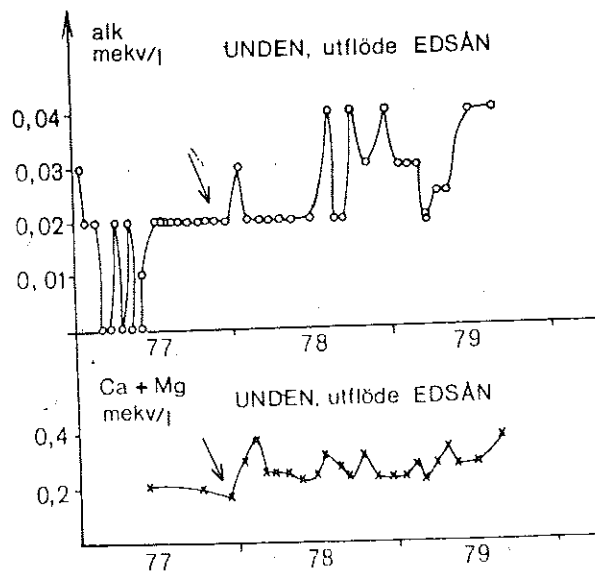
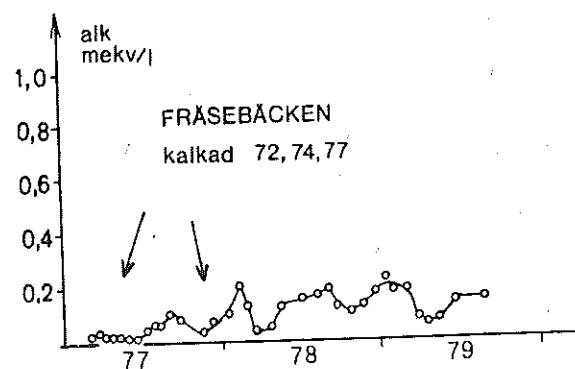
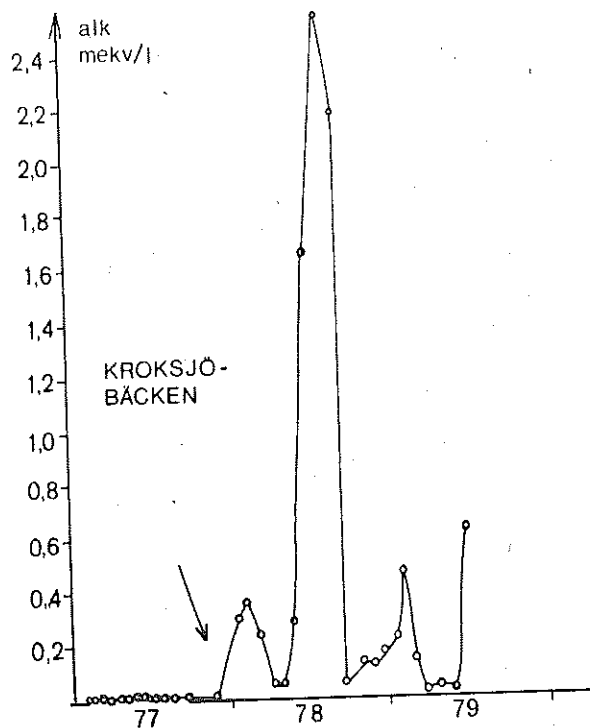
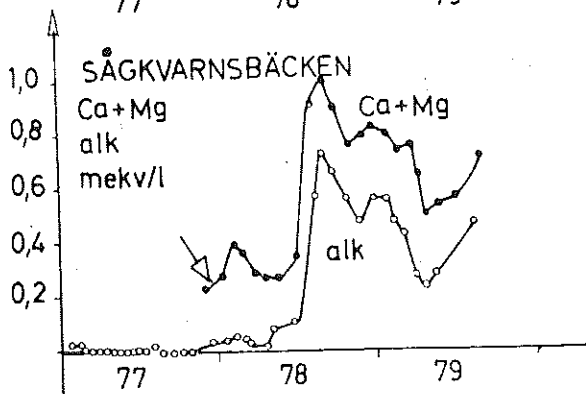
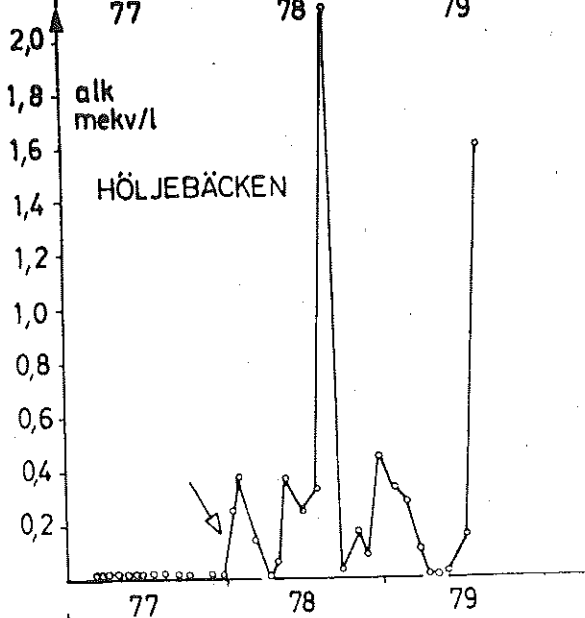
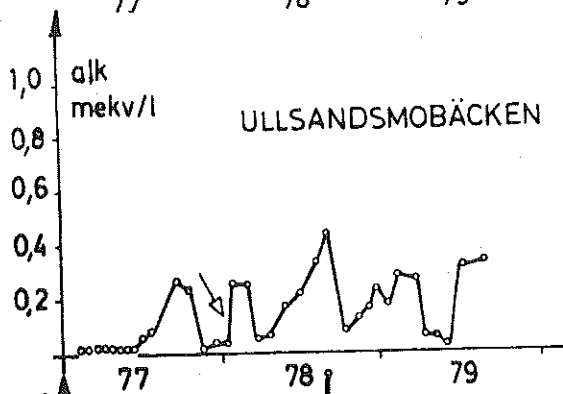
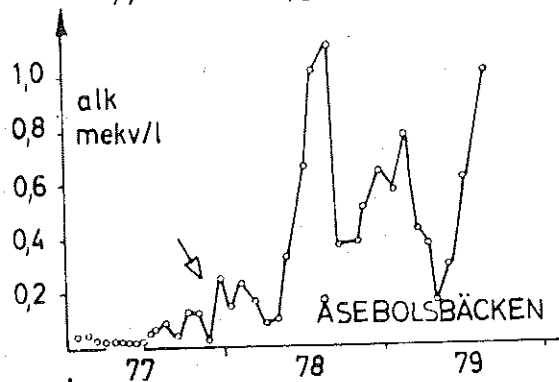
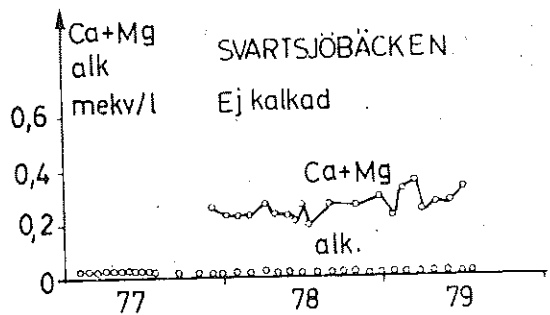
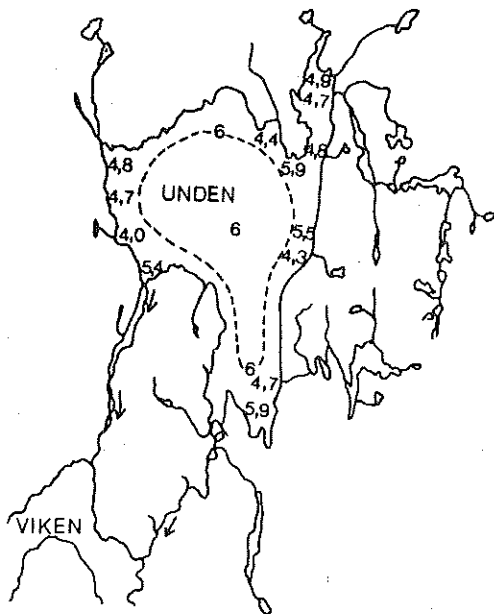
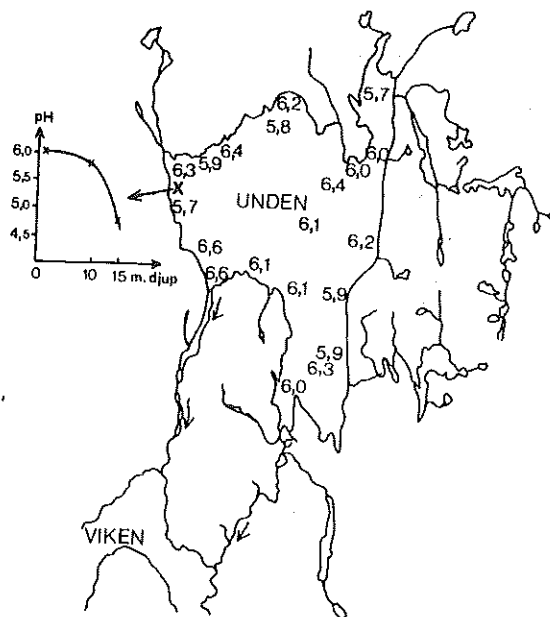


Fig 10 Unden; pH och alkalinitet i ytvatten 1977 - 79

pH, ytvatten mars-maj 1977



pH, ytvatten maj 1978



pH, ytvatten april 1979

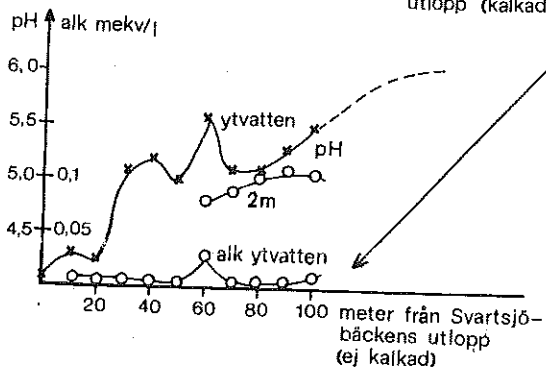
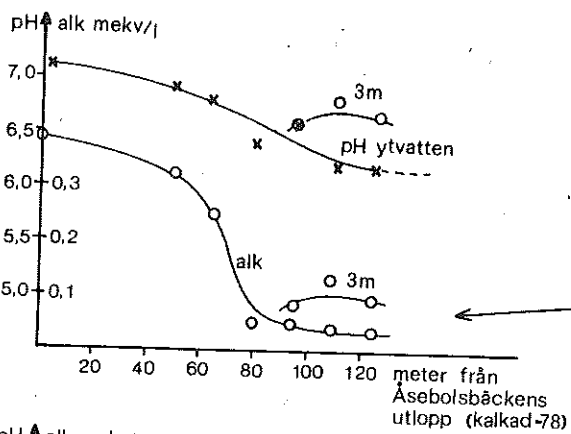
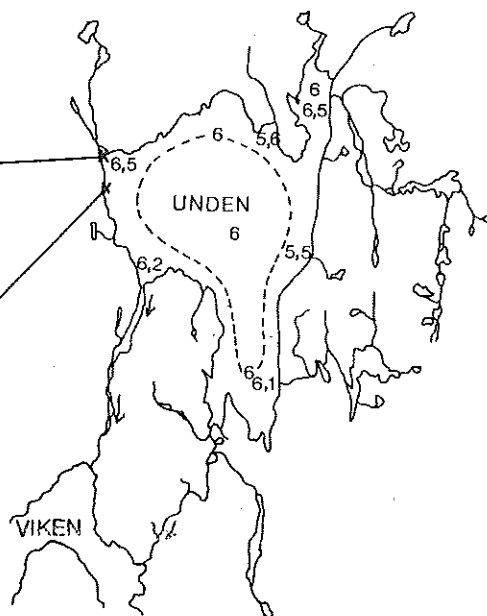
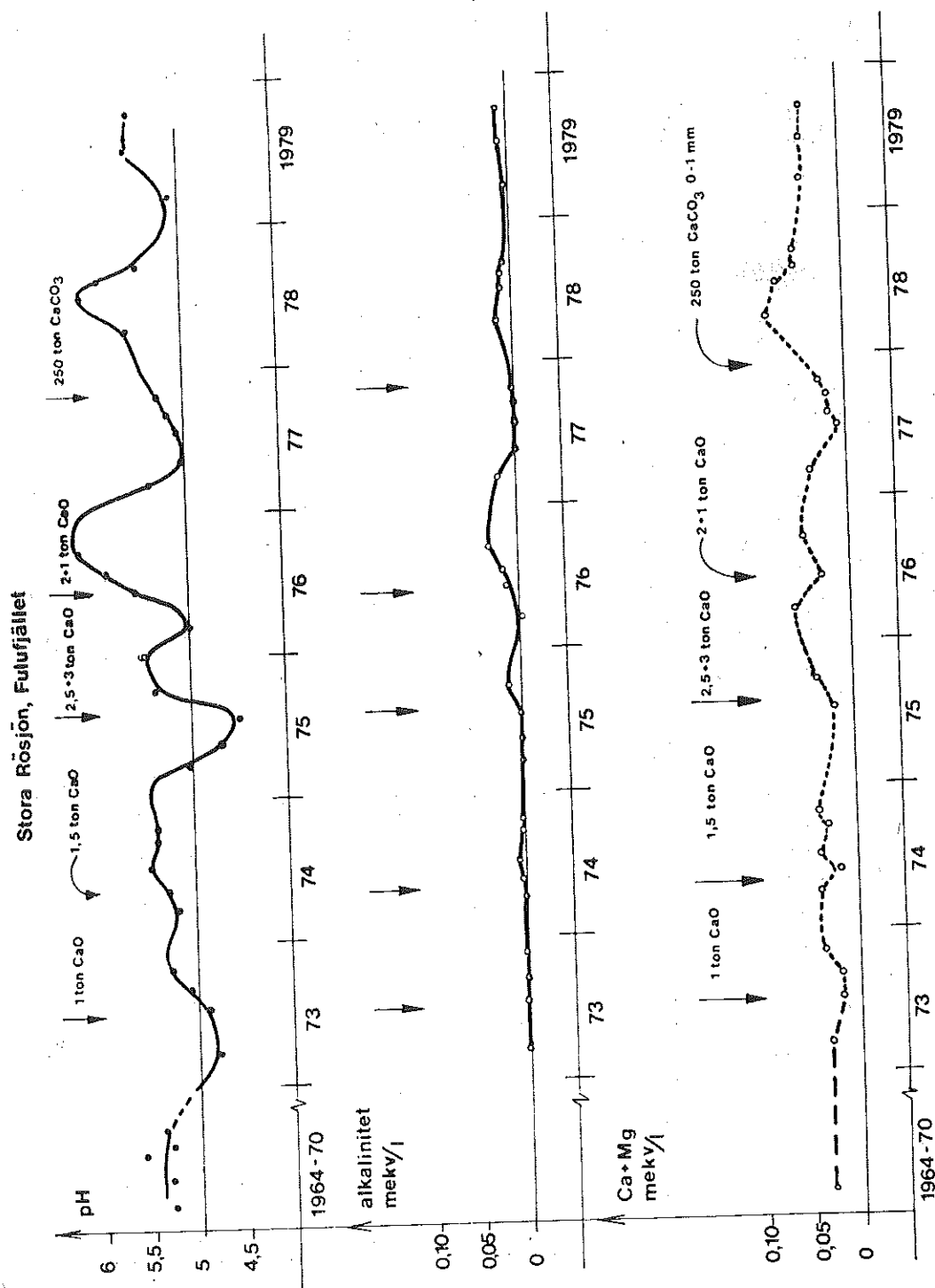
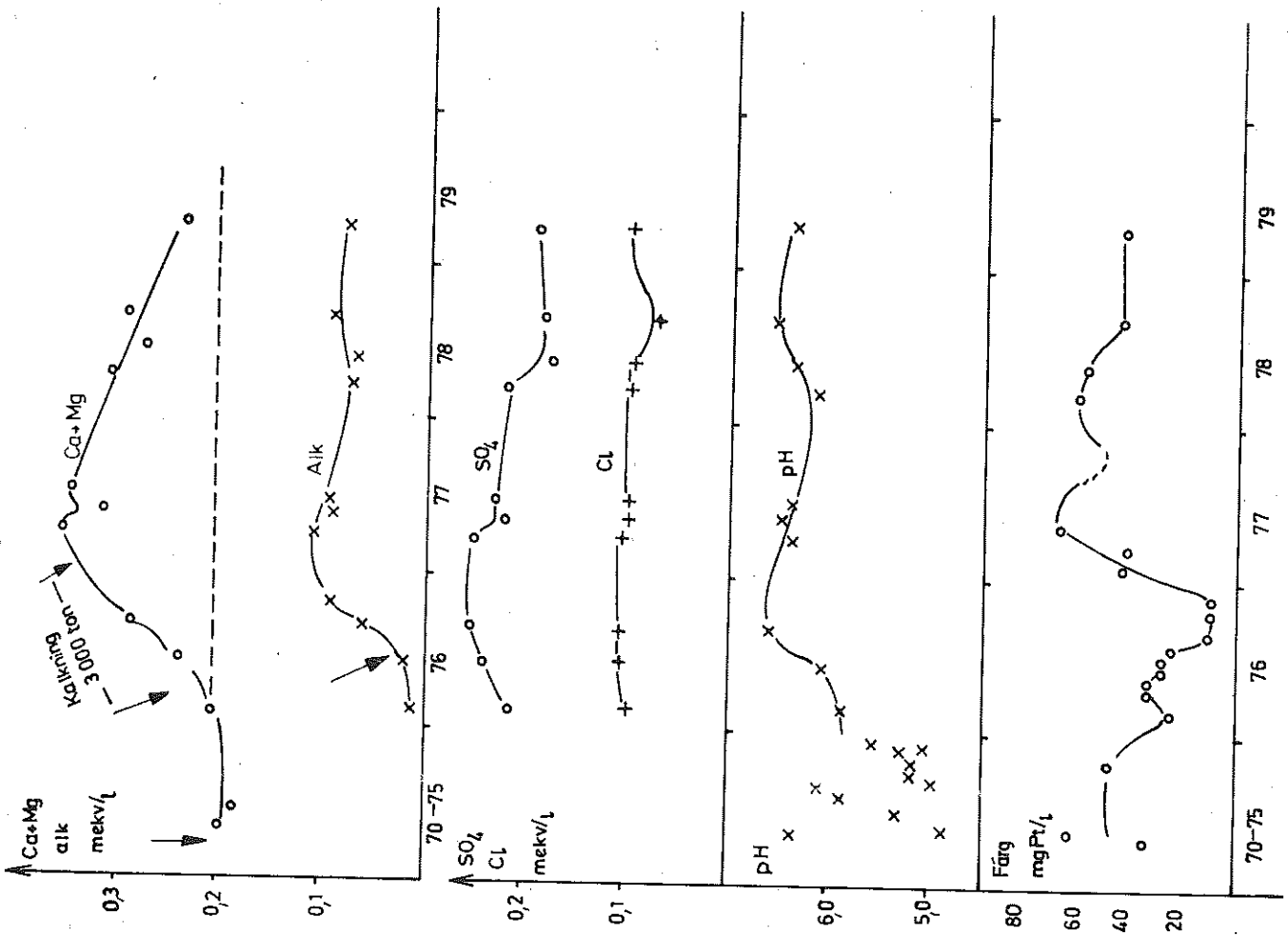


Fig 11 Sjö- och markkalkning, Fulufjället



ÖLEN I NÄRKE



VÄTSJÖN, nära ÖLEN, ej kalkad

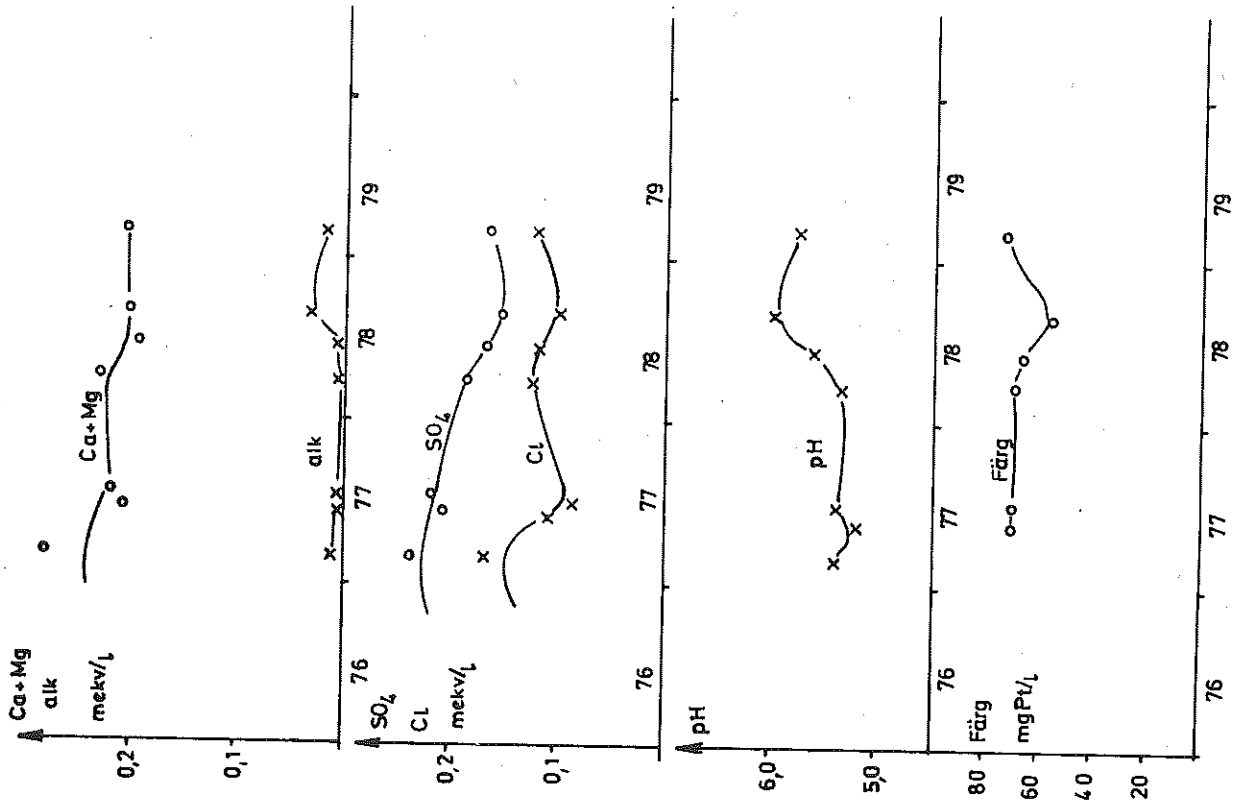


Fig 13 Södra Blötevattnet; kalkning på land och i sjö

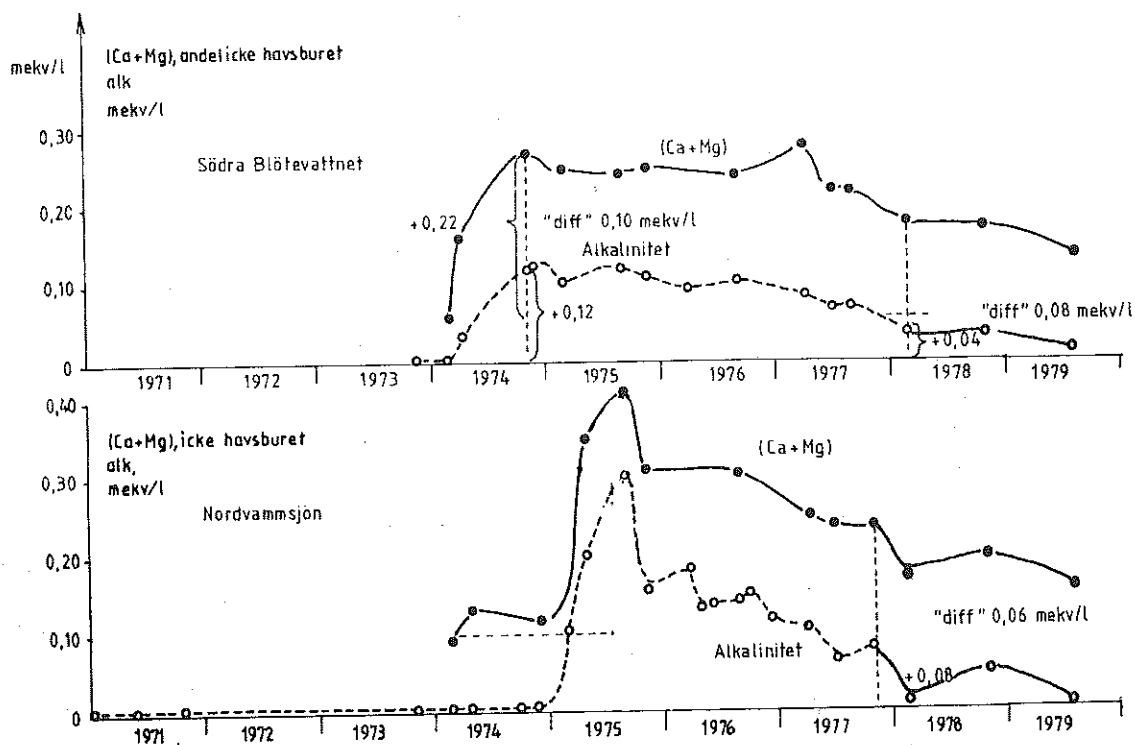


Fig 14 Kalcium - magnesiumhalter i två icke kalkade sjöar

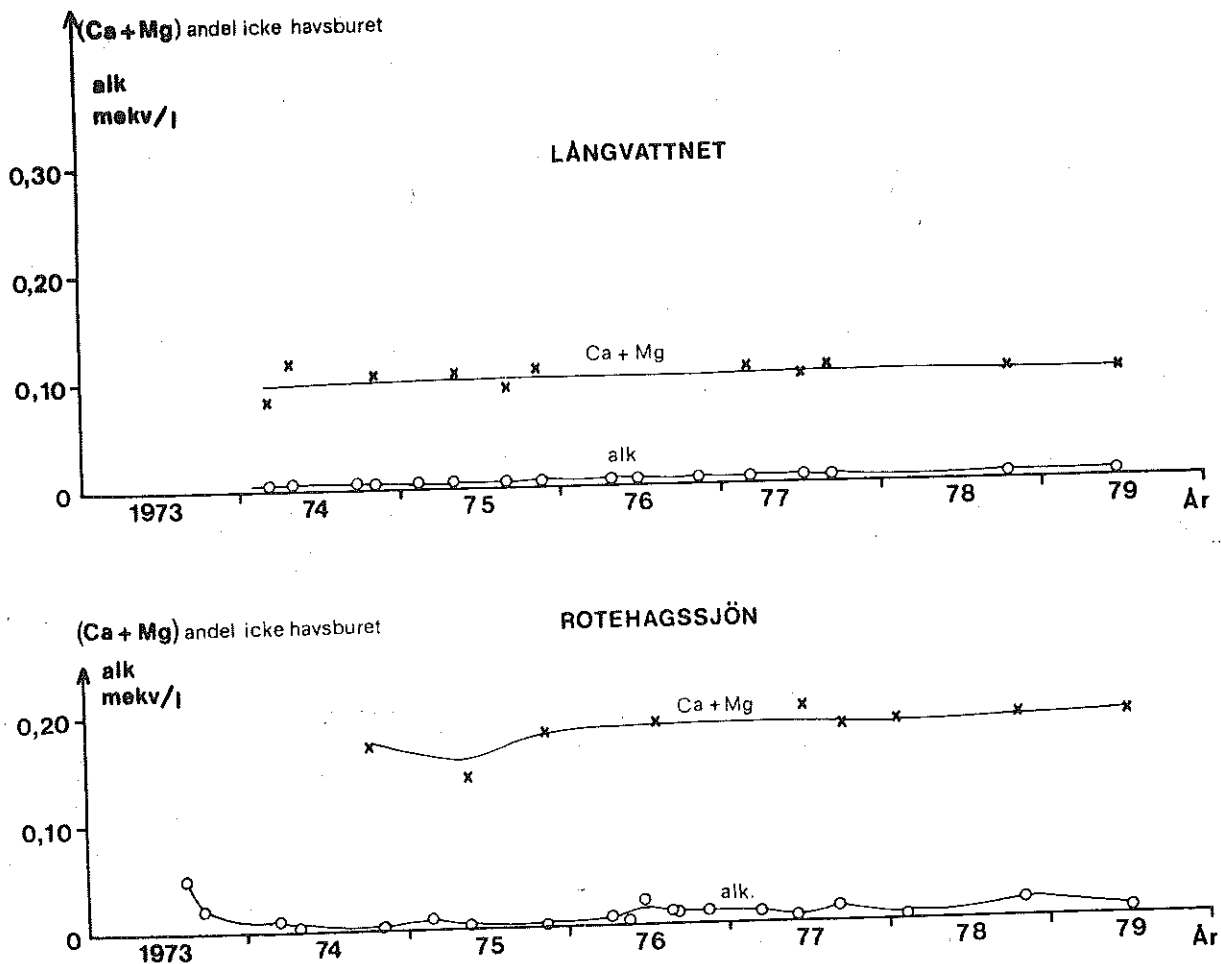


Fig 15 Bolsjön, kalkning i sjö

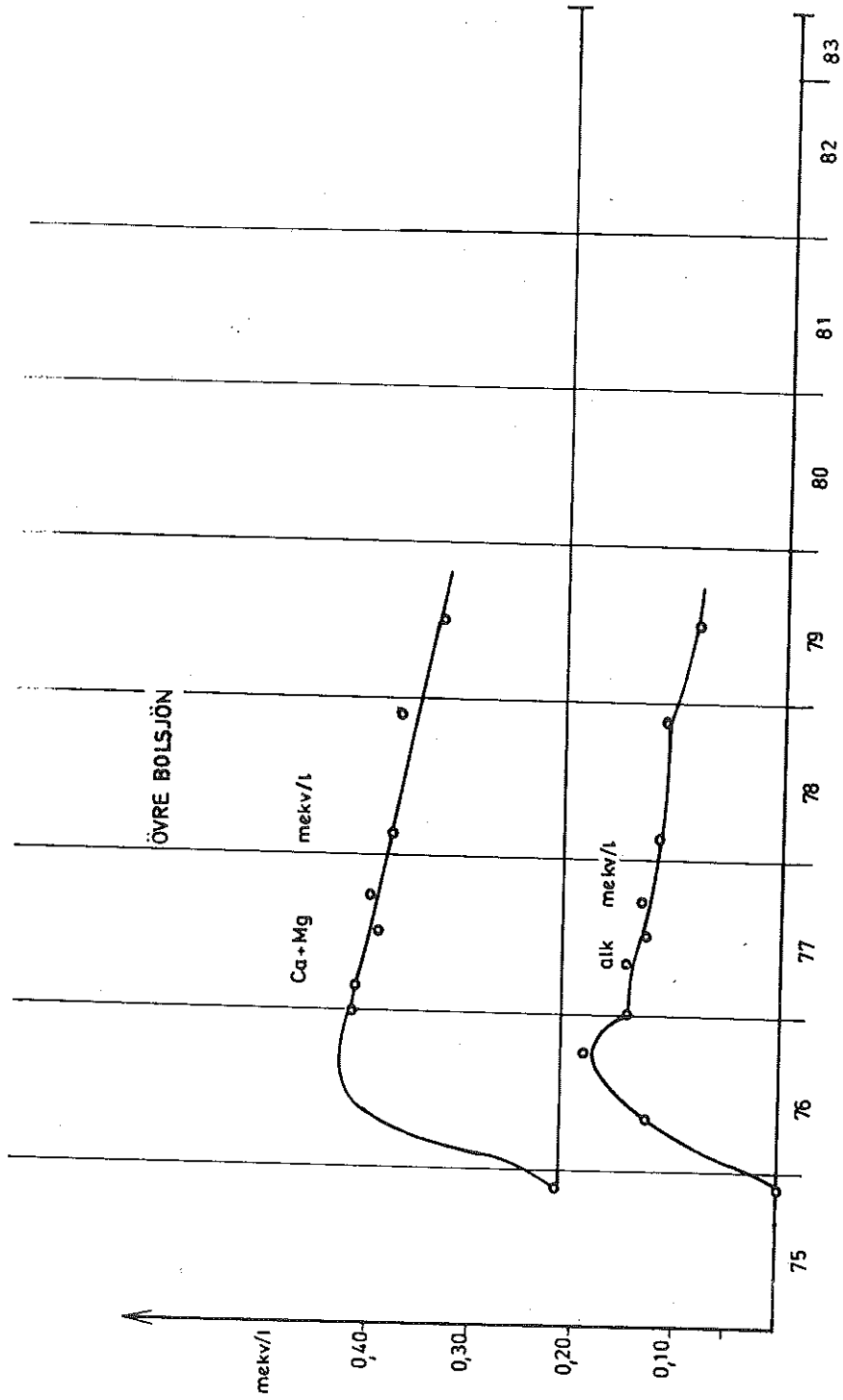


Fig 16 pH och alkalinitet i Östra Nedsjön kalkad 1971-74, och i Ömmern, referenssjö som inte kalkats

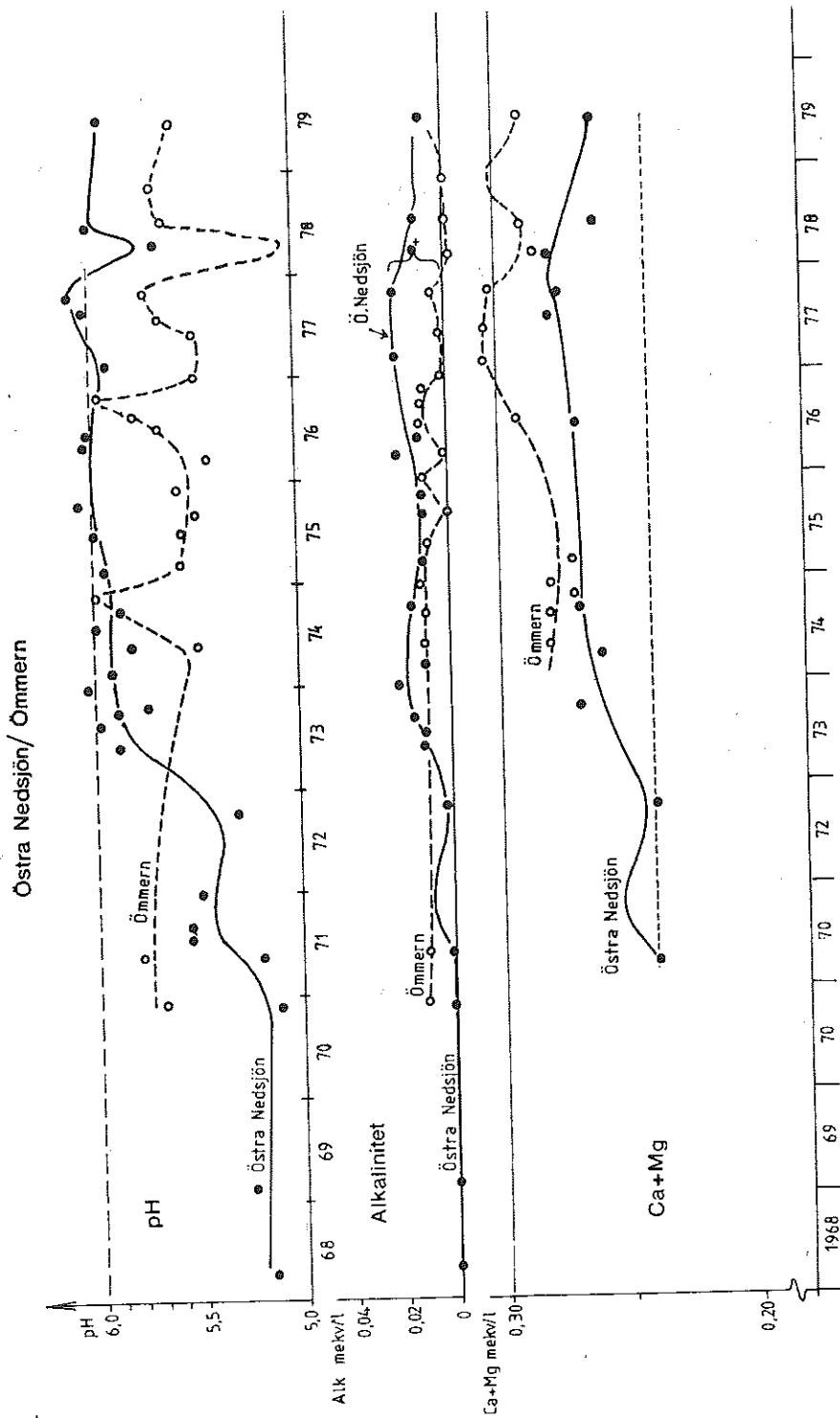


Fig 17 Kvävekoncentrationen i två kalkade och en okalkad sjö

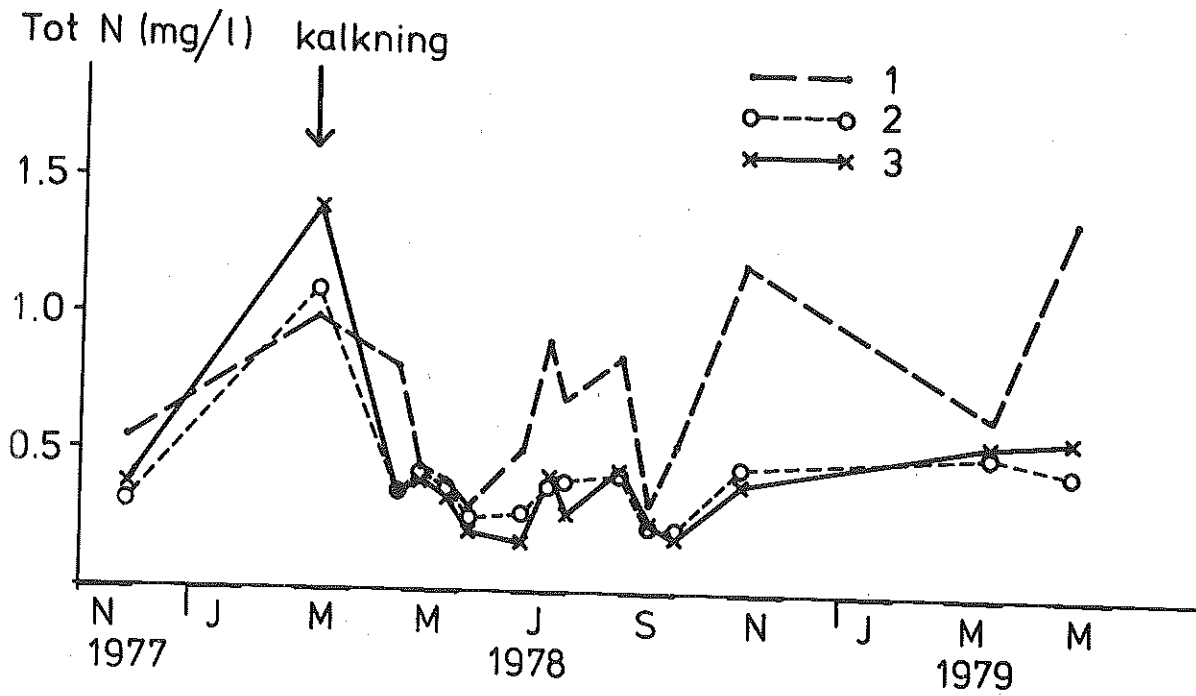


Fig 18 Fosfortillskott vid kalkning

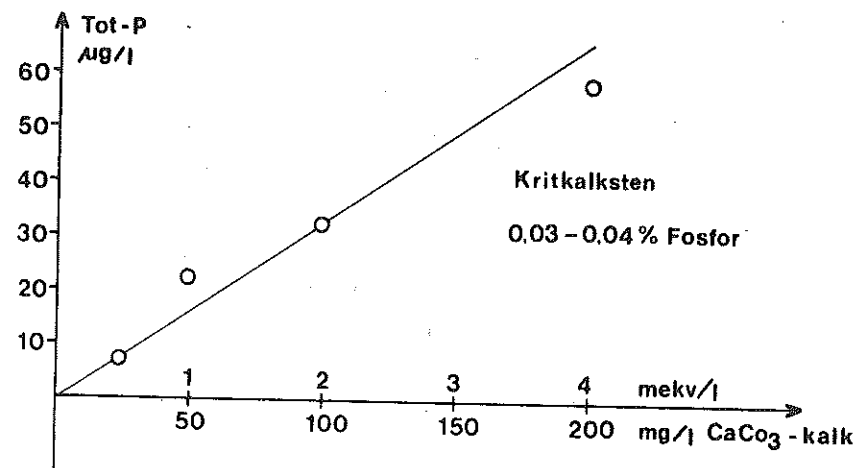


Fig 19 Fosforhalten i kalkade vatten på Fulufjället

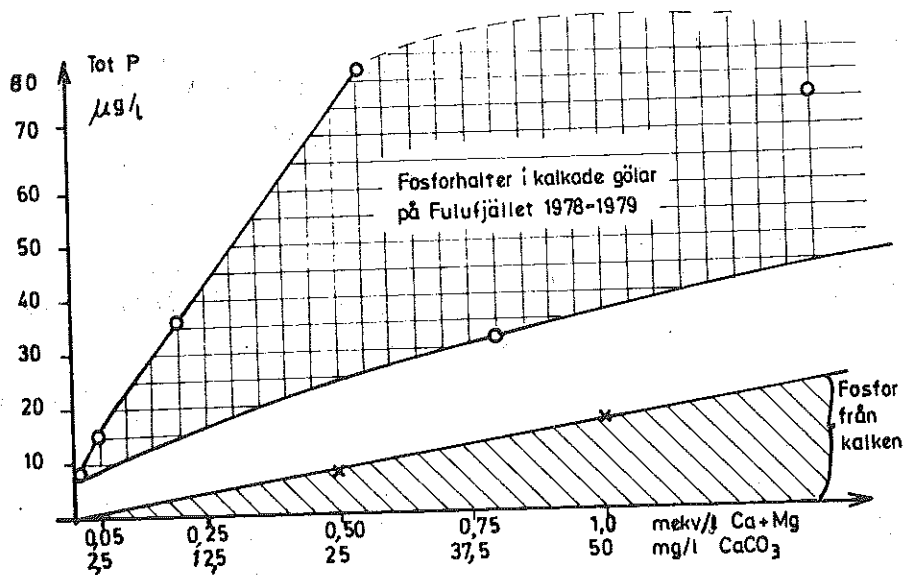


Fig 20 Utfällning av fosfor vid sjökalkning

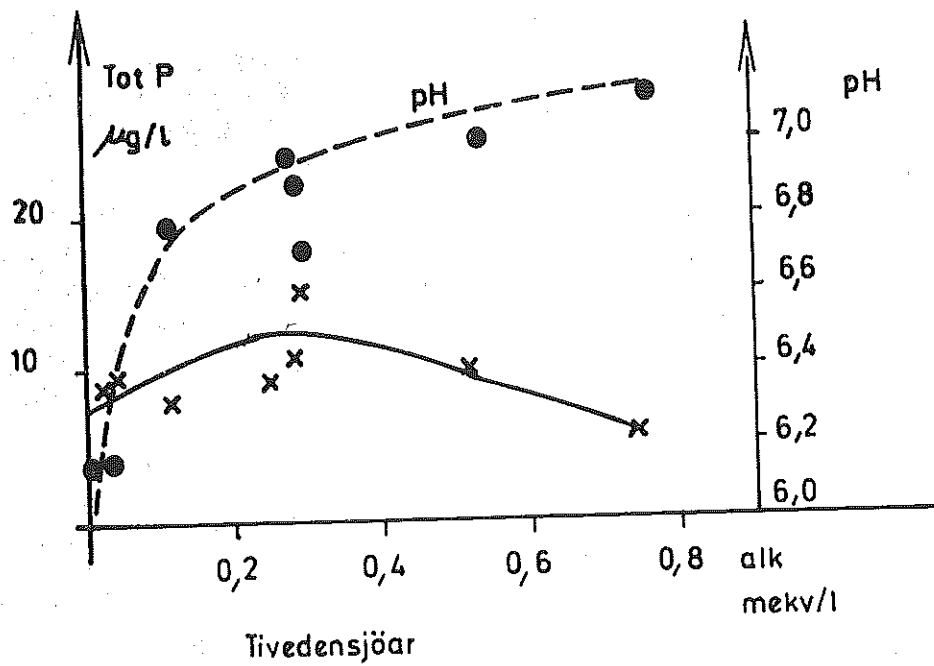


Fig 21. Fosfor - aluminium

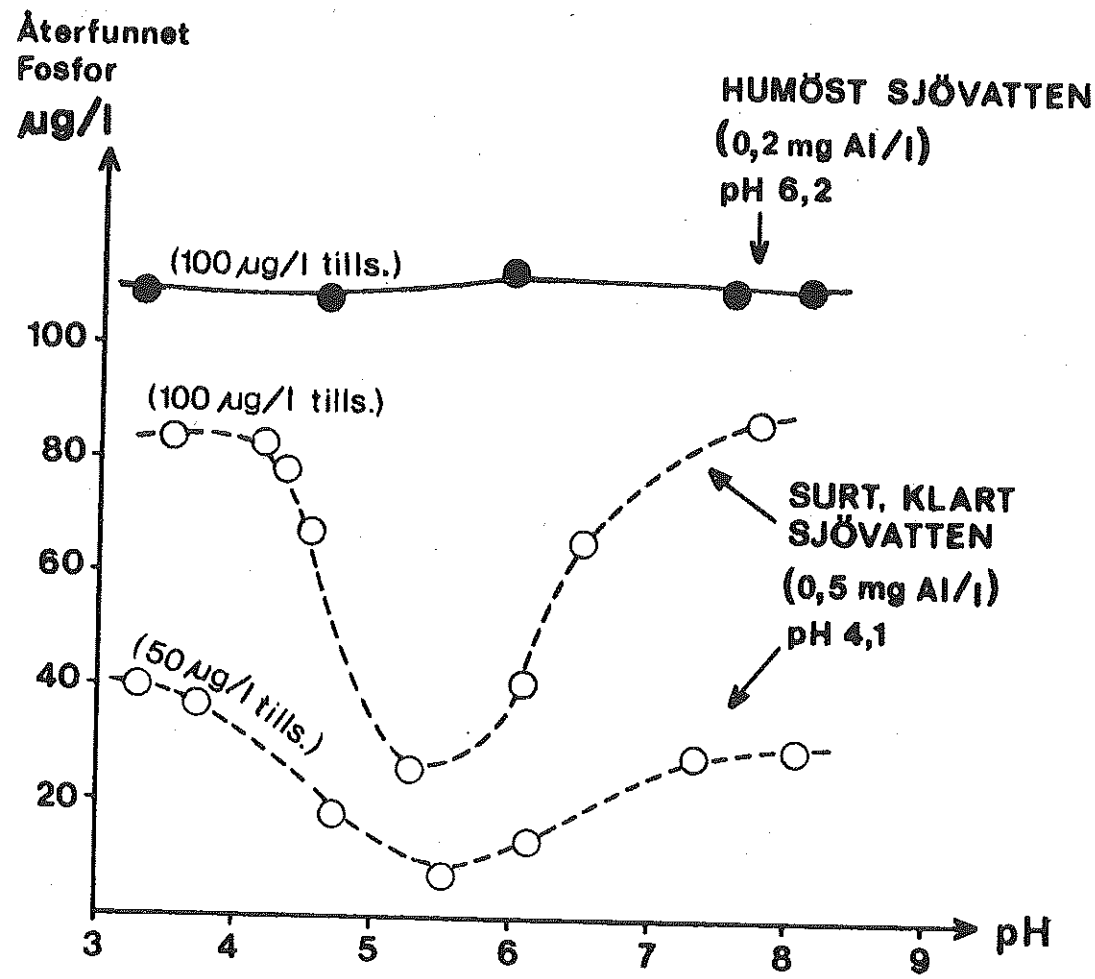


Fig 22 Syrgasmättnad i tre kalkade sjöar

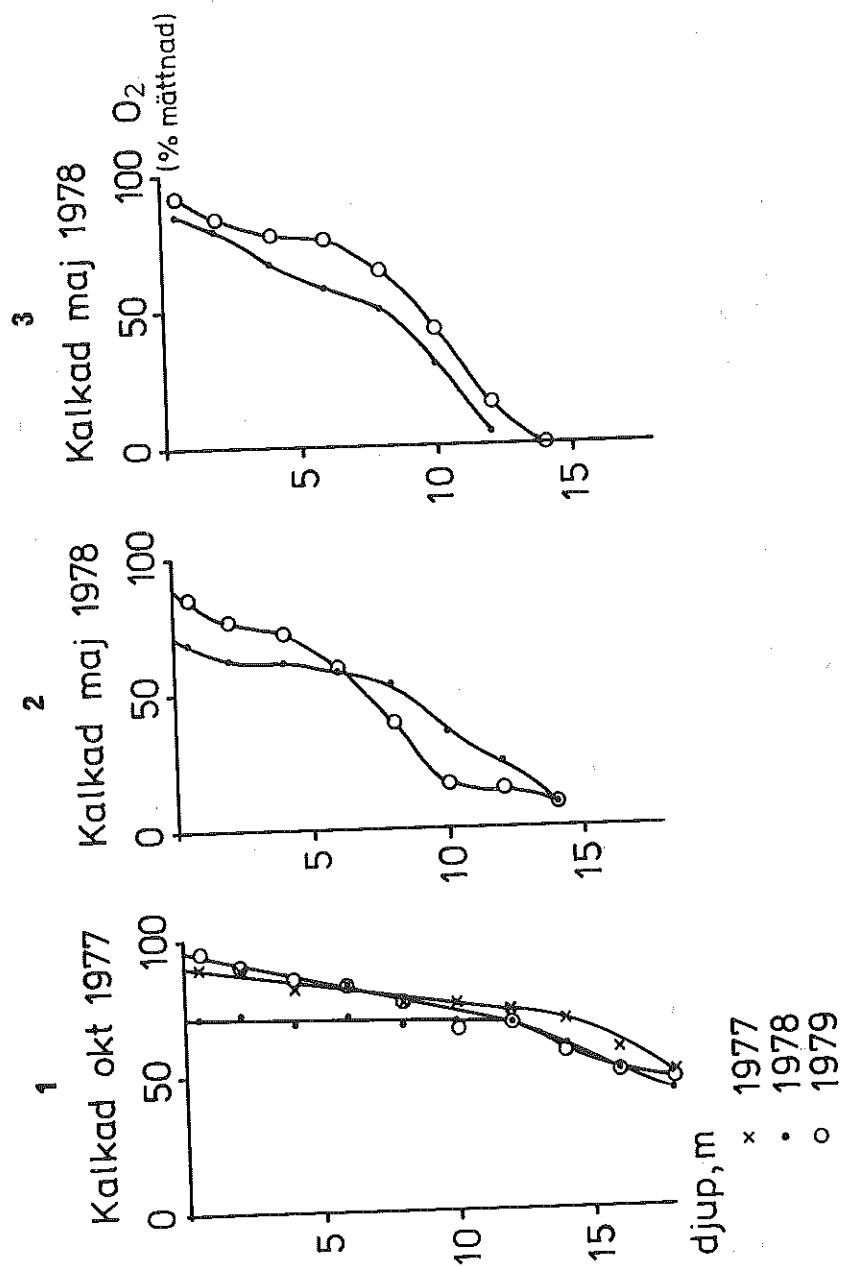


Fig 23 Vattenfärg och alkalinitet före och efter kalkning. Kalkning våren 1978.

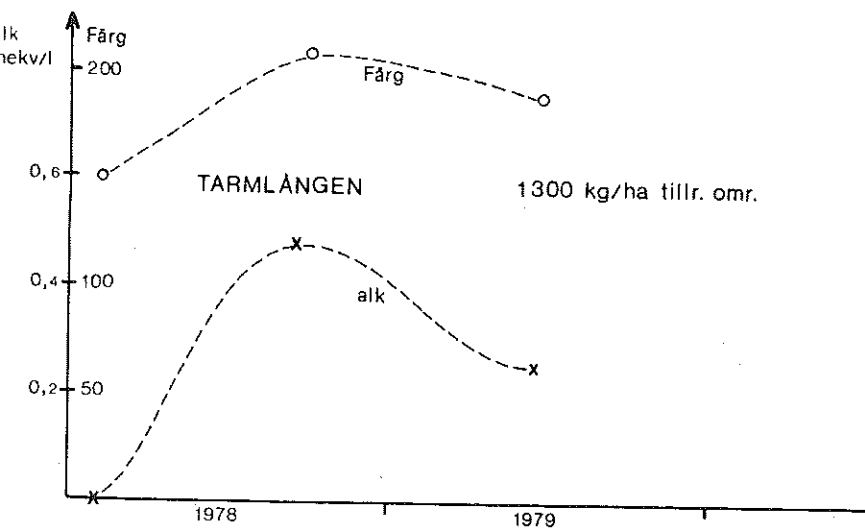
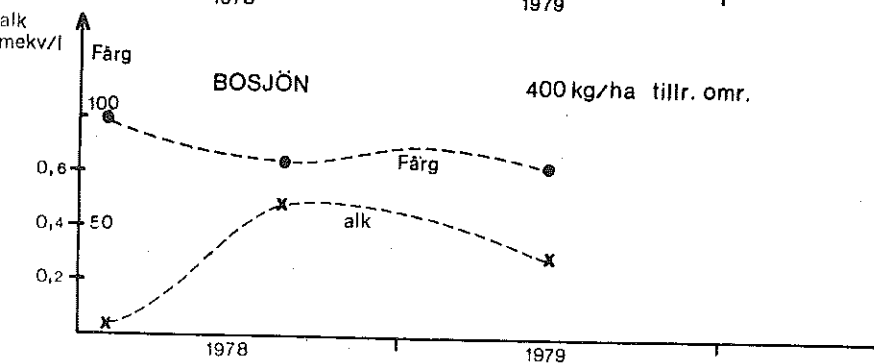
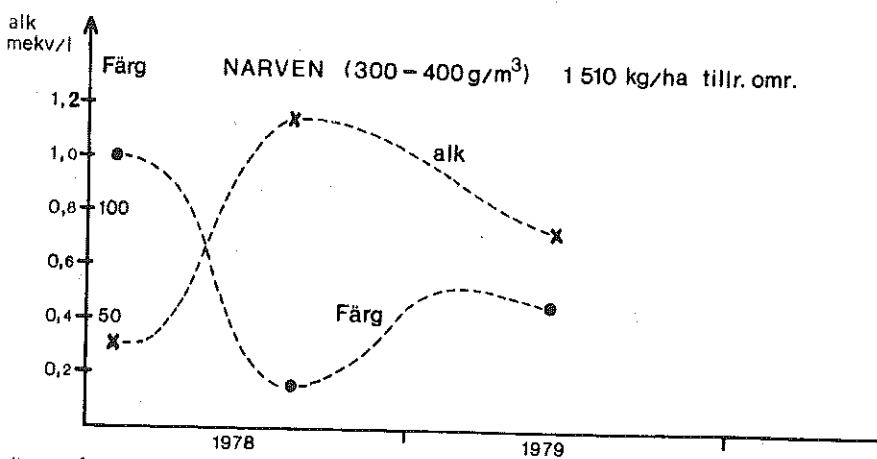
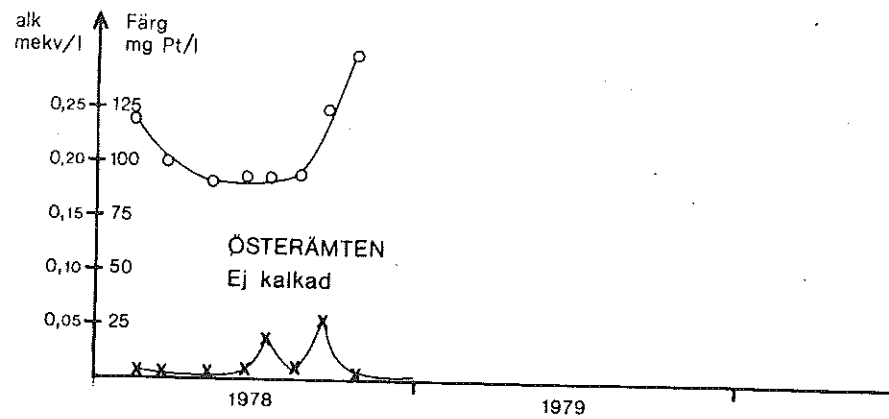


Fig 24 Vattenfärg i två bohusslänska sjöar
före och efter kalkning

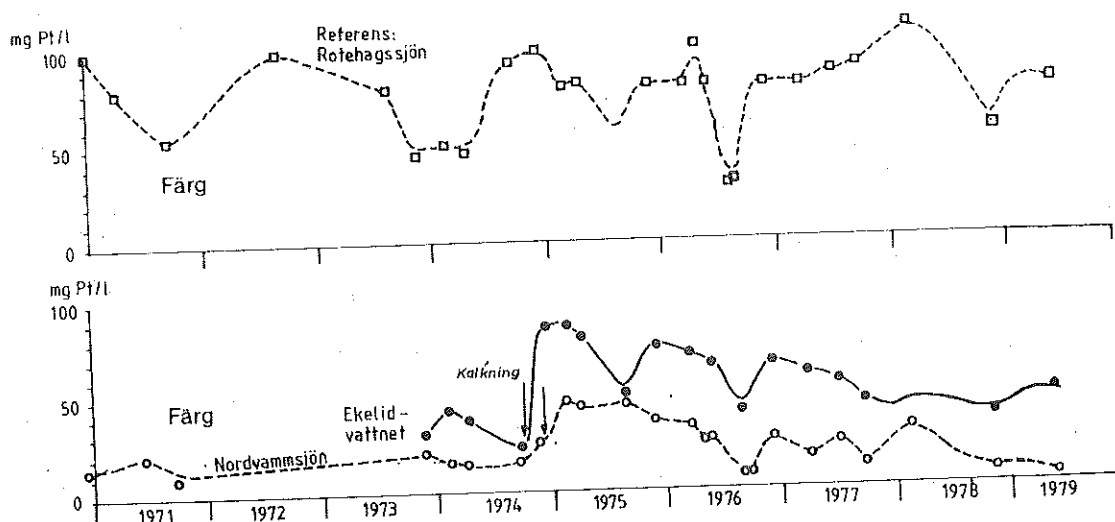


Fig 25 pH och aluminiumhalt vid upprepad kalkning

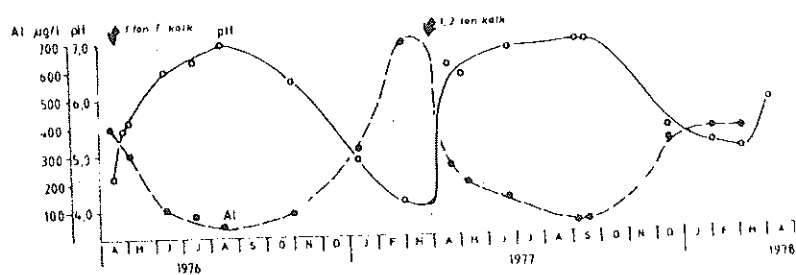


Fig 26 pH och manganhalt före och efter kalkning

Stora Skarsjön, Ljungskile

Kalkning april 1975

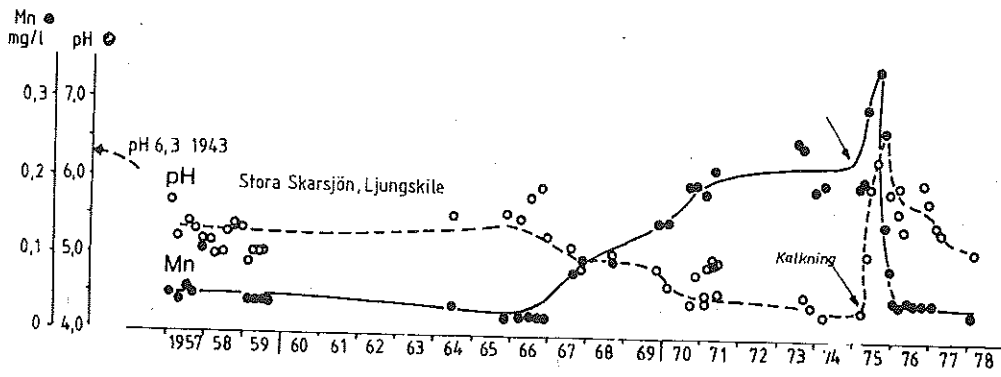


Fig 27 pH - kadmiumhalter i botten- och ytvatten

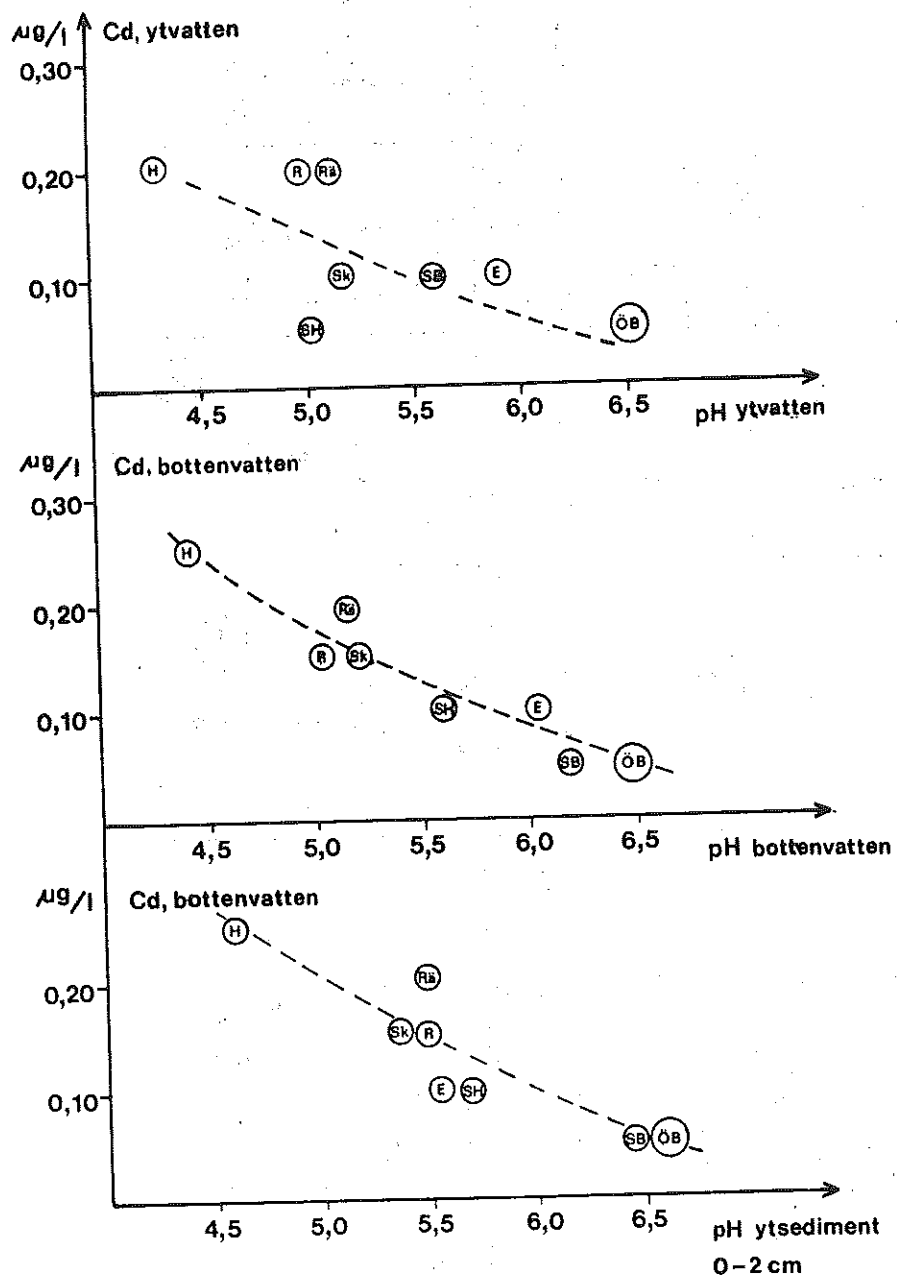


Fig 28 pH - kadmium- och kalciumhalter i sjösediment

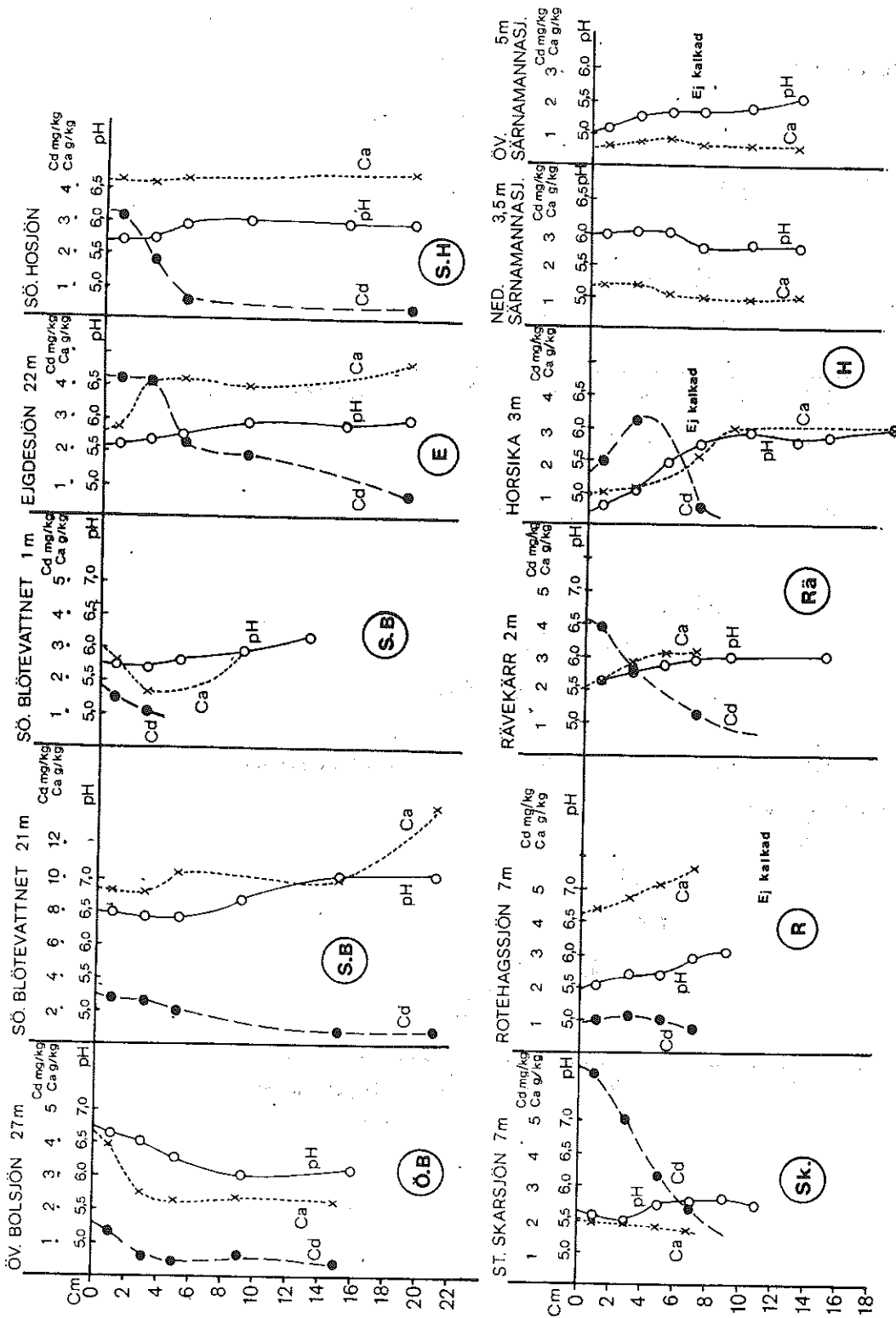


Fig 29 Kalkningseffekter på fytoplankton

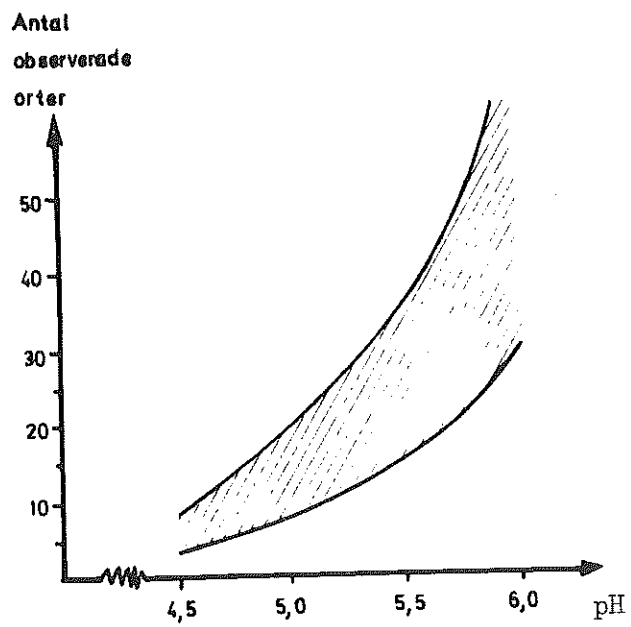


Fig 30 pH och antalet kräftdjur per liter i två kalkade och en icke kalkad sjö

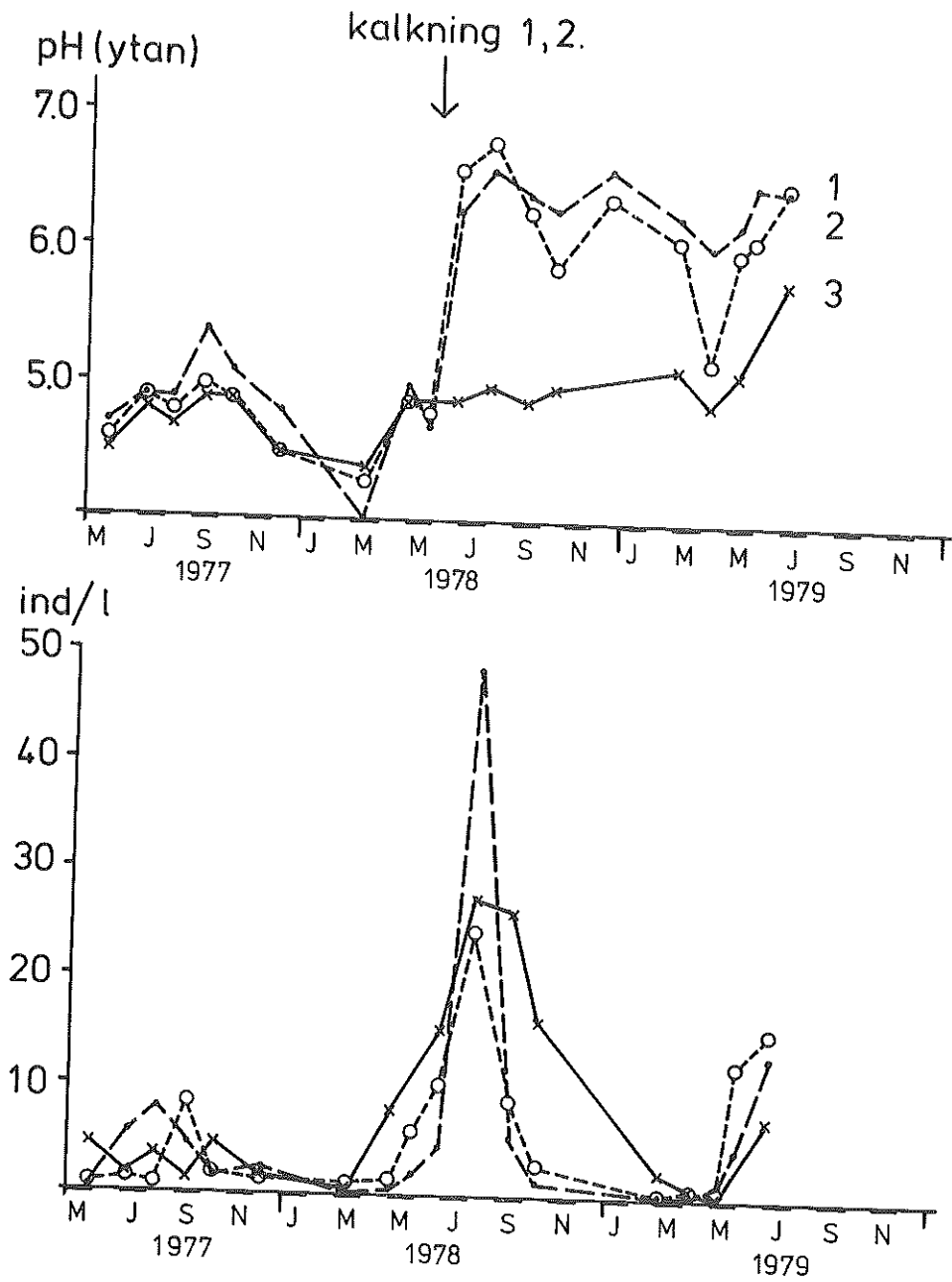


Fig 31 Fiskbeståndet i en sjö efter kalkning

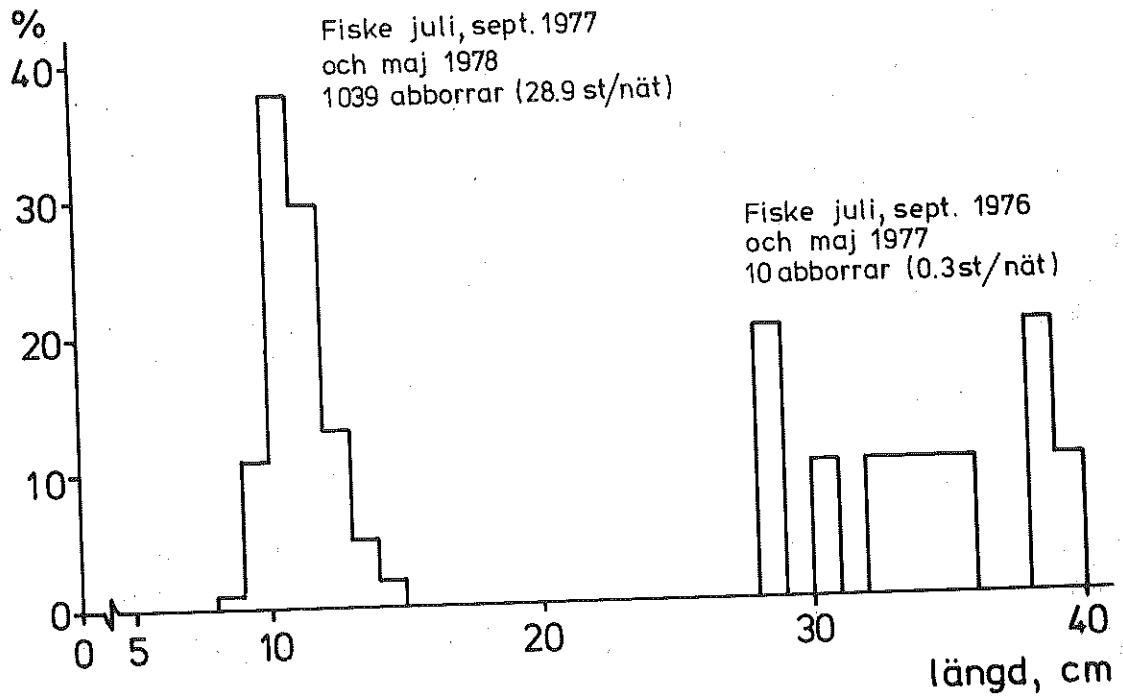


Fig 32 Introduktion av röding i ett kalkat vatten

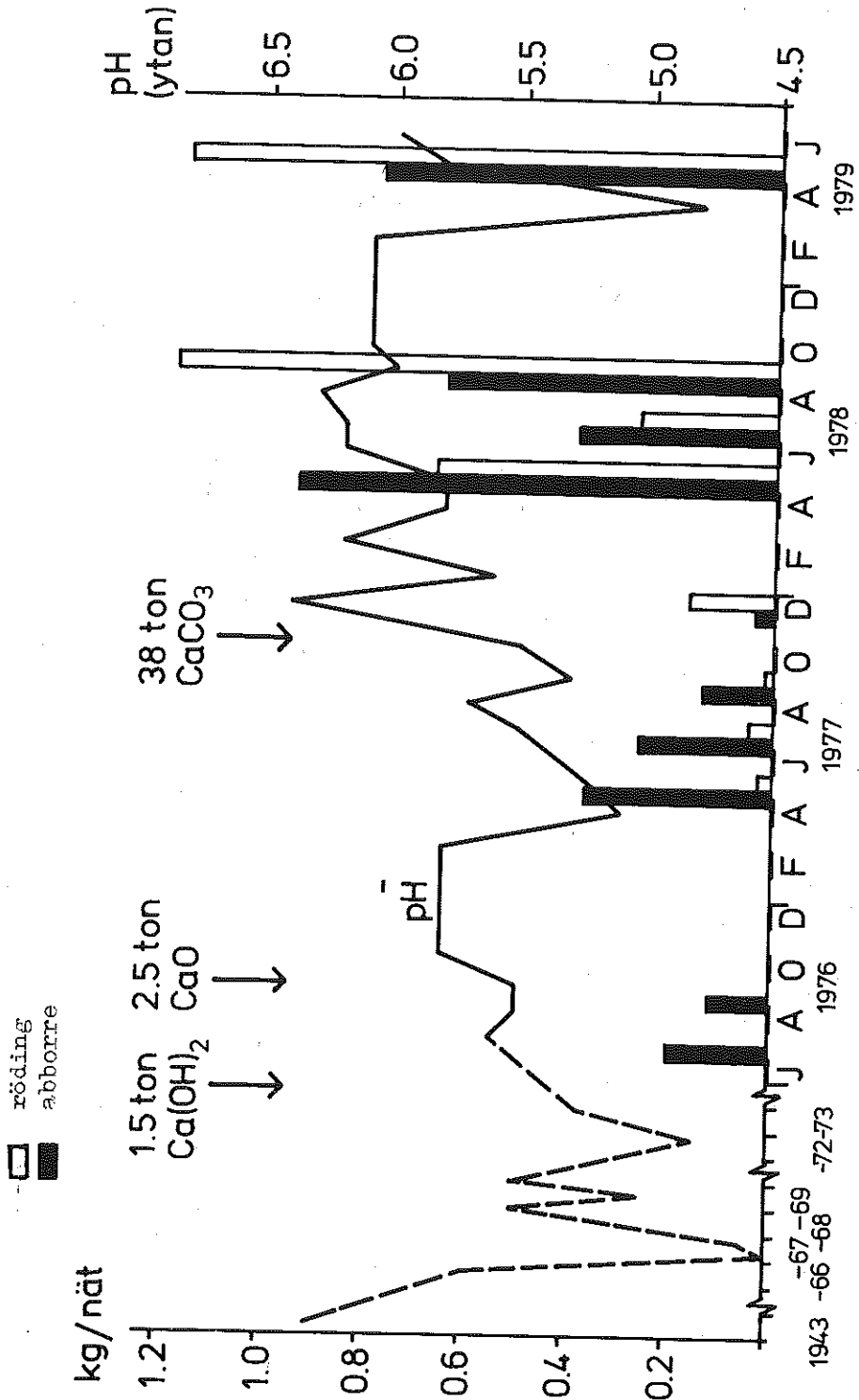


Fig 33 Den principiella relationen mellan den areella förlusten av HCO_3^- och flodvattnets pH.

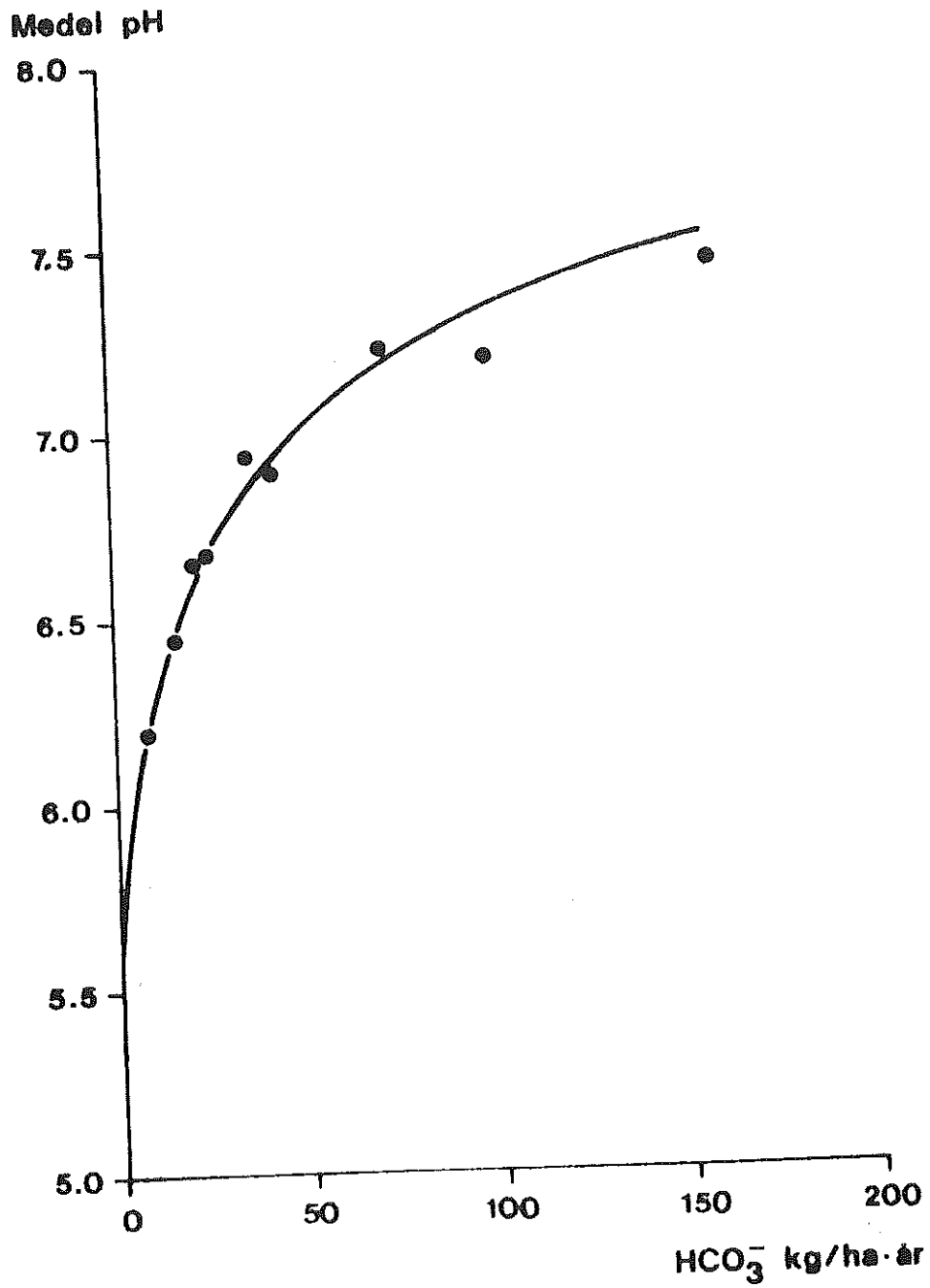


Fig 34 pH, HCO_3^- och SO_4^{2-} i Tjurkens tillopp (Målenåns vattensystem) 1978.

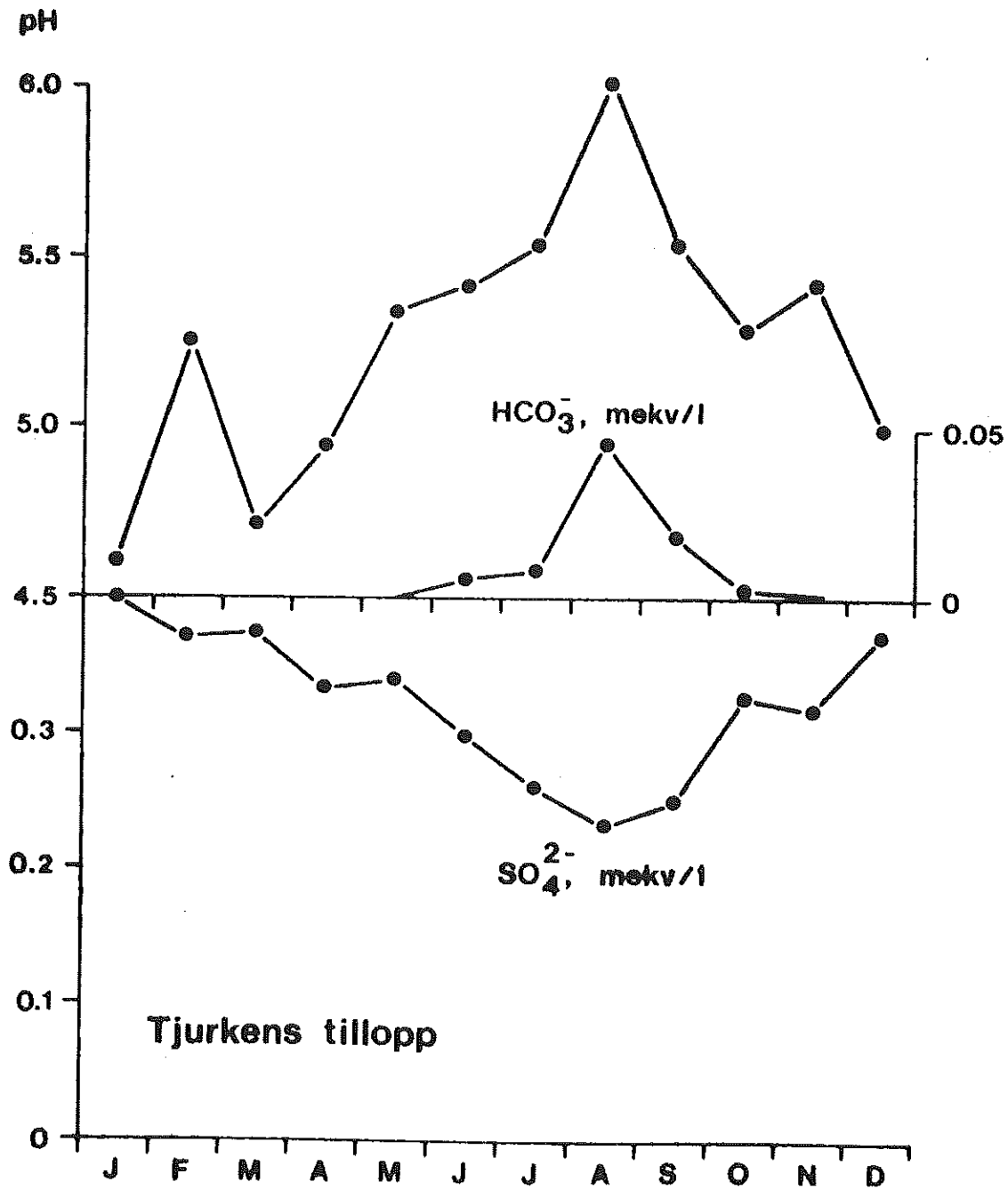


Fig 35 pH och alkalinitet i Lilla Dröpplan, en typisk svensk skogstjärn.

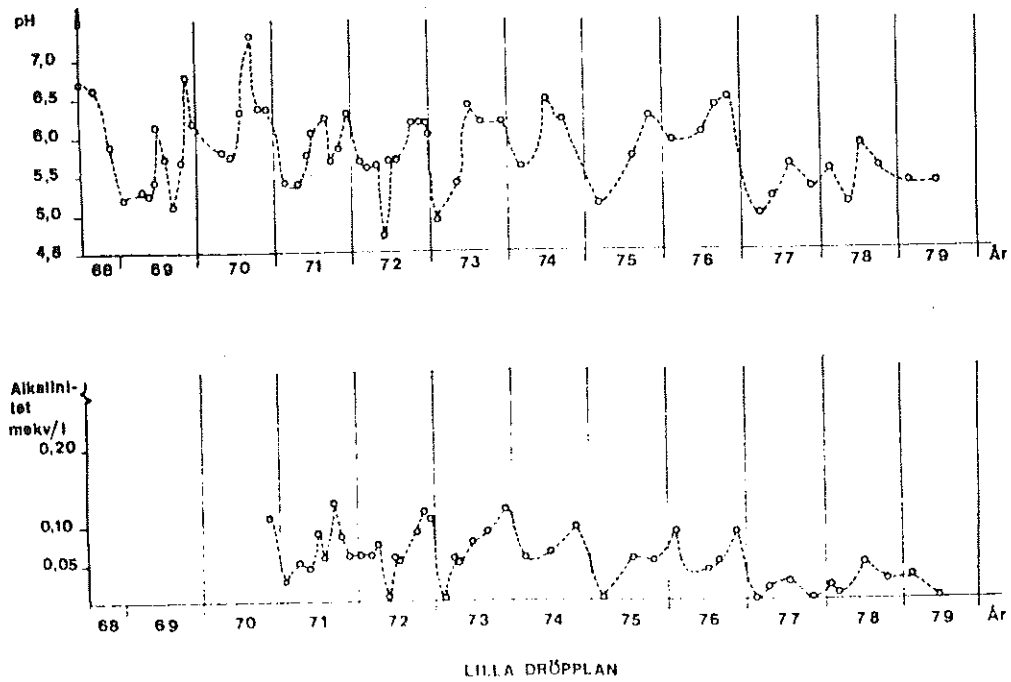


Fig 36 Bolmen, uppmätta kalcium-, sulfat-, klorid- och nitrathalter samt alkalinitet och vattenföring.

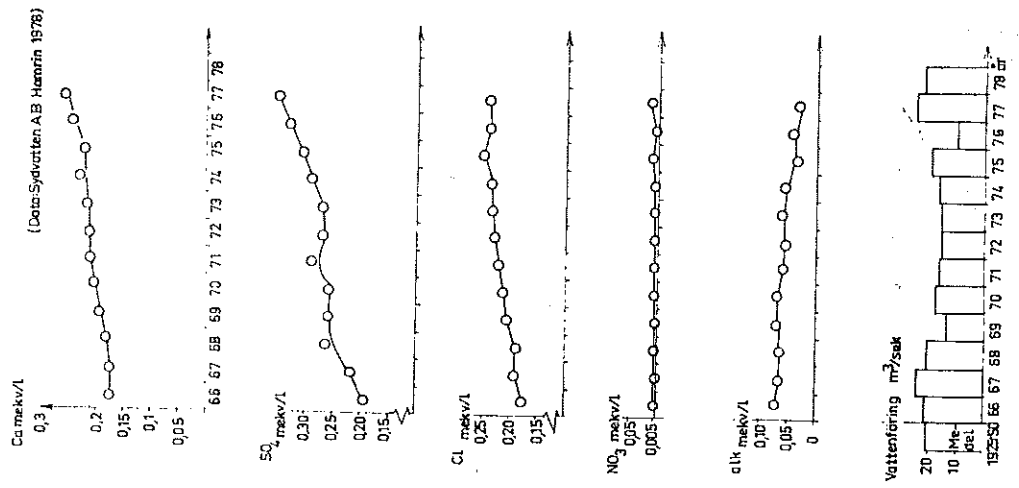


Fig 37 Bolmen, halter korrigerade till "medelvattenföring" 1966-1977, 18 m³/sek.

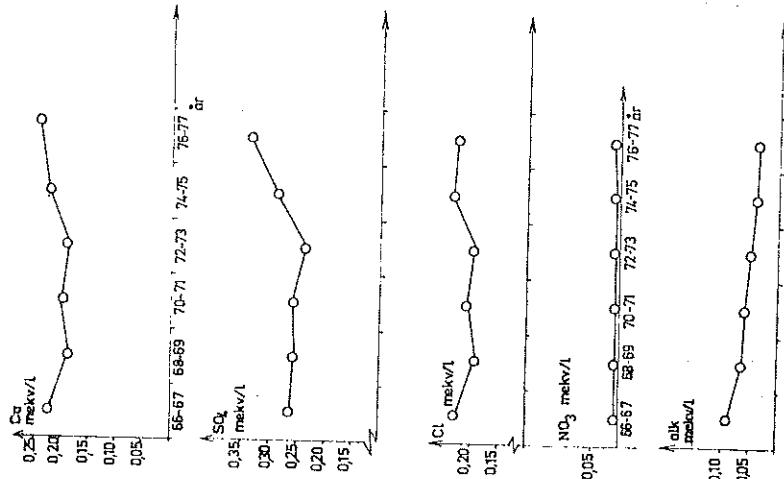


Fig 38 Svavelbelastning på och pH i urbergssjöar.

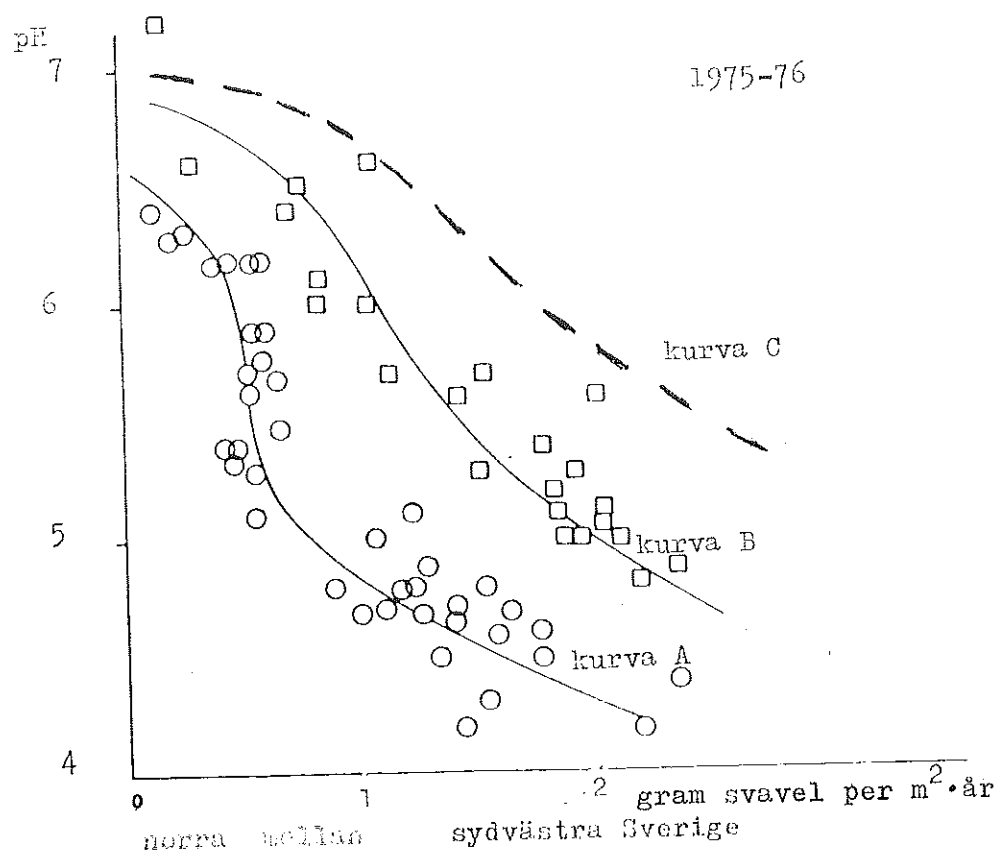


Fig 39 pH-förändringar i västkustsjöar. 1971 var värdena ofta 1.5 pH-enheter lägre än i samma sjöar på 30-40-talen.

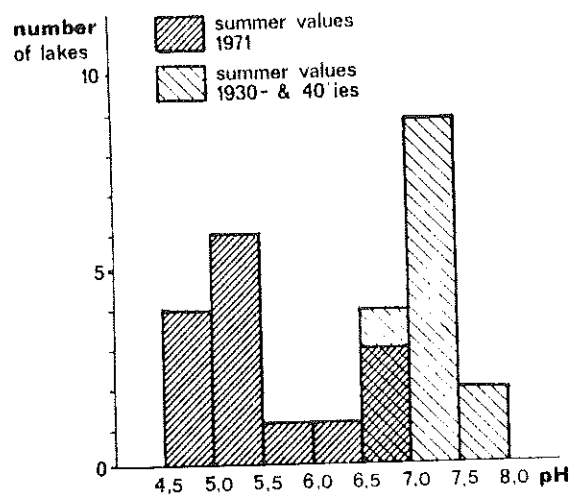
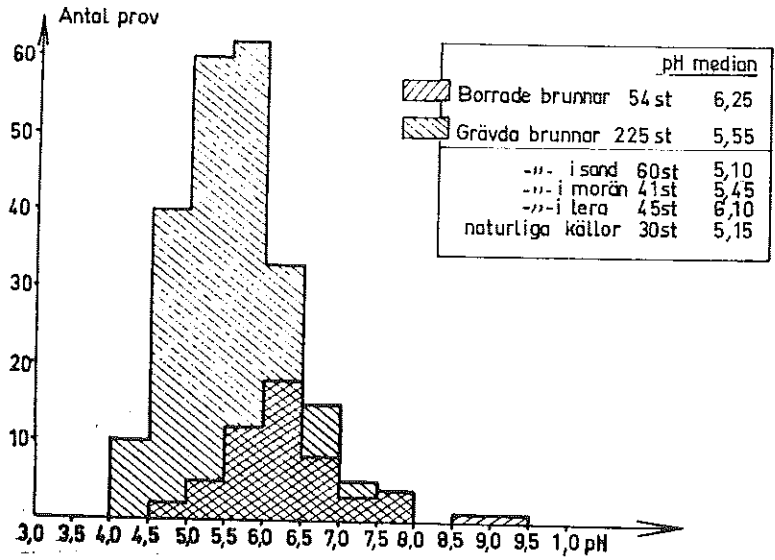


Fig 40 pH i källor och brunnar i Göteborgs och Bohus och Älvsborgs län.

pH i källor, och grävda resp. borrade brunnar i Stenungsunds, Kungälv och Lilla Edets kommuner januari - april 1979

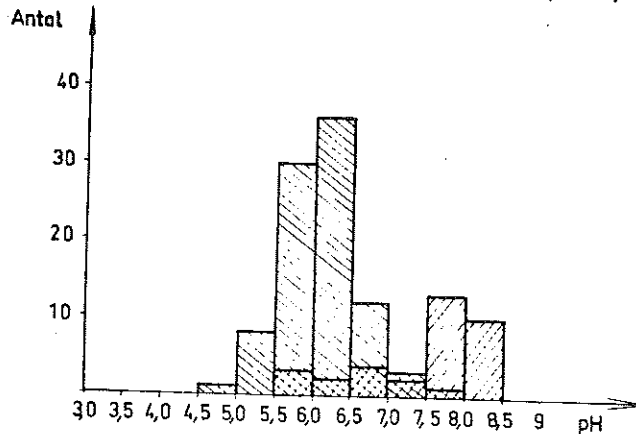


(Data: Länsläkarorganisationen i Göteborgs och Bohus län maj 1979)

Fig 41 pH i källor och brunnar i Värmlands län.

Grävda källor och borrade brunnar i Mangskogs och Gunnarskogs socknar i Värmland 17/4 - 6/5 1979

- grävda källor 91 st varav 43% med pH < 6,0
- borrade brunnar 33 st varav 9% med pH < 6,0



(Data: O.Grahn IVL - Fryksta 1979)

Fig 42 Metallhalten i 16 sjöar på svenska västkusten med likartad metalldeposition men med olika pH. December 1978.

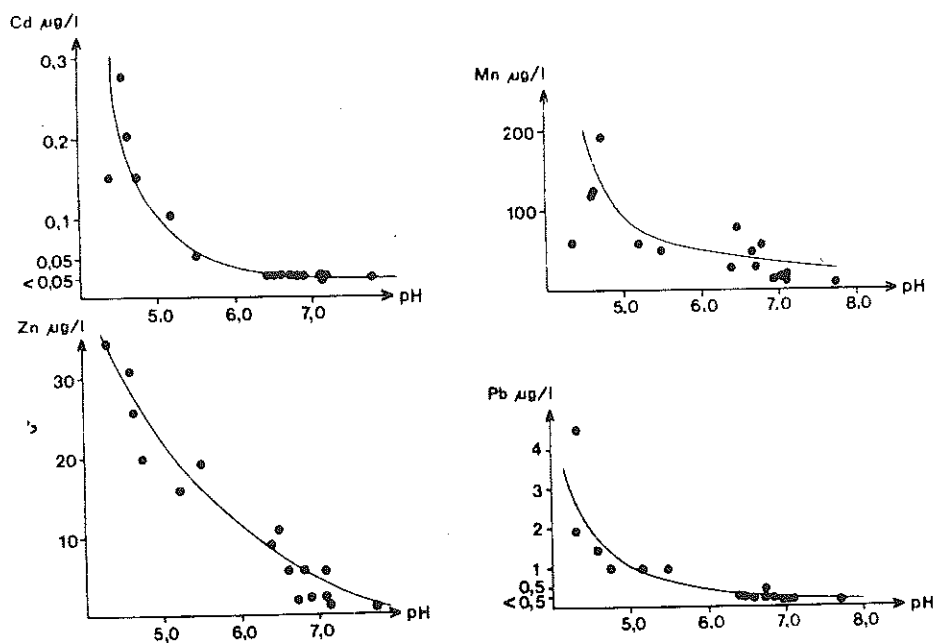
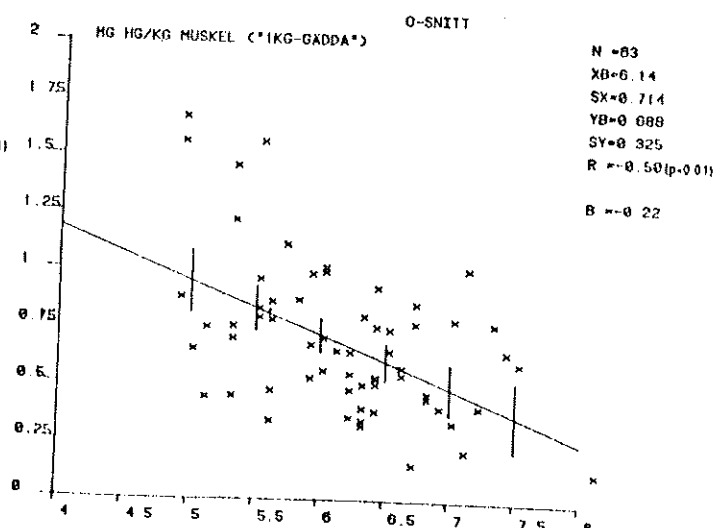
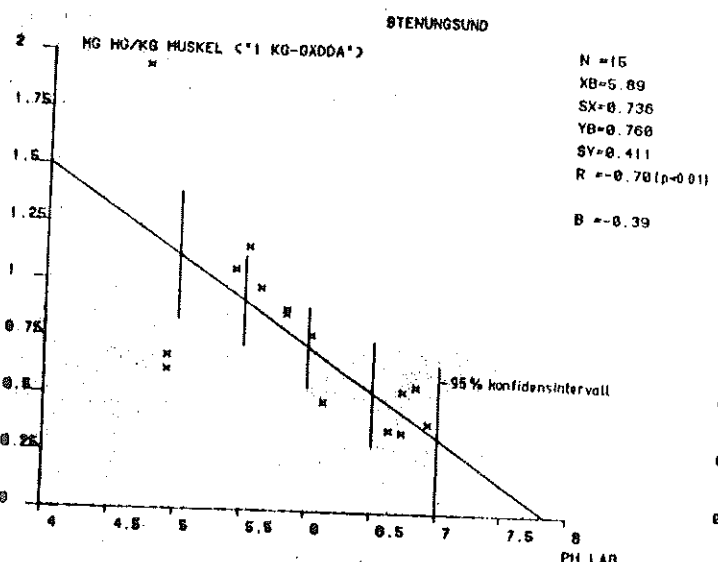
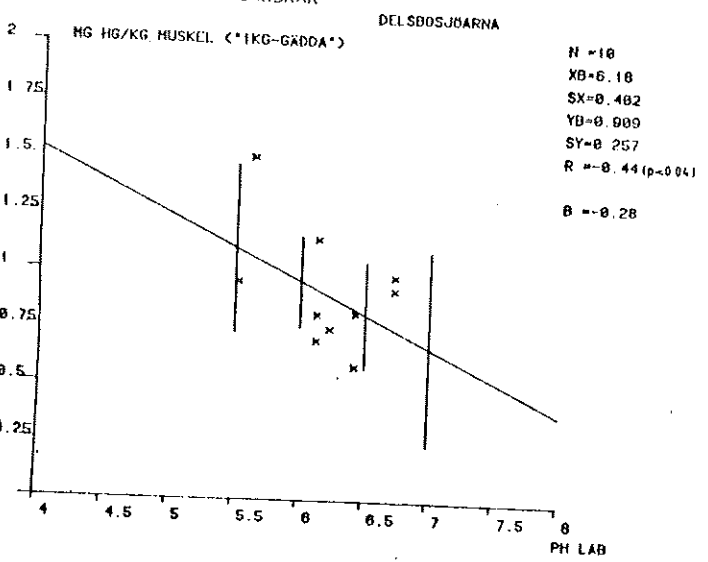
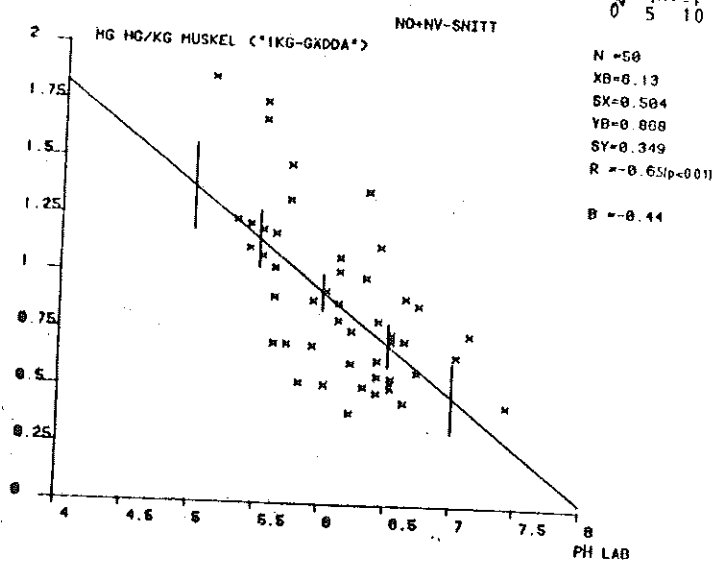
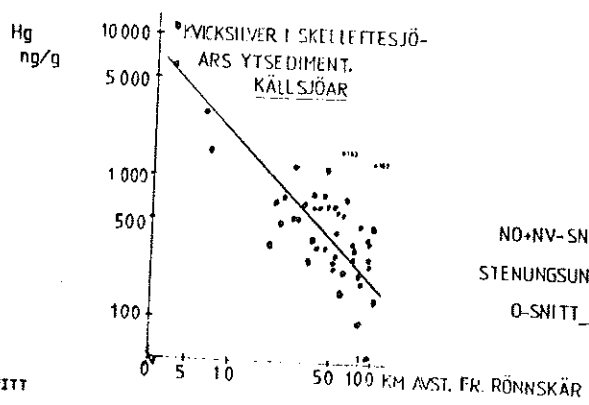
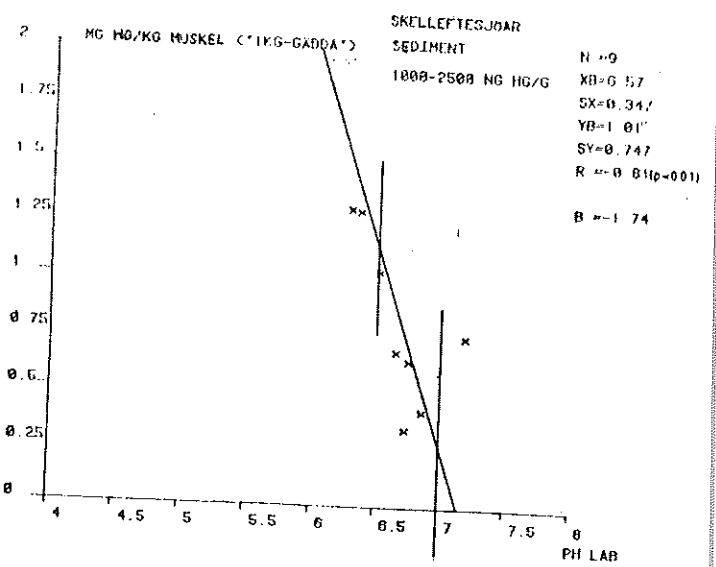
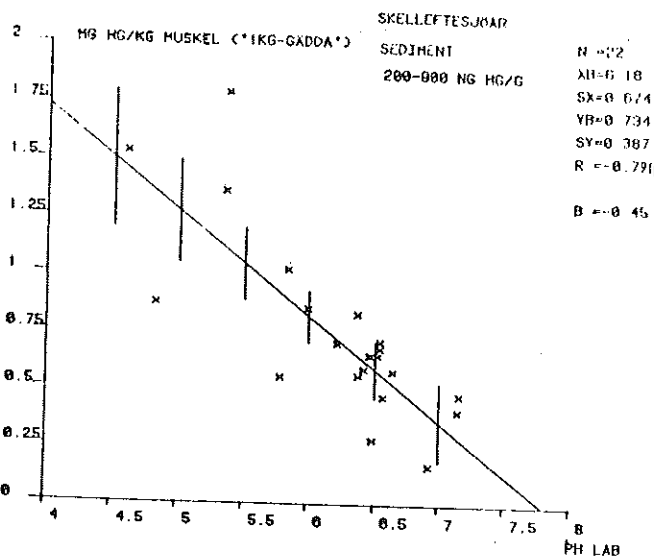


Fig 43 pH och kvicksilverhalt i fisk och sediment.



7.

TABELLER

1. Insatsernas fördelning på län, ton, kr, %-andel
2. Insatsernas fördelning på vattensystem, ton, åtgärdat tillrinningsområde i ha
3. Använda kalkstensfraktioner och spridningsområden
4. Metaller m m i kalkningsmedel
5. Projekt med speciell inriktning på undersökningsverksamheten
6. Spridningsmetoder samt kostnader inklusive kalk och transport
7. Kalkningsbehov per län samt %-andel av hittills fördelat bidrag
8. Exempel på jonproportionerna (ekvivalent %) i svenska flodvatten
9. pH-förändringen i svenska floder 1972 - 1978
10. HCO_3^- -förlusterna inom några svenska flodområden under perioden 1909 - 1923

Tabell 1. Insatsernas fördelning, län

Län	Projekt	Ton	Statsbidrag	%-andel
E	1	300	73 500	0,3
F	8	4 122	864 700	3,4
G	25	30 265	4 927 700	19,1
H	13	5 037	962 100	3,7
K	10	2 200	279 000	1,1
L	1	300	31 500	0,1
N	8	15 500	3 285 000	12,7
O	20	14 034	4 366 900	16,9
P	31	18 500	4 145 800	16,1
R	3	8 245	2 552 400	9,9
S	11	2 121	536 100	2,1
T	15	12 035	2 453 400	9,5
U	3	420	147 400	0,6
W	21	2 606	540 200	2,1
X	2	34	12 400	-
Y	2	1 500	380 000	1,5
AC	2	700	246 000	0,9
Summa	176	ca 118 000 ton	25 804 100 kr	100,0 %

Icke länsanknutna 17 st 1 173 100

Tabell 2. Insatsernas fördelning, vattensystem

Vattensystem, nr enl SMHI		Ha	Ton
21	Bure älv	1 900	200
28/29	Bubäcken	2 800	500
37	Nätraån	2 100	1 000
40	Indalsälven	86	4
44	Harmångersån	44	11
51	Testeboån	515	20
53	Dalälven	4 600	1 500
67	Vättern-Motalaström	34 414	8 300
73	Arbogaån	9 750	2 350
74	Emån	5 300	1 850
75	Alsterån	2 750	900
78	Hagbyån	2 200	200
80	Lyckebyån	16 600	3 215
80/81		2 300	70
81	Nätrabyån	13 474	1 057
81/82		11 000	1 000
82	Ronnebyån	45 800	7 500
86	Mörrumsån	35 500	4 800
87	Skräbeån	13 000	400
88	Helgeån	27 000	3 850
98	Lagan	30 500	15 700
101	Nissan	26 000	6 300
103	Ätran	52 300	11 900
105	Viskan	32 000	5 870
106	Rolfsån	80 063	6 687
107	Kungsbackaån	32	15
108	Vänern - Göta älv	18 900	5 100
108/109	Göta älv/Säveån	8 598	2 630
109/110		200	150
110	Örekilsälven	185	33
111	Strömsån	300	30
112	Enningdalsälven	23 600	9 100

Tabell 2. forts.

Vattensystem, nr enl SMHI		Ha	Ton
121	Eskilstunaån	9 080	1 950
122	Arbogaån	22 400	4 730
123	Hedströmmen	290	70
131	Upperudsälven	4 250	1 000
131/132	Upperudsälv/Byälv	3 580	1 350
132	Byälven	4 460	1 681
135	Klarälven	45 000	2 080
136	Alsterån	4 200	80
136/137	Alsterån/Visman	210	30
108	Gullspångsälven	25 400	3 500
140	Tidan	365	95
Summa		ca 625 000	ca 118 000

Tabell 3. Använda kalkstensfraktioner och spridningsområden

Plats	Fraktion, mm						
	0-0,5	0-1	0-3	3-5	0-25	25-40	60-90
Sjö	X	X	X				
Bäck			X	X	X	X	X
Strand	X	X	X				
Jordbruk	X	X	X				
Skog	X	X	X				
Mosse-myr	X	X	X				

Tabell 4. Metaller m m i kalkningsmedel

Produkt	Tillverkare	Co	V	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	Mn	Cu	Zn mg/kg	Pb mg/kg	As	Sr	Sn	Se	P	Ti
Kalksten	Ranstad			< 0.1	1.1	85	23	45	1 500	22	25	10 000						
"	Köping, Cem.			0.03	1.8	33	6.3	28	928	6.3	57							
"	Ignaberga, Cem.			< 0.03	2.1	20	7.2	10	175	5.3	8.7				97	< 0.3	45	
T-kalk	Ferrolegering			0.5	0.5	140	3000	125	150	30	0.5	505			92	< 0.3	131	
"	Severinsson			3.3	3.3	1120					12.6							
Filterkalk	St Kopparberg					90		1	300		60	10 000						
Hyttsand	"	600	80		0	0	100	25	6 000	0	10	4 000		30				800
M-slagg	Oxelösund				< 100	100					50			10				110
K-slagg	"	50			< 1	10	400	200	46 000	140	< 10							
LD-slagg	Fagersta			< 0.05	< 5	< 5	179	28	28 000		15							
Gas-kalk	AGA						10		30	10				10				570
Algomin			2															
Mesa	Delary	22		< 0.03	2	75	26	30	450	50	50	3 000						
"	Östrand			0.06	0.2	3	13		180	20	37	1 000						
"	Värö			4.1	195	115	145	5360		755								
"	Bäckhammar			0.01	0.7	15	5	3	350	10		2 200						
"	Vaggeryd	12					3.3	10.5	244	44	46	24						
"	Fredriksberg	13		0.05	6.0	69	32	20	488	18	1 228							
Dolomit	Ernströms	0.4		0.001	0.02	1	2	0.5	580	2	24	3 300						
"Naturligt"	sjösediment	20		0.05	0.3	20	15	15	650	20	125	35000						
Sjösediment från västkust.	20			0.2	3-5	150-300	25	25	20	25-38	300-35000							
ford		6	15	0.06	0.1	15	15	15	447	15	60							

Tabell 5. Projekt med speciell inriktning på undersökningsverksamheten

Projekt/vatten	undersökningar
Sundtorpsån	kalkbrunnar
Härskogen	spridningsmetoder
Lygnern/Storån	kalkkross
Vänneån	markekologi m m
Statens naturvårdsverk	kvikksilver i fisk - kalkning
"-	krom - kalkning
"-	aluminium - kalkning
"-	kalkning - växtplankton
Sötvattenslaboratoriet	kalkning i modellsjöar, st- gårder och effektstudier
Institutet för vatten- och luftvårdsforskning	effekter och varaktighet vid kalkning av försurade sjöar
Statens veterinärmedicinska anstalt	sårinfektion hos röding
Uppsala universitet	effekter på makrofyter
Fiskenämnden i Örebro län/ Ölen	kvikksilver i fisk efter kalkning
Sandsjön	"-
Uppsala universitet	kalkning - flodkräfta
"-	kalkning - fosfor
"-	kalkning - mark-, yt- och grundvatten
"-	kalkning - bottenfauna
Lunds universitet	kalkning - påväxt

Tabell 6. Använda spridningsmetoder och ungefärliga kostnader (inkl. inköp och transport)

Manuell spridning	100 - 400 kr/ton spridd kalk *		
Traktor med skopa	100	"-	
Centrifugalspridning			
traktor	80 - 150	"-	
skoter	150 - 225	"-	
Tryckluft			
bil	220	"-	
traktor	200	"-	
amfibiebil	280	"-	
båt	220 - 250	"-	
Båt	200	"-	
Flyg	400 - 830	"-	
Brunn	150	"-	**
Doserare	50 - 250	"-	***

* Det stora intervallet beror på att olika kalksorter och förpackningar använts, och på olika kostnader för transport fram till spridningsplatsen. Dessutom har olika timkostnad debiterats.

** Inklusiv brunnkostnad, priset per ton sjunker vid längre tids användning.

*** Det högre priset inkluderar doserare, service m m, det lägre avser enbart kalk, transport och påfyllnad av silo.

Tabell 7. Beräknat årligt kalkbehov per län samt under försöksperioden erhållen andel statsbidrag

Län	Areal i behov av åtgärd x 1000 km ²	Beräknad dos per ha kg CaCO ₃	Behov enl 1975-76 års värden, ton	% andel av behov	% andel av bidrag
Kristianstad	2.1	60	12 600	3.1	0.1
Blekinge	2.1	60	12 600	3.1	1.1
Kalmar	2.8	50	14 000	3.4	3.7
Jönköping	4.9	50	24 500	6.0	3.4
Kronoberg	8.4	60	50 400	12.4	19.1
Halland	4.2	70	29 400	7.2	12.7
Göteborgs och Bohus	4.9	70	34 300	8.4	16.9
Älvsborg	8.4	60	50 400	12.4	16.1
Värmland	14.0	35	49 000	12.0	2.1
Skaraborg	1.4	35	4 900	1.2	9.9
Östergötland	1.4	35	4 900	1.2	0.3
Sörmland	0.7	30	2 100	0.5	0
Stockholm	0.2	30	600	0.1	0
Örebro	4.9	30	14 700	3.6	9.5
Västmanland	1.4	30	4 200	1.0	0.6
Kopparberg	14.0	25	35 000	8.6	2.1
Jämtland	9.8	15	14 700	3.6	0
Gävleborg	7.0	25	17 500	4.3	+
Västernorrland	5.6	30	16 800	4.1	1.5
Västerbotten	2.8	30	8 400	2.1	0.9
Norrbottn	7.0	10	7 000	1.7	0
Uppsala	0	(30)			
Malmöhus	0	(70)			
Gotland	0	(50)			
Summa			408 000	100	100

Tabell 8. Exempel på jonproportionerna (ekvivalent %) i svenska flodvatten. Data: 1971-75

Flod	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃
Torne älv	53.5	23.7	18.3	4.5	62.9	28.5	7.5	1.1
Råne älv	51.7	20.7	23.1	4.5	55.4	34.6	9.0	1.0
Töre älv	40.0	25.9	27.5	6.6	23.1	64.3	12.0	0.6
Ammerån	84.6	8.5	5.6	1.3	79.4	16.2	4.0	0.4
Gide älv	46.2	24.4	24.1	5.3	39.7	48.8	10.5	1.0
Botorpsströmmen	57.4	19.7	18.7	4.2	33.3	46.4	19.0	1.3
Mörrunsån	37.8	22.9	34.9	4.4	9.8	52.8	36.3	1.1
Målenån	32.2	24.6	38.8	4.4	1.0	57.9	39.9	1.2
Lagan	39.3	20.0	36.3	4.4	10.6	51.4	35.9	2.1
Örekiilsälven	31.9	20.2	43.4	4.5	17.0	40.2	39.5	3.3
Länningdalsälven	26.5	20.0	19.4	4.1	6.5	41.6	48.6	3.3

Tabell 9. pH-förändringen i svenska floder 1972-78

Flod/Station	M.v.	Korrel. r	Δ pH/år	Regressionsvärde	
				1972	1978
Gävleån, Gävle	6.45	+0.89	+0.133	6.04	6.85
Ljusnan, Funäsdalen	7.46	+0.82	+0.018	7.41	7.52
Ammerån, Skyttmon	7.53	+0.70	+0.017	7.48	7.58
Nissan, Halmstad	6.17	+0.67	+0.059	5.99	6.35
Skellefteälven, Slagnäs	6.94	+0.65	+0.011	6.90	6.97
Dalälven, Älvkarleby	6.88	+0.65	+0.018	6.83	6.94
Emån, Emsfors	6.87	+0.58	+0.021	6.81	6.93
Torne älv, Jukkasjärvi	7.01	+0.55	+0.024	6.94	7.08
Motalaström, Norrköping	7.44	+0.44	+0.015	7.40	7.49
Österdalälven, Gråda	7.04	+0.40	+0.007	7.02	7.07
Torne älv, Mattila	6.94	+0.35	+0.011	6.91	6.98
Dalälven, Näs Bruk	6.77	+0.33	+0.005	6.75	6.78
Kalix älv, Karlsborg	6.84	+0.31	+0.009	6.82	6.87
Lagan, Laholm	6.37	+0.31	+0.010	6.34	6.40
Indalsälven, Hammarstrand	7.20	+0.22	+0.006	7.18	7.22
Ljungan, Skallböleforsen	7.23	+0.22	+0.006	7.21	7.25
Örekilsälven, Munkedal	6.66	+0.20	+0.009	6.63	6.68
Viskan, Asbro	6.89	+0.19	+0.006	6.87	6.91
Nyköpingsån, Spånga	7.13	+0.14	+0.004	7.12	7.14
Öre älv, Torrhöle	6.66	+0.12	+0.006	6.64	6.68
Motalaström, Borensberg	7.55	+0.03	+0.002	7.55	7.56
Rickleån, utf. havet	6.60	+0.02	+0.001	6.60	6.60
Rönneån, Klippan	7.45	-0.01	0.000	7.45	7.45

Tabell 9. forts.

Flod/Station	M.v.	Korrel. r	Δ pl/år	Regressionsvärde	
				1972	1978
Pite älv, Sikfors	6.97	-0.05	-0.001	6.98	6.97
Lyckebyån, Karlskrona	6.40	-0.06	-0.003	6.41	6.39
Delångersån, Iggesund	6.91	-0.07	-0.001	6.91	6.90
Skellefteälven, Renströmsbron	6.92	-0.10	-0.002	6.92	6.91
Lule älv, Harads	6.87	-0.13	-0.002	6.88	6.86
Gide älv, Gideåbacka	6.82	-0.22	-0.009	6.84	6.79
Rickleån, Robertsfors	6.64	-0.25	-0.008	6.67	6.62
Mörrumsån, Mörrum	6.70	-0.25	-0.009	6.73	6.68
Klarälven, Edsforsen	6.68	-0.33	-0.013	6.72	6.64
Vindelälven, Maltbränna	7.00	-0.34	-0.008	7.02	6.98
Västerdalälven, Mockfjärd	6.78	-0.34	-0.014	6.82	6.74
Ätran, Skäpanäs	6.97	-0.34	-0.007	6.99	6.95
Ume älv, Stornorrfor	7.03	-0.35	-0.008	7.05	7.01
Pite älv, Bölebyn	6.92	-0.48	-0.016	6.96	6.87
Indalsälven, Bergforsen	7.21	-0.49	-0.012	7.25	7.18
Räne älv, Niemisel	6.80	-0.67	-0.027	6.86	6.73
Ljungbyån, Ljungbyholm	6.51	-0.66	-0.023	6.58	6.44
Forsmarksån, Forsmark	7.25	-0.73	-0.031	7.34	7.16
Mälån, Långhult	5.56	-0.78	-0.058	5.73	5.38
Ångermanälven, Sollefteå	6.96	-0.79	-0.011	6.99	6.92
Arbogaån, Östra kvarn	6.45	-0.79	-0.041	6.57	6.33
Emmingdalsälven, N. Bullaren	6.21	-0.81	-0.051	6.36	6.06
Botorpsströmmen, Gunnebo bruk	7.00	-0.87	-0.038	7.11	6.89
Lagan, Traryd	6.45	-0.91	-0.032	6.55	6.36
Skellefteälven, Kvistforsen	6.87	-0.94	-0.016	6.92	6.82

Tabell 10. HCO_3^- -förlusterna inom några svenska flodområden under perioden 1909-23; A enligt data från J.V. Eriksson (1929); B enligt sambandet $\text{HCO}_3^-/\text{flöde}$ 1965-77 och medelavrinningen 1909-23

Flodområde	Kg $\text{HCO}_3^-/\text{ha}\cdot\text{år}$			Δ som		r HCO_3^-/Q
	A	B	Δ	%	Kg CaCO_3	
Lule älv	86.5	59.4	-27.1	-31.3	-22.2	+0.99
Pite älv	55.1	36.8	-18.3	-33.2	-15.0	+0.79
Skellefte älv	69.5	43.4	-26.1	-37.6	-21.4	+0.94
Öre älv	49.5	23.5	-26.0	-52.5	-21.3	+0.92
Indalsälven	136.7	100.4	-36.7	-26.6	-30.1	+0.72
Ljungan	79.7	73.1	-6.6	-8.3	-5.4	+0.98
Ljusnan	66.2	44.5	-21.7	-32.8	-17.8	+0.99
Dalälven	68.1	41.3	-26.8	-39.4	-22.0	+0.97
Klarälven	58.4	25.3	-33.1	-56.7	-27.1	+0.89
Dummeån	114.8	64.5	-50.3	-56.2	-41.2	-
Lagan	66.8	17.6	-49.2	-73.6	-40.3	+0.91

8.

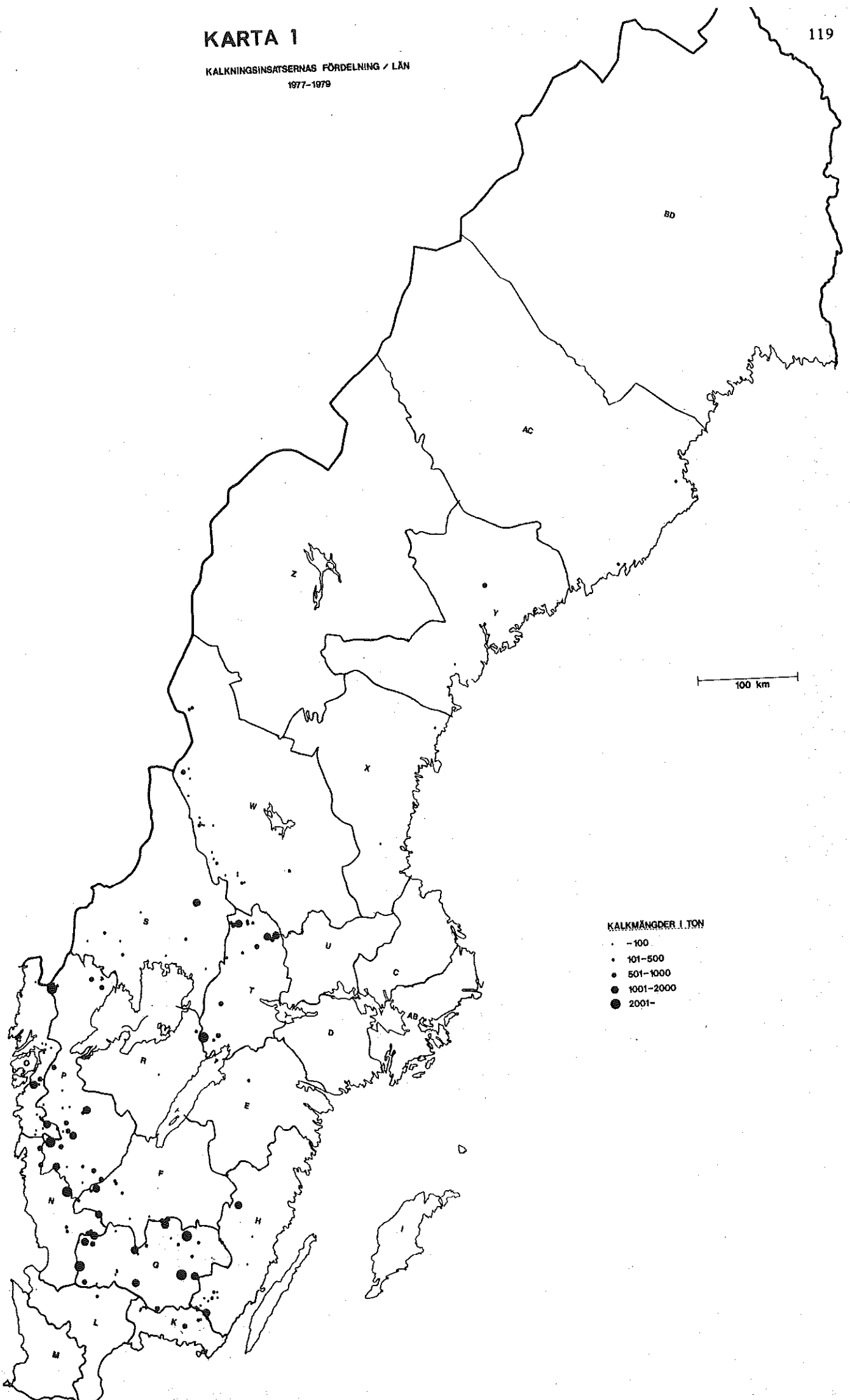
KARTOR

1. Kalkningsinsatsernas fördelning på län
2. Kalkningsinsatsernas fördelning på vattensystem
3. Försurningens omfattning, alkalinitet
4. Kalkningsbehov
5. Svavelbelastningen på sjöar på urbergsberggrund

KARTA 1

KALKNINGENS FÖRDELNING / LÄN
1977-1979

119



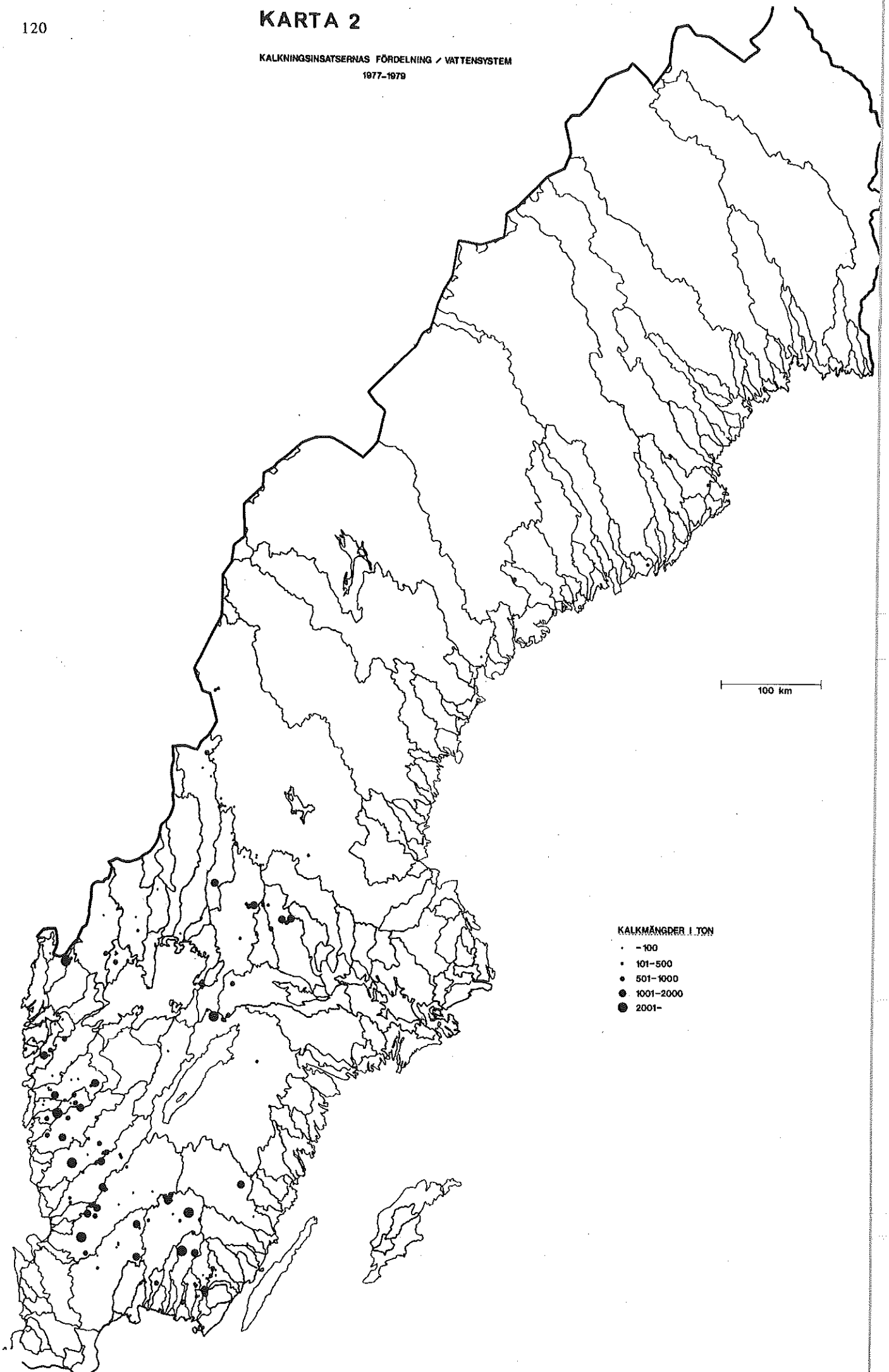
100 km

KALKMÄNGDER I TON

- -100
- 101-500
- 501-1000
- 1001-2000
- 2001-

KARTA 2

KALKNINGENS FÖRDELNING / VATTENSYSTEM
1977-1979



100 km



KALKMÄNGDER I TON

- \cdot -100
- \cdot 101-500
- \cdot 501-1000
- \bullet 1001-2000
- \bullet 2001-

FÖRSURNINGENS OMFATTNING

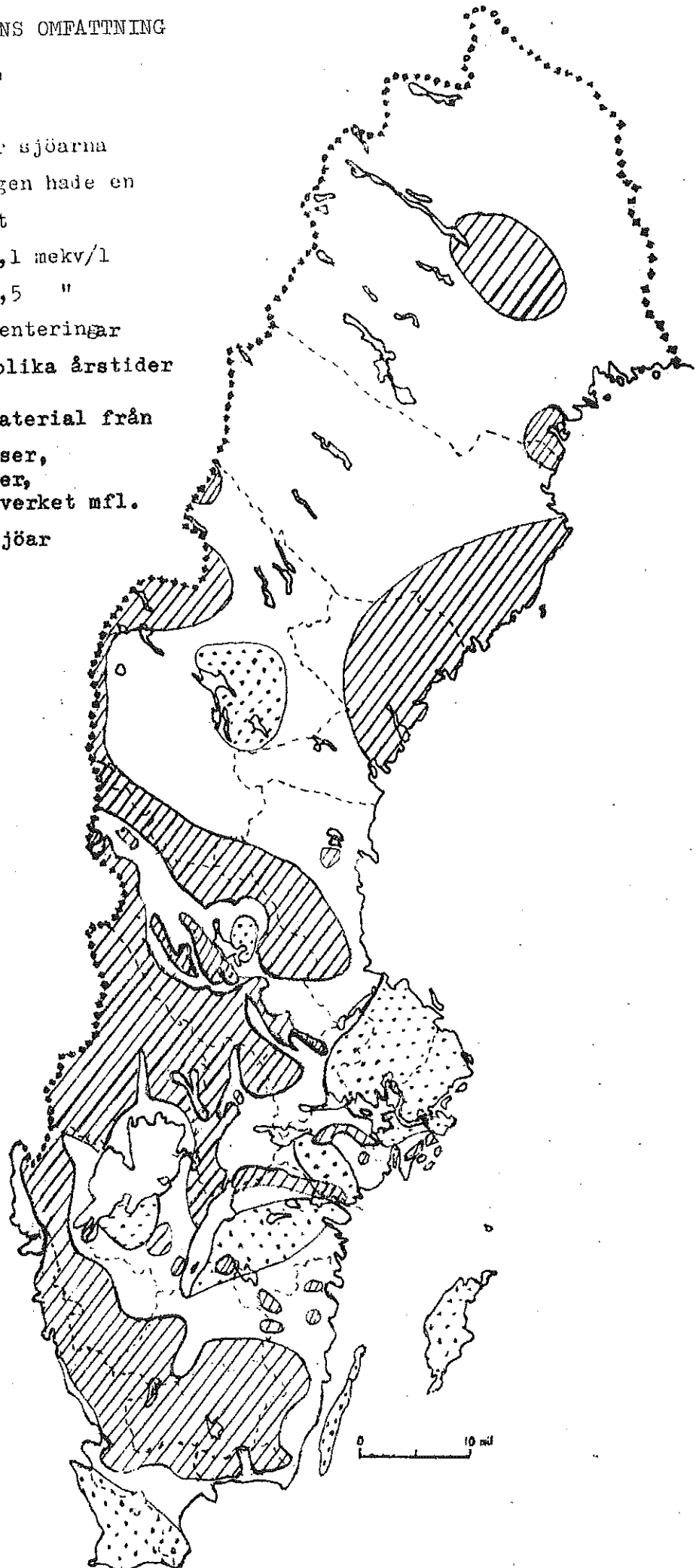
ALKALINITET

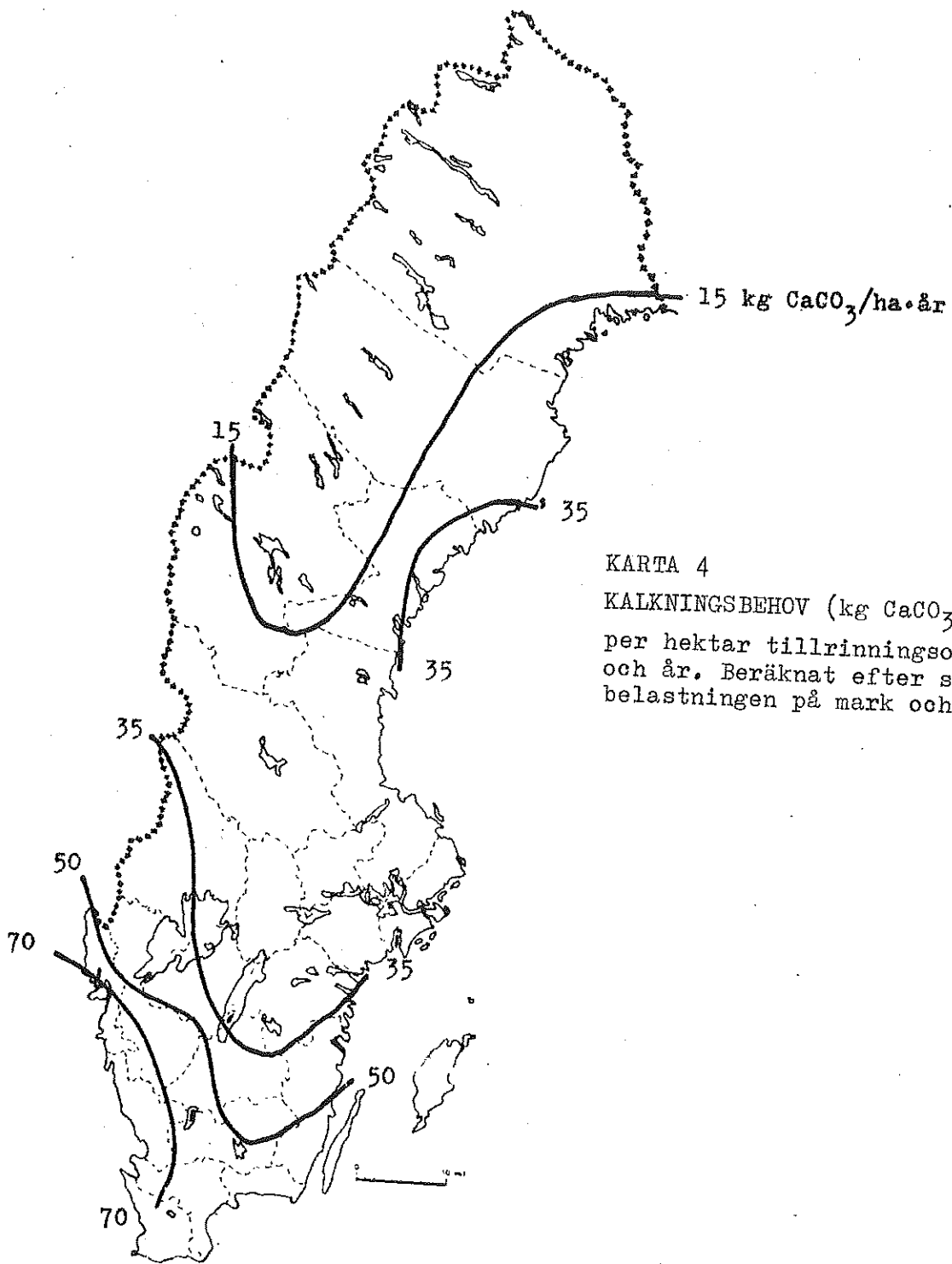
Områden där sjöarna
huvudsakligen hade en
alkalinitet

	< 0,1 mekv/l
	> 0,5 "

vid sjöinventeringar
1975-1978 olika årstider

Underlagsmaterial från
länsstyrelser,
fiskenämdar,
naturvårdsverket mfl.
ca 8 000 sjöar





KARTA 4
KALKNINGSBEHOV (kg CaCO₃)
per hektar tillrinningsområde
och år. Beräknat efter syra-
belastningen på mark och vatten.

KARTA 5

Svavelbelastningen på sjöar
på urbergsberggrund

Gram svavel/m² tillr.omr.·år

1975 - 1976

