



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.





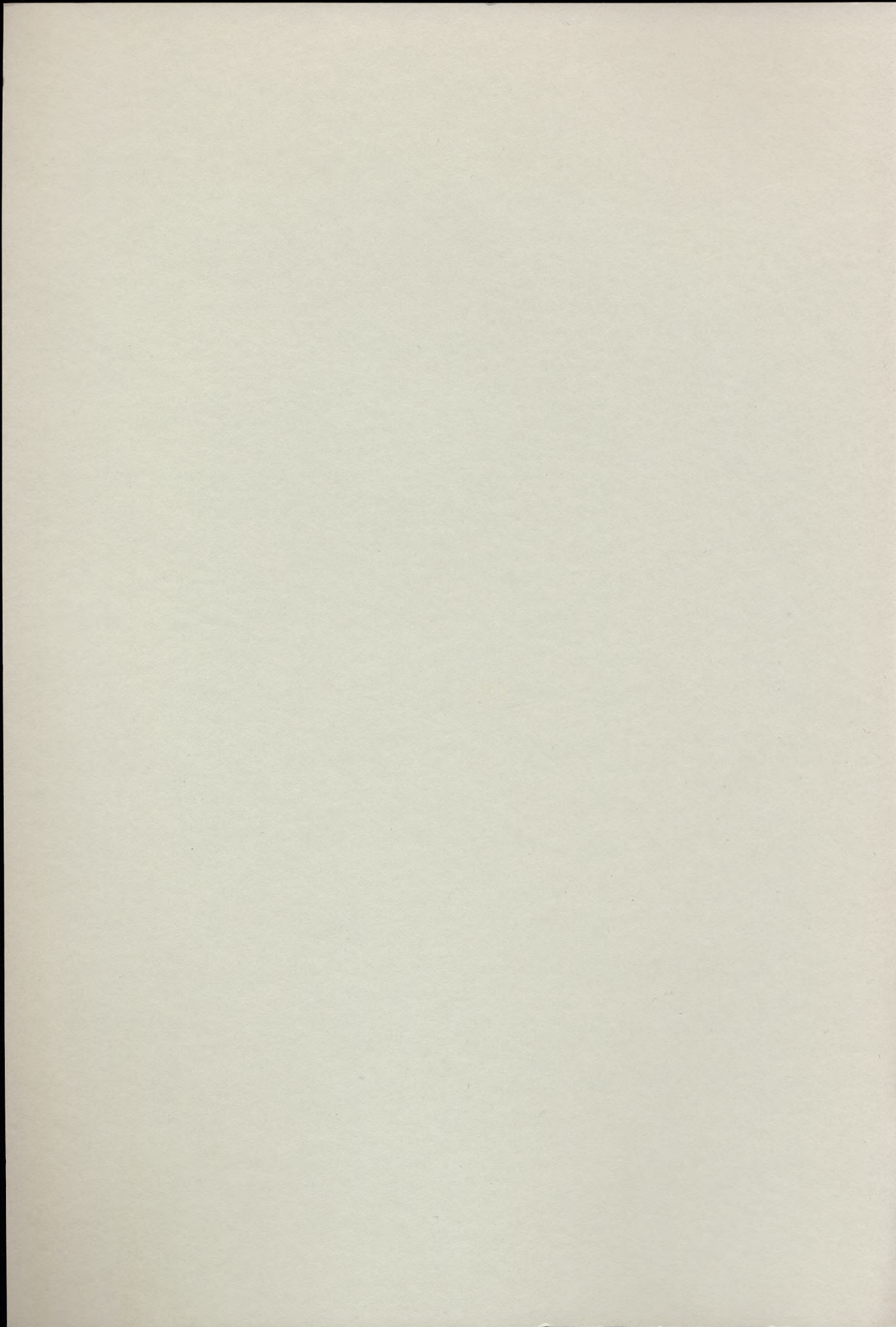
FISKERISTYRELSEN

MEDDELANDE NR 1 1990



KALKNINGSEFFEKTER PÅ FLORA OCH FAUNA

Rapport från konferenser i
Göteborg den 7 juni och
Gävle den 14 juni 1990.





#1060
KALK/kal

FISKERISTYRELSEN

MEDDELANDE NR 1 1990

REDIGERING: Anders Bogelius

OMSLAG: André Maslennikov

ISBN: -

ISSN: -

TRYCK: Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län

UPPLAGA: 1000 ex

DISTRIBUTION: Fiskeristyrelsen
Box 2565
403 17 GÖTEBORG
TEL 031-63 03 00
FAX 031-13 50 69

Statens Naturvårdsverk
Informationsenheten
171 85 SOLNA
TEL 08-799 10 00
FAX 08-29 23 82

FÖRORD

Med anledning av att Fiskeristyrelsen avslutade "Försöksverksamheten med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag" hölls två konferenser om effekter av kalkning (Göteborg 7 juni 1990, Gävle 14 juni 1990). Syftet var att ge aktuell information om kemiska och biologiska effekter av kalkning till tjänstemän på fiskenämnder, länsstyrelser och kommuner. Konferenserna genomfördes i samarbete med Statens Naturvårdsverk.

Rapporten innehåller sammanfattningar av föredragen under konferensen. Fiskeristyrelsen har svarat för rapportens sammanfattning. Författarna svarar helt för innehållet i sina respektive avsnitt, varför detta inte kan åberopas som att det representerar Fiskeristyrelsen eller Naturvårdsverket.

Göteborg i maj 1991

Fiskeristyrelsen



FISKERISTYRELSEN

Naturvårdsverket

Endagars konferenser om

EFFEKTER AV KALKNING



Försöksverksamheten med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag slutförs nu i vår. Fiskeristyrelsen vill i anslutning till detta lämna en summering av kunskapsläget vad gäller biologiska och kemiska effekter av kalkning. Konferensen genomförs i samarbete med Naturvårdsverket, universiteten m fl och vänder sig främst till berörda tjänstemän på fiskenämnder, länsstyrelser och kommuner.

Program, torsdag 7 och 14 juni 1990.

08.00 - 09.00	Registrering
09.00 - 12.00	Inledning Försurning och kalkning, idag och i morgon. Kemiska förändringar vid kalkning. Kaffe/Te Floraförändringar vid mark och vattenkalkning (mark och vattenvegetation, växtplankton)
12.00 - 13.00	Lunch*
13.00 - 14.30	Kalkningseffekter på lägre fauna. (planktoniska- och bentiska evertebrater) Kalkningseffekter på fisk och kräftor.
14.30 - 15.00	Kaffe/Te
15.00 - 17.30	Biologiska interaktioner efter kalkning. Återställning av flora och fauna i kalkade vatten. Diskussion.

* Lunchkostnaden ingår EJ i konferensavgiften. Ett flertal restauranger finns inom gångavstånd från konferenslokalen.

INNEHÅLL	sid
<u>Sammanfattning avkonferensen.</u>	4.
<u>Försurning och kalkning idag och imorgon, Yngve Brodin, SNV.</u>	5.
<u>Försurning, kalkning, vattenkemi, William Dickson, SNV.</u>	12.
<u>Försöksverksamheten 1977-88, kalkning och vattenkemiska effekter, Pia Stålhandske, Fiskeristyrelsen.</u>	20.
<u>Effekter av kalkning, Thomas Rafstedt, INFRA Kartläggning AB. (vegetation)</u>	28.
<u>Vegetationsförändringar inom kalkade områden på Fulufjället, Fritz Eriksson, Örsundsbro.</u>	34.
<u>Effekter av kalkning och fiskinplantering på växtplankton, Stefan Larsson, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.</u>	36.
<u>Betydelsen av kalkning och fiskintroduktion för utvecklingen av zooplankton i den försurade Gårdsjön, Jan A E Stensson, Göteborgs Universitet.</u>	41.
<u>Kalkningseffekter på djurplankton, Christina Ekström, SNV.</u>	46.
<u>Kalkningseffekter på lägre fauna, Hans G Nyman, Göteborgs Universitet.</u>	51.
<u>Kalkningseffekter på bottenfauna i sjöar och rinnande vatten, Gunilla Lindgren, Länsstyrelsen i Gävleborgs län.</u>	54.
<u>Kalkningseffekter på fisk och kräfta i sjöar, Magnus Appelberg, Fiskeristyrelsen.</u>	59.
<u>Kalkningseffekter på fisk och kräfta i vattendrag, Erik Degerman, Fiskeristyrelsen.</u>	67.
<u>Interaktioner mellan trofinivåer efter kalkning, Magnus Appelberg, Fiskeristyrelsen.</u>	74.
<u>Biotiska interaktioner i samband med kalkning, Lennart Henrikson, Marks kommun</u>	77.
<u>Fiskevårdsåtgärder i kalkade vatten, Björn Bergquist, Fiskeristyrelsen,</u>	80.
<u>Uttalande från konferensen</u>	90.
<u>Deltagarförteckning</u>	91.
<u>Konferensprogram</u>	92.

SAMMANFATTNING

Nyckelord:

kalkningseffekter, flora, fauna, vattenkemi, interaktioner, återkolonisation, fiskevård, biologisk återställning.

Fiskeristyrelsen och Naturvårdsverket anordnade den 7 och 14 juni 1990 konferenser om effekter av kalkning. Rapporten presenterar sammanfattningar av de föredrag som hölls i Göteborg respektive Gävle.

Ca 16 000 av Sveriges ca 85 000 sjöar bedöms vara försurnings-skadade. Hittills har ca 5 500 sjöar kalkats. I Götaland och Svealand har de för människan viktiga vattnen kalkats. Kalkningsverksamheten har nyligen påbörjats i Norrlands inland och fjälltrakter och behovet av åtgärder är där stort. Storskalig kalkning av svenska sjöar och vattendrag måste förmodligen fortsätta lång tid framöver (kanske mer än 50 - 100 år), även om utsläppen minskas radikalt (50-80%) de närmaste årtiondena.

Den generella kalkningseffekten på vattenkemin är att pH och alkalinitet ökar och metallhalter minskar. Effekten på närsalter varierar. Ett exempel beskrivs där primärproduktionen ökar efter kalkning men sedan återgår till nivåer som rådde under den sura fasen. Sjöalkaliniteten påverkar inte fosfortillförseln från omgivande marker. Det finns därför en risk att ekosystemet i försurade (och kalkade) sjöar på sikt utarmas om inte också minskningen i fosfortillförsel kan motverkas.

Våtmarkskalkning är en effektiv metod att skydda växter och djur i försurningsutsatta ytvatten. Metoden kan dock ge allvarliga vegetationsskador på våtmarken.

En rätt utförd kalkning (pH >6,0) ger efter några år vanligen en normalisering av sjöekosystemet. Förekomsten av olika arter efter kalkning tycks främst styras av de biologiska förhållanden som råder efter kalkning och inte så mycket av de vattenkemiska. Fisk är därvid en viktig styrfaktor. Tidpunkten för kalkning, dvs i vilken försurningsfas vattnet kalkades, är också en väsentlig faktor.

Fisk och en del andra djur har ibland svårt att återkolonisera på naturlig väg. Det kan då vara nödvändigt att genomföra åtgärder som underlättar återkolonisering och etablering av utslagna arter.

FÖRSURNING OCH KALKNING IDAG OCH IMORGON

YNGVE BRODIN

STATENS NATURVÅRDSVERK

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

GÄVLE 14 JUNI 1990

Försurning och kalkning,⁶ idag och imorgon

Y-W Brodin
Statens Naturvårdsverk

Inledning

Försurningen av sjöarna och vattendragen i Sverige är delvis en naturlig process. Genom bland annat en successiv urlakning av näringsämnen och buffrande ämnen ur mark, ökad utbredning av barrskog och ökad humusämnehalt i vattnet har pH-värdet i de flesta svenska vatten sjunkit med omkring 0,5 - 1,5 enheter efter den senaste istiden, det vill säga under de senaste 10 000 åren.

Sänkningen av pH var förmodligen störst i början efter istiden och avtog efter hand. För 1900-talet kan bedömningen göras att av människan opåverkade vatten skulle ha sjunkit med cirka 0,001 enheter. På grund av människans aktivitet har dock pH i många vatten sjunkit med 1 enhet eller mer, det vill säga åtminstone 1 000 gånger mer än vad naturliga processer skulle ha kunnat åstadkommit. Det är väsentligt att påpeka att naturliga processer aldrig skulle kunna orsaka en försurning så omfattande som den vi människor åstadkommit. Vi måste dock vara medvetna om att vatten med pH omkring 5, vissa kanske med ännu lägre värden, skulle ha funnits i Sverige idag även om vi inte hade påverkat försurningsförloppet.

Mänsklig aktivitet i form av försurande utsläpp och möjligen även skogsbruk medförde påtaglig försurning av vissa vatten vid den svenska västkusten redan i början av 1900-talet. Av samma skäl blev vissa sjöar och vattendrag i Skottland och södra Norge påtagligt försurade redan under mitten av 1800-talet.

Fortsättningsvis används ordet "försurning" för att beteckna försurning åstadkommen av mänsklig aktivitet.

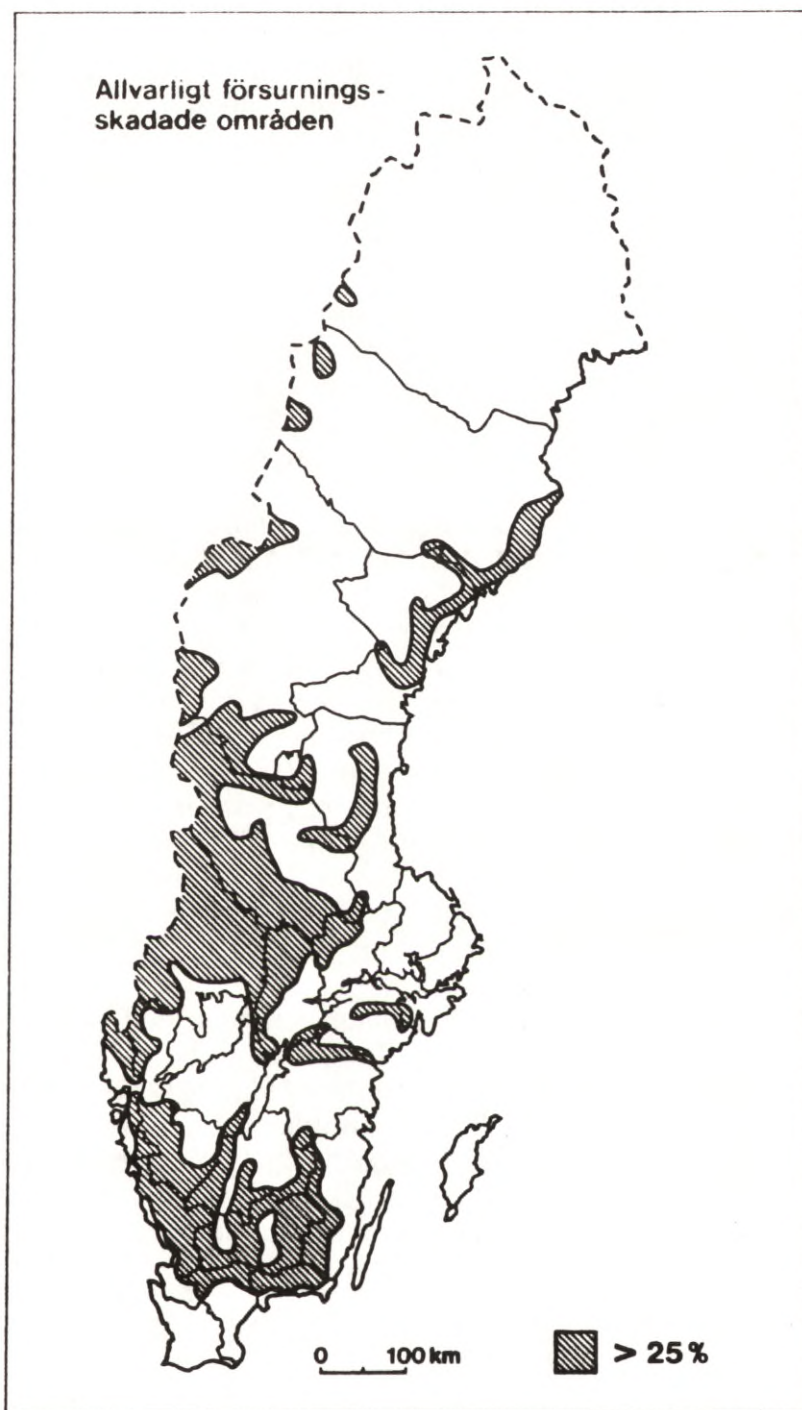
Nuläget

Cirka 16 000 av de cirka 85 000 sjöarna i Sverige bedöms vara allvarlig försurade/försurningsskadade, det vill säga kraftiga förändringar av fauna och flora har skett och vissa arter har försvunnit. Försurningssituationen för vattendrag är mindre väl känd. Gjorda uppskattningar tyder på att cirka en fjärdedel är allvarligt påverkade av försurning. Många fler än dessa sjöar och vattendrag är påverkade av försurning i mindre omfattning, men påverkan av försurande nedfall kan ej särskiljas från andra typer av mänsklig påverkan eller naturlig variationer på grund av klimatet etcetera.

Områden med allvarligt försurade vatten finns över nästan hela Sverige, med undantag för kalkrika områden, jordbruksmarker och möjligvis delar av norra Lappland (Figur 1).

Försurningssituationen för norra Norrlands inland och fjälltrakter är i många fall inte klarlagd. En bra analys av surhetsläget finns genom den rapport (FLIN-K) som länsstyrelserna i Norrland presenterade 1989. I denna rapport analyseras dock inte till vilken grad vattnets surhet åstadkommit av mänsklig aktivitet eller av naturliga processer. Mycket pekar dock på att det nog finns betydande områden med omfattande försurningsskador i norra Norrlands inland och fjälltrakter.

Ett sätt att bedöma hur mycket av vattnets surhet som beror på naturliga processer och hur mycket som åstadkommit av människan är genom att tillämpa matematiska modeller för att jämföra jonbalansen idag med hur jonbalansen borde ha varit i naturligt tillstånd. Därigenom kan förändringar av pH och alkalinitet beräknas, dock med en stor grad av osäkerhet. Modellberäkningar baserade på resultat från den riksinventering som gjordes under vintern och våren 1990 - omfattande över 4 000 sjöar - kan bland annat ge oss en bättre uppfattning om försurningssituationen i norra Norrlands inland och fjälltrakter. Därigenom får vi också en bättre uppfattning om var och hur mycket vi skall kalka.



Figur 1. Områden där mer än 25 % av sjöarna och vattendragen har allvarliga försurningskador. Ytterligare områden i norra Norrlands inland och fjälltrakter kan vara så försurade att de borde ha varit markerade (jämför text).

Under 1960-talet och 1970-talet tilltog försurningen av sjöarna och vattendragen i Sverige mycket dramatiskt. Undersökningar av vattenkemi i okalkade vatten tyder på att försurnings-situationen i Götaland, Svealand och Norrlands kustland i allmänhet inte förändrats i någon större omfattning från och med mitten eller slutet av 1970-talet och fram till idag.

Inte heller för södra Norrlands inland och fjälltrakter finns data som pekar på påtagliga förändringar av vattnens pH-värde och alkalinitet under 1980-talet. Successiva förändringar av bottenfaunan i mindre vattendrag och ökade metallutfällningar ur marken tyder dock på att försurningskadorna fortfarande tilltar i detta område. Huruvida en försämring av försurnings-situationen även sker i norra Norrlands inland och fjälltrakter är inte klarlagt.

I Europa har Sverige, Norge (södra) och Holland de procentuellt sett de största försurnings-skadorna på sjöar och vattendrag. Det finns dock försurade vatten, huvudsakligen i bergstrakter, i de flesta länder i Europa, med undantag för vissa länder vid medelhavet och Island. Utanför Europa finns omfattande områden med allvarligt försurade sjöar och vattendrag i Kanada och USA, samt fläckvis till exempel i Kina, Thailand och på det södra halvklotet.

Orsaker

I Sverige, liksom för de flesta av världens länder orsakas försurningen framför allt av luftnedfall av svavel. Idag är svavlets andel av försurningen av svenska sjöar och vattendrag cirka 80-90 % och kväve den resterande delen. Kvävets andel har ökat successivt under senare år. Inom något eller några årtionden kan kvävet komma att orsaka lika mycket försurning som svavel.

Sveriges andel av den försurande belastningen från luften på Sverige självt har minskat betydligt under 1980-talet. I nuläge står DDR troligen för en högre belastning på Sverige än Sverige självt. Den allmänna tendensen är att öststaternas andel av belastningen ökar, medan en minskning från väststaterna sker.

Trots att utsläppen av försurande ämnen (svavel) i Europa minskat med omkring 20-25 % under 1980-talet har belastningen på Sverige ej förändrats i någon större utsträckning under denna tid. Detta torde bero på förändrade vindriktningar och mer nederbörd för 1980-talet som helhet.

Den tämligen oförändrade syrabelastningen över Sverige under 1980-talet kan förklara det i stort sett oförändrade pH- och alkalinitetsläget för sjöar och vattendrag i Sverige under 1980-talet. Man måste dock komma ihåg att det ofta kan ta lång tid innan ett vatten reagerar på förändrad belastning. Detta på grund av att marken reagerar mycket långsamt på en förändrad belastning och att vattenkvaliteten för de flesta sjöar och vattendrag är starkt beroende av markförhållandena.

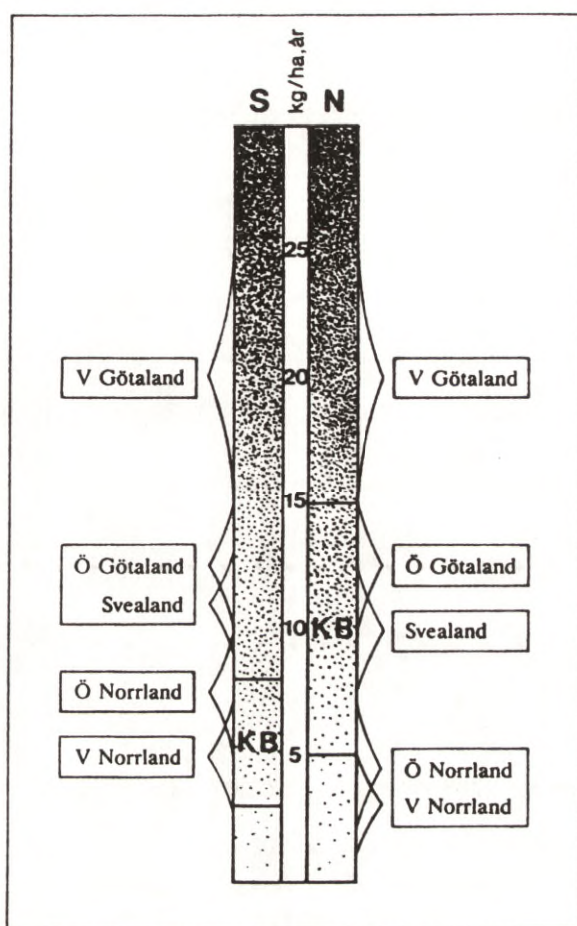
En ungefärlig bild av hur mycket försurande ämnen som faller ned i olika delar av Sverige presenteras i Figur 2. I figuren är den kritiska belastningen (KB) för bland annat sjöar och vattendrag inritad. Kritisk belastning är ett begrepp som används mer och mer och betyder "den belastning som naturen tål utan att (enligt befintlig kunskap) ge upphov till allvarligt negativa effekter för känsliga ekosystem eller organism/-er. I hela Sverige är svavelbelastning mycket över, över eller ungefär i nivå med den kritiska belastningen. Gällande kväve är det endast västra Norrland som får en belastning som underskrider den kritiska belastningen.

Framtiden

På basis av ingångna internationella avtal om utsläpps begränsningar i Europa kan bedömningar av den framtida försurningens utvecklingen för Sverige och andra länder göras. Många länder i Europa har undertecknat ett avtal om att minska svavelutsläppen med 30 % under perioden 1980-1993. Ett avtal om att inte öka kväveutsläppen kommer förmodligen att träda i kraft under 1990. Vissa länder, bland annat Sverige, har dock deklarerat en minskning av kväveutsläppen med 30 % under perioden 1980/85 - 1998.

En 30% minskning av svavelutsläppen tycks kunna bli verklighet fram till 1993. Redan under 1980-talet minskade svavelutsläppen från Europa som helhet med cirka 20-25%. Tyvärr finns det inte mycket som just nu pekar på en minskning av kväveutsläppen under kommande årtionden. I stället för önskad minskning ökade kväveutsläppen med några % under perioden 1985-1989 för Europa som helhet.

För Sveriges del kan en minskning av den försurande belastningen med 20-30% bedömas som trolig för perioden 1980 - 2005. Konsekvenser för sjöarna och vattendragen kan bedömas med hjälp av matematiska modeller och forskarrön om markförsurningens framtida utveckling. Prognosen för södra Sverige är föga förändring av försurningssituationen fram till cirka 2005



Figur 2. Belastningen av svavel och kväve över olika delar av Sverige jämfört med kritiska belastningsgränser (KB).

och sedan kanske långsamt bättre och bättre. Positiva effekter av minskad försurande belastning från luften motverkas under de kommande 10-15 åren troligen av en tilltagande försurning av markens undre delar och fortsatt starkt sura förhållanden i markens övre delar. För Norrland spår modellberäkningarna fortsatt försämring av försurningssituationen för sjöar och vattendrag fram till åtminstone 2030. Det skall i sammanhanget framhållas att modellberäkningarna innehåller en stor portion osäkerhet. Den tilltagande försurningen av markens undre delar i Norrland åtminstone fram till 2010, även vid en minskad syrelastning med 20-30% under 1990-talet, stödjer dock tyvärr antagandet att sjöarna och vattendragen i Norrland hotas av ökad försurning under de närmast kommande årtiondena.

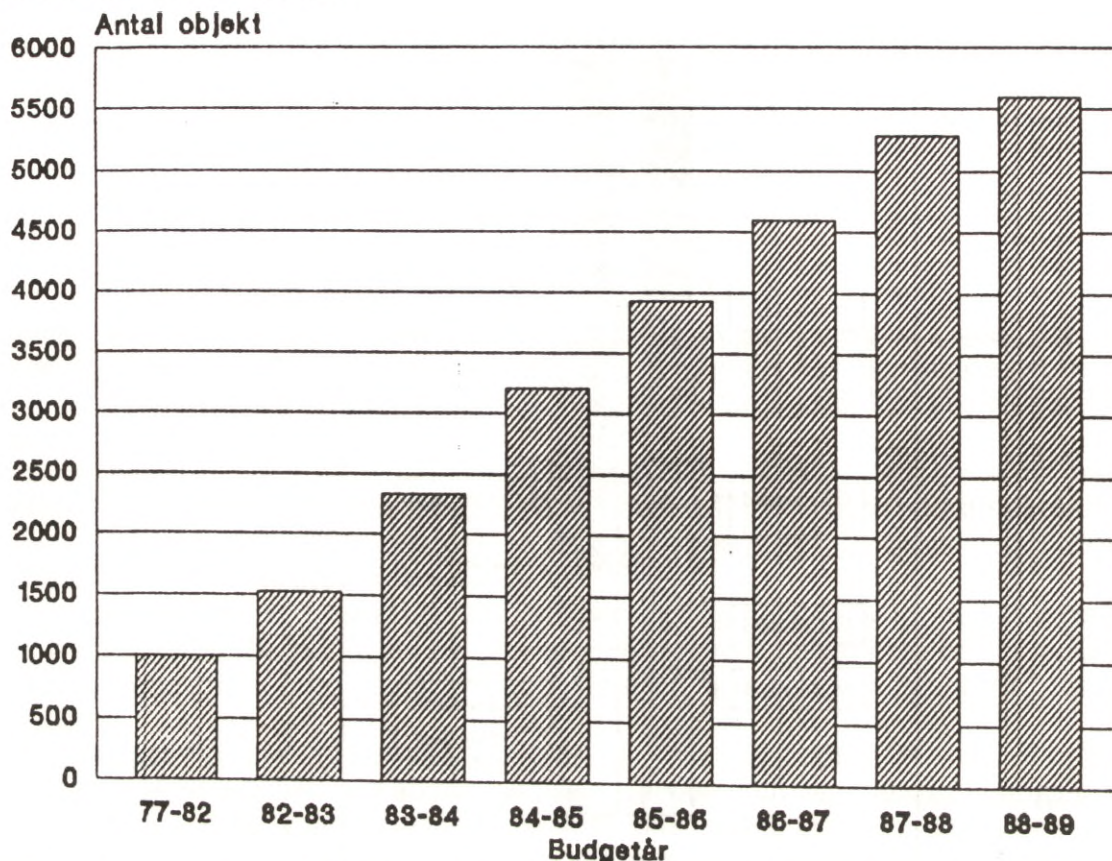
Viktiga slutsatser av denna framtidsanalys är att; 1) för att en rejäl förbättring av försurningssituationen för svenska vatten skall kunna bli verklighet under de kommande årtiondena så måste utsläppen av försurande ämnen minska betydligt mer än 20-30 % under kommande år, 2) storskalig kalkning av svenska sjöar och vattendrag måste fortsätta många årtionden (kanske mer än 50-100 år) framöver även vid mycket radikala minskningar av de försurande utsläppen, till exempel med 50-80 %, under de närmaste årtiondena.

Åtgärder

Omkring 5 500 sjöar och några hundra vattendrag är kalkade i Sverige, att jämföra med de cirka 16 000 sjöar som bedöms vara allvarligt försurningsskadade (Figur 3). Många fler vatten är dock påverkade av kalkning. En hög andel av den försurade sjöytan är åtgärdad.

Man kan lugnt påstå att för Götaland och Svealand har i dagsläget de i mänsklig mening mest värdefulla sjöarna kalkats. I Norrlands inland och fjälltrakter återstår förmodligen många värdefulla vatten att kalka. Som tidigare nämnts vet vi idag inte riktigt vilka och till vilken nivå

vi bör kalka i detta område.



Figur 3. Ackumulerat antal kalkade sjöar och vattendrag i Sverige för perioden 1977-1989.

I naturvårdsverkets aktionsplan kallad "Luft -90" definieras verkets inriktning beträffande den framtida kalkningsverksamheten. I första hand skall omkalkningarna klaras och i andra hand skall en utbyggnad av verksamheten ske, speciellt med tanke på nykalkningar i Norrlands inland och fjälltrakter. För budgetåren 1991/92 - 93/94 söker naturvårdsverket en ökning av medelstillelningen från 150 till 230 miljoner kronor. För budgetåret 1990/91 erhöles 109 miljoner kronor.

Fram till förra året fick länet alla pengar de sökte för omkalkningar och nykalkningar. Förra året erhöles full pott till omkalkning men bara liten andel av de medel som söktes för nykalkningsprojekt. För budgetåret 1990/91 finns inga medel för nykalkningar och anslaget för omkalkningar måste skäras ned med 6-15 % ; för vissa län ännu mer.

Om nedskärningar av anslaget fortsätter i framtiden blir det aktuellt med omfattande nedläggningar av kalkningsprojekt och återförsurning av kalkade vatten. Länen blir tvungna att prioritera bort mindre angelägna kalkningsprojekt och/eller ändra kalkningsmetodik.

En del kritik har riktats mot svensk kalkningen under senare år. Enstaka forskare har till och med hävdats att kalkning innebär en ytterligare rubbning av ett vatten som redan rubbats av försurning.

Naturligtvis finns det onödiga och dåligt utförda kalkningar i den stora svenska kalkningsverksamheten. Helhetsbilden av svensk kalkning är dock mycket positiv. I de flesta fall får de försurade vattnen efter kalkning en fauna och flora som betydligt mer liknar situationen i naturliga, oförsurade vatten.

En ingående utvärdering av hur svensk kalkning fungerar kommer att göras inom de närmaste åren. Vissa resultat kommer även att presenteras i naturvårdsverkets "Monitor 1991" som bygger på riksinventeringen 1990 av mer än 4000 svenska sjöar. Dessutom startades projektet IKEU, integrerad kalkningseffektuppföljning, år 1989 med syftet att med hjälp av 14 representativa sjöar och 7 representativa vattendrag få en bild av hur ekosystemet som helhet fungerar efter kalkning. IKEU utvärderas 1991/92. Redan idag finns en studie av en sjö, Stora

Härsjön på västkusten, klar för tryck

Naturvårdsverket är inblandade i cirka 180 internationella grupper med anknytning till miljövård. En viktig grupp som behandlar försurning håller på att kartera var i Europa belastningen av svavel och kväve överskrider de kritiska belastningsgränserna för bland annat sjöar. Kartorna skall vara klara nästa år och bilda ett underlag för nya avtal om minskade svavelutsläpp (kanske även kväve) i Europa och Nordamerika. Nuvarande svavelavtal går ut 1993.

Nya tankar om hur utsläppen i Europa skall minskas finns. Tidigare har taktiken varit att minska lika mycket i alla länder. Den nya strategin som är på gång innebär att minska mest där det gör mest internationell nytta, vilket betyder att DDR, Polen och andra öststater måste minska utsläppen mycket mer än till exempel Sverige.

Det kan bli aktuellt med ekonomiskt bistånd (fonder etcetera) från rika länder till länder som måste göra stora åtgärder.

FÖRSURNING, KALKNING, VATTENKEMI

WILLIAM DICKSON

STATENS NATURVÅRDSVERK

GÄVLE 14 JUNI 1990

Föredrag vid kalkningskonferens,
Gävle, 1990-06-14

FÖRSURNING, KALKNING, VATTENKEMI.

William Dickson
Naturvårdsverket

RENT REGN, SURT REGN OCH SURT SJÖVATTEN

Rent regnvatten eller ren snö ska ha ett pH-värde 5.3-5.6. I vårt land ska innehållet av salter och näringsämnen dessutom vara mycket litet. Längs kusterna är inslaget av havssalter betydande, men dessa påverkar inte pH-värdet. Nederbörden har i södra och mellersta Sverige idag ett pH-värde ca 4.3 och med betydande inslag av sulfat-, nitrat-, ammonium- och vätejoner. Dessutom finns fosfor och många metaller i höga halter. Innan nederbördsvattnet har blivit sjövattnet avdunstar eller tas en del upp av växter. Det blir uppkoncentrerat 2-3 gånger, i fjälltrakterna lite mindre. Tabell 1 visar sammansättningen i rent regn, i surt regn, i surt regn sedan det blivit uppkoncentrerat 2 gånger och sammansättningen i surt sjövattnet, som alltså består av uppkoncentrerad nederbörd, varav huvuddelen har passerat marken innan det blivit sjövattnet.

Det sura sjövattnet är tio gånger mindre surt än det uppkoncentrerade sura regnet men har 5-10 ggr högre halt av kalcium och magnesium. Dessutom finns aluminium i en halt av 20-40 ueq/l (0.2-0.4 mg/l), en del humus och kisel. Men nitrat- och särskilt ammoniumhalten är betydligt lägre liksom även fosforhalten.

Tabell 1.

	-----ueq/l-----									
	pH	H ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
rent regn	5.3	5	10	5	5	5	10	10	5	5
surt regn	4.3	50	10	5	5	5	60	10	50	50
surt regn konc. 2 ggr	4.0	100	20	10	10	10	120	20	100	100
surt sjövattnet	5.0	10	30	10	100	50	150	20	50	10

Marken har alltså förlorat kalcium, magnesium, aluminium, humus och kisel, men anrikats på vätejoner, nitrat, ammonium och fosfor. Markförändringarna blir med tiden stora, och efter några decennier har pH-värdet sjunkit med 0.5-1 enheter och kalcium-magnesiuminnehållet har mer än halverats. Dessa förändringar kan nu iakttas i nästan hela landet, vare sig man studerar markens eller vattnets kemi. I södra delen av Sverige motsvarar den sedan början av seklet ackumulerade försurningen ca 3 ton svavelsyra och i mellansverige och längs norrlandskusten 1.5 ton eller ett lika stort kompensationsbehov i form av kalksten.

SUR MARK

Försurningen av marken ger:

Sämre markstruktur: kladdigare, tätare och med mindre vattenhållande förmåga

Mindre växtillgänglighet av näringsämnen:
kalcium, magnesium och kalium (utlakas), fosfor och selen (fastläggs)

Anrikning av metaller: kadmium i växter ökar med minst 2-3 ggr per pH-enhets sänkning

Biologisk aktivitet minskar: färre dagmaskar; mindre nedbrytning med hjälp av bakterier och mer med hjälp av svampar; denitrifikationsbakterierna förefaller mer känsliga än nitrifikationsbakterierna, vilket för med sig allt högre kvävevärden och ett större läckage av nitrat

Surare avrinningsvatten: ett allt högre innehåll av aluminium och nitrat

ALUMINIUM, FÖRSURNING OCH KALKNING

Lösligheten av aluminium är starkt pH-beroende.

Lägst är lösligheten vid pH 6-7. Vid pH 5 är andelen av de tre positiva aluminiumfraktionerna Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)^+$, ungefär lika och vid ännu lägre pH-värden dominerar den trevärda aluminiumformen. Vid pH-värden över 8 uppträder aluminium i negativ jonform $Al(OH)_4^-$. På den sura sidan bildar aluminium starka, lösta komplex med fluorid och humus, vilket ökar den lösta halten, medan kisel i vatten sänker lösligheten i pH-intervallet 6-8.

Den nu starkt försurade marken i södra Sverige medför att pH-värdet i det första vattnet som lämnar mineraljorden har ett pH av 4-4.5. Aluminiumhalten i detta vatten kan nå över 5 mg/l (över 20 mg/l har uppmätts). När vattnet blivit bäckvatten är halten lite lägre, omkring 1 mg/l.

Halten är starkt relaterad till nitrathalten så länge som pH-värdet är lägre än 5.

Brunnar med nitrathalter över 5 mg/l och pH-värden lägre än 5 har således ofta aluminiumhalter över 2 mg/l.

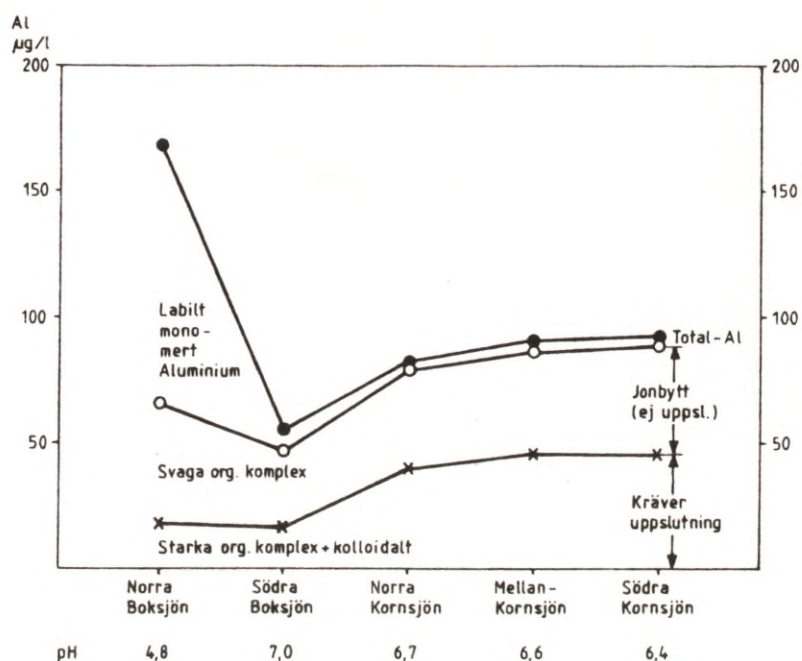
Bäckvatten är ofta övermättat på aluminium. Aluminiumhalten i sjövattnet är vanligen något lägre än i bäckvattnet av samma pH. I takt med att sjövattnet blir försurat året runt, ökar även aluminiumhalten där. I sjön Ömmern steg aluminiumhalten från ca 50 µg/l i början av 1970-talet till omkring 100 µg/l 1981. Samtidigt sjönk pH-värdet från ca 5.8 till 5.3. Sjöar med pH lägre än 5 har i södra Sverige vanligen mer än 0.3 mg Al/l. Under höga flöden får även sådana sjöar 2-3 ggr högre aluminiumhalt, beroende på att tillrinningen medför extra mycket aluminium, varav den övermättade delen senare fälls ut på sjöbotten.

När man kalkar stiger pH-värdet vanligen snabbt och huvuddelen av de lösta oorganiska aluminiumfraktionerna omvandlas till mindre giftigt aluminiumhydroxid-silikat som fälls ut på botten av sjöar och vattendrag eller i marken, om det är den som kalkats.

Figur 1 redovisar aluminiumets fördelning i Boksjö-Kornsjösystemet, där vattnet rinner från den okalkade Norra Boksjön till den kalkade Södra Boksjön och vidare ned i Kornsjörna. Den giftiga aluminiumhalten ("labilt monomert") minskar med mer än 90 %. Före kalkning hade Boksjöarna samma halt. Allteftersom vattnet transporteras vidare till Kornsjöarna tillförs ständigt brunt och surt vatten från omgivande skogsmark, varför totalaluminiumhalten stiger liksom färgvärdet, men den giftiga aluminiumhalten förblir låg, tack vare att pH-värdet fortfarande är högt.

Under utfällningsfasen i det nykalkade vattnet minskar aluminiumhalten först i ytvattnet medan den stiger i bottenvattnet. Om kalkningen utförts när vattnet hunnit skikta sig kan det ta ett par månader innan också bottenvattnet fått tillräckligt högt pH-värde för att den från ytvattnet utflockade aluminiumhydroxiden ska kunna fällas ut på botten av sjön.

Figur 1.



Låg temperatur medför också långsammare utfällning. Detta ska man beakta vid kalkning av rinnande vatten. Kalkningsinsatserna bör utföras tillräckligt långt uppströms de områden som man vill skydda. I Laxforsens fiskodling på västkusten kalkades förut intagsvattnet ca 6 timmar innan det nådde odlingen. Trots att pH-värdet var högt, kom utfällningen till stor del att ske inne i odlingen under vintertid, och mycket anrikades just på fiskens gälar med kallvattengälsjuka och fiskdöd som följd.

Storskaliga våtmarkskalkningar både på västkusten och i Härjedalen visar att kalkning är ett effektivt sätt att binda oönskade metaller innan de når vattenfasen. Vare sig kalkningen utförs på fastmark, våtmark, i rinnande vatten eller i sjöar direkt, så sker en omvandling och utfällning av giftiga aluminiumformer eller löst järn, mangan och tungmetaller tex kadmium. Viktigt är bara att hålla pH-värdet tillräckligt högt, pH 6-7.

ANDRA KEMISKA OCH FYSIKALISKA EFFEKTER

Siktdjup

Från flera sjöar på västkusten finns gamla pH-värden och siktdjupsdata. Under 1960-70 talen försurades dessa och fick då en helt ny planktonsammansättning. Samtidigt fälldes en del av sjöarnas naturliga fosfor- och humushalt ut på sjöbotten i aluminiumflockar. Vattnen blev mycket klarare. De flesta av dessa sjöar är nu kalkade och har fått tillbaka sina ursprungliga siktdjup och en planktonsammansättning typisk för icke försurade vatten.

Fosfor

Även fosforhalterna brukar stiga något efter kalkning: Dels tillförs en del med kalken (2-3 ug/l vatten) och dels omsätts fosfor bättre från sjöbotten. Gödslingseffekten av kalkning syns minst i djupa sjöar med stor vattenvolym som direktkalkats och syns mest i grunda sjöar med liten sjövolym, som upprepade gånger kalkats. Hårslinga och gäddnate har i en del sådana sportiskevatten brett ut sig så att fiske nästan blivit omöjligt. På Fulufjället blev en del smågölar i en experimentkalkning 1977 behandlade både i omgivning och direkt i vattnet. De som kalkats hårdast blev som grönsoppa första sommaren efter kalkning och med fosforhalter över 20 ug P/l. Upprepad kalkning eller kalkning i höga doser medför således ibland effekter, vilka man inte önskar. Man får då gå ner i dosering eller låta bli att kalka under ett par år så att växtligheten avtar.

Selen

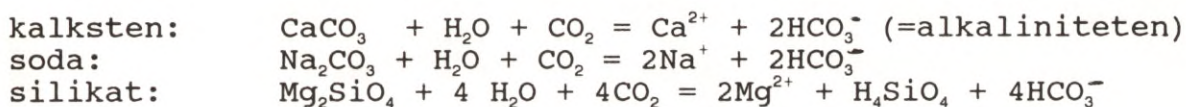
Sura sjöar har mycket låg halt, ibland med en bioaktiv andel mindre än 20 ng/l. Efter kalkning stiger halten betydligt. Selen är i låga halter ett viktigt näringsämne och bidrar även till att hålla kvicksilverhalten i fiskkött låg.

Kvicksilver

I sura sjöar har fisken vanligen högre kvicksilverinnehåll än i mindre sura. Om pH-värdet efter kalkning stiger från 5 till 6.5 minskar kvicksilverinnehållet med 30-50 % efter ca tre år. Haltminskningen går snabbast i småfisk.

KALKNINGSMEDEL OCH SPRIDNINGSFÖRFARANDE

Det man eftersträvar vid kalkning är det alkalinitetstillskott, som bildas när kalksten, dolomit, soda, pottaska eller silikatmedel löser sig i vatten. Naturvattnets innehåll av koldioxid har en avgörande betydelse för att pH-värdet förblir cirkum neutralt trots att avsevärda mängder av karbonat eller silikat gått i lösning i form av vätekarbonat = alkalinitet.



I Naturvårdsverkets ALLMÄNA RÅD 88:3: Kalkning av sjöar och vattendrag, framgår vilka medel, doseringar och tillvägagångssätt som rekommenderas. Allteftersom ny kunskap kommer fram revideras också rekommendationerna.

De statliga medlen till kalkning är avsedda att motverka den antropogena försurningen och bevara ett naturligt pH-värde i sjöar och vattendrag, så att den naturliga biologin kan bestå eller återkolonisera vattnen. Kalkningsmedlen skall givetvis utnyttjas på ett optimalt sätt, både vad avser kostnader och kalkutnyttjande. Eftersom kalkningen skall tillgodose många önskemål: ge lagom högt pH, ha lång varaktighet, vara billigt, ge viss biologisk effekt, ge utfällning av metaller på vissa ställen och dessutom vara skonsamt mot naturen o s v, hamnar den som planerar kalkningen inför ett antal alternativ för att söka förverkliga sina syften. Ska man kalka direkt i sjön, via doserare eller våtmarkskalka?

Eftersom de ekonomiska resurserna är begränsade måste man noga överväga viken metod som ger lägsta priset per ton i form av upplöst bas. Nedan anges ett antal kostnadsexempel från södra och norra Sverige, Tabell 2. Beroende på längre transportsträckor är det dyrare att kalka i norra delen av landet. Till doserare används ofta en något mer finkornig kalk, som är lite dyrare. Samma pris har åsatts sjö- och våtmarkskalken, eftersom samma produkter hittills har använts. Sannolikt bör en något grövre kalk i framtiden kunna nyttjas för våtmarkskalkning för att öka spridningsprecisionen, men som ska kunna produceras till ett något lägre pris än motsvarande sjökalk och fortfarande ge bibehållet långtidsutnyttjande.

Kostnaderna är tagna från den praktiska verksamheten 1989. Spridningskostnaden för doserare är beräknad efter en livslängd av fem år och med årlig spridning av två hundra ton per år. Våtmarkskalkningen är beräknad ske med helikoptersspridning.

Tabell 2.

metod	inköp + transport	spridning	effekt %	pris per ton upplöst bas
SÖDRA SVERIGE				
sjö	200:-	100:-	70	430:-
doserare	250:-	200:-	80	560:-
våtmark	200:-	300:-	50	1000:-
NORRA SVERIGE				
sjö	500:-	100:-	70	860:-
doserare	550:-	200:-	80	940:-
våtmark	500:-	300:-	50	1600:-

Man finner att våtmarkskalkning till följd av ett lägre totalt utnyttjande (ca 50%) samt hög spridningskostnad normalt blir den dyraste metoden per ton upplöst bas. Ekologiskt, kan den likväl dock vara den mest sunda för vattnets vidkommande, om den förmår minska metallernas utlakning från marken till vattenfasen.

MARKKALKNING I STÄLLET FÖR SJÖKALKNING?

Vad gäller markkalkning vet man sedan många år att sådan även ger positiv effekt på vattenkvaliteten. Utlakningsexperiment visar att från den översta decimetern har försvunnit i genomsnitt två procent per år efter 25 år och med kanske 4 % per år de första åren. Men bara ca 1 % av tillförd kalk når vattenfasen per år de första åren och därefter ännu mindre. Ekonomiskt är det således en dålig utdelning att lägga kalken på land om syftet i första hand är att nå effekter i vattnet. Dagens akuta behov för sjökalkning om ca 150 miljoner skulle behöva ersättas av en massiv markkalkningsinsats motsvarande 15 miljarder kronor för att ge samma effekt på vattnen. En kombination av bibehållen vattendragskalkning och en successiv ökad markkalkning är ett alternativ för att få vattendragen att återfå sina naturliga pH-värden.

SKOGSBRUKET BÖR KALKA MER

Skogsbruket tar i vårt land för närvarande ut 75 miljoner m² från skogen. Detta motsvarar ca 30 miljoner ton virke. Basinnehållet i denna mängd är ca 1.5 %. Skogsbruket bortför således i storleksordningen 500 000 ton kalkstensmjöl per år. Under många år hävdade man att denna förlust blev kompenserad av den naturliga vittringen. I dag vet vi att vittringens tillskott i stora regioner redan tagits i anspråk för att kompensera luftens förurning - alkalinitetsproduktionen konsumeras av syradepositionen och baskatjonerna rinner ut i vattendragen.

Genom att blanda in mer kalk i skogsgödseln har kvävegödselmedlens försurande effekt delvis kompenseras. Av den årliga gödselbrukningen i skogen, ca 40 000 ton innehåller 30 000 ton 18 % dolomit dvs 5000 ton kalk.

För att enbart kompensera den utarmning av marken som skogsbruket åstadkommer borde skogsbruket således (för egna medel) kalka 100 gånger mer än nu d v s åtmistone 495 000 ton. Som jämförelse kan nämnas att dagens kalkning av sjöar och vattendrag motsvarar ca 200 000 ton årligen.

KALKNING ÄR KOSTNADSEFFEKTIVT

Även om bara en del av försurningsproblemen blir åtgärdade, är direktkalkning i naturen en kostnadseffektiv metod jämfört med rening i skorstenar och raffinaderier. 1 ton kalksten förmår kemiskt att neutralisera 1 ton svavelsyra. Kostnaden motsvarar, som framgår av Tabell 2, vanligen mindre än 1000 kronor per ton upplöst bas. I raffinaderier eller skorstenar är kostnaden ofta 5 ggr högre.

När man i europeiskt perspektiv nu väger kostnader mot nytta och med gemensamma medel planerar sätta in åtgärder där dessa ska komma mest och flest till godo, bör även kalkningens ekonomiska och biologiska nyttoaspekter vägas med i vågskålen.

FÖRSÖKSVERKSAMHETEN 1977-88,
KALKNING OCH VATTENKEMISKA EFFEKTER

PIA STÅLHANDSKE

FISKERISTYRELSEN

GÖTEBORG 7 JUNI 1990
GÄVLE 14 JUNI 1990

Pia Stålhandske,
Fiskeristyrelsen

FÖRSÖKSVERKSAMHETEN 1977-88 **Kalkning och vattenkemiska effekter**

Detta anförande har som syfte att i generella ordalag redovisa (1) försöksverksamheten 1977-88 och (2) de kemiska förändringar som ägde rum i sjöarna som kalkades under perioden.

Försöksverksamheten

Försöksverksverksamheten med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag startades våren 1977 av fiskeristyrelsen. Målsättningen med verksamheten var bl.a. att med olika medel och metodik försöka återställa kemin i försurade vattenområden, samt att förhindra fortsatt försurning av hotade vatten av särskild betydelse för fiske och naturvård.

Försöksperioden omfattade 411 kalkningsprojekt utspridda på 19 län. Totalt spreds 291500 ton kalk i 1200 sjöar under perioden 1977-88 (Figur 1).

Vilka sjöar kalkades?

Försöksverksamhetens 1200 sjöar var spridda över en stor del av landet men med tyngdpunkten förlagd till de mest försurningsdrabbade områdena (Figur 2).

De kalkade vattnen uppvisade en stor variation vad gällde sjökaraktäristika. Sjöytan varierade mellan 0,01 och 95,4 km², medeldjupet mellan 0,5 och 50 m, volymen mellan 2000 och 4,24 x 10⁹ m³ och omsättningstiden mellan 0,01 och 41 år (Tabell 1). 75% av sjöarna hade en omsättningstid som var kortare än 1,7 år och 25 % hade en omsättningstid som var mindre än 0,3 år (n=780).

Variationen bland sjöarna var stor även vad det gällde de kemiska förhållandena innan kalkning (Tabell 2). Lägsta och högsta inrapporterade värdet på pH före kalkning var 3,8 respektive 7,1, alkaliniteten varierade mellan 0 och 0,27 mekv/l och färgen mellan 0 och 500 mgPt/l. 87% av sjöarna hade dock en alkalinitet som var 0,05 mekv/l eller lägre. 44% av sjöarna saknade alkalinitet helt och hållet (n=610).

Generellt kan sägas att försöksverksamhetens mediansjö var större (t.ex. större areal och maxdjup), surare (lägre pH och alkalinitet) och klarare (lägre färgvärde) än dagens kalkade

mediansjö. Den geografiska spridningen på försöksperiodens sjöar överensstämmer dock väl med de sjöar som kalkats och kalkas inom den nuvarande kalkverksamheten (Referens: Rapport 3554, Naturvårdsverket).

	Medel	Median	Min	Max
Sjöyta (km ²)	1,3	0,3	0,01	95,4
Maxdjup (m)	14,4	11,5	1,5	106
Medeldjup (m)	4,9	4,0	0,5	50
Volym (x10 ³ m ³)	17300	1100	2	4,24x10 ⁶
Avr.omr. (km ²)	24,1	4,9	0,04	1039
Oms.tid (år)	1,4	0,8	0,01	41
Höh (m)	181	157	15	951

Tabell 1. Sjöuppgifter. Medelvärde, medianvärde samt min- och maxvärde för 780 sjöar.

	Medel	Median	Min	Max	n
pH	5,4	5,5	3,8	7,1	641
Alkalinitet (mekv/l)	0,02	0,01	0	0,24	610
Konduktivitet (mS/m)	5,5	5,4	0,9	23,6	545
Färg (mgPt/l)	70	50	5	500	536
Ca+Mg (mekv/l)	0,26	0,22	0,03	1,47	224
tot-Al (ug/l)	258	250	30	741	51
tot-P (ug/l)	15	10	2	120	44
tot-N (ug/l)	514	470	200	1090	39

Tabell 2. Vattenkemiska data från tiden före kalkning. Medelvärde, medianvärde samt min- och maxvärde. Varje sjö representeras genom ett medelvärde beräknat på en två-årsperiod före första kalkning.

Hur kalkades sjöarna?

En mängd olika slag av buffrande ämnen användes under försöksperioden. Kalkmjölet dominerade dock helt medan kalkkross var det näst vanligaste medlet (se Figur 1). Av de 291500 ton "kalk" som spreds under åren 1977 t.o.m 1988 utgjordes 38% av KM02 (kalkstensmjöl<0,2 mm), 31% av KM05 (kalkstensmjöl<0,5 mm) och 20% av KKM3 (kalkkross>3 mm).

Huvuddelen av den kalk som spreds lades direkt i sjöarna (58%), 25% spreds på mark (företrädesvis åker- och ängsmark) och 17% i rinnande vatten. Kalkmjölet dominerade vid kalkningar i rinnande vatten samt vid sjökalkningar medan kalkkrossen var det vanligaste medlet vid markkalkningar (Figur 3).

Vad blev det kemiska resultatet?

Av de 1200 sjöar som kalkades under försöksperioden så genomfördes provtagningar både före och efter kalkning i drygt 600 sjöar. Den vattenkemiska uppföljningen omfattade först och främst pH, alkalinitet, konduktivitet och färg. I en tredjedel av de uppföljda sjöarna genomfördes kalcium/magnesium-analyser, endast ett fåtal sjöar undersöktes med avseende på närsalter och metaller. Resultaten sammanfattas i tabell 3.

	Före	Efter kalkning				
	kalkning	År 1	År 2	År 3	År 4	År 5
pH	5,5 (641)	6,4 (618)	6,3 (569)	6,3 (487)	6,2 (403)	6,3 (197)
Alk.(mekv/l)	0,01 (610)	0,09 (612)	0,08 (556)	0,07 (477)	0,06 (394)	0,07 (189)
Kond.(mS/m)	5,4 (545)	5,8 (492)	5,8 (518)	6,0 (458)	5,7 (373)	5,6 (174)
Färg(mgPt/l)	50 (536)	55 (560)	50 (514)	50 (465)	55 (379)	45 (178)
Ca+Mg(mekv/l)	0,22 (231)	0,33 (281)	0,33 (267)	0,32 (238)	0,34 (178)	0,32 (78)
Tot-Al(ug/l)	250 (51)	155 (29)	140 (25)	130 (32)	135 (30)	180 (15)
Tot-P(ug/l)	10 (44)	10 (38)	9 (26)	8 (25)	10 (20)	10 (6)
Tot-N(ug/l)	470 (39)	500 (31)	508 (22)	448 (20)	465 (17)	390 (7)

Tabell 3. Kemiska resultat (medianvärden) från försöksverksamheten. De resultat som redovisas här baseras på enskilda sjöars årsmedelvärden. Årsmedelvärdet har beräknats på yt- och utloppsprover. Vattenproverna var i sju fall av tio tagna under perioderna mars-maj och september-november. Inom parantes anges antalet undersökta sjöar.

Kalkningarna gav en signifikant initial förhöjning av pH i det samlade sjömaterialet. pH hölls på en förhöjd nivå och medianvärdet var högre än 6.0 under hela uppföljningsperioden. Även alkaliniteten uppvisade en initial, signifikant förhöjning. Trots att uppföljningsperioden visade på en nedåtgående trend så var alkaliniteten under fjärde och femte året efter kalkning signifikant skild från det okalkade tillståndet. Medianvärdet på alkaliniteten nådde dock aldrig över 0.1 mekv/l.

Förhöjningen av konduktiviteten under första året efter kalkning var signifikant. Denna förhöjning var dock kortvarig; redan under andra året efter kalkningen så hade sjöarnas elektriska ledningsförmåga sjunkit ned till förhållanden som liknade det okalkade utgångsläget.

En signifikant förändring man kunde urskilja bland försöksverksamhetens sjöar vad gällde färg var att det var fler sjöar som ökade än som minskade sin färg initialt efter kalkning. Färgen hade en tendens att öka i sjöar med ett färgtal lägre än 70 mgPt/l (en grupp där flertalet av försöksverksamhetens sjöar hörde hemma) medan det minskade i brunare sjöar.

Som förväntat så medförde kalkningen en förhöjning av kalcium/magnesium-halten i det samlade sjömaterialet. Förhöjningen var signifikant och kvarstod under hela uppföljningsperioden.

De sjöar som kalkades under försöksperioden var näringsfattiga (låga totalfosfor- och totalkvävehalter) och förblev i detta tillstånd även efter kalkning. Det fanns dock en tendens till att det var fler sjöar som ökade än som minskade sin kvävehalt sett till en tvåårs-period direkt efter kalkning.

Kalkningarna gav en sänkning av totalaluminiumhalten i de undersökta sjöarna. Aluminiumhalten kvarhölls på en nedsänkt nivå under hela uppföljningsperioden.

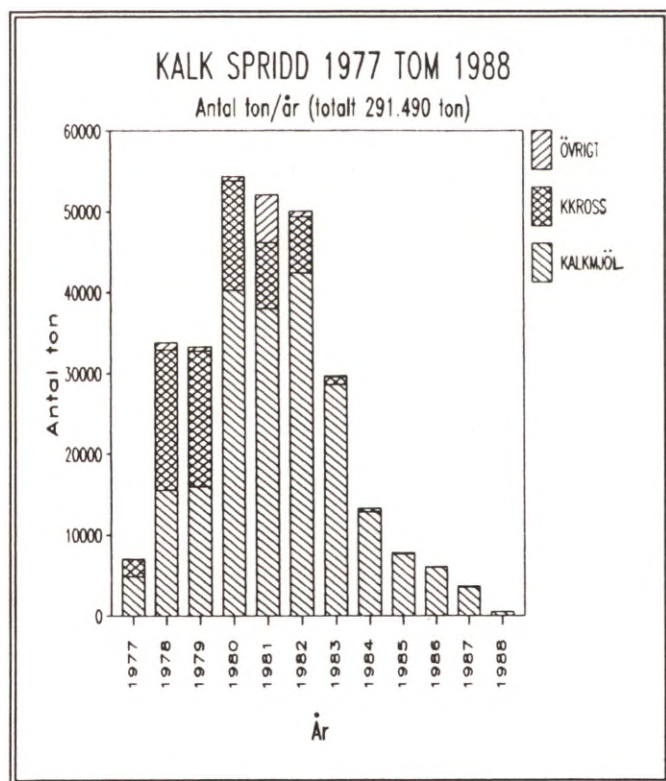
Kalkningarnas varaktighet

Resultaten från försöksperioden (utifrån de sjöar man gjort mätningar i) visar att man med hjälp av kalk förändrade den vattenkemiska miljön åt ett önskat håll; pH och alkaliniteten ökade medan aluminiumhalten sjönk. 80% av sjöarna hade ett årsmedel-pH som var lägre än 6,0 före kalkning, motsvarande siffror för uppföljningsåren varierade mellan 28 och 30% (Figur 4). 82% av sjöarna hade en årsmedel-alkalinitet som var lägre än 0,05 mekv/l före kalkning, under uppföljningsåren varierade denna andel mellan 27 och 38% (Figur 5). Dessa siffror indikerar att ca 70% av de behandlade sjöarna erbjöd en ur biologisk synvinkel acceptabel miljö under uppföljningsperioden.

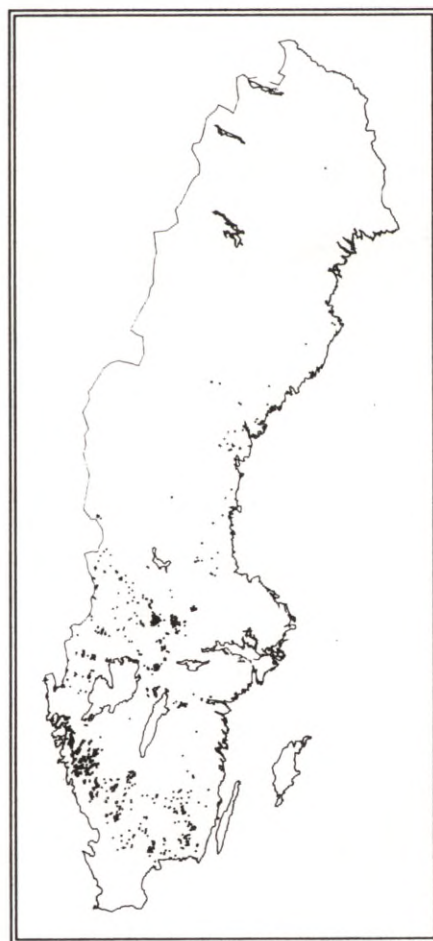
Den kemiska målsättningen var då, liksom nu, att höja enskilda sjöars pH och alkalinitet över 6,0 respektive 0,1 mekv/l. Varje projekt kalkylerade dessutom med en tre- till femårig varaktighet, dvs sjövattnet borde inte någon gång under uppföljningsperioden ha ett pH lägre än 6,0. Varaktigheten av en kalkning kan därmed sägas ha varit slut vid första tillfället pH gick under 6,0, även om pH vid senare tillfällen överskred 6,0. Tillämpar man detta pH-krav på materialet från försöksverksamheten så ter sig framgången något mer begränsad (Figur 6). I materialet finns sammanlagt 195 sjöar som man följde i minst

fem år. Av dessa sjöar så var det 43% som erhöll en varaktighet på tre år eller längre, 31% uppvisade en femårig varaktighet. 7% av de 195 sjöarna nådde överhuvudtaget aldrig över 6,0 och 38% hade en varaktighet på mindre än ett år.

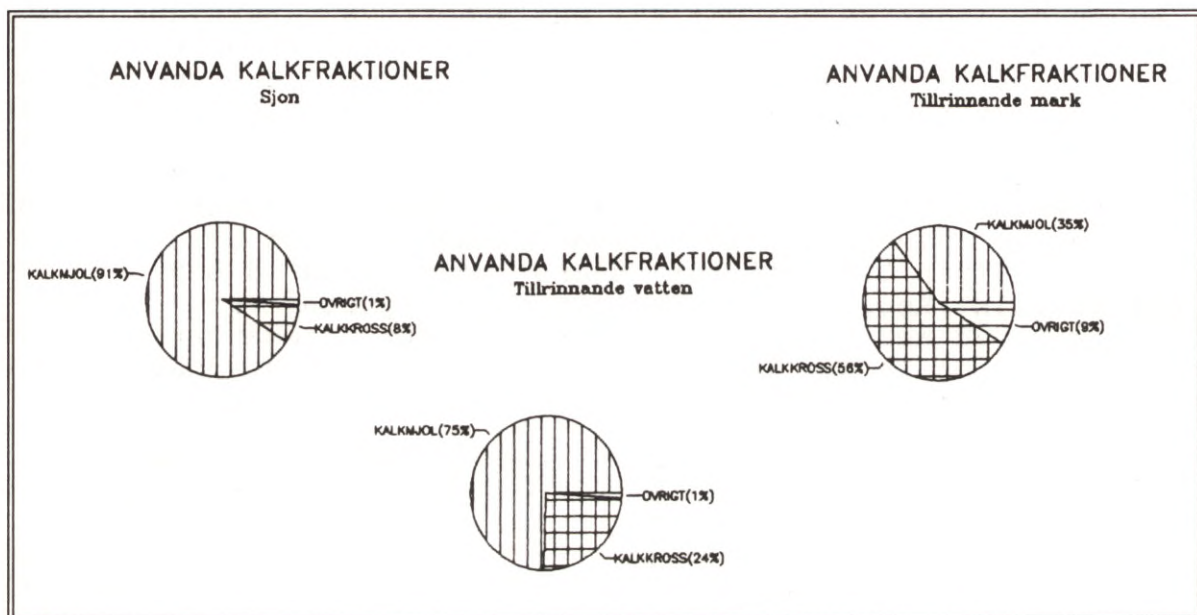
Varför fick då inte alla sjöar ett högt pH och en lång varaktighet efter kalkning? En preliminär analys visar att varaktigheten av en kalkning under försöksverksamheten i hög grad kan förklaras utifrån två faktorer: sjöns omsättningstid och använd kalkmetodik. Resultaten visar att varaktigheten var positivt korrelerad med omsättningstiden samt att framgången var begränsad i projekt där man markkalkade och/eller använde kalkkross eller andra "kalk"-medel än CaCO_3 .



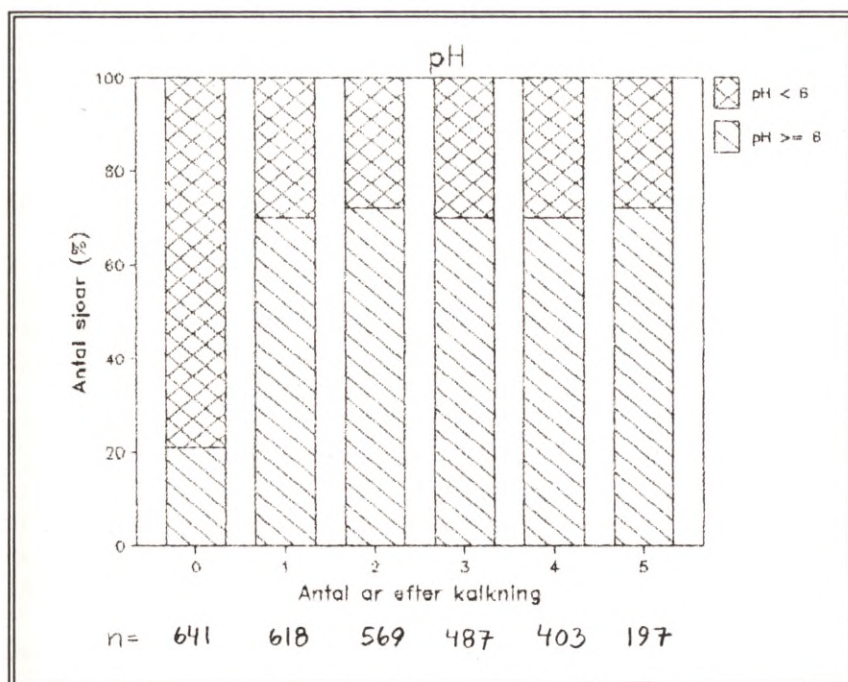
Figur 1.



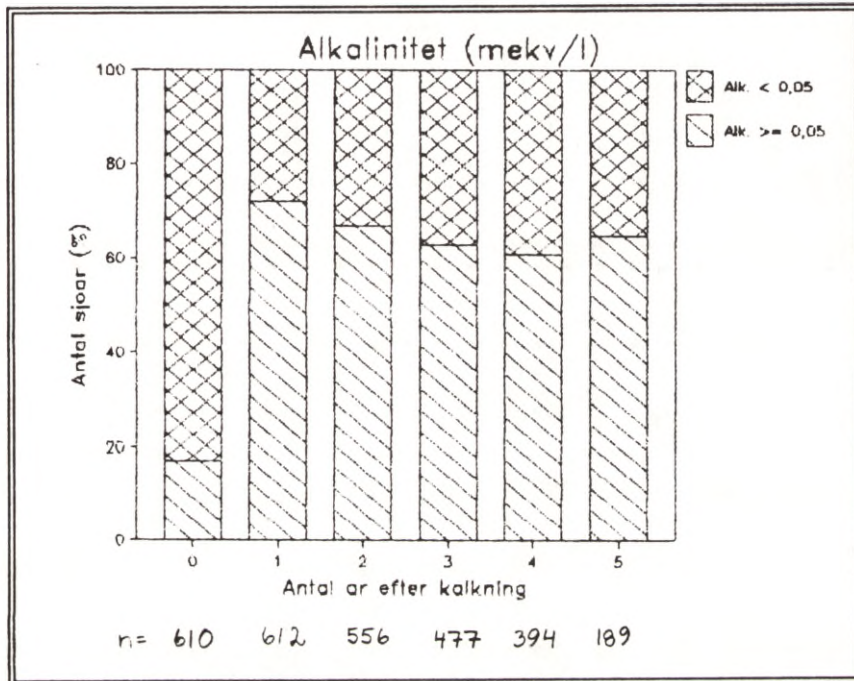
Figur 2.



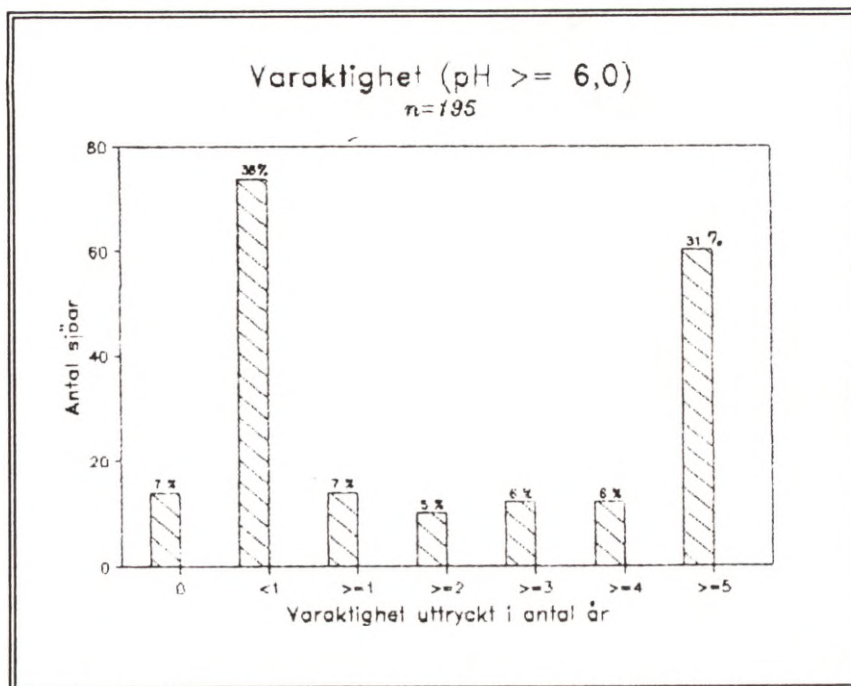
Figur 3.



Figur 4.



Figur 5.



Figur 6.

EFFEKTER AV KALKNING (VEGETATION)

THOMAS RAFSTEDT

INFRA KARTLÄGGNING AB

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

Göteborg 7 juni 1990

Thomas Rafstedt
INFRA Kartläggning AB

Annebodavägen 70
125 36 ÄLVSJÖ
Tel: 08/99 88 00

EFFEKTER AV KALKNING

Mitt inlägg här kommer att inriktas mot kalkning av de naturtyper som är direkt avsedda att förbättra sjöars och vattendrags vattenkemiska kvalitet, dvs främst våtmarker och viss typ av fastmark t ex sumpskog.

Kalkning av våtmark av skilda slag har ju visat sig ge positiva effekter på de vattenkemiska förhållandena. Det finns dock en rad faktorer som gör en del av denna kalkning tvivelaktig, både ur ekologisk och ekonomisk synpunkt.

Olika typer av våtmarker är ekologiskt ofta lika olika som exempelvis olika skogstyper; t ex en ekskog och en tallhed. Jag kommer därför att börja med att göra en genomgång av olika våtmarkstyper, för en del kanske en repetition. Denna baskunskap behövs för att få ett gott utbyte av en kalkning och ett minimum av negativa effekter. Vidare kommer jag att behandla vattenkemiska effekter hos olika våtmarkstyper, liksom ekologiska effekter vid kalkning.

Kortfattat tar jag även upp något om hur planering av kalkning lämpligen bör utföras och vilket material som finns tillgängligt idag.

För att motverka försurningens skadeeffekter på våra vatten har, som alla vet, flera tusen sjöar och vattendrag kalkats under det senaste decenniet allt för att hålla pH över 6 och alkaliniteten över 0,1 mekv/l. Från början kalkades främst direkt i sjöar och vattendrag men under senare år har verksamheten inriktats mot hela avrinningsområden där våtmarkskalkning fått en allt större betydelse. Fördelarna med denna kalkning ur vattenkemisk synpunkt är flera. Toxiska metaller som Fe, Mn och Al binds.

Våtmarkskalkningen ger en långtidseffekt mot surstötter vilka främst uppkommer under vårens snösmältning. En "naturlig" dosering utan teknisk apparatur har betydande fördelar.

Våtmarkskalkning har dock också negativa sidor. Kalken kan förändra vegetationens sammansättning och kalkningen är förhållandevis dyrbar då den främst utförs med helikopeter. Inte heller alla våtmarker är lämpliga för kalkning. För att det ekonomiska utbytet skall bli så stort som möjligt och de ekologiska skadorna minimeras krävs en noggrann detaljplanering.

VÅTMARKSTYPER

Vid kalkning av våtmarker är det nödvändigt att kunna identifiera olika typer eftersom de skiljer sig kraftigt åt, både ur vattenkemisk synpunkt och ur naturvårdssynpunkt. Våtmarksbegreppet omfattar all fuktig till våt mark samt vegetationstäckt vattenyta. Vid kalkning av våtmarker är det framförallt myrarna som är aktuella. En kortfattad genomgång av olika våtmarks- och myrtyper är därför viktigt att starta med.

Myrarna indelas i huvudgrupperna mosse och kärr. Mossar tillförs vatten endast från nederbörden, de är ombrotrofa. Här råder en extrem näringsbrist och pH är naturligt nere på 3-3,5. Mossar utgörs av inströmningsområden. Grovt generaliserat domineras Sveriges myrar söder om Dalälven av mossar medan kärren dominerar norr härom. Kärrmarkerna får förutom nederbördsvattnet även ta emot vatten från omgivande marker och får härigenom enbetydligt större variation i artsammansättningen och en större artantal än mossen. Kärren kan på floristisk grund delas upp i fattig- och rikkärr, en indelning som går från låga till höga pH-värden.

Mossarna är i regel mer eller mindre välvda, liknande upp och nervända tallrikar och härmed avskurna från fastmarksvattnet. I de fall välvningen är kraftig bildas en högmosse med skoglöst plan. I de östra delarna av landet är mossarna i regel bara svagt välvda och mosseplanet bevuxet med tall. De utgör då s k tallriksmossar. Kärren kan vara topogena, dvs plana, eller mer eller mindre starkt lutande, soligena. Topogena kärr har bildats av igenväxande vattensamlingar i terrängens svackor. Soligena kärr är vanliga i norra Sveriges humida trakter. Lutningen kan uppgå till 3-4 grader och i dessa fall brukar de benämnas backkärr.

Både inom mossar och kärr urskiljs efter fuktighet och torvytans bärighet: ristuvor, fastmattor, och lösbottnar. På mossens yta omväxlar ofta ristuvvegetationen med lägre liggande, blötare höljor med fastmatte- eller mjukmattevegetation. Runt mossen löper ofta en lagg som påverkas av fastmarksvatten och som därmed utgör ett kärr, ett s k laggkärr.

Kärrrens fastmattor kan antingen vara risdominerade eller gräs-/starrdominerade. De har en stor variation med ett bottenskikt av vitmossor som ofta inte är heltäckande. Brunmossor är vanliga i rikkärr. Fastmattekärren kan vara m.el.m bevuxna med träd och buskar och övergår då i skogskärr.

Mjukmattekärren är fuktigare och mjukare än fastmattorna. Starr och gräs växer glest på en matta av vitmossor. De topogena kärren utgörs ofta av mjukmattor liksom planare myrvidder. Mjukmattekärren ligger ofta lågt i terrängen. Lösbottnarkärr utmärks av sin glesa vegetation. Bottenskiktet kan t o m helt saknas. Ofta har de ett grunt vatten och nedbrytningsprodukten i de nästan helt vitmossfria ytorna är dy eller gyttja. Lösbottnarkärren är karakteristiska för de norrländska strängmyrarna, men intar även begränsade arealer i mjukmattekärrens lägsta delar där drag går fram.

Sumpkärr utgöres av regelbundet översvämmade marker längs sjöar och vattendrag. De intar i regel endast mindre arealer med högvuxna starrarter, örter samt buskar. Bottenskiktet är svagt utvecklat och nedbrytningsprodukten är dy eller gyttja. De ligger ofta på minerogent substrat och ligger i klassificeringen mellan fuktäng och kärr.

Endast sällan är myrarna utbildade som enhetliga myrtyper. Ofta blandas mosse och kärr beroende på hur vattnet söker sig fram i terrängen. Mer regelbundna blandningar av mosse- och kärrelement uppträder i s k blandmyrar vilka är vanliga i norra Sverige. Flarkar bildar tvärställda terrasser i svaga sluttningar. Mellan de horisontella flarkarna finns dämmande strängar som antingen utgörs av fastmattekärr eller rismossevegetation.

Sumpskog. Definitionen av sumpskog kan vara svår eftersom övergången mellan myr och sumpskog ofta är glidande i naturen. Skogskärren är i regel endast svagt trädbevuxna och har ett bottenskikt av vitmossor och ett substrat av torv. De räknas i skogliga sammanhang som impedimentmark. Sumpskogen är en barrskog av fuktig/våt ristyp med ett torvdjup på 30 cm. De återfinns i svackor med stillastående högt markvattenstånd eller som produktivare skog vid rörligt markvatten. Trädsiktet av gran. I lövsumpskog av björk eller klibbal.

VATTENKEMISKA EFFEKTER

Att vara väl insatt i dessa grunder i indelning av våtmarkerna är A och O vid kalkning beroende på att olika typer som vi skall se här ger olika vattenkemisk respons vid kalkning.

Vid kalkning brukar man av praktiska skäl sammanföra olika våtmarkstyper. Detta bl a för att de i terrängen ofta ligger i anslutning till varandra eller för att de ger likartade vattenkemiska effekter. De grupper som brukar urskiljas och som kommer att behandlas här:

Mossar

Fast-/mjukmattekärr

Lösbotten-/sumpkärr

Sumpskog

Bäckzonskalkning

Mossarna är som tidigare nämndes inströmningsområden med naturligt lågt pH. Kalkning av dessa marker ger låg effekt med lång utlakningstid. Effekten blir avsevärt sämre än vid kärrkalkningar.

Fast-/mjukmattekärren är genomsilningsmarker. Den vattenkemiska effekten är måttlig omedelbart efter kalkning. Sambandet mellan kalciumhalt och vattenföring är positivt, dvs halten Ca ökar vid ökad vattenföring. Kalkning av dessa marker medför en viss förmåga hos vattnet att motstå surstötter vid högvattenföring.

Långtidseffekten vid kalkning är 3-4 år innan omkalkning är nödvändig. En fastläggning av metaller som Fe, Mn och Al.

Det topogena kärret kan ha ett mer eller mindre stagnant markvatten vilket innebär att markvatten avrinner bara under högvattenföring och de vattenkemiska effekterna blir därmed låga och ojämna.

Kalkning av skogskärr medför en ojämn kalkspridning p g a trädskiktet och den vattenkemiska effekten kan förväntas vara något sämre än för det öppna kärret.

Lösbotten-/sumpkärr. Dessa sinsemellan mycket olika kärrtypen har i befintliga undersökningar, vad gäller vattenkemiska effekter, slagits ihop beroende på likartade effekter. Hydrologiskt karakteriseras de som översilnings- och översvåmningsmarker. Den vattenkemiska effekten här är initialt både kraftigare och snabbare än vid kalkning av fast-/mjukmattekärr. Effekten är dock snabbt avklingande och i vissa fall försvunnen redan efter ett år. Det finns här också ett negativt samband mellan kalkning och vattenföring vilket innebär att kalciumhalten sjunker med ökad avrinning. Kalkning av dessa marker kan i vissa fall vara motiverad ur vattenkemisk synpunkt då nedströms belägen sjö skall åtgärdas. Kalkning bör dock ske med korta tidsintervall.

Sumpskogen definieras som skogsmark även om skogsmarken tidvis är översvåmnad och därmed ger upphov till en anaerob miljö och därmed skogstörv. Ur kalkningssynpunkt bör den jämföras med skogsmark då kalciumutlakningen är låg under lång tid.

Bäckzonskalkning är en annan metod som används på vissa platser. Kalkningen sker då längs smala stråk i bäckzonen omfattande ett flertal olika naturtyper som sumpskog, skogskärr, sumpkärr, kärr- och mossemarker. Effekterna av en dylik kalkning är helt beroende på inbördes proportioner mellan marktyperna. Sammanfattningsvis kan sägas att ju mer kärrmark som finns i anslutning till bäckfåran desto bättre effekt.

EKOLOGISKA EFFEKTER

Vad gäller de ekologiska effekterna av kalkning på våtmark har endast förändringar i vegetationen studerats. Studierna sträcker sig som längst ca 6 år tillbaka i tiden, dvs endast en korttidseffekt har kunnat observeras (Inom Fulufjällsområdet har effekterna studerats under en 10 årsperiod. Effekterna här behandlas på annan plats i denna rapport). Vad som händer under lång tid, dvs 20-30 år eller mer är det svårt att säga något bestämt om. Skador vid kalkning uppstår främst i bottenskiktets vitmossmatta, men även andra förändringar har kunnat observeras.

Mossen. Dessa marker med ett naturligt lågt pH får svåra skador i bottenskiktets vitmossmatta vid kalkning. Ofta finns även lavar på mosseytan vilka likaså slås ut. Mossevegetationen utgör dessutom ofta öar och strängar inom myren och vad långtidseffekten här blir då vitmossorna slås ut är svårt att säga något bestämt om. Troligen är dock att en radikal förändring på sikt inträder i dessa myrtyper.

Studier i Lofsdalenområdet i Härjedalen visar att mossens bruna Sphagnum fuscumunderlag ofta helt slås ut och ersätts av myrbjörnmossa och räffel-mossa. I vissa lägen även väggmossa. Antydning till kollaps av mosseöar på kärplanet finns också. Dessa effekter har uppkommit efter dels en kalkning med 2,3 ton/ha 1984 och omkalkning 1989 med 5 ton/ha.

Fast-/mjukmattekärr. Vitmossor och levermossor utgör basen i dessa myrmarker. Vid kalkning blir skadorna ofta svåra. Skadorna har dock en viss variation vad gäller olika arter, myrtyper, väder vid spridningstillfälle etc. Mjukmattekärr med stillastående vatten påverkas sålunda kraftigare än lutande fastmattekärr.

Myrkantsamhällen påverkas i mindre utsträckning än myrvidderna. Vissa arter är känsligare än andra. Brunmossor som myrbjörnmossa, räffelmossa och vattenkrokmossa ökar sin utbredning. Fältskiktets starr synes gynnas av kalkning vilket kan vara en sekundär gödslingseffekt då vitmossorna dör.

I Lofsdalenområdet visar kalkning av kärmarkerna en kraftig utslagning av vitmossorna. Utslagningen accentuerades efter omkalkning 1989 med 5 ton/ha då bottenskiktets vitmossor till stor del slogs ut och invasionen av brunmossor ökade. Den s k issjökalkningen i samma område med 10 ton/ha ger samma effekter på bottenskiktets sammansättning. Sammanfattningsvis blir skadorna på fast- och mjukmattekärren allvarliga och på lång sikt kan en förändring av hela myrtypen inträda.

Lösbotten och sumpkärr. Dessa våtmarkstyper saknar i stor utsträckning bottenskikt av vitmossor. I de fall sumpkärren har bottenskikt av vitmossor synes effekten vid kalkning bli att dessa i viss utsträckning överlever vilket kan bero på ojämna kalkspridning i dessa ofta tuviga marker. Upprepad kalkning, som det ju ofta blir fråga om, kan dock på sikt slå ut hela bottenskiktet av vitmossor.

Vad gäller lösbottenkärret så uppträder de största arealerna norr om Dalälven i intrikat uppbyggda strängmyrar där strängarnas vegetation påverkas av kalken. Härmed kan på sikt hela myrtypen och hydrologin förändras. Några närmare undersökningar från dessa myrtyper föreligger inte idag. Samma resonemang gäller blandmyrar.

Sumpskog. Några synliga skador på sumpskogens bottenskikt efter kalkning har ej kunnat konstateras. De typiska skogsvitmossorna Sphagnum phallax och S. centrale visade inga skador.

Skador inom angränsande fastmark och på myrholmar. Iakttagelser av kalkningseffekter på till myren angränsande fastmark inom Lofsdalenområdet visar att

effekterna på bottenskiktet även här blir allvarliga. Lavar på Tallhed, främst olika arter av *Cladonia*, slås ut totalt liksom lavar på levande träd, torrakor och lågor. Detta gäller såväl hänglavar som bladlavar. Flyttblock på och vid myrarna, som normalt är gråbruna av olika skorplavar, lyser röda av underliggande bergart då skorplavarna närmast frätits bort. Dessa effekter har uppkommit vid helikopteralkning med 5 ton/ha och inom Issjöområdet med 10 ton/ha.

Sammanfattningsvis är skadorna på bottenskiktets vitmossor och levermossor på myrarna mycket allvarliga och då detta substrat för högre växter slås ut kan en ekologisk förändring bland kärlväxterna på sikt förutsättas. 30-40 cm ner i torven är förhållandena m.el.m syrefria. Då tillväxten helt avtar genom kalkning kvarstår endast nedbrytande processer i torvpacken. På sikt skulle då våtmarken sjunka ihop och myrmarker återgå till öppna vattenytor. Torrare myrar kan på sikt övergå till att få en ökad produktion av högre vegetation och därmed tilltagande igenväxning.

PLANERING AV VÅTMARKSKALKNING

För att erhålla en optimal ekonomisk effekt och en minimal ekologisk vid våtmarkskalkning krävs en mycket noggrann planering. De våtmarkstyper som i första hand är lämpliga för kalkning är fast- och mjukmattekärren. I vissa sammanhang kan även sumpkärr och lösbottenkärr komma ifråga. Olämpliga är mossar och sumpskog.

På grund av de skador som uppstår måste naturvårdshänsyn visas vid all kalkning av våtmark. Idag kan vi endast se de m.el.m kortsiktiga följderna, men troligen är långtidseffekterna inom vissa myrtyper mycket allvarliga. De våtmarkstyper som är olämpliga att kalka ur vattenkemisk synpunkt bör i alla lägen undvikas. Detta gäller i första hand mossevegetation. Här är ju inte bara de ekologiska konsekvenserna negativa utan även de ekonomiska.

Vilket material finns då idag att tillgå för att göra denna planering?

Naturvårdsverket genomför f n en våtmarksinventering över hela landet. Härvid inventeras samtliga våtmarker ner till 10 ha i södra Sverige, ner till 50 ha i norra. De länsvisa inventeringarna resulterar i en naturvärdesklassning från 1-4 där klass 1 är de mest skyddsvärda omfattande ca 10 % av totalantalet. Klass 4 omfattar våtmarker med låga skyddsvärden. Dessa utgöres ofta av dikade eller på annat sätt påverkade marker, marker som ur kalkningssynpunkt ofta är olämpliga. De mest skyddsvärda våtmarkerna skall undantas från kalkningar och kvar finns då våtmarker tillhörande klass 3 och i viss utsträckning klass 2.

Vid detaljplanering av våtmarkskalkning räcker dock ofta inte det befintliga materialet till, bl a genom att det fortfarande dröjer ett antal år innan naturvårdsverkets projekt är genomfört. För att då snabbt och med ett minimum av kostnadskrävande fältarbete kunna föra en kalkningsplanering bör de infraröda flygbilder som finns över landet utnyttjas. Dessa flygbilder, liksom goda tolkningsinstrument, finns tillgängliga på de flesta av landets länsstyrelser. De myrtyper som presenterades i början av mitt anförande går oftast att tolka i dessa bilder och även en naturvärdesbedömning är i regel möjlig att göra. För detta arbete krävs dock en erfaren kartör.

Referenser

Aronson, J-A. 1990. Våtmarkskalkning - förändringar på miljö och vegetation. SNV Rapport 3827.

Abrahamsson, I. 1989. Våtmarkskalkning - vattenkemiska effekter. Terra Limno Gruppen AB, Mölnlycke. (MIMEO)

VEGETATIONSFÖRÄNDRINGAR INOM KALKADE
OMRÅDEN PÅ FULUFJÄLLET

FRITZ ERIKSSON

ÖRSUNDSBRO

GÄVLE 14 JUNI 1990

Fritz Eriksson
 Eningbölevägen 4 A
 190 63 ÖRSUNDSBRO

VEGETATIONSFÖRÄNDRINGAR INOM KALKADE OMRÅDEN PÅ FULUFJÄLLET

På hösten 1977 kalkades ett ca 50 ha stort område i St Rösjöns tillrinningsområde. Den totala givan var 4 ton/ha. Området domineras av våtmarker men här finns även gräshedar och lavhedar. Våtmarkerna utgörs huvudsakligen av mjukmattekärr och ristuvvegetation. Mjukmattekärren var 1977 av starr-vitmosstyp där flaskstarr, rundstarr, dystarr och ängsull dominerade fältskiktet, medan det heltäckande bottenskiktet oftast dominerades av björnvitmossa. Ristuvvegetationens fältskikt utgjordes huvudsakligen av kråkbär, tuvull, dvärgbjörk, odon och hjortron, medan bottenskiktet dominerades av rostvitmossa och brokvitmossa.

Vegetationsförändringarna studerades i fasta provytor vilka karterades och fotograferades en gång före (1977) och fem gånger efter kalkningen (1978, -79, -80, och -88).

Mjukmattekärr 1978 Vitmossorna slogs ut på större delen av kalkningsområdet.

1981 Vitmossorna hade återhämtat sig på områden med god vattenomsättning. Samtidigt ökade andra mossor på bekostnad av vitmossorna.

1988 Bottenskiktet var fortfarande allvarligt skadat eller saknades helt på områden med stagnant vatten. På vissa områden var bottenskiktet sämre utvecklat än 1981. En del fältskiktsarter hade dessutom minskat.

Ristuvvegetation 1978 Vitmossorna minskade men inte i samma utsträckning som i mjukmattekärren. Renlavarna slogs ut.

1981 Vitmossorna ökade på de områden där de fanns kvar 1978. Där vitmossorna slogs ut hade de ersatts av myrbjörnmossa.

1988 Bottenskiktet var i stort sett detsamma som 1981. I fältskiktet hade kråkbär vanligen ökat.

Lavhedar 1978 - 1988. Renlavarna hade försvunnit i hela området. Vanliga arter som snölav och islandslav, vilka klarade en direkt kalkpåverkan, har minskat under de senaste åren. Bortsett från en viss etablering av små "runderatmossor" har inga nya arter tillkommit i bottenskiktet. I fältskiktet har kråkbär och dvärgbjörk ökat något under de senaste åren. Lavvegetationen på block och hållar har allvarligt skadats eller helt slagits ut.

EFFEKTER AV KALKNING OCH FISKINPLANTERING PÅ VÄXTPLANKTON

STEFAN LARSSON

LÄNSSTYRELSEN I GÖTEBORGS OCH BOHUS LÄN

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

GÅRDSJÖPROJEKTET

EFFEKTER AV KALKNING OCH FISKINPLANTERING PÅ VÄXTPLANKTON

BAKGRUND -FAS I - SJÖN SUR

Sjön Gårdsjön belägen 50 km norr om Göteborg i Svartedalens fritidsområde blev under 60- och 70-talet kraftigt försurad. Sjöns pH-värde var under slutet av 70-talet ca 4.7 och sjön var då helt fisktom. Vattnet var mycket klart på grund av det låga färgtalet och den oftast ringa mängden växtplankton. Siktdjupet låg kring 10 m, ett av många försurningstecken. Fosforhalten var låg och gamla data tydde också på att halten succesivt hade minskat i sjön under försurningsförloppet. Växtplankton är mycket känsliga för försurningsprocessen. Således var antalet arter i Gårdsjön mycket lågt, i medeltal endast 5-10 per provtillfälle. En normal d.v.s icke-försurad sjö av denna typ skulle annars åtminstone ha mellan 25 och 50 arter. Vissa försurningstoleranta arter fanns dock kvar i Gårdsjön och deras sammanlagda biomassa kunde ibland vara hög, delvis beroende på att de är relativt stora. Pansarflagellaterna *Peridinium* och *Gymnodinium* var ofta dominerande under sommaren. Under vår och höst kunde dock guldalger av släktet *Dinobryon* vara vanliga. Dessa arter har dock en låg jämförelsevis produktivitet. Sammanfattningsvis uppvisade växtplanktonfloran i Gårdsjön i slutet av 70-talet och i början av 80-talet (innan sjön kalkades) en artfattig och lågproduktiv sammansättning. En av frågeställningarna i Gårdsjöprojektet var om man kunde restaurera det pelagiala ekosystemet, varav växtplankton utgör en basal del.

EXPERIMENTÅTGÄRDER

I april 1982 började fullskaleexperimenten i Gårdsjön sättas in. Den första åtgärden var att kalka sjön till ett pH runt ca 7. Alkaliniteten har därefter hela tiden hållits över 0.1 mekv/l genom ett antal underhållskalkningar som höll återförsurningen stängden (-85, -86 och -89).

Först i oktober 1985 sattes därefter ett bestånd av 1+ laxöringar ut, fiskar i storlek 15-20 cm.

De långsiktiga effekterna av sjökalkning och fiskåterinplantering som restaureringåtgärd i Gårdsjösystemet har därefter följts i ett intensivt program som för växtplanktons del omfattar såväl art-, biomasse- och primärproduktionsförhållanden under de olika faserna.

Ett av målen med denna försöksuppläggning var att kunna separera de kemiska effekterna av sjökalkningen i sig från de rent biologiska av fiskåterintroduktionen. Senare tids forskning har nämligen visat att fisken är en viktig styr-faktor i sjöekosystemet. Således har storleksfördelningen av fiskbeståndet en avgörande betydelse för näringsväven genom indirekta "kaskadeffekter" som påverkar organismsammansättningen.

RESULTAT.

1982-1985 EXPERIMENTFAS II - SJÖN KALKAD MEN FISKLÖS

Den omedelbara effekten av första kalkningen i april -82 var att växtplankton den första månaden minskade kraftigt i biomassa. Denna "chockeffekt" har setts i många andra undersökningar. Redan efter ett par månader syntes dock en återhämtning av växtplanktonsamhället. Av de arter som noterades var många nya arter som ej observerats tidigare, bl.a. flera

grönalgs-, t.ex. *Monoraphidium* och kiselalgsarter bl.a. **Synedra**. Under hösten -82 noterades i medeltal 20-30 arter per prov. Kalkningen verkade alltså ha gett en klart positiv effekt på artrikedomen - mot ett mer "naturligt" samhälle. Under de följande åren 83 och 84 ökade artantalet ytterligare till i medeltal 30-40 arter. Kalkningen verkade alltså ha gett avsedd effekt m.a.p. att restaurera biologin, åtminstone vad gäller växtplankton.

Under 1985 bröts dock denna trend i och med att en liten okalg, *Cosmocladium perissum* (en form av grönalger) dök upp i sjön. Denna art massutvecklade sig till en mycket hög indriktadom (ca 100 000 celler/ml!) och denna algblomning bestod under större delen av året. Att en alg av denna typ uppträder i blomning och dessutom en så lång tid är mycket ovanligt men har noterats i några andra sjöar. Orsakerna till detta uppträdande är ej klarlagt men både kemiska eller biologiska faktorer (minskad betning alternativt dålig betbarhet) kan ligga bakom. Att biologiska faktorer kan ha spelat en avgörande roll indikeras av att mängden zooplankton i samband med algens uppträdande var mycket lågt. Eftersom detta "steady state monster" gjorde att den kalkade Gårdsjön uppvisade en delvis eutrof, d.v.s. övergödd karaktär kan man se denna effekt som "negativ".

Den totala växtplanktonbiomassan ökade betydligt fram till 1985, och kulminerade under slutet av -85 *Cosmocladium*-blomningen då över 7 mg w.w./l uppnåddes. En stor skillnad mot när sjön var sur var att algerna efter kalkningen hade betydligt mindre medelstorlek. Detta innebär att turnover rate d.v.s. omsättningshastigheten i algsamhället troligen hade höjts av kalkningen.

Även primärproduktionen d.v.s. algernas totala fotosyntes ökade under åren 82-85 från runt 10gC/m²*år när sjön var sur till mellan 15 och 35 gC/m²*år. Den kraftiga algutvecklingen i pelagialen gjorde i sin tur att den bentiska produktionen minskade p.g.a. skugggeffekt.

1986-1989 EXPERIMENTFAS III - SJÖN KALKAD OCH MED FISK

I samband med att fisken sattes in hösten 1985 skedde ytterligare förändringar av växtplanktonsamhället. Å ena sidan fortsatte växtplanktonsamhället att vara mer divers (rik) än när sjön var sur. Artrikedomen var dock något lägre än -83 och -84. Betningstoleranta arter utgjorde ett viktigare inslag än under fas 2. Denna utveckling skedde samtidigt som mängden stora zooplankton, d.v.s. betarna av alger ökade markant i Gårdsjön.

I andra avseenden återgick dock Gårdsjön till att likna förhållandena när den var sur, trots att den underhållskalkades för att hålla uppe pH. Så var t.ex. växtplanktonbiomassan (liksom klorofyll- och siktdjupsvärden) i nivå med när sjön var sur. Även den årliga primärproduktionen minskade till att vara runt ca 10 gC/m²*år, d.v.s. mycket låg produktion. En viktig skillnad var dock att den specifika produktionen var klart högre än tidigare. Detta mått visar att den enskilda algcellens produktivitet är högre (mer kol produceras per gram algbiomassa).

DISKUSSION

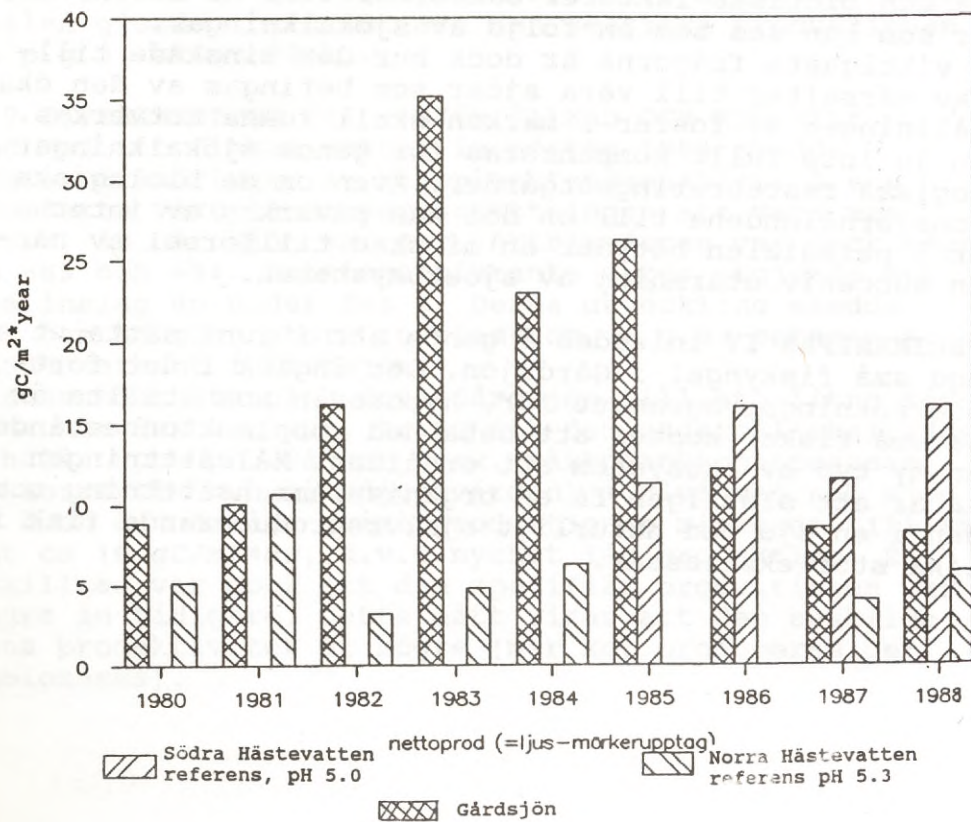
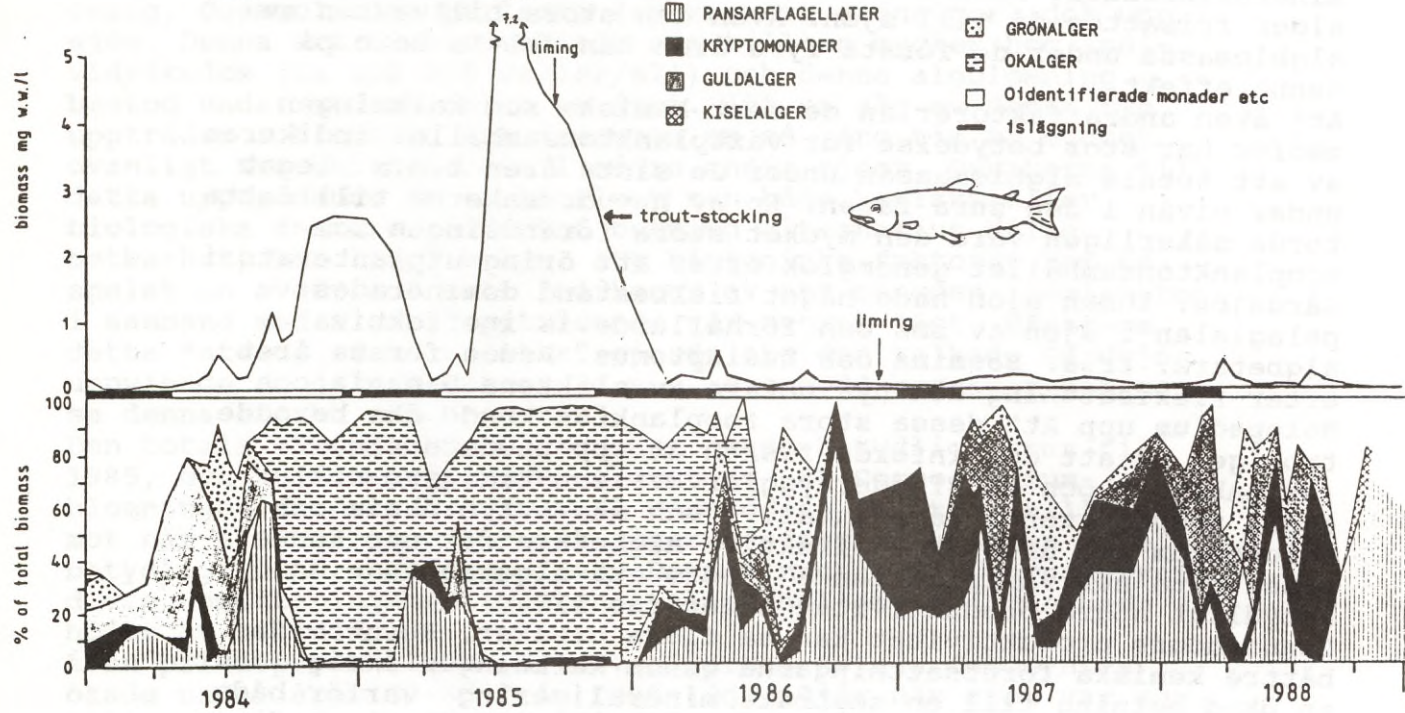
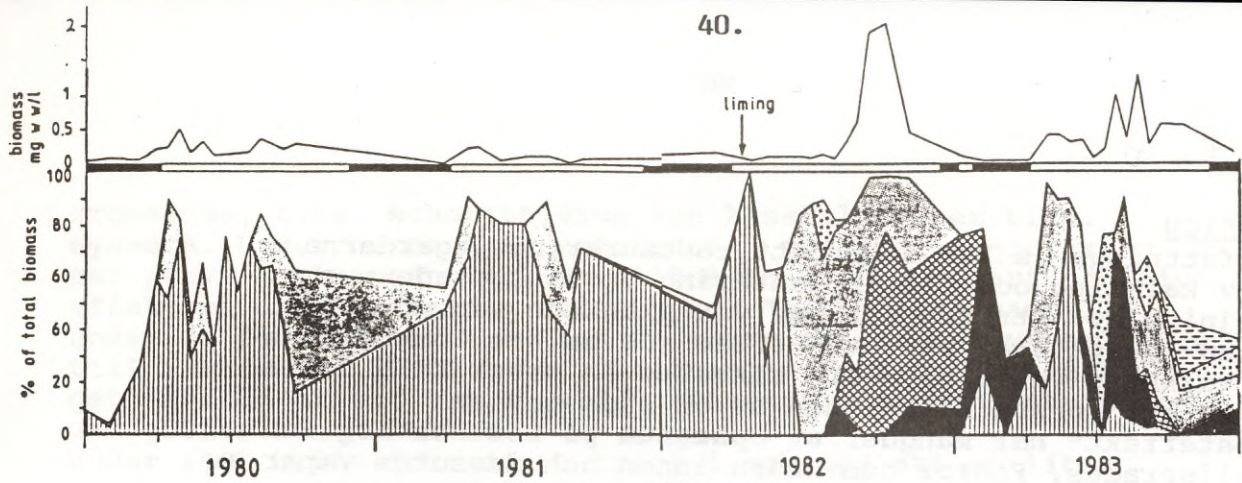
Sammanfattningsvis kan sägas att restaureringsåtgärderna i form av kalkning och fisikinplantering varit lyckade m.a.p. den höjning av artrikedomen hos växtplankton som uppnåtts. Dock kan konstateras att det verkar som om tre första åren efter kalkning varit de allra rikaste. En orsak till detta kan vara att första kalkningen av en sjön gav en "komposteffekt" när mängder av **Sphagnum** på botten dog och mineraliserades. Fosfor och andra ämnen och dessutom ympar av alger frisattes då till sjön. Även den stora tillväxten av algbiomassa under de första fyra åren kan delvis bero på denna effekt.

Att även andra faktorer än de rent kemiska som kalkningen medför har stor betydelse för växtplanktonsamhället indikeras av att totala algbiomassan under de sista åren t.o.m. legat under nivån i den sura fasen. En av huvudorsakerna till detta torde säkerligen vara den mycket stora förändringen som zooplanktonsamhället genomgick efter att öring utplanterats i Gårdsjön. Innan sjön hade något fiskbestånd dominerades pelagialen i sjön av små och förhållandevis ineffektiva algbetare. fr.a. **Bosmina** och **Eudiaptomus**. Redan första året efter fiskisättning dök nya betare av släktena **Daphnia** och **Holopedium** upp. Att dessa stora zooplankton kunde öka berodde troligen på att den införda fisken åt upp predatorerna (skinnbaggar och tofsfjädermygglarver) som tidigare höll stora zooplankton i låga antal. I och med att **Daphnia** och **Holopedium** som är mycket effektiva algbetare dök upp kunde dessa beta ner växtplankton - trots att algerna hade en betydligt högre produktivitet under fas III.

Denna högre produktivitet kan ha flera orsaker. Förutom de bättre kemiska förutsättningarna genom kalkningen i sig leder en ökad betning till en snabbare mineralisering varför både abiotiska och biotiska faktorer samverkar till de stora förändringar som kan ses som en följd av sjökalkningar.

En av de viktigaste frågorna är dock hur den minskade tillförseln av närsalter till våra sjöar som betingas av den ökade fasthållningen av fosfor i marken skall kunna motverkas. Denna kan ju inte fullt kompenseras för genom sjökalkningar och biologiska restaureringsåtgärder. Även om de biologiska produktionsförhållandena till en del kan påverkas av interna processer i pelagialen betyder en minskad tillförsel av närsalter en succesiv utarmning av sjöekosystemen.

1990 **EXPERIMENTFAS IV** inleddes i genom att i juni sätta ut en stor mängd små fiskyngel i Gårdsjön. Det ingick i det fortsatta undersökningsprogrammet för. Hypotesen som ställts är att dessa små fiskar kommer att beta ned zooplanktonbeståndet så att en ny typ av ekosystem att erhållas. Målsättningen med detta är att slutligen få en organismsammansättning som liknar den i en sjö med naturligt självreproducerande fisk i många olika storleksklasser.



Gårdsjön. Integrerad areell pelagisk primärproduktion

BETYDELSEN AV KALKNING OCH FISKINTRODUKTION
FÖR UTVECKLINGEN AV ZOOPLANKTON
I DEN FÖRSURADE GÅRDSJÖN

JAN A E STENSSON

GÖTEBORGS UNIVERSITET

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

Jan A.E. Stenson
 Zoologiska institutionen
 Zooekologiska avdelningen
 Göteborgs Universitet
 Box 25059
 400 31 GÖTEBORG

BETYDELSEN AV KALKNING OCH FISKINTRODUKTION FÖR UTVECKLINGEN AV ZOOPLANKTON I DEN FÖRSURADE GÅRDSJÖN

Den försurade och kalkade klarvattenssjön Gårdsjön har varit föremål för intensiva studier alltsedan 1979. Ett huvudsyfte har varit att kartlägga effekter av kalkning på sjöns biologiska liv.

Under den sura fasen karaktäriserades zooplanktonsamhället i Gårdsjön av en låg artdiversitet och en låg biomassa, egenskaper som kännetecknar de flesta försurade sjöar. Dominerande rotatorier var Polyarthra remata och Ascomopha ecaudis. Dominerande kräftdjursplankton var Eudiaptomus gracilis och Bosmina coregoni. Den biologiska strukturen är sannolikt reglerad av flera evertebrata predatorer.

Kalkningen i april 1982 ändrade flera icke biologiska egenskaper hos vattnet. Exempelvis ökade alkaliniteten, ledningsförmågan och pH medan siktdjupet minskade (Tabell 1).

Kalkningen resulterade således i en klar förbättring av livsbedingungen för sjöns organismer. Pelagiska alger (fytoplankton) svarade med en signifikant ökning av artantal, biomassa och en reduktion av cellstorleken (Tabell 2).

Utvecklingen inom fytoplanktonsamhället var gynnsam för små storleksklasser av filtrerande zooplankton, i synnerhet rotatorier som visade en ökning av artantal samt biomassa (Figur 1). Det totala antalet arter påträffade innan kalkningen var 21 och efter 33.

Ökningen i abundans av små zooplankton på våren, innebar förbättrade födoförhållanden för de första utvecklingsstadierna av planktonmyggan Chaoborus vars överlevnad därmed förbättrades (Tabell 3). Akvatiska skinnbaggar spec. buksimmare, som liksom Chaoborus lever på zooplankton, visade också en signifikant ökning.

Den 6-7 gånger större populationen av Chaoborus-larver bidrog på ett signifikant sätt till en förändring av strukturen inom kräftdjursdelen av zooplanktonsamhället. Mötesfrekvensen mellan rovdjur och bytesdjur är korrelerad till simhastigheterna hos rovdjur och bytesdjur. Då Chaoborus-larverna är "bakhållspredatorer" dvs ligger stilla i vattnet kommer de snabbast simmande bytesdjuren att löpa störst risk att möta rovdjuret. Bosmina coregoni den snabbast simmande drabbades hårdast och populationstätheten reducerades. Detta ledde till en konkurrensfrigörelse av andra zooplankton som t ex Bosmina longirostris och Diaphanosoma brachyurum vilka svarade med en ökning (Figur 2-4).

Den större populationen av buksimmaren Glaenocorisa propingua kunde sannolikt hålla nere populationerna av större hinnkräftor, som därför förblev sällsynt.

Introduktionen av fisk (ej reproducerande öring) i oktober 1985, innebar att zooplankton i stort sett befriades från predation. Den introducerade fisken betade nästan uteslutande på de större pelagiska evertebraterna i början, varefter de började ta bottenlevande bytesdjur. Chaoborus reducerades signifikant och pelagiska buksimmare utrotades helt på kort tid.

Genom att zooplankton i praktiken nu befriades från trycket från rovdjur kunde förändringar ske. Biomassan av rotatorier ökade (Figur 5), Bosmina coregoni ökade (Figur 6) och större zooplankton som Daphnia longispina och Holopedium gibberum började uppträda i proverna året efter fiskintroduktionen. Dessa två arter har sedan blivit vanliga och dominerar nu zooplanktonsamhället.

SAMMANFATTNING

Kalkningen visade sig vara en framgångsrik metod för att förbättra de abiotiska förhållandena för sjöns biologiska liv. Känsliga organismer eller känsliga utvecklingsstadier fick förbättrad överlevnad. Vidare ledde de förbättrade abiotiska förhållandena till en högre fytoplanktonproduktion, vilket i sin tur gynnade de pelagiala betarna.

Utvecklingen av pelagiala zooplankton under den första fasen efter kalkningen reglerades på ett signifikant sätt av evertebrata predatorer. Efter introduktionen av den i huvudsak bottenfaunaätande fiskpopulationen, minskade predationens betydelse för utvecklingen av zooplankton medan konkurrensrelationer ökade i betydelse.

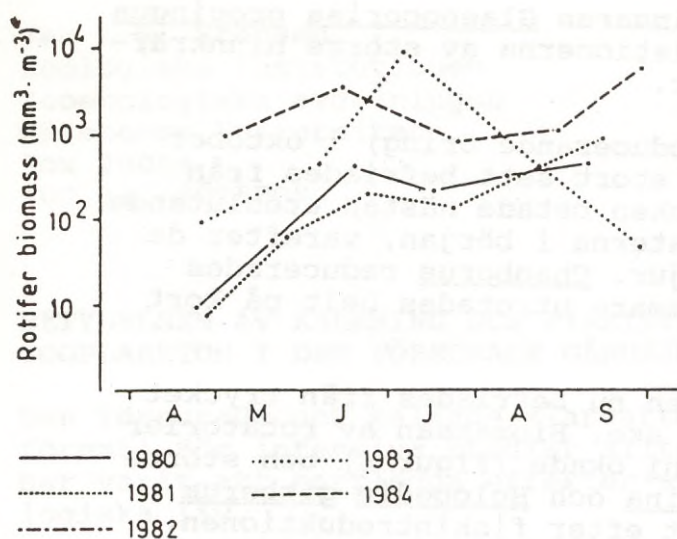


Fig. 1. Rotifer biomass expressed as $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$. The data represent the situation two years before the treatment (1980–81), and two years after (1983–84), the treatment of Lake Gårdsjön. The y-axis is logarithmic.

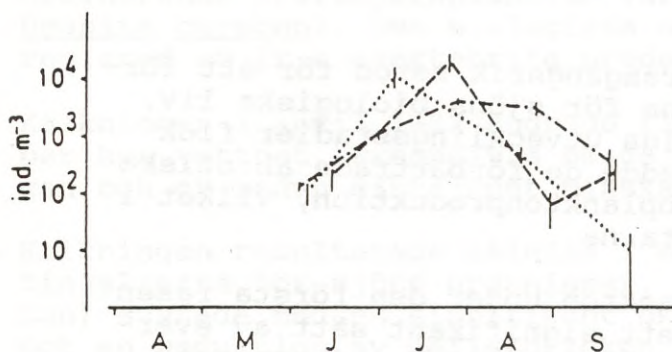


Fig. 3. Temporal development of *Diaphanosoma brachyurum* in Lake Gårdsjön in the years 1982–1984. The species was present only in a few specimens before the treatment. The vertical bars denote 95% confidence intervals. Note the logarithmic scale on the y-axis.

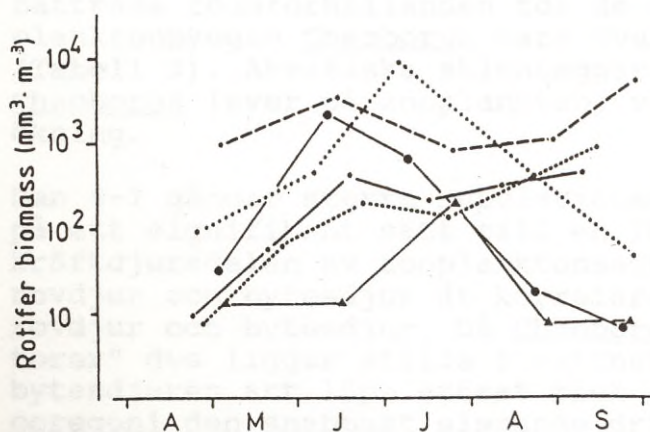


Fig. 5. Rotifer biomass, as in Fig. 2., with the addition of data for the first year after fish introduction (1986) and the second year after the introduction (1987), when zooplankton was dominated by large cladocerans.

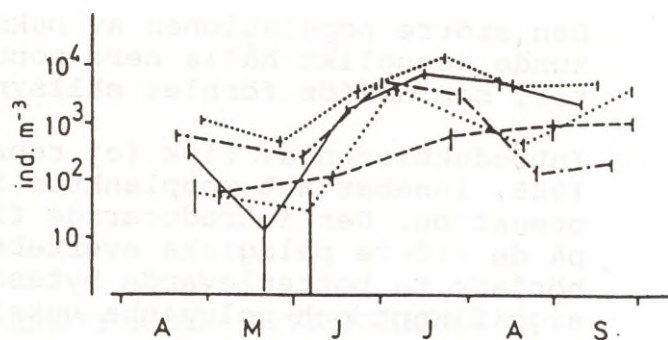


Fig. 2. Temporal development of *Bosmina coregoni* in Lake Gårdsjön in the years 1980–1984. The vertical bars denote 95% confidence intervals. Note the logarithmic scale on the y-axis.

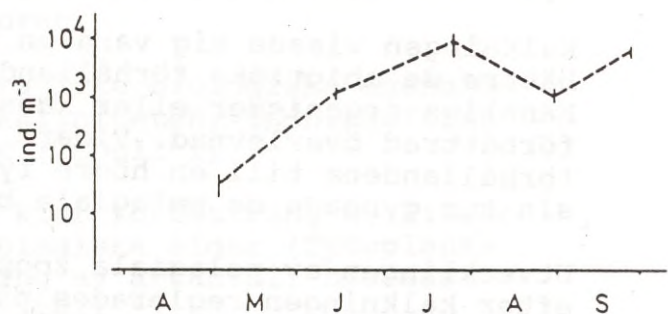


Fig. 4. Temporal development of *Bosmina longirostris* in Lake Gårdsjön in 1984. The species first occurred in late samples in 1983. The vertical bars denote 95% confidence intervals. Note the logarithmic scale on the y-axis.

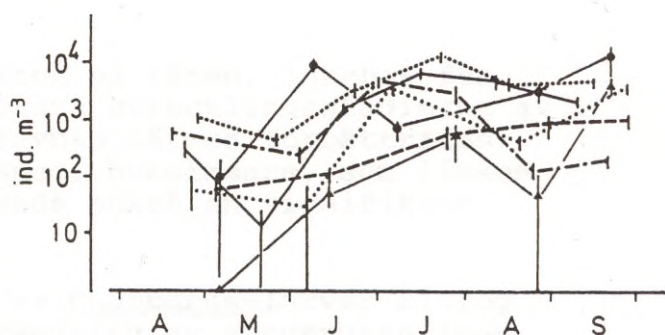


Fig. 6. Temporal development of *Bosmina coregoni*, as in Fig. 2., with the addition of data for the first year after fish introduction (1986), and the second year after the introduction (1987), when zooplankton was dominated by large cladocerans.

..... 1981
 - - - - 1982
 1983
 - - - - 1984
 ●●●● 1986
 ▲▲▲▲ 1987

Table 1. Environmental conditions in Lake Gårdsjön before and after the experimental lime treatment. The figures represent minimum and maximum values from 17–20 different samples each year.

	Before liming 1980–1981	After liming 1982–1983
pH	4.5– 4.8	7.0 – 7.9
Alkalinity (meq l ⁻¹)	0	0.20– 0.54
Conductivity (mS m ⁻¹)	5.7– 7.2	7.5 – 10.5
Transparency (m)	6.5– 13.0	2.4 – 7.9
Total P (µg l ⁻¹)	1 – 12	3 – 9
Total N (µg l ⁻¹)	221 –648	229 –540
Calcium (mg l ⁻¹)	1.2– 2.4	7.3 – 13.7
Aluminium (mg l ⁻¹)	0.1– 0.5	0 – 0.5
Chlorophyll <i>a</i> (µg·l ⁻¹)	0 – 2.8	0.6 – 6.2

Table 2. Percentage composition of limnetic phytoplankton of different size classes and biomass expressed as mm³ l⁻¹ in Lake Gårdsjön. The table shows the situation for four months during the vegetation period the year before and two years after the experimental measure.

	1981				
	Size classes µm				Biomass mm ³ l ⁻¹
	3–5	5–10	10–20	20–30	
May	27.3	4.9	29.3	38.4	0.263
June	12.6	0	41.4	46.0	0.087
August	3.4	35.8	8.3	52.4	0.145
Sept.–Oct.	24.7	0	31.2	44.0	0.102

	1983				Biomass mm ³ l ⁻¹	1984				Biomass mm ³ l ⁻¹
	Size classes µm					Size classes µm				
	3–5	5–10	10–20	20–30		3–5	5–10	10–20	20–30	
May	8.3	47.9	14.6	29.2	0.411	20.4	73.7	3.4	2.5	0.118
June	54.9	35.2	9.9	0	0.071	23.9	74.8	1.3	0	0.234
August	37.6	55.9	4.6	1.8	1.069	16.0	34.7	29.6	20.7	0.213
Sept.–Oct.	40.5	55.9	3.5	0	0.538	11.1	74.0	4.4	10.4	0.851

Table 3. Mean number of *Chaoborus flavicans* per m² and *C. obscuripes* per m³ based on October–November samples before and after the lime treatment of Lake Gårdsjön. Wilcoxon matched-pair signed-ranks were used to calculate p-values.

	Before liming		After liming		p
	\bar{X}	SE	\bar{X}	SE	
<i>Chaoborus flavicans</i> m ⁻²	147.9	50.3	855.8	297.8	<0.05
<i>Chaoborus obscuripes</i> m ⁻³	5.5	2.3	32.8	12.3	<0.05

KALKNINGSEFFEKTER PÅ DJURPLANKTON

CHRISTINA EKSTRÖM

STATENS NATURVÅRDSVERK

GÄVLE 14 JUNI 1990

KALKNINGSEFFEKTER PÅ DJURPLANKTON

I klara sura sjöar är djurplanktonsamhället kraftigt utarmat. Antalet förekommande djurplanktonarter i varje enskild sjö är lågt. Vissa arter saknas helt eller förekommer endast i ringa omfattning. Ofta dominerar en eller ett par arter tex *Bosmina* eller *Eudiaptomus*. Ser man på ett större antal sura sjöar blir artvariationen något större.

Fattigdomen beror troligen ej direkt på det låga pH- värdet utan på höga metallhalter som är toxiska bla aluminium. En annan bidragande orsak torde vara bristande tillgång på näring. De flesta djurplanktonarterna är filtrerare dvs de äter alger, detritus, humuspartiklar och bakterier. I klara sura sjöar är partikelförekomsten låg. Detta medför att födotillgången är mycket begränsad för djurplankton.

I bruna sura vatten är artantalet ofta något högre. Där förekommer arter som i de klara sjöarna uppträder först efter kalkning.

I samband med kalkning stiger ofta fosforhalterna, i varje fall i klara sjöar med lång omsättningstid, och som följd därav ökar växtplanktonproduktionen. Antalet förekommande växtplanktonarter mångdubblas. Siktdjupet sjunker på grund av den ökade partikelhalten i vattnet. Livsförutsättningarna förändras radikalt för djurplankton. Tillgången på föda ökar påtagligt genom den ökade växtplanktonproduktionen samt ökningen i bakterie och detritusproduktion. Födopartiklarna kommer att omfatta ett större antal storleksfraktioner, särskilt i området $< 5 \mu\text{m}$ där plankton, bakterier och detritus, praktiskt taget saknats före kalkning. Den epilimniska primärproduktionen ökar markant, och därav följer också en ökning av djurplanktonproduktionen.

Många av de i oligotrofa vatten med normalt pH förekommande arterna av rotatorier påträffas även i sura sjöar. Men frekvensen är låg och ofta påträffas bara en eller ett par olika arter samtidigt, men olika arter kan förekomma vid olika tidpunkt under året. Särskilt vanlig är arten *Polyarthra remata*. *Keratella cochlearis* och *Kellicottia longispina* kan också påträffas i sura sjöar, men är vanligare i de humösa än i de klara.

Antalet rotatoriearter ökar successivt efter kalkningen under en följd av år. Arter som under den sura tiden endast förekom i enstaka exemplar ökar i produktion som tex *Synchaeta*, *Keratella cochlearis* och *Asplanchna priodonta*. Den senare som är rovlevande gynnas av den ökade rotatorietillgången. För klara vatten helt nya arter tillkommer också som *Gastropus stylifer*, *Ploesoma hudsoni* och *P.truncata*.

Hinnkräftor eller cladocerer uppträder sparsamt i sura vatten. Den vanligaste arten är *Bosmina longispina* som finns i praktisk taget alla vatten. *Holopedium gibberum* och *Bythotrephes longimanus* är också vanliga i klara sura sjöar.

Efter kalkning ökar antalet former. Det mest påtagliga är uppträandet av daphnier. Dessa saknas i princip i sjöar med pH < 5,5- 6,0, men enstaka fynd har gjorts i sura humösa vatten, vilket kan bero på att humusen binder giftiga aluminiumjoner. Fysiologiska störningar kan också vara en tänkbar orsak till avsaknad av daphnier. En väsentlig faktor som styr närvaron av daphnier är tillgången på föda, där bakterier och detritus är viktiga komponenter.

Också andra arter av hinnkräftor tex Diaphanosoma och Ceriodaphnia som i sura vatten för en mer eller mindre undanskymd tillvaro ökar sin produktion kraftigt. Den sistnämnda arten är i humösa vatten tämligen vanlig. En del arter kan ha en viss tillbakagång efter kalkning som tex Holopedium gibberum och Bythotrephes longimanus, troligen beroende på att båda är begärliga som fiskföda.

Bland copepoder eller hoppkräftor är Eudiaptomus gracilis vanligast i sura sjöar. Antalet arter uppvisar ingen ökning efter kalkning, delvis beroende på att Cyclopsarterna ej bestämts i SNV:s material, men de uppträder i mycket större mängd i kalkade sjöar, medan Eudiaptomus som i sura vatten kan stå för stor del av biomassan minskar något.

Djurplanktonproduktionen uppvisar ofta markanta samband med primärproduktionens växlingar. Det är lätt att dra slutsatsen att växtplankton är djurplanktons huvudsakliga föda. Primärproduktionen samvarierar emellertid med förekomsten av andra former av potentiell näring som ökar med kalkning. Produktionstoppar av växtplankton åtföljs av en ökad halt av organiska nedbrytningsprodukter och bakterier som är en viktig del av födan för många djurplanktonarter.

Den totala biomassan för djurplankton ökar av allt att döma som resultat av kalkning, Och därmed ökar mängden tillgänglig fiskföda i form av djurplankton. Näringen cirkulerar snabbare och bidrar till produktionsökningen.

I humösa vatten och i sjöar som kalkas innan pH sjunkit under pH 6 är kalkningseffekterna mindre tydliga. Antalet förekommande djurplanktonarter är i allmänhet relativt normalt och mängden närvarande arter kan vara ungefär lika stor både före och efter kalkning. Detta torde bl a bero på att aluminium ej uppträder i toxisk form, samt att födotillgången är tillfredsställande.

Om kalkning sker sedan vårproduktionen kommit i gång är effekten hos rotatorier och cladocerer primärt negativ. De försvinner mer eller mindre. Denna effekt tycks dock inte vara av någon större betydelse på sikt då organismerna hämtar sig till påföljande år. Kalkningsinsatserna borde dock lämpligen ske under senvinter eller tidig vår för att förbättra födotillgången för fisk.

DJURPLANKTON I SURA OCH
KALKADE SJÖAR

CLADOCERER



BOSMINA
0,3 - 1 mm



HOLOPEDIUM
1,5 - 2,5 mm



BYTHOTREPES
2 - 3 mm



DIAPHANOSOMA
ca 1 mm



CERIODAPHNIA
0,6 - 0,9 mm



DAPHNIA

ROTATORIER



CONOCHILUS
0,3 - 0,6 mm



POLYARTHRA
- 0,06 - 0,1 mm



ASPLANCHNA
0,5 - 1,5 mm



KERATELLA



KELLIOTTIA
0,4 - 0,8 mm



GASTROPUS



SYNCHAETA

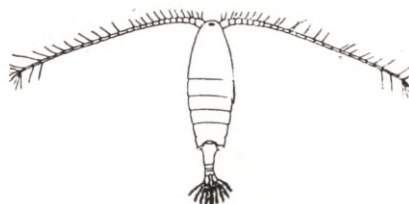


PLOESOMA

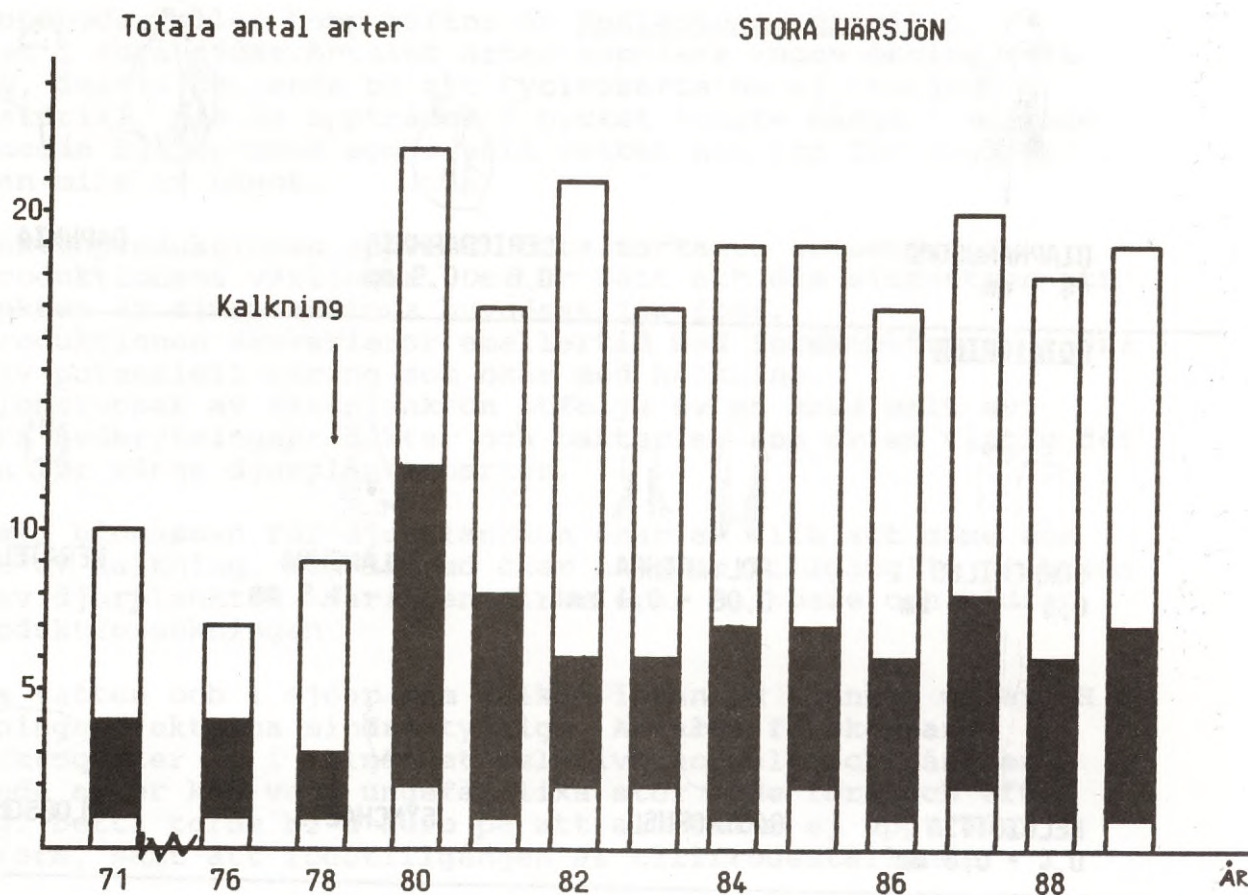
COPEPODER



CYCLOPS
0,7 - 1,8 mm



EUDIAPATOM
0,9 - 1,65 mm



Arterna är nerifrån och upp Copepoder, Cladocerer och Rotatorier.

KALKNINGSEFFEKTER PÅ LÄGRE FAUNA

HANS G NYMAN

GÖTEBORGS UNIVERSITET

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

Hans G Nyman
 Zoologiska Institutionen
 Box 250 59
 400 31 GÖTEBORG

KALKNINGSEFFEKTER PÅ LÄGRE FAUNA

Ekologiska funktionsstörningar i redan sura sjöar gör att man kan förvänta sig kraftiga "kalkningseffekter" vid kalkning av dessa.

Försurningen leder till kraftiga ekologiska funktionsförändringar i bl a litoralen i många sjöar. När sedan en sur sjö kalkas "bryter" man tillbaka ekosystemet till normala förhållanden varvid kraftiga funktionsförändringar åter sker. Dessa förändringar har många gånger misstagits för att vara negativa effekter av just kalkningen men är istället en direkt orsak av de kraftiga funktionsförändringar som måste ske i övergången från sura till normala förhållanden. För att undvika dessa problem bör kalkningen om möjligt ske innan försurningen gått så långt att ekosystemet fått försurningsinducerade funktionsstörningar dvs kalkning redan i fas 1 av försurningen (innan buffertförmågan är helt uttömd!).

För att illustrera vilka kraftiga ekologiska funktionsförändringar som kan ske i sura sjöar jämfört med normala (kalkade) sjöar kan litoralens funktion som närsaltsfälla i sura sjöar tas som exempel.

Lågt pH och klarare vatten gör det möjligt för vitmossan (*Sphagnum*) att expandera och breda ut sig på stora bottenområden (Hultberg och Grahn 1975). Frånvaron av fiskpredation i de flesta sura sjöar har till följd att många storvuxna insektsgrupper som t ex trollsländelarver (*Odonata*) ökar dramatiskt i antal i litoralen. Litorallevande djurs näringsintag och exkretion utgör ett viktigt inslag i näringsomsättningen i både sura och kalkade sjöar och förändringarna i faunan kan därmed förväntas få effekter på näringsomsättningen. Bara det faktum att den sura sjön domineras av stora djurgrupper kan störa näringsomsättningen då små djur och därmed en lägre utsöndring av näringsämnen. De djurgrupper som dominerar i sura sjöar utsöndrar också fekalier som är stora och oftast är omgivna av ett svärnedbrytbart membran (se Anderson et al in prep) vilket ytterligare försvårar nedbrytning då effektiv nedbrytning av mikroorganismer gynnas av stor "angreppsytta" (dvs finfördelat material). Stora ej fragmenterade fekalier kan därmed förväntas brytas ner mycket långsammare än små och därmed binds fosfor och andra näringsämnen upp i icke nedbrutet organiskt material i miljöer där stora djur dominerar och fekalierna inte effektivt fragmenteras.

*Sphagnum*mattan ger litoralen en helt ny tredimensionell struktur som A: ger en möjlighet för sedimenterande material att ligga kvar nere i *Sphagnum*mattan dit vattenrörelser inte når och B: aktivt hämmar nedbrytningen av sedimenterat organiskt material (se figur 3).

Här stör dessutom förekomsten av *Sphagnum* genom att effektivt gömma utsöndrade näringshaltiga fekalier (se figur 2) och hindrar fragmentationen och nedbrytningen av de större insekter som normalt utnyttjar fekalierna som föda. De mindre insekterna som lever nere i *Sphagnum*mattan (vanl. fjädermyggselarver <*Chironomider*>) kan dock utnyttja fekaliepellets som föda, men den vidare utsöndringen av närsalter från

dessa djurgrupper djupt nere i Sphagnummattan kommer troligen inte det fria vattnet till godo då Sphagnum har en stor förmåga till att både ta upp fosfor snabbt ur vattnet och sedan hålla kvar det (se figur 3).

Med utgångspunkt från ovan fört resonemang samt gjorda experiment (Nyman in press) kan man alltså sluta sig till att litoralens funktion som närsaltsfälla är helt olika i den normala/kalkade sjön jämfört med den sura.

Ovanstående exempel är bara ett av många på att sura respektive kalkade sjöar är mycket olika i både struktur (artförekomst) och ekologisk funktion, här exemplifierat med näringsomsättning. Det är därmed inte speciellt förvånande att man kan få ganska dramatiska effekter i sura sjöar när man "bryter" tillbaka sjön till normala förhållanden via en kalkning. Har man möjligheten (vilket man förvisso inte alltid har) är det naturligtvis önskvärt att kalka sjöarna innan sjöns ekosystem är skadat av försurning, dvs då sjön fortfarande har kvar en rest av sin buffrande förmåga (en sk fas 1 kalkning)! Då kan man också förvänta sig minimala negativa effekter av kalkning. Denna möjlighet att kalka fas 1 sjöar har man många gånger inte haft i mellansverige där försurningen redan varit långt framskriden när kalkningarna startades (ofta kalkades i fas 3!), men tekniken kan tillämpas på omkalkning av redan kalkade sjöar samt på nykalkning av hotade norrlandssjöar.

FIG 1.

DECOMPOSITION IN LITTERBAGS

Odonat faeces in different lakes

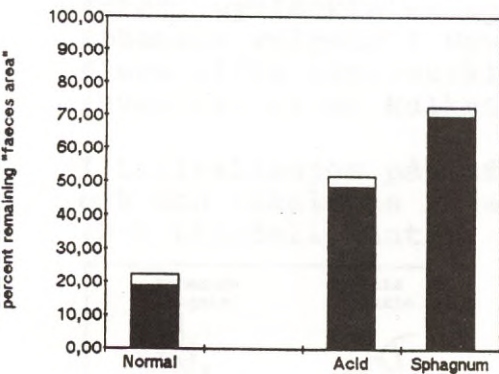
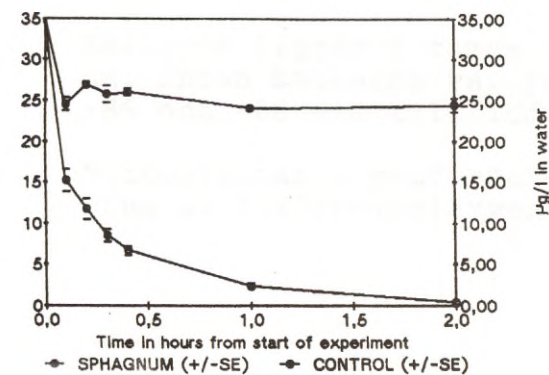


FIG 2.

FIG 3 a)

SPHAGNUMS UPTAKE OF PHOSPHORUS

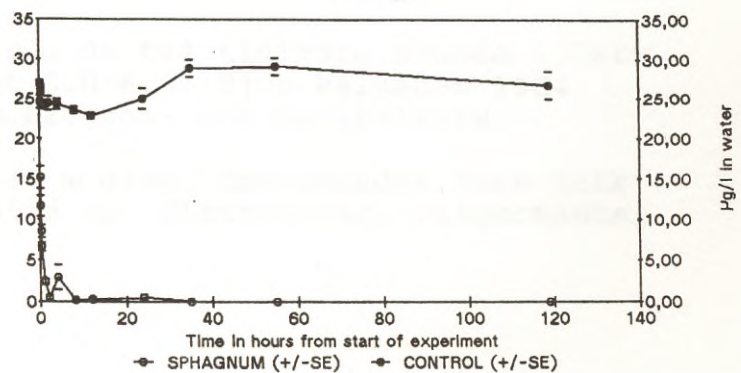
First two hours



3b)

SPHAGNUMS UPTAKE OF PHOSPHORUS

Whole experiment



KALKNINGSEFFEKTER PÅ BOTTENFAUNA
I SJÖAR OCH RINNANDE VATTEN

GUNILLA LINDGREN

LÄNSSTYRELSEN I GÄVLEBORGS LÄN

GÄVLE 14 JUNI 1990

KALKNINGSEFFEKTER PÅ BOTTENFAUNA I SJÖAR OCH RINNANDE VATTEN

Inledning

Kalkningsverksamheten har hittills i stor utsträckning baserats på vattenkemiska kriterier. pH under 6 eller alkalinitet under 0.05 mekv/l har berättigat till kalkning. Vattnets kemi kan dock variera både i tid och rum. T ex kan pH mitt i en sjö vara högt medan sjöns exponerade stränder har låga pH-värden. I rinnande vatten kan pH-värdet sjunka kraftigt under högvattenflöden, s k surstötter. Även tillfälligt låga pH-värden får förödande konsekvenser för försurningskänsliga bottenlevande organismer.

Hur påverkar kalkningen av sjöar och vattendrag bottenfaunan? Har kalkningen avsedd effekt inte bara på vattenkemin utan även på de bottenlevande småkrypen?

Kalkningseffekter på litoralfauna

Nyvallssjön och Lillvallssjön är två måttligt försurade sjöar i Delsbo, Hälsingland. pH-värdet före kalkning varierade i båda sjöarna mellan 5.5 och 6.0. Båda sjöarna har sjökalkats.

Före kalkning återfanns i litoralfaunan dagsländorna *Heptagenia fuscogrisea* och *Leptophlebia vespertina*. Båda arterna är vanliga i sjöar och försurningståliga.

Redan året efter kalkning påträffades, förutom tidigare nämnda arter, nykläckta exemplar av den försurningskänsliga dagsländan *Ephemera vulgata* i Nyvallssjön. Denna art påträffas normalt i flera olika storleksklasser varför det är uppenbart att arten invandrat efter kalkningen.

I Lillvallssjön påträffades efter kalkning både *Ephemera vulgata* och den likaledes försurningskänsliga *Caenis horaria* (fig 1) (P-E Lingdell muntl).

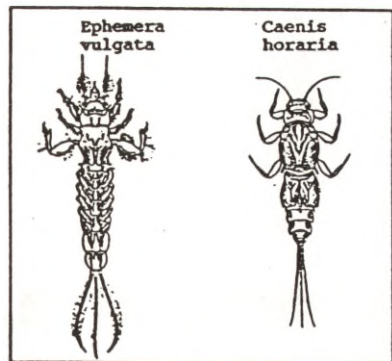


Fig 1. Dagsländearter som invandrat efter kalkning i Lillvallssjön och Nyvallssjön, Hälsingland. (Teckning: Eva Engblom)

Kalkningseffekter på profundalfauna

Källsjön ligger i samma område som de två tidigare nämnda sjöarna. Innan kalkning var pH-värdet 5.0-6.0. Sjön kalkades 1984, -86 och -88 via tillflöden, som bäckzon- och markkalkats.

Bottenfaunan i profundalen, på 16 m djup, dominerades före kalkning av fjädermygglarven *Sergentia* sp. Glattmaskar, *Oligochaeta*,

uppvisade låg individtätet. 1985 och -86 var djurtätheterna lägre än innan kalkning men 1989 var tätheterna betydligt högre. Det var fr a glattmaskar, Oligochaeta, som ökat (fig 2).

I den markkalkade Svartvallstjärn uppvisar glattmaskarna en liknande ökning i profundalen, på 7 m djup (fig 3).

I Rossjön fanns vid kalkningstillfället snäckan *Valvata macrostoma* i sjön. Både tätheterna av denna och tätheterna av glattmaskar ökade efter kalkning.

I dessa tre sjöar har bottenfaunans täthet i profundalen ökat efter kalkning. Den djurgrupp som ökat mest, glattmaskar, lever på bakterier. En möjlig förklaring till ökningen är att nedbrytningen, och därmed födotillgången, i sedimenten ökar.

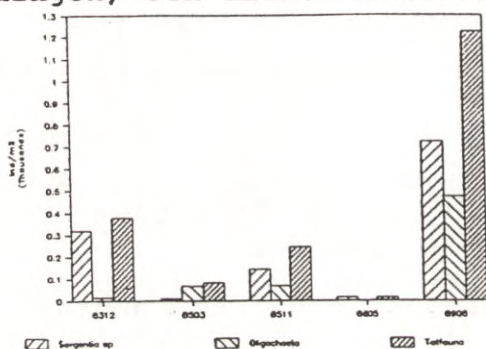


Fig 2. Täthet av olika djurgrupper på 16 m djup i Källsjön, Hälsingland

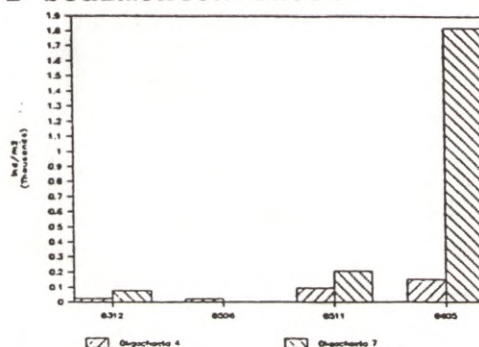


Fig 3. Täthet av Oligochaeta, glattmaskar, på 4 och 7 m djup i Svartvalltjärn, Hälsingland

Kalkningseffekter i rinnande vatten

Bäckzonkalkning

Prästvallsbäcken har bäckzonkalkats 1984, -86 och -88. Kalken har dels lagts på båda sidor om bäcken, dels i lämpliga markområden. pH-värdena i bäcken, som före kalkning regelbundet understeg 4.5, har sedan kalkningen inte understigit 6.0 (fig 4).

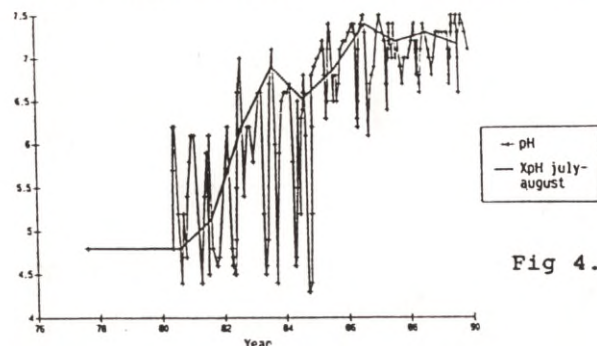


Fig 4. pH-värdets variation före och efter kalkning samt medelvärdet för juli-augusti i Prästvallsbäcken, Hälsingland

Innan kalkning hyste bäcken den försurningståliga dagsländan *Leptophlebia vespertina*, vilken är vanlig i sjöar i området men inte i rinnande vatten. Dess förekomst indikerar kraftig försurningspåverkan på vattendraget. Ett par år efter kalkning hade *Leptophlebia vespertina* ersatts av fyra andra dagsländearter: *Baetis rhodani*, *B. niger*, *B. subalpinus* och *B. fuscatus*, varav den sistnämnda är försurningskänslig (fig 5) (P-E Lingdell muntl). Dessa dagsländor utgör viktig föda för öring.

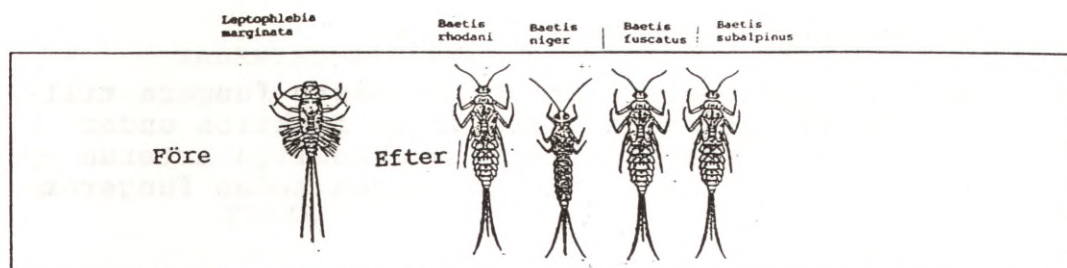


Fig 5. Dominerande dagsländeart(er) före och efter kalkning i Prästvallsbäcken, Hälsingland (Teckning: Eva Engblom)

Kalkning av uppströms liggande sjöar

Ett sätt att kalka rinnande vatten är att kalka uppströms liggande sjöar. Oftast sträcker sig effekten av kalkningen tämligen kort bit nedströms sjön. I Gävleborgs län finns exempel på sjökalkningar som givit gott resultat på bottenfaunan nedströms sjön. I Dalån i Hälsingland, som ligger i ett område med försurnings-skadade vattendrag, har kalkningen av Stora Dalsjön skapat en god miljö för försurningskänsliga arter som *Ephemera danica*, *Baetis muticus*, *B. digitatus* och *B. fuscatus*. Vattendraget har behållit sin jonsvaga karaktär, alkaliniteten var ca 0.06 mekv/l, och det är i det närmaste otänkbart att vattendraget skulle hyst en sådan rik och varierad bottenfauna utan kalkningen.

I Sidsjöbäcken, i Jädraåns vattensystem i Gästrikland, kalkades en uppströms liggande sjö. Före kalkning hyste bäcken två dagsländearter, *Baetis rhodani* och *Ephemerella ignita*. Två år efter kalkning påträffades förutom dessa arter även de försurningskänsliga arterna *Baetis fuscatus*, *Procladius bifidus* och *Ephemera danica*. Den sistnämnda påträffades endast i små exemplar, vilket visar att arten nyligen invandrat till lokalen. Dessutom påträffades efter kalkning den försurningskänsliga nattsländan *Wormaldia subnigra*, vilken tidigare fanns längre ned i Jädraåns vattensystem.

Det är dock långt ifrån alltid som sjökalkningar räcker till för att upprätthålla en god miljö i nedströms liggande vattendrag. Två exempel är Gebbarån och Gopån i Gävleborgs län. Trots sjökalkningar i vattensystemen är bottenfaunan i vattendragen försurnings-skadad och reproduktionsskador på örningen har konstaterats. I större vattensystem är det nödvändigt att använda olika kalkningsmetoder för att uppnå ett fullgott resultat.

Kalkdoserare

I en undersökning som gjordes 1985 (Engblom och Lingdell 1985) konstaterades att kalkdoserare fungerar bäst i kombination med andra kalkningsmetoder såsom kalkning av mark, våtmarker och sjöar. I vattendrag kalkade på detta sätt påträffades bottenfauna likvärdig med den som påträffas i oförsurade vattendrag. I vattendrag som kalkats enbart med doserare dominerades bottenfaunan i allmänhet av djur som karaktäriseras som ganska försurningskänsliga (intervallet 5.0-5.4) medan det i de kombinationskalkade vattnen påträffades arter som karaktäriseras som

mycket försurningskänsliga (intervallet > 5.4).

Ett huvudkrav på kalkningsdoserare är att de måste fungera tillfredsställande. En kalkningsdoserare som är ur funktion under vårfloden är värdelös eftersom de försurningskänsliga arterna slås ut och knappast är hjälpta av att doseraren sedan fungerar resten av sommaren!

Två exempel på lyckade kombinationskalkningar i vattendrag är Högvadsån i Hallands län och Lofsen i Jämtlands län.

Högvadsån har efter omfattande kalkningsinsatser fått en anmärkningsvärt artrik bottenfauna med flera sällsynta arter (P-E Lingdell muntl, Medin och Oscarson 1988).

I Lofsen var antalet dagsländearter och försurningsindex högre på de kalkade lokalerna efter kalkning medan referenserna hyste en oförändrad eller sämre bottenfauna vid samma provtagnings-tillfälle (Engblom och Lingdell 1989).

Kalkningen i framtiden?

En viktig fråga är: När ska vi kalka? Om man väntar till de kemiska kriterierna är uppfyllda kan många arter redan vara utslagna till följd av surstötter eller lokalt låga pH-värden. I jonsvaga vatten i utsatta områden kan därför kalkning innan vattnet försurats vara motiverat.

Ska man återintroducera arter som slagits ut i ett vatten? Arter som utgör viktiga fisknäringdjur, t ex sötvattenmärlan *Gammarus*, vill man gärna ha tillbaka efter kalkning. Återintroduktion efter kalkning är enda alternativet om arten helt slagits ut av försurningen.

Denna sammanställning av kalkningseffekter på bottenfauna ger en positiv bild. All typ av kalkning ger gott resultat på bottenfaunan. Exempelen som givits här är samtliga exempel på lyckade kalkningar. Sannolikt går doser och metoder dock att optimera i än högre grad för att ge maximal effekt på de levande organismerna i sjöar och vattendrag. Studier av kalkningseffekter på biologiska system är nödvändiga för att på sikt göra kalkningen kostnadseffektiv. Målet med kalkning är inte primärt att höja pH-värdet utan att skapa en fortsatt god miljö för flora och fauna i sjöar och vattendrag som hotas av försurning.

Referenser

- Engblom, E. och P-E. Lingdell. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? SNV PM 1994.
- Engblom, E. och P-E Lingdell. 1989. Försurningssituationen i några jämtländska sjöar och vattendrag. Manus.
- Medin, M. och H. Oscarson. Bottenfaunan i Högvadsåns vattensystem. Länsstyrelsen i Hallands län, Meddelande 1989:5.

KALKNINGSEFFEKTER PÅ FISK OCH KRÄFTA I SJÖAR,

MAGNUS APPELBERG

FISKERISTYRELSENS SÖTVATTENSLABORATORIUM

GÖTEBORG 7 JUNI

GÄVLE 14 JUNI

Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium
Fiskmonitoringgruppen
170 11 Drottningholm

Magnus Appelberg

KALKNINGSEFFEKTER PÅ FISK OCH KRÄFTA I SJÖAR

Fisk

Försurningen drabbar fisken på flera olika nivåer. Inverkan på varje enskild fisk innebär att fisken drabbas av osmotisk stress och störning av saltbalansen. Lågt pH kan också medföra att kläckningen uteblir och att resistensen mot sjukdomar nedsätts. Lågt pH i den omgivande marken bidrar också till ett ökat läckage av metaller till vattnet vilka under sura förhållanden kan anta mycket giftiga former. De kritiska faserna i fiskens livscykel är fr a reproduktionen, men även smoltifiering hos laxfiskar är känslig för lågt pH/höga metallhalter.

När en fiskpopulation drabbas av en försurningsskada yttrar sig detta ofta som en avsaknad av små fiskar. I kalkreferenssjön Rotehagssjön började försurningen påverka mörtpopulationen redan i början av 1970-talet (Fig 1). Utvecklingen har sedan dess långsamt men säkert gått mot en total utslagning av populationen och man kan förvänta sig att denna art försvinner helt från sjön inom den kommande 10-års perioden. Provfiskena i Rotehagssjön illustrerar med stor tydlighet att hos sjölevande fisk är det i första hand fiskens rekrytering som drabbas av lågt pH. Detta gäller även andra andra fiskarter och slutresultatet blir i många fall att antalet arter minskar i sjön (Fig. 2).

För att hindra denna negativa utveckling, som på sikt innebär att vi förlorar alltför naturliga fisksamhällen, måste den pågående kalkningsverksamheten fortsätta tills utsläppen reducerats till en för miljön acceptabel nivå. En förhöjning av vattnets pH/buffertförmåga borde leda till en ökad överlevnad hos de unga individerna och därmed en ökad rekrytering till försurningsskadade fiskpopulationer. Det finns ett flertal exempel på att detta också är fallet. I sjön Stora Malen var mört i stort sett utslagen innan första kalkningen 1978. Efter det att kalkningsinsatserna påbörjats har mörtpopulationen ökat kraftigt och var vid provfisken 1987 i stort sett normal (Fig. 3). Andra exempel på liknande utveckling efter kalkning, både för mört och andra försurningss känsliga fiskarter som siklöja, visar att kalkningen verkligen har den effekt som förväntas. Den ökade möjligheten till rekrytering av fisk i försurningsskadade vatten efter kalkning leder till att antalet fiskarter ökar (Fig. 4).

Olika fiskarter reagerar olika på kalkningsinsatserna. Abborren, som är en konkurrensvag art men relativt tålig mot lågt pH, gynnas ofta av att mer konkurrensstarka arter drabbas av försurningen. När mörtpopulationen minskar före kalkning kan detta ibland leda till att abborrpopulationen ökar. Vanligen är abborren också den art som ökar först efter kalkning när mer försurningss känsliga arter har låg numerär (Fig. 5). När sedan mört och siklöja åter utvecklar starka populationer minskar abborren i antal.

Försurningen medverkar till att fiskarternas inbördes styrkeförhållanden förändras. Detta leder till att kalkningsinsatsen ofta kan skapa stora förändringar i proportionerna mellan

Sammanfattning:

- Det totala antalet fiskar ökar de första 3-5 åren efter kalkning.
- Denna ökning består oftast av abborre.
- Ofta föreligger det en succession i fiskarternas respons till kalkningen.
- När andra arter ökar efter kalkning minskar abborren och totalantalet minskar samtidigt som artdiversiteten ökar.
- Förändringen i proportionerna mellan arterna är störst i början efter kalkning. Efterhand (10-15 år efter första kalkning) tycks det ske en viss "normalisering".
- De kraftigaste förändringarna sker i sjöar med få arter.
- Före kalkning är det främst abiotiska faktorer (lågt pH och metaller) som styr fiskbestånden. Efter lyckade kalkningar är det i högre grad biotiska faktorer - konkurrens och predation - som styr.

Kräfta

Det är främst äggläggningsstadiet, kläckningen och de första yngelstadierna som är mest känsliga för surt vatten. Redan vid pH 5.8 kan störningar uppträda i dessa stadier (Fig. 7).

I 422 kalkade vatten där kräfta rapporterats hade över 60% fortfarande flodkräfta kvar. Vattnets konduktivitet var den faktor som var mest korrelerad till förekomsten av kräfta; ju högre konduktivitet, desto vanligare var det att kräftförekomsten var riklig. Detta beror bl a på att sjöar med hög konduktivitet ofta är mer näringsrika och mindre försurningspåverkade än sjöar med låg konduktivitet. Lägsta uppmätta pH-värde och vattnets färgtal kunde också till en del förklara förekomsten av kräfta; ju högre pH och lägre färg desto högre var förekomsten av kräfta (Fig. 8)

För att rädda försurningsskadade kräftbestånd är det nödvändigt att neutralisera det sura vattnet - i första hand att höja pH över 6.0. Kalkning av försurningsskadade vatten innebär att den direkta försurningspåverkan på kräftan upphävs och att reduceringen av bestånden i många fall upphör. Det är viktigt att kalkning utförs på ett sådant sätt att de områden där de rombärande honorna och sedemera årsynglen uppehåller sig nås av åtgärden. I många vatten, fr a mindre skogssjöar, innebär detta att den översta delen av strandzonen måste nås av kalkningsinsatsen. Tillfälligt sura perioder kan ge negativa konsekvenser för den yngsta årsklassen av kräftor men behöver inte betyda att hela beståndet slås ut.

Kalkning resulterar inte generellt i en ökning av fångsten/populationsstorleken motsvarande vad som observerats för fisk i sjöar och vattendrag efter kalkning. I många fall kan de negativa effekterna av försurningsperioden kvarstå längre än 5 år efter kalkningen (Fig. 9). Att kräftornas medellängder i fångsterna ofta minskar med tiden efter kalkning beror delvis på att rekryteringen ökar efter kalkning. En bidragande orsak kan också vara att en ökning i förekomsten av fisk efter kalkning försämrar tillväxten hos kräftan. Fisketrycket

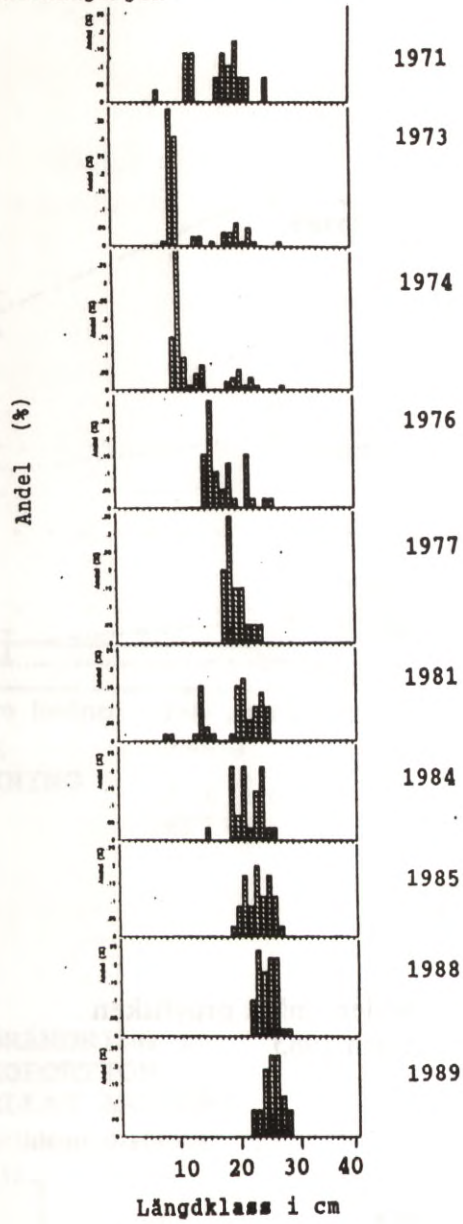
9). Att kräftornas medellängder i fångsterna ofta minskar med tiden efter kalkning beror delvis på att rekryteringen ökar efter kalkning. En bidragande orsak kan också vara att en ökning i förekomsten av fisk efter kalkning försämrar tillväxten hos kräftan. Fisketrycket och/eller inomartskonkurrens kan också spela en roll efter kalkningen.

Troligen är i de flesta fall andra faktorer än vattenkemiska populationssbegränsande efter kalkning. Dessa kan emellertid vara effekter av den tidigare försurningsskadan. Detta innebär att kalkningsinsatsen i ett försurningsskadat kräftvatten bör följas av åtgärder som syftar till att påverka den/de faktorer som är begränsande för populationsutvecklingen.

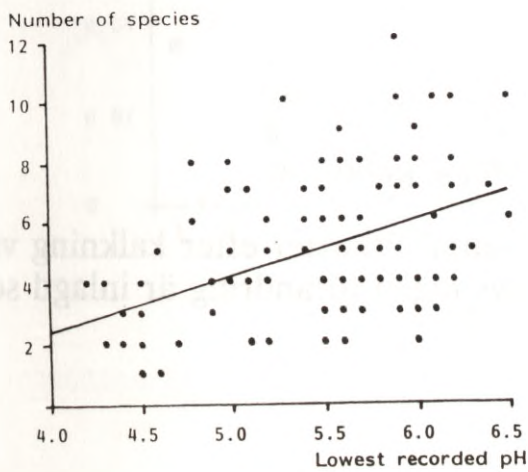
En ökad mängd predatorer efter kalkning hämmar utvecklingen av kräftbestånden. Den i huvudsak begränsande faktorn skulle då ha övergått från att vara en kemisk (i första hand pH/metaller) till en biologisk (bl a abborre). I många fall innebär detta att predationstrycket på kräftorna bör reduceras. Sådana insatser, vilka kanske är mest aktuella för sjölevande bestånd, måste anpassas direkt till de förutsättningar som råder i det speciella vattnet.

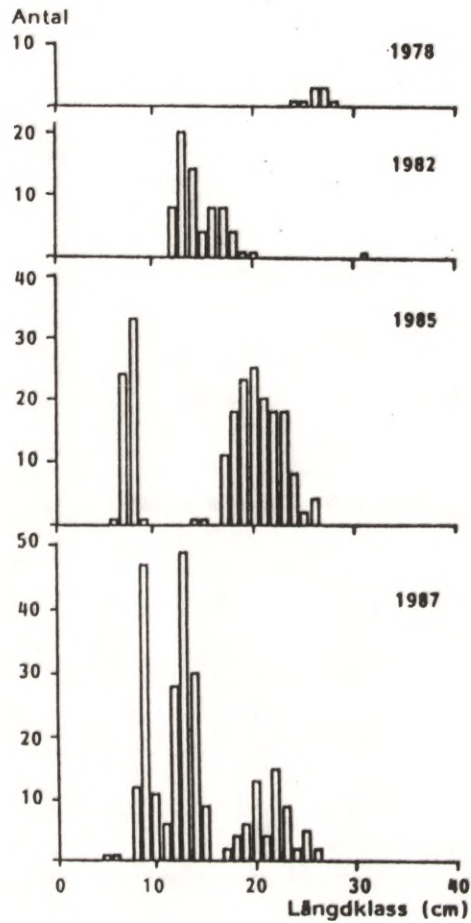
Utöver att predatorisk fisk har en direkt negativ inverkan på kräftornas överlevnad genom predation och konkurrens om föda så påverkar fisken också kräftornas beteende och aktivitet. Predatoriska fiskarter, som bl a abborre, visade sig kunna förklara en avsevärd del av den uteblivna beståndsökningen efter kalkning. Det tycks dock vara utsiktslöst att försöka reducera abborrbestånd i sjöar större än 100 ha genom utfiskning.

Mörtens längdfördelning i referenssjön
Rotehagsjön



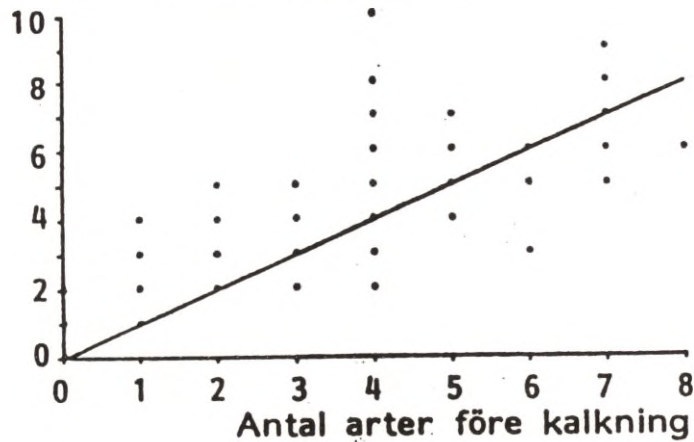
Mörtens längdfördelning i den okalkade referenssjön Rotehagsjön belägen i västra Sverige. Sjön har provfiskats upprepade gånger sedan 1971.



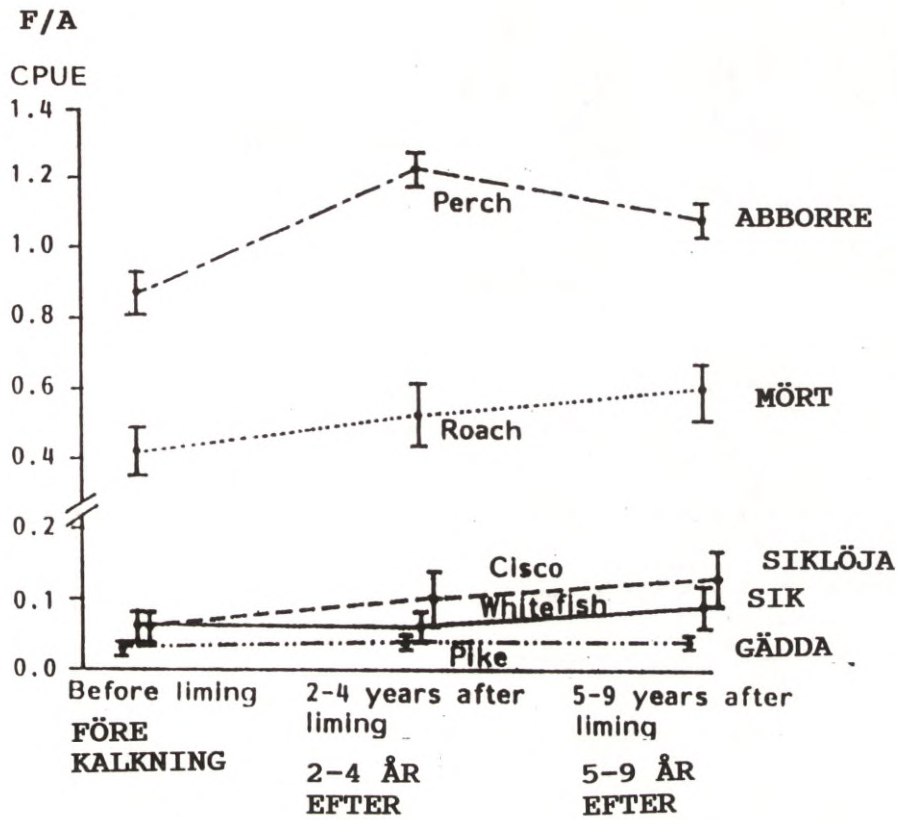


Mörtens längdfördelning i den kalkade sjön Stora Malen enligt provfisken 1978, 1982, 1985 och 1987. Kalkningar skedde 1978 och 1983.

Antal arter efter kalkning

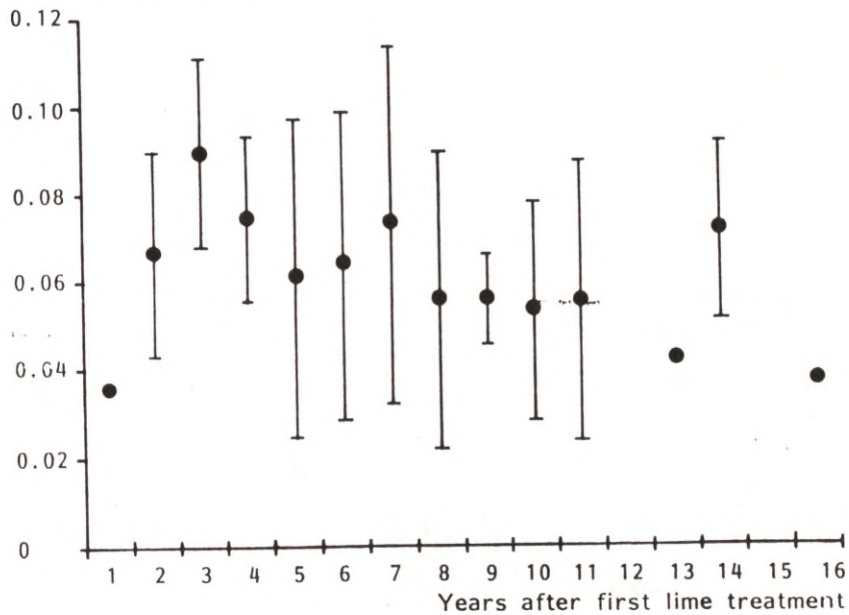


Antalet fiskarter före kalkning avsatt mot antal fiskarter efter kalkning vid provfiske i 139 kalkade sjöar. 1:1 linjen, dvs ingen förändring är inlagd som jämförelse.

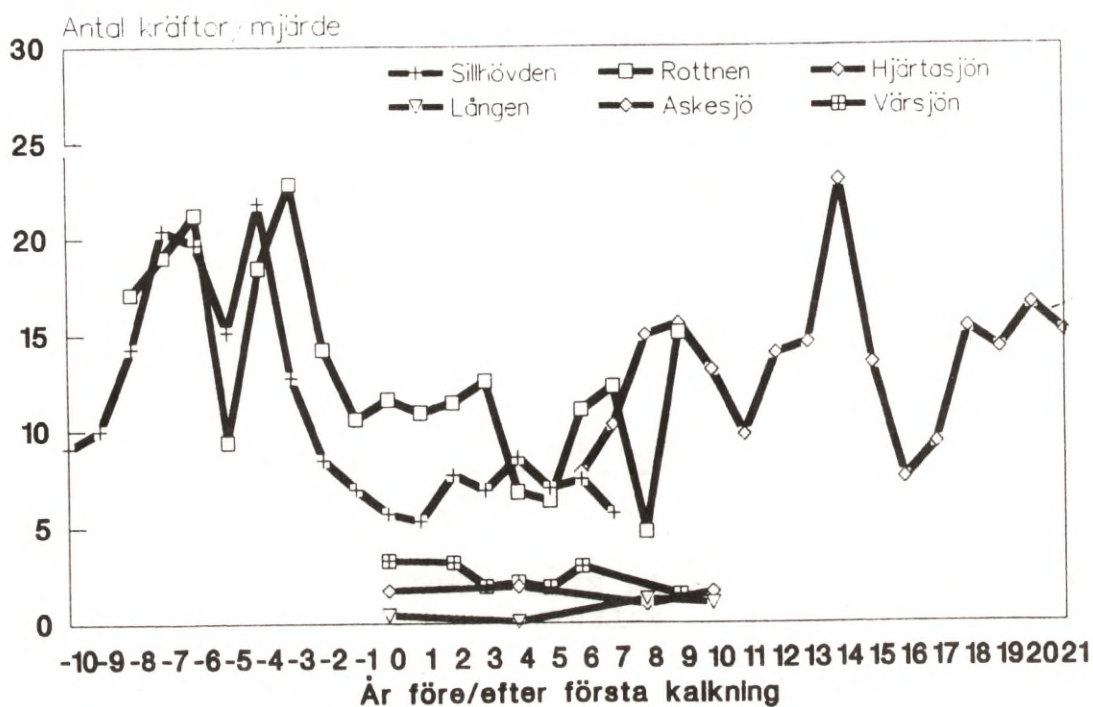
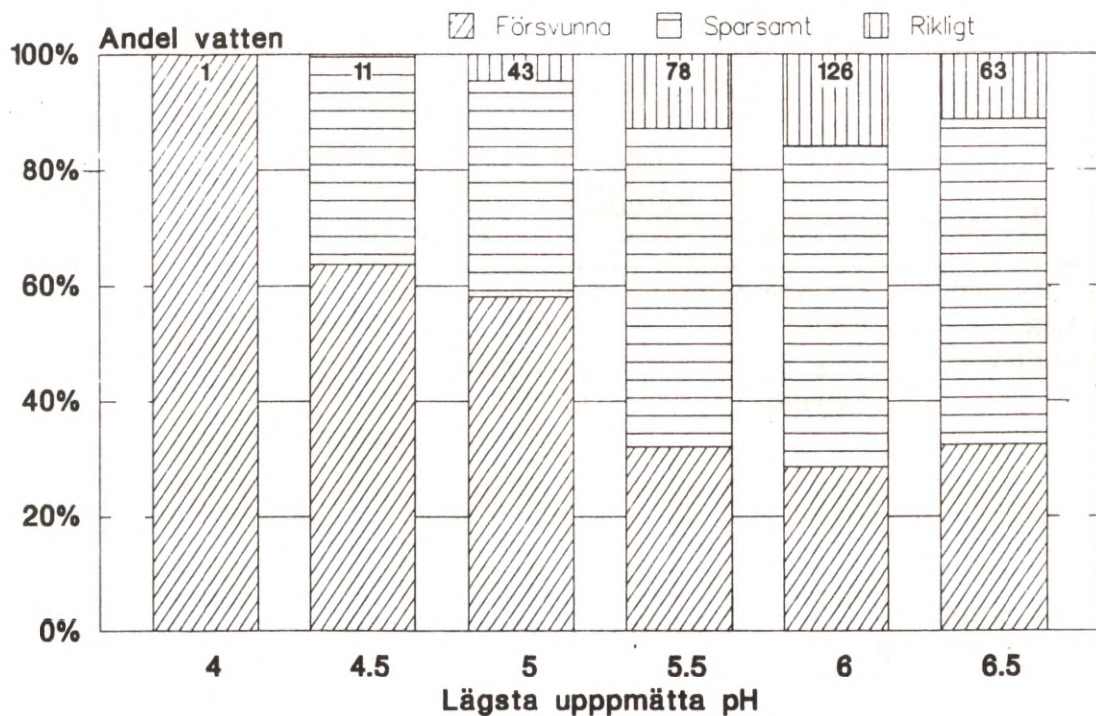
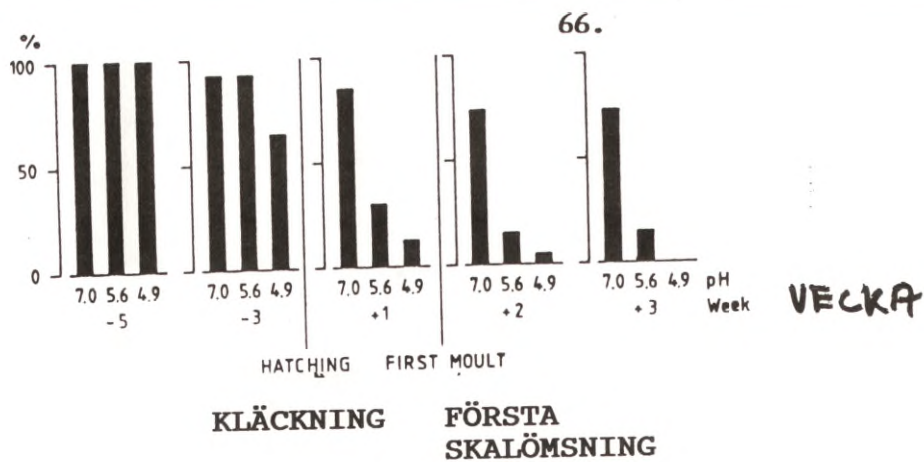


**FÖRÄNDRING I
PROPORTION
MELLAN ARTERNA**

Euclidean distance



**ÅR EFTER FÖRSTA
KALKNINGEN**



KALKNINGSEFFEKTER PÅ FISK OCH KRÄFTA
I VATTENDRAG

ERIK DEGERMAN

FISKERISTYRELSENS SÖTVATTENSLABORATORIUM

GÖTEBORG 7 JUNI
GÄVLE 14 JUNI

KALKNINGSEFFEKTER PÅ FISK OCH KRÄFTA I VATTENDRAG

Erik Degerman, Fiskeristyrelsen.

1. NÅGOT OM SMÅ RINNANDE VATTEN

De små rinnande vattnen är ofta mycket produktiva. Biomassan, den sammanlagda vikten, av fisk är i regel 5-10 ggr högre än i sjöar i samma område. En av vattendragens viktiga funktioner är att fungera som vandringsled, barnkammare och skafferi för viktiga fiskarter, bl a lax, öring, harr och ål. De flesta större vattendrag, floderna och älvarna, är utbyggda och endast de små vattendragen återstår idag för laxfiskproduktion. Hela 62 % av laxens uppväxtområden på västkusten ligger i åar med avrinningsområden under 1000 km². Dessa små vattendrag är försurningskänsliga. Sett till hela riket bedöms en tredjedel vara så påverkade av lågt pH och metaller att djur kommer till skada.

Tillståndet i de små vattendragen styrs av avrinningsområdet; dess storlek, sjöandel, jordmån, växttyper, markanvändning samt försurningstryck. Avrinningsområdets storlek har större betydelse än vad som direkt kan inses. Understiger avrinningsområdet 15 km² är det högst sannolikt att vattendraget sinar under torrår. Detta är dock ett mindre problem eftersom djuren i dessa vattendragsavsnitt är anpassade till sin variabla miljö. Ett allvarligare problem vid torrår är att sjunkande grundvatten medför att markskikt som tidigare ej exponerats för luft kan oxideras. Därvid oxideras svavelföreningar till sulfat i marken och första regnet sköljer ut ett mycket surt och metallrikt vatten i bäckarna.

2. KALKNING AV RINNANDE VATTEN.

Försurningen har drabbat fisk och bottendjur i små rinnande vatten negativt i hela Sverige, undantaget de allra kalkrikaste respektive nordligast belägna områdena (Brodin 1990). Kalkningsverksamheten i landet, som startade i större skala år 1977, har varit mycket framgångsrik när det gäller att kalka sjöar, men rinnande vatten har visat sig svårare att åtgärda. Dels beror detta på att surstötter uppträder vid vårflod och ibland efter höstregn. Dessa surstötter är svåra att motverka då smältvattnet och regnvattnet oftast har mycket kort och ringa kontakt med marken, varför vattnet inte hinner buffras till högre pH. Risken för att vattenföringen skall variera mycket mellan medelvattenföring och högsta vattenföring ökar med liten andel sjöar i systemet. Så snart sjöandelen överstiger 4-5% dämpas dock vanligen vattenföringens extremvärden.

En ytterligare svårighet är att många små vattendrag saknar eller har mycket små källsjöar, varför traditionell och beprövad sjökalkning inte kan användas. Alternativen har varit att använda kalkdoserare eller att kalka omgivande marker.

Kalkdoserare finns i en mängd utföranden (Tideström 1984, SNV PM) och välfungerande kalkdoserare kan vara en viktig del i kalkningsverksamheten (ex. Edman et al. 1988, Länsstyrelsen i Halland). För närvarande finns cirka 200 kalkdoserare i drift i landet (Kulinski & Dickson 1990, SNV rapport). Undersökningar har dock visat att de positiva effekterna på faunan kan utebli på grund av bristande tillsyn och funktion, svårigheter att fylla på kalk under vårfloden när vägarna är ofarbara (Engblom och Lingdell 1985). Dessutom kan vattnet omedelbart nedströms doserarna bli toxiskt vid lågt pH och metallrikt tillrinnande vatten (Lessmark et al. 1986). Att istället kalka uppströms marker har givit ringa resultat på vattenkemi i de fall kalkningen lagts på torr mark (Lessmark 1987), medan direkta våtmarkskalkningar (Nyberg 1986) ofta givit bättre resultat (Abrahamsson 1989). Våtmarkskalkningar kräver dock noggranna fältinventeringar för att lyckas. En nackdel är att de höga kalkgivor som används på våtmarken ofta medför floraförändringar, exempelvis reduktion av vitmossor (T. Rafstedt, denna konferens).

3. VATTENKEMISK RESPONS

I en genomgång av 22 kalkade vattendrag (publiceras 1991) som Sötvattenslaboratoriet genomfört i samarbete med länsstyrelser, sportfiskarna, fiskevattenägareförbundet samt privata konsulter framkom att kalkningar av rinnande vatten generellt givit en signifikant ökning av fisktäthet och -biomassa. Även s.k. misslyckade kalkningar, dvs där pH någon gång understigit 6, hade ökad förekomst av fisk.

pH under 6 uppmättes faktiskt någon gång under året vid 49% av tillfällena efter kalkning i dessa 22 vattendrag (totalt en uppföljningsperiod på 229 år). Noterbart var dock att pH successivt ökade och i inget av de objekt som kalkats mer än 7 år förelåg något enda pH-värde under 6. Av detta kan man dra slutsatsen att kalkning av rinnande vatten är svårt, men att vi successivt lär oss att kalka det speciella vattendraget och därmed att resultatet blir bättre efter hand.

Något direkt skillnad mellan olika kalkningsmetoder gick inte att utläsa - annat än att våtmarkskalkningar antingen gick bra eller mycket dåligt (Tabell 1). Våtmarkskalkning är svårt och de misslyckade fall vi fann berodde oftast på för låga givor.

Doserarkalkning och sjökalkning var ungefär likvärdiga. Det framstod därmed att doserarkalkning kan vara ett alternativ till sjökalkning i sjöfattiga system.

Tabell 1. Andel mättillfällen där årets lägsta uppmätta pH var under 5 resp 6 fördelat på de tre dominerande kalkningsmetoderna.

Sammanställning av 22 kalkade vattendrag från Halland till Västernorrland/Jämtland. Uppföljningstid efter första kalkning 4 - 12 år.

		Våtmark	Doserare	Sjökalkning
Årslägsta	-pH under 5	15%	2%	12%
Årslägsta	-pH under 6	39%	51%	52%

4. FISKFAUNAN

Antalet individer av fisk ökade signifikant efter kalkning. Ökningen var främst beroende av ökade tätheter av öring och lax, men även stensimpa och elritsa svarade med ökade tätheter i vissa vattendrag.

I Fylleån, Halland, var laxbeståndet i det närmaste utslaget i slutet av 1970-talet. Elfiske gav ingen fångst av laxungar under en följd av år. Kalkningar, huvudsakligen doserarkalkningar, startade 1982 och resulterade i en successiv ökning av pH och antalet laxungar (Figur 1). Denna bild går igen i flera kalkade vattendrag på västkusten. Bestånden byggs sakta men säkert upp igen.

I Solbergsån, Bohuslän, har upprepade sjökalkningar successivt höjt pH med en positiv effekt på ett strömlevande öringbestånd (Figur 2). Sjökalkningarna har dock haft svårt att hålla pH över 6 och det tycks vara en generell bild att ligger elfiskelokalerna / vatten-provtagningsstationen längre än 5 km nedströms den kalkade sjön erhålls ofta sämre vattenkavlitet än i sjön uppströms. Sjökalkning enbart räcker inte hela vägen.

I okalkade vattendrag fortsätter däremot den negativa inverkan av försurningen. Sammanställningen som nämnts ovan omfattar även 7 okalkade referenser. Två av dessa är belägna i Jämtlands län och dessa visar en i det närmaste total utslagning av fisk i takt med tilltagande försurning.

Notera dock att utslagningen sällan går på en dag. Liksom det tar tid att bygga upp fiskbestånden efter kalkning tar det också tid innan fisken försvinner helt.

5. LÖNAR DET SIG ATT KALKA ?

Frågan är självfallet dum. Självklart "lönar det sig" att bibehålla de arter och deras genetiska uppsättning i varje vatten vi kan. Våra vanliga vattendrag får inte gå samma väg som flera

av nationalparkernas, som ju har de suraste vattnen och den sämsta faunan - se Lingdells och Engbloms utredning 1987 (SNV rapport).

I ett försök till en COST-BENEFIT analys har vi nedan jämfört vad det kostar att kalka med att "köpa nya fiskar" som herr Povel Ramel uttrycker det i visan. Skattningarna av tätheten av fisk och kräftor bygger på omfattande elfiskeundersökningar. En förutsättning är att vi anser att vattnen skulle vara helt skadade utan kalkning, dvs sakna fisk och kräftor. Vidare har vi för laxfisk använt den gängse uppfattningen att ett vild-smolt motsvarar två odlade. Detta beroende på att vildfisk är bättre anpassade och att det i det odlade materialet ingår flera "minus-individer", som överlevt tack vare odlingsmiljön. Dessa klarar sig sämre eller inte alls ute i det "fria".

EXEMPEL 1.

RESTEÅN

HAVSÖRING, MELLERSTA BOHUSLÄN.

3 KM * 3 M MED ÖRING (uppväxtområden) =	9 000 m ²	
SMOLTPRODUKTION = 0.2 st/m ² =====>	9000 * 0.2	= 1800 st
SMOLTKOSTNAD = 14 kr/st =====>	1800 * 14	= 25.200
kr		
SMOLTKOSTNAD, enär 2 odlade=1 vild		= 50.400
KALKMÄNGD 1981-89 = 310 ton =====>	310 * 400 kr/t	= 124.000
kr		
KALKKOSTNAD PER ÅR = 124.000/9 år		= 13.800
kr		

RESULTAT

+36.600 KR

EXEMPEL 2.

HÖGVADSÅN

LAX (OCH HAVSÖRING), MELLERSTA HALLAND.

UPPVÄXTOMRÅDEN = 152.000 m²
 SMOLTPRODUKTION = 0.26/ m² =====> 40.000 st
 SMOLTKOSTNAD = 14 kr * 40.000 = 560.000 kr
 SMOLTKOSTNAD, enär 2 odlade = 1 vild smolt. = 1.120.000 kr
 KALKKOSTNADER 1982-86 ENLIGT LÄNSSTYRELSEN = 516.000 kr/år

(tillkommer sjöars produktion, ål, kräftor, m.m.)

RESULTAT +604.000 KR

EXEMPEL 3.

VÅGSJÖBÄCKEN

STRÖMSTATIONÄR ÖRING & FLODKRÄFTA, VÄSTMANLAND

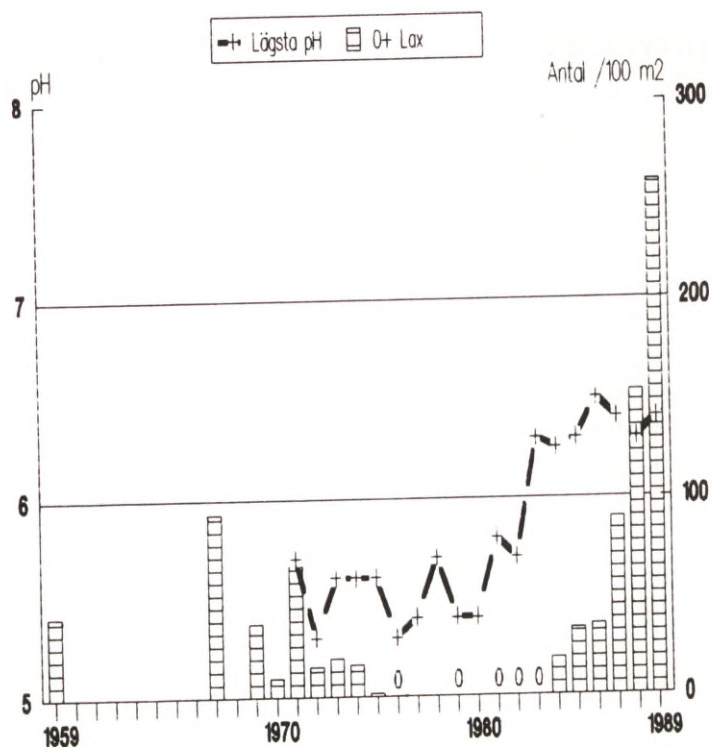
HELA ÅN (undersökt del) = 6.000 m * 4.25 m = 25.500 m²
 KRÄFTBESTÅNDET I ÅN (elfiske) = 0.109/m² = 2.800 st
 KÖPA NYA KRÄFTOR (3-9 cm) =====> ca 10 kr/st = 28.000 kr
 ATT KÖPA NYA ÖRINGAR ==> 12.000 kr
 MEN 1 VILD ÖRING = 2 ODLADE =====> = 24.000 kr
 DESSUTOM FLODPÄRLMUSSLOR 5000 individer =====> = ????.??? kr
 ÅRLIGA KALKNINGSKOSTNADER =====> 30-40.000 kr

RESULTAT + >12.000 KR

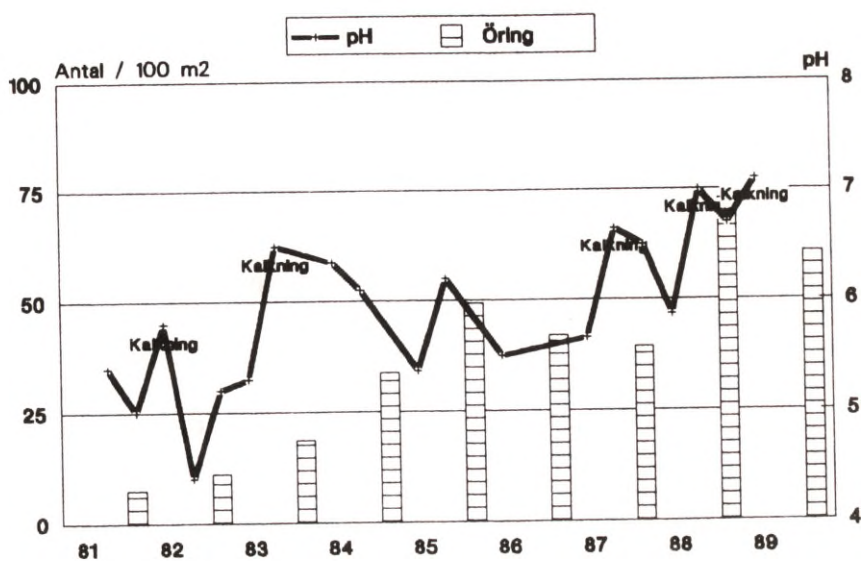
Således, lönar sig att kalka ? Ja!

Men det tar tid innan vi lärt oss kalka ett rinnande vatten med fullgott resultat !

Fylleån – kalkdoserare startade 1982
 Antal laxungar (0+ samt 1+)
 på lokal Tolarp mot pH



Solbergsån, lokal C – kalkad sedan 1982
 Antal öring samt pH i vattendraget.



INTERAKTIONER MELLAN TROFINIVÅER
EFTER KALKNING,

MAGNUS APPELBERG

FISKERISTYRELSENS SÖTVATTENSLABORATORIUM

GÖTEBORG 7 JUNI
GÄVLE 14 JUNI

Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium
 Fiskmonitoringgruppen
 170 11 Drottningholm
 Magnus Appelberg

INTERAKTIONER MELLAN TROFINIVÅER EFTER KALKNING

Det svenska programmet för uppföljning av kalkningens effekter på försurade ytvatten startade i mitten av 1970-talet. Med några undantag har dessa undersökningar i huvudsak behandlat kalkningens effekter på enskilda organismgrupper. För att få en bättre helhetsbild av kalkningens effekter inledde Statens Naturvårdsverk och Fiskeristyrelsen år 1989 ett integrerat monitoring program (Integrerad KalkningsEffektUppföljning; IKEU) i syfte att studera kalkningens långtidseffekter på ekosystemnivå. För att ge ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter har ekosystemets utveckling i den försurade och kalkade sjön St Härnsjön analyserats. Undersökningarna inleddes under försurningsfasen, 1971, och sjön kalkades 1977/78. Efter kalkning har sjöns utveckling följts inom flera olika program. År 1989 inkluderades sjön i det integrerade monitoringprogrammet och utvecklingen kommer att följas även i framtiden.

Före kalkning var sjön försurad med ett pH-värde på ca 5.0, siktdjupet var 14 m och totalfosforhalten 2 ug/l. Den pelagiala faunan bestod endast av några få försurnings-tåliga fyto- och zooplanktontaxa och även bottenfaunan uppvisade försurningsskador. Fisksamhället dominerades av abborre medan en tidigare population av mört hade försvunnit och siklöjepopulationen hade reducerats kraftigt (Fig. 1). Efter kalkning ökade pH-värdet till 6.5-7.0, siktdjupet halverades och aluminiumkoncentrationen minskade avsevärt. Både totalfosforkoncentrationen och vattenfärgen (organiskt kol) ökade vilket indikerade en förhöjd produktionsbas efter kalkning (Fig. 2). Antalet fytoplanktontaxa ökade från 10 till 60 inom tre år och antalet zooplanktontaxa ökade från 10 till som mest 20 taxa. Även biomassan av fytoplankton, zooplankton och bottenfaunan ökade. Siklöjepopulationen återhämtade sig under den första femårsperioden efter kalkning, medan mörtpopulationen började att öka först 7 år efter kalkning.

Inga samband mellan fytoplanktonvolym och relativ zooplanktonvolym kunde noteras efter kalkning. Emellertid sammanföll de ökade zooplanktonvolymerna med ökningen i fångsten av mört och siklöja under samma period. Den sammanlagda fångst/ansträngningen i bottennäten av de båda fiskarterna som ökade efter kalkning, siklöja och mört, var också mycket starkt positivt korrelerad till totalfosforhalten (Fig. 3).

Före kalkningen styrdes ekosystemet i St Härnsjön i första hand av abiotiska processer, där bristen på fosfor och organiskt kol medförde att sjöns totala biomassa var låg samtidigt som toxiska effekter, beroende på lågt pH/hög aluminiumkoncentration, styrde art-sammansättningen. Efter kalkningen, som resulterade i ökad biomassa inom alla trofinivåer, kan utvecklingen av ekosystemet bero både på abiotiska och biotiska processer. Halten av näringsämnen (fosfor och organiskt kol) bör ha ökat till följd av ett förhöjt pH samtidigt som toxiciteten minskat. Detta kan i sin tur ha återspeglats högre upp i ekosystemet. Det är också troligt att de biotiska styrfaktorerna fått en allt större inverkan på systemets utveckling. Flera av sambanden tyder på att biotiska interaktioner, framför allt inverkan från den förändrade fiskfaunan efter kalkning, har spelat en betydelsfull roll. Speciellt i slutet av undersökningsperioden kan man anta att interaktionerna mellan och inom de olika trofinivåerna troligen är de mest väsentliga för ekosystemets struktur.

Av uppföljningen i St Hårsjön framgår att kalkningen kan ge mycket långvariga förändringar av ekosystemet, som indirekt är en effekt av den första kalkningsinsatsen. Dessa kan fortfarande observeras efter 11 år. Den fortsatta långtidsuppföljningen av kalkningens effekter måste inkludera sådana parametrar som ger en bättre kunskap om ekosystemets struktur och funktion samt stabilitet efter kalkning. Större tonvikt måste också läggas vid de kvantitativa och de kvalitativa relationerna mellan och inom de olika trofnivåerna.

FIG 1.

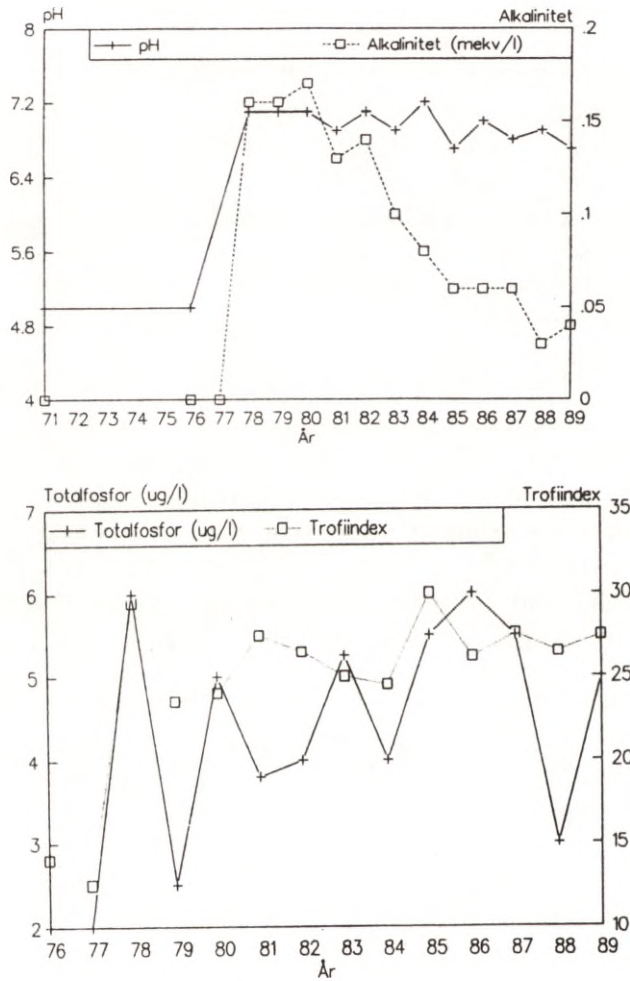


FIG 2.

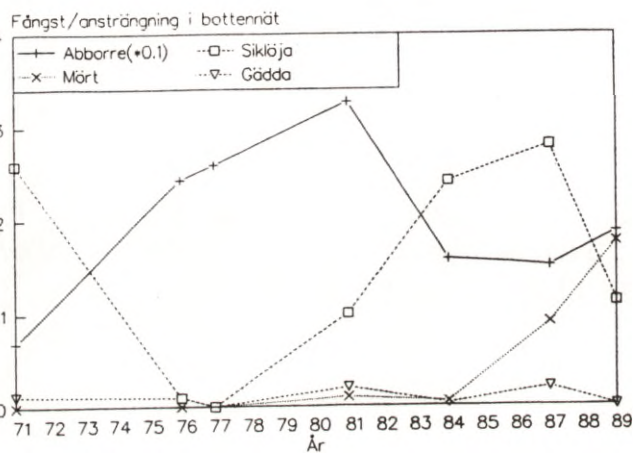
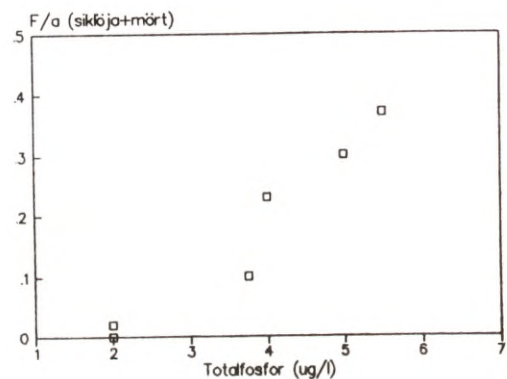


FIG 3.



BIOTISKA INTERAKTIONER
I SAMBAND MED KALKNING

LENNART HENRIKSON

MARKS KOMMUN

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

BIOTISKA INTERAKTIONER I SAMBAND MED KALKNING

Lennart Henrikson, Miljökontoret, Marks kommun, 511 80 KINNA

Kalkning av ett försurat vatten leder till en förbättrad vattenkvalitet, som tillåter känsliga arter att återkomma. Dessa samverkar med befintliga arter i vad som kallas **biotiska interaktioner**. Detta växelspel mellan olika arter är orsaken till en del av de förändringar som dokumenterats i samband med kalkning av försurade sjöar.

Kalka i rätt biologisk fas

De biologiska förändringarna i samband med kalkning kan kort beskrivas så här: Vattenkvaliteten sätter de yttre ramarna. Inom dessa ramar spelar **biotiska interaktioner** en viktig roll. Omfattningen av förändringarna beror på artsammansättningen vid kalkningstillfället. Denna beror i sin tur på i vilken **biologisk fas** sjön befinner sig. Ju mer försurningspåverkad en sjö är desto större blir de biologiska förändringarna.

De biologiska förändringarna innebär alltså en förändrad struktur på organismsamhället, vilket också kommer att leda till en förändrad funktion i ekosystemet. Slutresultatet av en lyckad kalkning blir kanske inte ett återskapat ekosystem men i alla fall ett "normaliserat" ekosystem.

För att undvika stora biologiska omvälvningar bör man kalka en försurad sjö innan den drabbas av biologiska skador, dvs när pH börjar sjunka under 6. Motsvarande gäller vid omkalkningar.

Predation och konkurrens viktiga mekanismer

Det är framför allt **predation** och **konkurrens** som orsakar de biotiska interaktionerna. Detta kan ske mellan eller inom olika grupper som t ex sjöfågel - fisk - frilevande evertebrater - djurplankton - bottenfauna.

Predation och *Holopedium gibberum*

Ett bra exemplet på predationens betydelse är förekomsten av den lilla hinnkräftan Holopedium gibberum. Trots att den är liten är den stor för att vara ett djurplankton, vilket innebär att den är ett attraktivt byte för fisk. Den lever därför normalt i näringsfattiga och därmed fiskglesa sjöar.

När försurningen sätter in försvinner fisken successivt. Då ökar de s k evertebratpredatorerna, t ex buksimmare och planktonmyglarver. Dessa äter också Holopedium, som därför minskar i antal eller helt försvinner.

När sjön kalkas kan fisken återvända (eller inplanteras). Den betar då ned beståndet av evertebratpredatorer kraftigt och då får Holopedium åter möjlighet att öka i antal.

Återkomsten av Holopedium är alltså orsakad av **biotiska interaktioner** - i det här fallet predation med fisk- och evertebratpredatorer inblandade. Resultatet blir alltså en normalisering av sjöns fauna.

De finns flera studier av hur Holopedium reagerat på kalkning. I Stensjön i Lerum (P län) fanns ett bestånd av endast vuxna abborrar (reproduktionen fungerade ej) när sjön kalkades. Efter kalkningen ökade mängden växtplankton, vilket gynnade Holopedium som ökade i antal. Samtidigt lyckades reproduktionen och mängder med abborryngel betade hårt på djurplanktonbeståndet. Holopedium minskade åter.

När Gårdsjön (O län) kalkades var sjön fisktom och stora bestånd av buksimmare och planktonmyggslarver satte sin prägel på djurplanktonsamhället. Holopedium var inte påträffad. Kalkningen ökade mängden växtplankton, men inga dramatiska artförändringar noterades i djurplanktonsamhället. Två år efter kalkningen sattes fisk in och evertebratpredatorerna blev nedbetade. Efter ytterligare ett par år kunde Holopedium noteras i Gårdsjön.

Att dessa förändringar inte är direkt kopplade till försurning bevisas av att samma förändringar visats i Lilla Stockelidsvatten (P län). Sjön är inte försurad, men fisken har i olika experiment tagits bort och åter planterats in.

Konkurrens

I Gårdsjön kan utvecklingen bland fjädermyggslarverna vara ett exempel på konkurrensens betydelse. När sjön var sur utgjorde släktet Chironomus en betydande andel av fjädermyggsfaunan. Efter kalkning minskade den i antal samtidigt som Sergentia ökade. Liknande resultat har erhållits i andra sjöar som kalkats. Det har dock inte gjorts några speciella experiment så att det är inte helt fastställt om det rör sig om konkurrens, men det är inte osannolikt.

Däremot har relationerna mellan andfågeln knipa och abborre studerats i en serie experiment. Båda arterna utnyttjar större evertebrater som föda. Man har konstaterat att knipan i första hand väljer sjöar som är fisktomma (försurade), dvs där det finns gott om dessa evertebrater. Abborren är alltså den starkare konkurrenten. Även om det inte visats vetenskapligt, borde alltså det omvända förhållandet gälla, dvs att knipan "missgynnas" av att en sjö kalkas och återfår ett normalt fiskbestånd.

Andra exempel på konkurrens är vitmossans invasion på grundbotten i försurade sjöar. Vitmossan breder ut sig och de naturligt förekommande arterna som t ex notblomster får inte tillräckligt med ljus och konkurreras alltså ut.

Slutord

Biotiska interaktioner kan alltså förklara en del av de förändringar som sker i samband med försurning och kalkning av sjöar. Det gäller också sannolikt i stor utsträckning också i rinnande vatten. Här har redovisats några tydliga exempel, men man kan räkna med att många andra förändringar också till en del beror på detta växelspel mellan olika arter.

FISKEVÅRDSÅTGÄRDER I KALKADE VATTEN

BJÖRN BERGQUIST

FISKERISTYRELSENS SÖTVATTENSLABORATORIUM

GÖTEBORG 7 JUNI 1990

GÄVLE 14 JUNI 1990

FISKEVÅRDSÅTGÄRDER I KALKADE VATTEN

Björn Bergquist
Sötvattenslaboratoriet
170 11 DROTTNINGHOLM

1. NATURLIG ÅTERKOLONISATION

Det främst de strömlevande arterna lax och öring som har lätt att återkolonisera. De tillhör tyvärr också de mest känsliga arterna vid försurning (Tabell 1).

Tabell 1. Frekvens (%) av utslagna och återkoloniserade fisk populationer i försurade, respektive kalkade sjöar (Efter Bergquist 1991).

Fiskart	Förekomst (antal sjöar)	Utslagna bestånd		Återkoloniserade bestånd	
		%	(N)	%	(N)
Elritsa	33	70	(23)	26	(6)
Öring	37	40	(15)	40	(6)
Mört	62	35	(22)	36	(8)
Röding	27	30	(8)	0	(0)
Sik	23	26	(6)	50	(3)
Lake	26	23	(6)	33	(2)
Löja	9	22	(2)	*	(2)
Siklöja	24	17	(4)	*	(2)
Brax	14	14	(2)	*	(2)
Gers	15	13	(2)	*	(0)
Gädda	60	8	(5)	40	(2)
Abborre	84	2	(2)	*	(1)

Andra arter som drabbas hårt av försurningen är röding, elritsa och mört. Bland dessa har framförallt rödingen stora svårigheter att återkolonisera sjöar där den har blivit utslagen genom att dess förekomst i södra Sverige är begränsad till ett fåtal stora och djupa sjöar. Även elritsa och mört har dock svårigheter att återkolonisera i kalkade vatten. Orsakerna till detta kan tex vara otillräckligt förbättrad vattenkvalite och vandringshinder.

2. BIOLOGISK ÅTERSTÄLLNING

2.1 Biotopvård

Biotopvården syftar dels till att förbättra reproduktionsmöjligheterna, tex genom anläggande av lekbottnar, och dels till att förbättra uppväxtmiljön för den äldre fiske så att överlevnaden ökar. Studier i okalkade vattendrag och erfarenheter från utländska undersökningar har visat att åtgärden oftast ger mycket bra resultat.

2.2 Åtgärdande av vandringshinder

Vandringshindren kan åtgärdas på olika sätt tex genom utrivning av gamla dammar, byggande av fiskvägar, förbättring av befintliga fiskvägar och förbättring av vägtrummor. Åtgärderna underlättar återkolonisationen av utslagna arter och ökar tillgången av reproduktionslokaler. En ökad produktion av lax- och öringsmolt efter åtgärdande av vandringshinder har noterats i flera vattendrag på västkusten.

2.3 Återintroduktion

En av de första fiskarterna som återintroducerades i försurade sjöar efter kalkning var röding och i flera fall har detta givit bra resultat. Efter återintroduktion har rödingfångsten redan efter några år nått upp till den nivå som man har andra röding-sjöar. Även återintroduktion av öring och kräfta har givit bra resultat i många vatten. För kräfta (i huvudsak signalkräfta) gäller dock att en omfattande utsättning erfordras samtidigt som det tar tid innan ett fiskbart bestånd har etablerats.

Tyvärr har utsättningarna huvudsakligen varit inriktade på lax-fiskar och kräfta. Ekologiskt viktiga arter som mört, siklöja, sik och elritsa återintroduceras tyvärr relativt sällan trots att dessa är mindre förekommande än väntat kalkade sjöar. Dessa arter är viktig bytesfiskar för abborre, gädda, öring och röding.

2.4 Förstärkningsutsättning

När det gäller förstärkningsutsättningar har intresset varit störst för öring och kräfta. För öring kan i vissa fall både naturvårdsintresset och fiskevårdsintresset gå hand i hand och det är när hotade flodpärlmusselbestånd behöver räddas genom stödutsättning av öring.

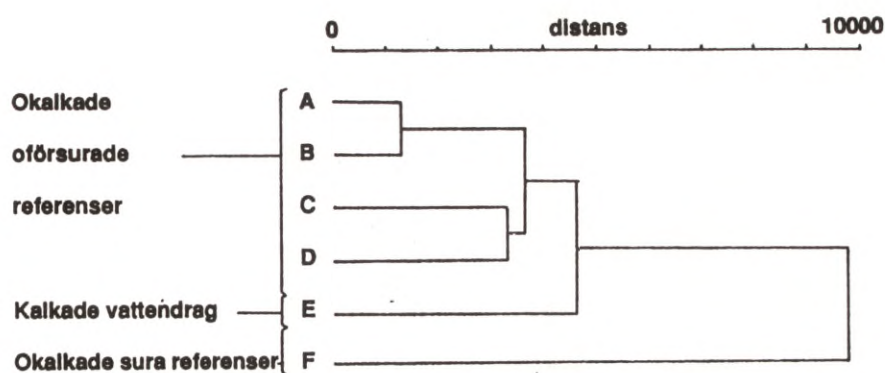
2.5 Decimeringsfiske

Metoden har tyvärr ej prövats i någon större utsträckning i kalkade vatten utan i första hand i vatten där man har velat reducera mängden "skräpfisk", tex mört och braxen. Man kan särskilja två typer av decimeringsfiske dels ett riktat fiske efter en eller två arter, och dels en sk total utfiskning där all fisk tas upp. Den senare metoden har på senare tid i första hand använts för att reducera Hg-halten i fisk (gädda och abborre).

I försurningsskadade och kalkade vatten har det ofta genom reproduktionsskador och utslagning av arter uppstått förändringar i fiskbeståndens artbalans och storlekssammansättning. Med hjälp av decimeringsfiske kan en snabbare återgång till det ursprungliga jämviktsläget erhållas. Riktat fiske efter gädda har t.ex. använts för att minska predationen på öring, medan riktat fiske efter abborre har t.ex. använts som metod för att minska predationen på kräfta av abborre. För att nå bra resultat krävs i allmänhet att minst 25% av fiskbiomassan tas bort. Detta gör att metoden med rimliga insatser är begränsad till mindre sjöar (<50 ha).

FIG 1.

RESULTERAR KALKNING I ETT NATURLIGT BOTTENFAUNASAMHÄLLE?



Figur 1. Jämförelse av likheterna (cluster analys) i bottenfaunans artsammansättning i försurade, kalkade, respektive okalkade ej sura vattendrag (Data P-E Lingdell, Lingdell & Bergquist 1991 (under bearbetn.).

A = vattendrag > 5 m breda och alkalinitet 0.10 - 0.25 mekv/l

B = " " " " 0.25 - 0.50 "

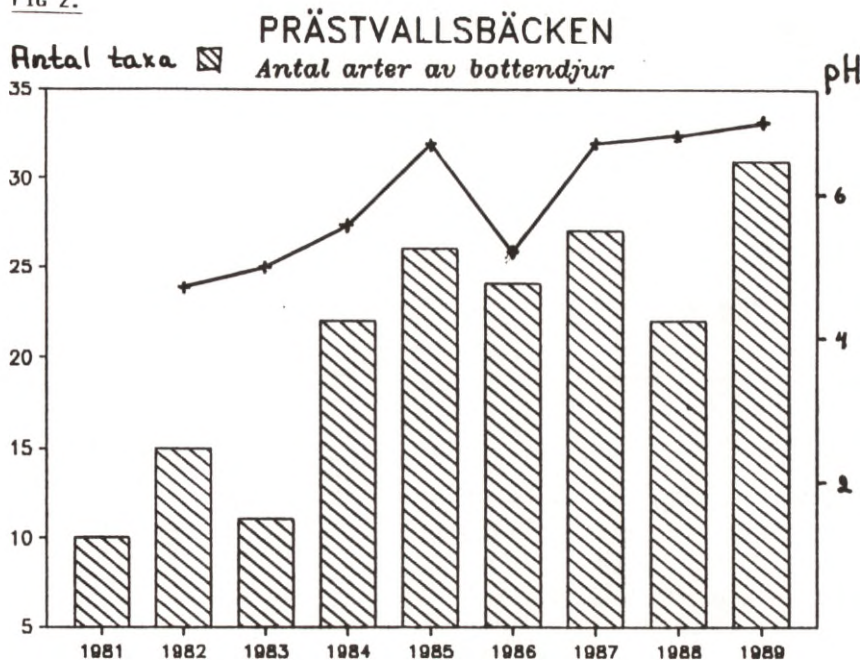
C = " < 5 m breda " 0.10 - 0.25 "

D = " " " " 0.25 - 0.50 "

E = vattendrag med varierande bredd och alkalinitet

F = " " och saknar alkalinitet (0)

FIG 2.

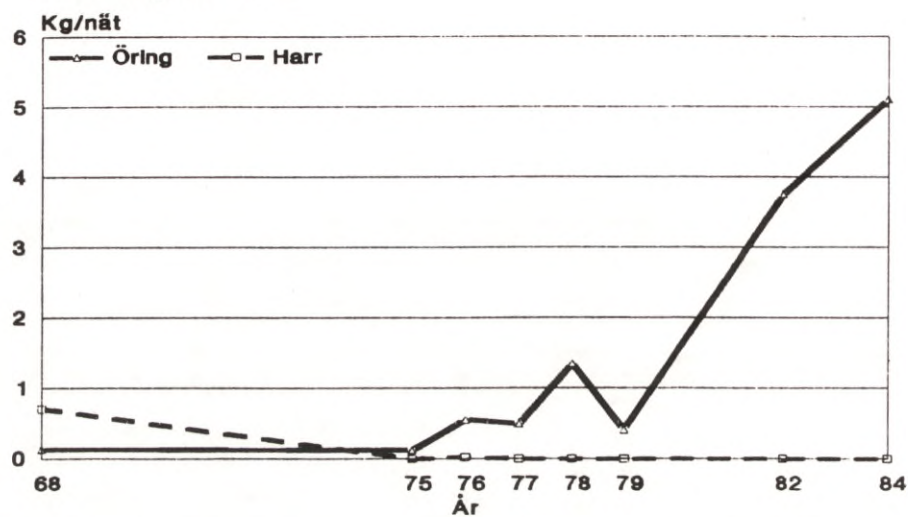


Figur 2. Antalet arter av bottendjur i Prästvallsbäcken, Delsbo, efter kalkning (Data P-E Lingdell).

FIG 3.

Fulufjället, NV Dalarna
Lilla Harrsjön
Kalkad första gången 1976

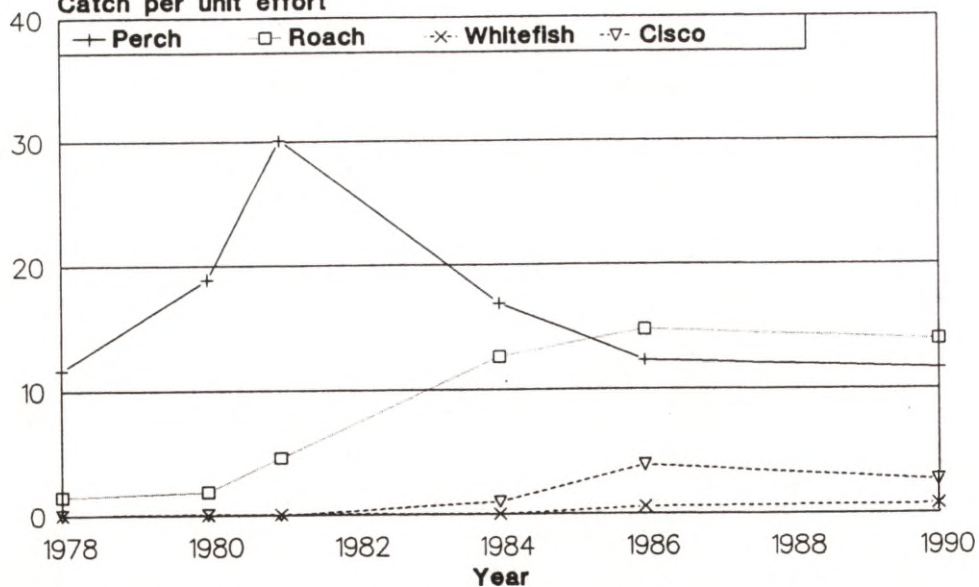
Harr dog ut 1976!



Figur 3. Fångst (kg/anstr.) av öring och harr i Lilla Harrsjön, Fulufjäll, Kopparbergs län, före och efter kalkning.

FIG 4.

Catch per unit effort

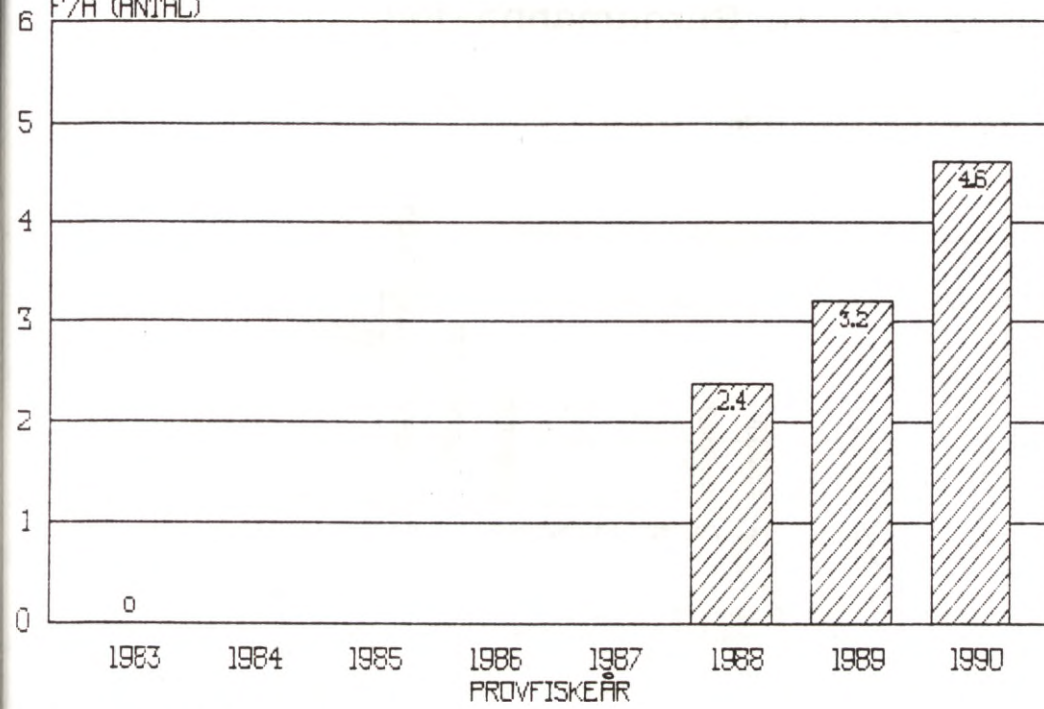


Figur 4. Fångst (antal/anstr.) av abborre, mört, sik och siklöja i Hjartaredssjön, Ullared, efter kalkning 1979.

FIG 5.

FÅNGST AV MÖRT I HUSEVATTNET

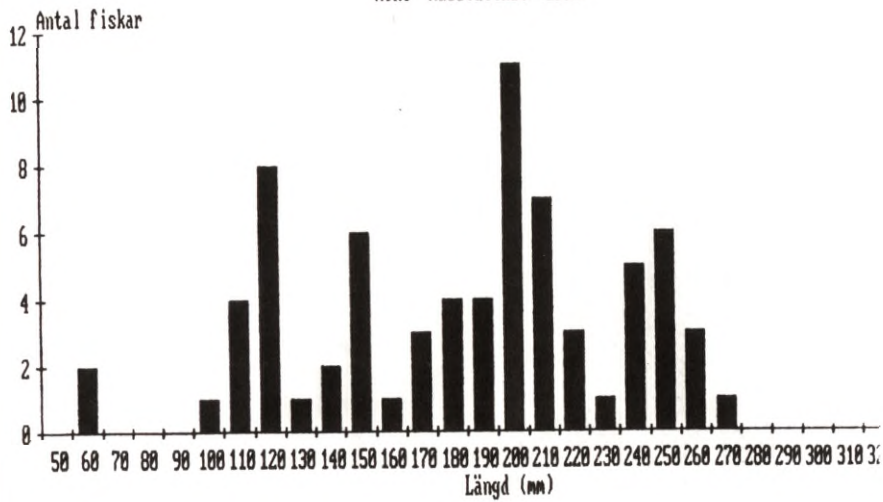
F/A (ANTAL)



Figur 5. Fångst (antal/anstr.) av mört i Husevattnet, Kynnefjäll, före och efter kalkningen 1985.

FIG 6.

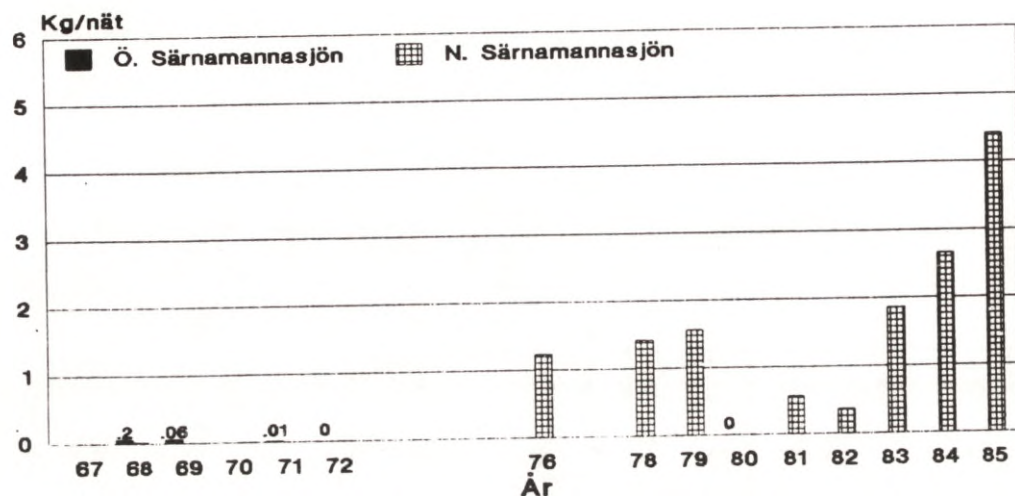
MÖRT Husevattnet 1990



Figur 6. Längdfördelningen hos fångad mört i Husevattnet, Kynnefjäll, juli 1990.

FIG 7.

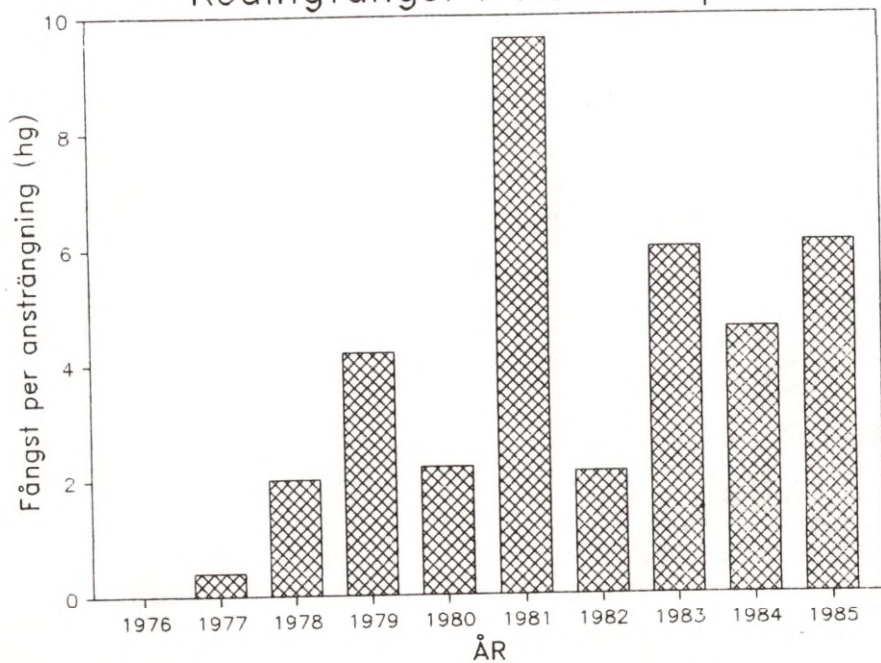
Fulufjället, NV Dalarna
Rödingen dog ut 1967-71
Återutsättning 1975-76 i N. Särnamannasjön



Figur 7. Fångst av röding (kg/anstr.) i Nedre Särnamannasjön, Fulufjället, efter kalkning och återintroduktion 1975-1976.

FIG 8.

Rödingfångst i V:a Skälsjön

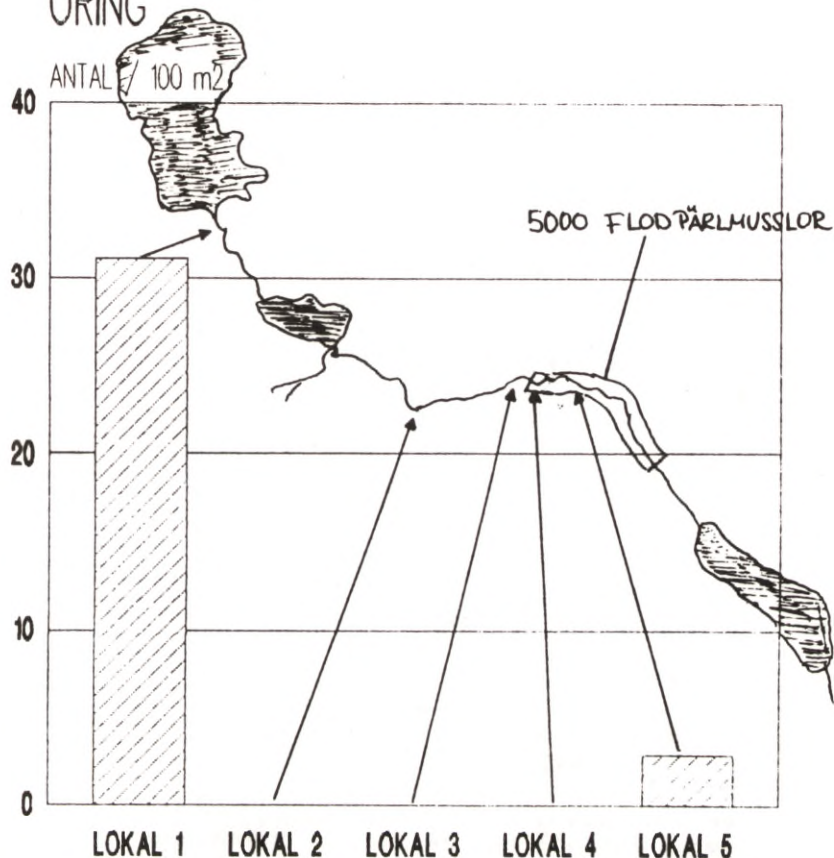


Figur 8. Fångst av röding i Västra Skälsjön, Malingsbo-Kloten, efter kalkning och återintroduktion 1976.

FIG 9.

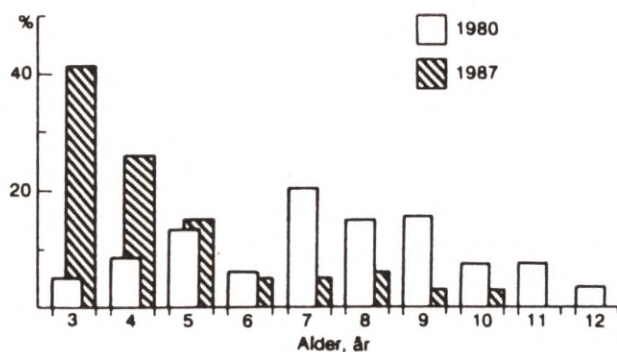
VÄGSJÖBÄCKEN 1987

ÖRING

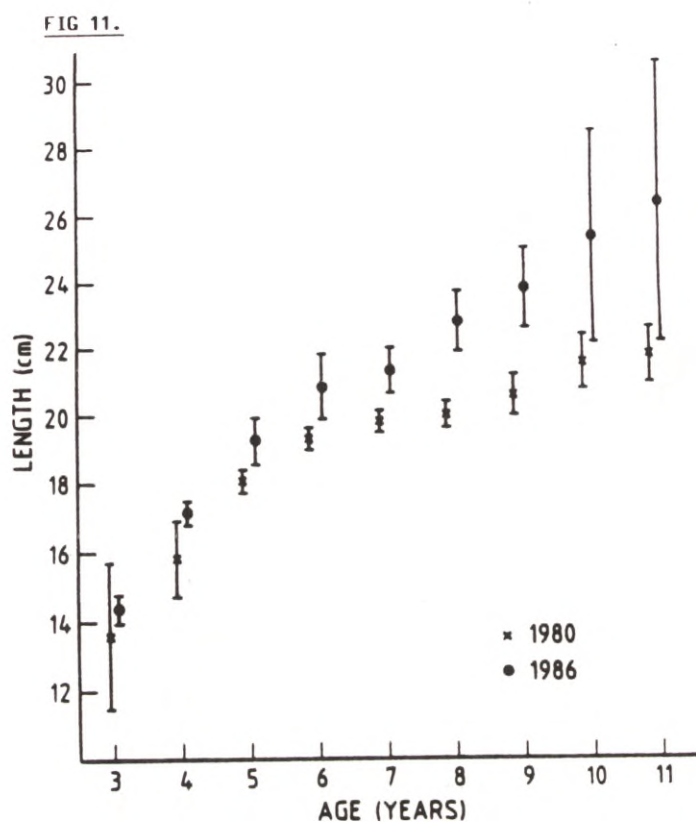


Figur 9. Förstärkningsutsättning av öring i Vågsjöbäcken, Köpings kommun, för att rädda bestånd av flodpärlmussla. Under åren 1989 och 1990 har 10 000 öringyngel blivit utsatta.

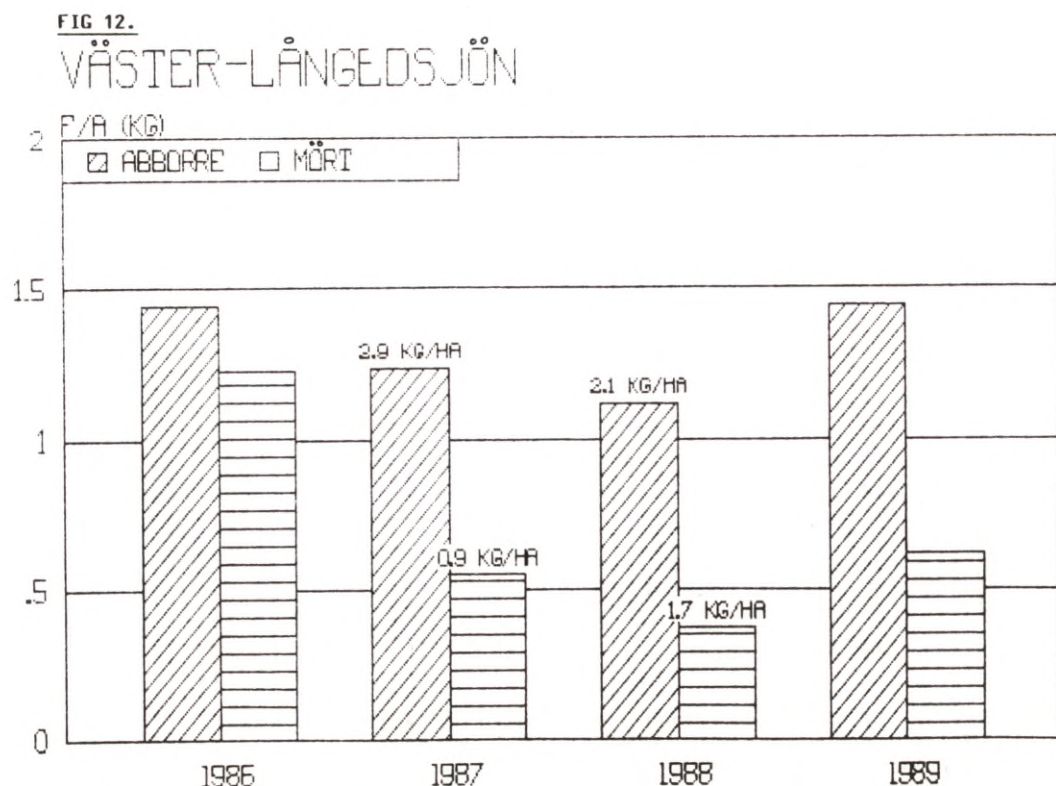
FIG 10.



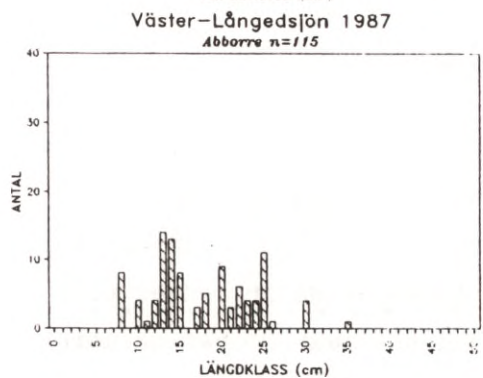
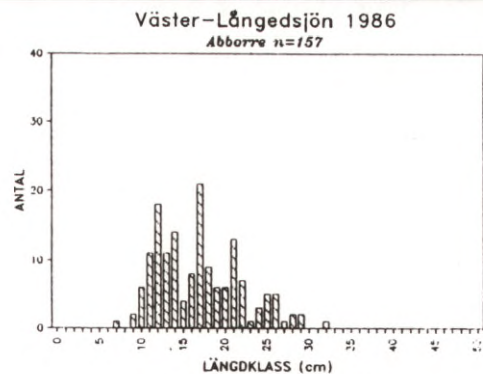
Figur 10. Den procentuella åldersfördelningen hos fångad röding i Takvatn, Norge, före utfiskning (1980) och 4 år efter att utfiskningsprogrammet hade börjat (1987). (Efter Grotnes & Klementsén 1989)



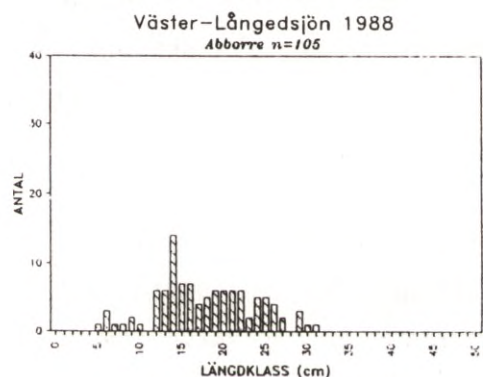
Figur 11. Längd vid given ålder hos röding i Takvatn, Norge, 1980 och 1986 (95% konfidensintervall har angivits). (Amundsen 1989)



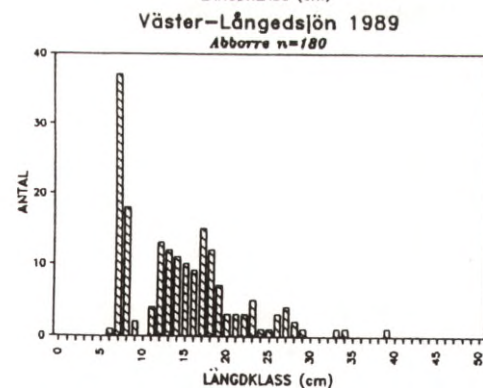
Figur 12. Fångst (kg/anstr.) av abborre och mört i Väster-Långedsjön före och efter utfiskning (1987-1988). Uttag per ha av respektive fiskart har angivits i figuren.



Utfiskad 8705-8706: 2.9 kg,
abborre



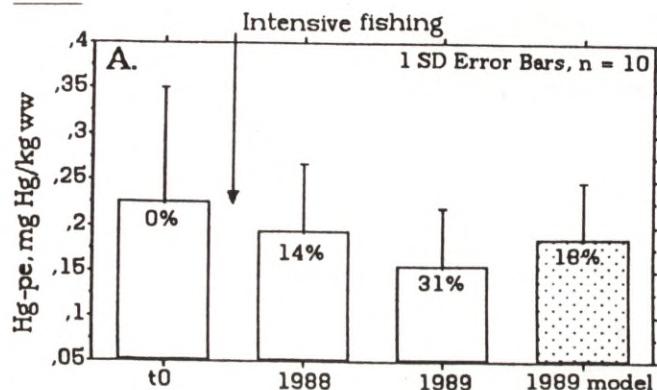
Utfiskad 8805-8806: 2.1 kg
abborre



Figur 13.

Längdfördelningen hos fångad abborre i Väster-Långedsjön under perioden 1986-1989 (utfiskning 1987-1988).

FIG 14



Figur 14. Hg-halten (Hg-pe) i abborre (l+) före utfiskning (t0), 1988, 1989 och modellberäknade data på Hg-pe för 1989. Den procentuella haltminskningen är angiven i staplarna i förhållande till värdet före åtgärd. (Efter Håkansson 1990).

1990-06-14

UTTALANDE

KALKNING AV SJÖAR OCH VATTENDRAG

För tredje året i rad minskar de reella anslagen till kalkningsverksamheten. Vi närmar oss nu den nivå där till och med omkalkningarna är i farozonen. Samtidigt blir försurningsproblematiken allt allvarligare. Även i områden som för ett fåtal år sedan betraktades som opåverkade, t ex Norrlands inland och fjälltrakter, har skadorna visat sig vara omfattande. Det skall också framhållas att kalkningen fungerar bäst om den sätts in innan djupgående biologiska skador hunnit uppkomma. Inte ett öre har beviljats för detta mycket angelägna ändamål.

I ett europeiskt perspektiv förfogar Sverige över unika akvatiska miljöer, både i fråga om antal och beskaffenhet. Vi konstaterar att våra styrande politiker inte tillmäter våra vatten det värde som de borde ha. Det är ett underbetyg åt Sverige som kulturnation.

Vi kräver:

- Att omkalkningarna tryggas, annars ödeläggs de värden som byggts upp genom den hittillsvarande verksamheten.
- Att ytterligare medel tillförs så att det behov av nykalkningar som specificeras i länsstyrelsernas regionala kalkningsplaner kan tillgodoses.

Uttalandet antaget vid Naturvårdsverkets och Fiskeristyrelsens kalkkonferenser i Göteborg den 7 juni 1990 och i Gävle den 14 juni 1990.

Kopia: Miljödepartementet
Tidningarnas Telegrambyrå (TT)

Abrahamsson, I
 Ahlberg, Stig
 Almer, Brodde
 Andersson, Ulf
 Arfwidsson, Alf
 Ask, Lars
 Axelsson, Lennart
 Bengtsson Bo
 Bengtsson Roland
 Bergström, S-E
 Bernatsson, K-E
 Bohlin Jonny
 Bryngelsson, J
 Börje, Mats
 Carlsson, Ulf
 Carlstrand, Håkan
 Claesson, Kurt
 Collvin, Lars
 Dahl, Elisabeth
 Dahlgren, Ove
 Elvingson, Per
 Ervalli, Katarina
 Erlandsson, Sven
 Granstrand, Gunnar
 Grenholm, Anna
 Grönlund, Börje
 Gustafsson, Sture
 Hegna, Kjell
 Hellström, Monica
 Henriksson, B-I
 Hermansson, Björn
 Hultin, Jan
 Höglind, Key
 Jaldemark, Bernh
 Jansson, Tomas
 Johansson, Kjell
 Johansson, Rolf
 Juhlin, Lars
 Karlsson, J-E
 Landberg, C-L
 Larsson, Mats-Ola
 Larsson, Per-Erik
 Lovhogden, Finn
 Lundgren, Hans
 Lundh, Inge
 Medin, Mats
 Möller, Lars
 Nyberg, Eva
 Olsson, Gösta
 Olsson, Åsa
 Palmgren, A-M

Terra-Limmo Gr AB
 Mangskog
 Fisken i Hall län
 Borås Kommun
 Undens Fvof
 Fiskerist Göteborg
 Svenljunga kommun
 Fiskerist Göteborg
 IVL-Aneboda
 Marks Kommun
 Fiskerist Göteborg
 Partille kommun
 Samhall Erress
 Fiskerist Göteborg
 IVL Göteborg
 Sportfiskarna
 Varbergs kommun
 Göteborgsgr kom förb
 Lest Kristianstad
 Ainars Kommun
 Sv Naturskyddsforen
 Lest i Göteborg o Bohus
 Sv kalkforeningen
 Hydroconsult
 Arjäng
 Lest Norrbottens län
 Svenska Mineral
 Dir Naturforv Norge
 Borås kommun
 Fisken Gbg Univ
 Mellensås Kommun
 Partille Kommun
 Fisken Gbg o Bohus
 Saffle kommun
 Borås kommun
 Fiskerist Göteborg
 Lest Skaraborgs län
 Uppvidinge Kommun
 Fisken Gbg o Bohus
 Miljövård Gbg Univ
 Lest Östergöti län
 Inst for Naturforsk
 Emmaboda Kommun
 Fisken Gbg o Bohus
 Bollebygd
 Lest Kristianst län
 Trollhättans kommun
 Fiskerist Göteborg
 Lest Kronobergs län
 Lest Östergöti län

Inledare: Kjell A Mattsson
 Landshövding i Göteborgs
 och Bohus län

Persson, Bengt
 Pettersson, Lars
 Pettersson, Göran
 Pettersson, Johan
 Rehnberg, Kristina
 Rolandsson, V
 Sahlin, Lotta
 Sandöy, Stinar
 Sannum, Miriam
 Scharerling, Kjell
 Schibli, Hans
 Silverin, Solveig
 Skoglund, Per-Olof
 Sunesson, Kenneth
 Svahn, Jarl
 Saren, Dick
 Troedsson, Bo
 Vikse, Per
 Weidelman, Gunnel
 Åslund, Jan-Erik
 Öjstrand, B-M

Säffle Kommun
 Terra-Limmo Gr AB
 Lest Vämlands län
 Fisken Kristianst
 Göteborgsgr kom förb
 Lest Älvsborgs län
 Marks Kommun
 Dir Naturforv Norge
 Tranemo kommun
 Lest Östergöti län
 Lest Hallands län
 Lest i Kalmar län
 IVL-Aneboda
 Halmstad kommun
 Fisken Skarab län
 Borås Kommun
 Vetlanda kommun
 Fylkesh Arendal
 Lest Kronob län
 Lest Jämtlands län
 Arjängs kommun

Fiskerist Sötv lab
 Fiskerist Sötv lab
 Lest Jönköpings län
 St Naturvårdsverk
 Fiskerist Sötv lab
 Marks kommun
 Lest Gbg o Bohus län
 Zool inst Gbg Univ
 INFRA Alvsjö
 Zool inst Gbg Univ
 Fiskerist Göteborg

ORGANISATION:
 Bogelius, Anders
 Rodin, Ingrid

Inledare: Per Wrammer, Fiskeristyrelsen
 Generaldirektör

FÖRELÄSARE:
 Appelberg, Magnus
 Bergquist, Björn
 Blomqvist, Peter
 Brodin, Yngve
 Degerman, Erik
 Härmösands kommun
 Dickson, William
 Ekström, Christina
 Eriksson, Fritz
 Långgren, Gunilla
 Stålhandske, Pia

ORGANISATION:
 Bogelius, Anders
 Rodin, Ingrid

Fiskerist Sötv lab
 Fiskerist Sötv lab
 Limn inst Upps univ
 St Naturvårdsverk
 Fiskerist Sötv lab
 St Naturvårdsverk
 St Naturvårdsverk
 Örsundsbro
 Lest i Gävle län
 Fiskerist F-enheten

Lest i Västerb län
 Ockelbo kommun
 St Naturvårdsverk
 Hudiksvalls kommun
 Lest i Västerb län
 Hedemora kommun
 Fiskerist Sötv lab
 Lest i Västerb län
 Fisken i Gävle län
 Sandvikens kommun
 Härmösands kommun
 Sollefteå kommun
 Fisken i Uppsala län
 Fisken i Gävle län
 Lest i Västerb län
 Ing, firman P Grahn
 Sala kommun
 Lest i Västerb län
 Eskilstuna kommun
 Vat.miljöst,Finland
 Sundsvalls kommun
 Lest i Gävle län
 Västerbergs Folkhsk
 Härjedalens kommun
 Korsnäs AB
 Sollefteåortens fvo
 Polhemsskolan Gävle
 Norralla-Trönö fvo
 Fiskerist Sötv lab
 Sandvikens kommun
 Flens kommun
 Jämtl län fivaägfb
 Fiskerist Sötv lab
 Örnköldsviks kom
 Fisken Västerb län
 Domänverket, Falun
 Eskilstuna kommun
 Fiskerist Sötv lab
 Ockelbo kommun
 Lest Västmanl län

PROGRAM

KONFERENS OM EFFEKTER AV KALKNING, TORSDAG DEN 14 JUNI 1990, VÅRDSKOLAN, GÄVLE.

08.00-09.00	REGISTRERING	
09.00-09.15	INLEDNING	PER WRAHNER Generaldirektör, Fiskeristyrelsen
09.15-09.45	FÖRSURNING OCH KALKNING, IDAG OCH IMORRON	YNGVE BRODIN Naturvårdsverket
09.45-10.15	VATTENKEMI	WILLIAM DICKSON Naturvårdsverket
10.15-10.45	KAFFE/TE	
10.45-11.00	VATTENKEMI, Erfarenheter från försöksverksamheten.	PIA STALHANDSKE Fiskeristyrelsen
11.00-11.30	MARK- OCH VATTENVEGETATION	FRITZ ERIKSSON örsundsbro
11.30-12.00	DJURPLANKTON	CHRISTINA EKSTRÖM Naturvårdsverket
12.00-13.00	LUNCH	
13.00-13.30	LÄGRE FAUNA	GUNILLA LINDGREN Länsstyrelsen i Gävleborgs län
13.30-14.00	VÄXTPLANKTON	PETER BLOMGVIST Uppsala universitet, Limnologiska inst.
14.00-14.30	FISK OCH KRÄFTA I VATTENDRAG	ERIK DEGERMAN Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
14.30-15.00	KAFFE/TE	
15.00-15.30	FISK OCH KRÄFTA I SJÖAR	MAGNUS APPELBERG Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
15.30-15.50	BIOLOGISKA INTERAKTIONER EFTER KALKNING	PETER BLOMGVIST Uppsala universitet, Limnologiska inst.
15.50-16.05	PAUS	
16.05-16.25	BIOLOGISKA INTERAKTIONER EFTER KALKNING	MAGNUS APPELBERG Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
16.25-16.45	ATERSTÄLLNING AV FLORA OCH FAUNA	BJÖRN BERGGUIST Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
16.45-17.30	DISKUSSION	
17.30 ca	AVSLUTNING	

PROGRAM

KONFERENS OM EFFEKTER AV KALKNING, 7 JUNI 1990, HOTELL SHERATON, GÖTEBORG

08.00-09.00	REGISTRERING	
09.00-09.15	INLEDNING	KJELL A MATTSSON Landshövding i Göteborgs och Bohus län
09.15-09.45	FÖRSURNING OCH KALKNING, IDAG OCH IMORRON	YNGVE BRODIN, Naturvårdsverket
09.45-10.15	VATTENKEMI,	OLA BROBERG, Länsstyrelsen i Jönköpings län
10.15-10.45	KAFFE/TE	
10.45-11.00	VATTENKEMI, Erfarenheter från försöksverksamheten.	PIA STALHANDSKE, Fiskeristyrelsen
11.00-11.30	MARK- OCH VATTENVEGETATION	THOMAS RAFSTEDT, Infra k AB
11.30-12.00	VÄXTPLANKTON	STEFAN LARSSON, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län
12.00-13.00	LUNCH	
13.00-13.30	DJURPLANKTON	JAN STENSSON, Göteborgs univ. Zool inst
13.30-14.00	LÄGRE FAUNA	HANS NYMAN och LENNART HENRIKSSON Marks kommun
14.00-14.30	FISK OCH KRÄFTA I VATTENDRAG	ERIK DEGERMAN Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
14.30-15.00	KAFFE/TE	
15.00-15.30	FISK OCH KRÄFTA I SJÖAR	MAGNUS APPELBERG Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
15.30-16.15	BIOLOGISKA INTERAKTIONER EFTER KALKNING	MAGNUS APPELBERG, LENNART HENRIKSSON Marks kommun
16.15-16.45	ATERSTÄLLNING AV FLORA OCH FAUNA	BJÖRN BERGGUIST, Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm
16.45-17.30	DISKUSSION	
17.30 ca	AVSLUTNING	





Fiskeriverkets bibliotek



2 018 508 8246 AD

DENNA RAPPORT GER EN UNIK SAMMANFATTNING AV KEMISKA OCH BIOLOGISKA EFFEKTER VID SJÖ- OCH VATTENDRAGSKALKNING. RAPPORTEN INNEHÅLLER REFERAT AV FÖREDRAG SOM HÖLLS VID DE AV FISKERISTYRELSEN OCH NATURVÅRDSVERKET ARRANGERADE KALKNINGSKONFERENSERNA I GÖTEBORG OCH GÄVLE I JUNI 1990.

RAPPORTEN RIKTAR SIG FRÄMST TILL TJÄNSTEMÄN PÅ KOMMUNER OCH LÄNSSTYRELSER SAMT TILL ORGANISATIONER SOM ARBETAR MED FÖRSURNINGS- OCH KALKNINGSFRÅGOR.

Fiskeristyrelsen

Box 2565

403 17 GÖTEBORG

Tel: 031/63 03 00

Fax: 031/13 50 69