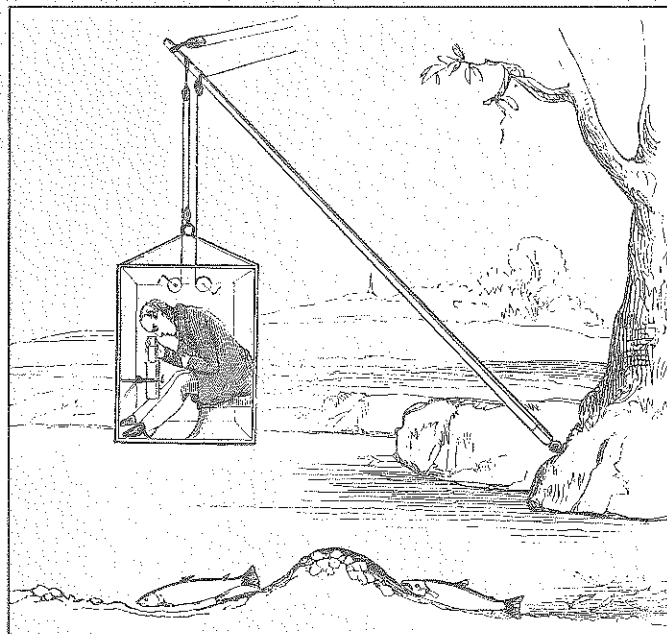


Nr 1 1990

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



MAGNUS APPELBERG
CHRISTINA EKSTRÖM
EINAR HÖRNSTRÖM

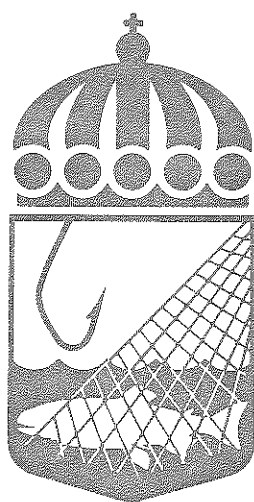
Stora Härsjön - ett exempel på integrerad
uppföljning av kalkningens effekter

INNEHÅLL

MAGNUS APPELBERG
CHRISTINA EKSTRÖM
EINAR HÖRNSTRÖM

Stora Härsjön - ett exempel på integrerad
uppföljning av kalkningens effekter

Sid. 1-20



FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

STORA HÄRSJÖN - ETT EXEMPEL PÅ INTEGRERAD UPPFÖLJNING AV KALKNINGENS EFFEKTER

Magnus Appelberg¹
Christina Ekström²
Einar Hörnström²

¹ Sötvattenslaboratoriet, 170 11 DROTTNINGHOLM

² Statens Naturvårdsverk, 171 85 SOLNA

"...ecology is still not regarded in most nations as a continuing need, but as a luxury to be performed only if the national budget permits after defense, welfare, sports and other activities are funded." (Schindler 1990)

SAMMANFATTNING

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 Fiskerystyrelsen år 1989 ett integrerat monitoring program (Integrerad Kalknings Effekt Uppföljning; 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 Hårsjön analyserats i följande arbete. 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 µg/l. Den pelagiala faunan bestod endast av några få försurningståliga 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. 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. 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.

Före kalkningen styrdes ekosystemet i St Hårsjön 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 artsammansättningen. 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. Speciellt i slutet av undersökningsperioden kan man anta att interaktionerna mellan och inom de olika trofinivåerna troligen spelar en väsentlig roll.

Av uppföljningen i St Här sjön 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. Större tonvikt måste också läggas vid de kvantitativa och de kvalitativa relationerna mellan och inom de olika trofinivåerna.

INTRODUKTION

Den svenska uppföljningen av kalkningens effekter på sjöar och vattendrag har sedan 1970-talet presenterats i ett flertal artiklar och rapporter. I huvudsak har dessa beskrivit kalkningens korttidseffekter på kemiska processer och förändringar av biota med tonvikt på direkta samband mellan förändrad vattenkemi och utvecklingen av enskilda organismer eller organismgrupper (Persson 1987). Uppföljningen har dels inriktats på mekanismstudier, dels på mer regionala undersökningar. Undantag från detta finns, varav helekosystem-studien Gårdsjöprojektet utgör den mest omfattande inom landet (se Andersson och Olsson 1985, Dickson 1988).

En betydelsefull faktor för studier av det biologiska livet i ett vatten är den tidsskala som omfattas. Akvatiska system byggs upp av organismer med generationscykler från mindre än ett dygn till sådana som omfattar flera år. Mekanistiska korttidsstudier är nödvändiga för den djupare förståelsen av systemets funktion, men räcker inte för att förklara de långsiktiga förändringarna efter kalkning. I en litteraturoversikt av kalkningens effekter på biota konstaterade Weatherly (1988) att det krävs en avsevärt utökad kunskap om ekosystemets långsiktiga funktion och stabilitet efter kalkning för att utvecklingen skall kunna förutses. Kalkningens långsiktiga effekter illustreras också av de variationer i fisksamhället som observeras mer än 10 år efter första kalkningsinsatsen (Appelberg och Degerman 1990).

Få studier har lyckats kvantifiera effekten av omgivningspåverkan på hela ekosystem trots att kunskapen om effekter av störningar på ekosystemnivå är av fundamental vikt för nyttjandet av våra naturresurser. Skälen till detta är att ekosystemen har varit för stora, svåra att avgränsa och för komplexa för att studera i sin helhet, men också genom att tidigare dokumentationen av ekosystemets struktur och funktion har varit otillräcklig. Vidare har ofta effekterna från en typ av störning inte kunnat särskiljas från effekterna av andra faktorer och den naturliga variationen (Schindler et al. 1985).

Statens Naturvårdsverks (SNV) och Fiskeristyrelsens uppföljning av ytvattenkalkningens effekter har hittills bedrivits i form av separata program inriktade på olika organismgrupper mer eller mindre oberoende av varandra (se Persson 1987). Som en följd av detta inledde SNV ett integrerat monitoringprogram (Integrerad KalkningsEffekt-Uppföljning; IKEU) 1989 i avsikt att ge en mer heltäckande långtidsövervakning av kalkningens effekter på hela ekosystemet (Brodin 1990).

För att åskådliggöra möjligheterna med ett monitoringprogram där huvuddelen av ekosystemet omfattas har i följande arbete kalkningens effekter på olika trofinivåer i en försurad och kalkad sjö (St Här sjön) vägts samman. Syftet med det föreliggande arbetet har varit att utifrån befintliga data försöka tolka utvecklingen av ekosystemet i St Här sjön efter kalkning och att i någon mån definiera de variabler som är önskvärda vid övergripande monitoring av akvatiska ekosystem. De första proverna insamlades under försurningsfasen (1971). Sjön kalkades 1977/78. I olika program har sedan utvecklingen följts fram till 1989. Trots att resultat från undersökningarna i St Här sjön finns redovisade i ett flertal rapporter, (Almer 1972, Dickson et al. 1973, Andersson 1977, Alenäs 1979, Almer och Hanson 1980, Alenäs et al. 1982, Eriksson et al. 1983, Hörnström och Ekström 1983, 1986, Alenäs 1986) saknas fortfarande en ekosysteminriktad utvärdering av sjöns utvecklingen efter kalkning.

MATERIAL OCH METODER

Bakgrund

Stora Härsjön är belägen NV Göteborg, 90 m ö h, inom Lerums och Härryda kommuner. Sjön ingår i Göta älvs vattensystem och avrinner genom Tvärån till Mölndalsån. Uppströms St Härsjön ligger 5 mindre sjöar, som alla kalkades samtidigt. Sjöns areal är 243 ha och den har ett max- och medeldjup om 42.5 respektive 15 m. Sjöns beräknade omsättningstid är ca 3.5 år. Avrinningsområdet, vars areal är 26 km², täcks i huvudsak av barrskog.

Uppgifter från augusti 1935 anger att sjöns vatten vid denna tidpunkt hade ett pH av 6.7 (mätt kolorimetriskt) och ett siktdjup om ca 5 m. Förekommande fiskarter var gädda, abborre, mört och ål (Sötvattenslaboratoriets sjöarkiv, Drottningholm). Siklöja inplanterades på 1940-50-talen, medan utsättning av vätterrödning och sik genomfördes på 1960-talet. Mörten minskade på 1950-talet och de i utloppsbäcken (Tvärån) förekommande öringarna och elritsorna hade minskat eller var helt försvunna i början av 1970-talet (Almer opubl. 1971).

Kalkningsinsats

Sjön kalkades hösten 1977/våren 1978 med 800 ton mald kalksten i en fraktion om <0.5 mm. Den beräknade givan var 18 g/m³ och varaktigheten beräknades till ca 10 år. Den relativt låga givan var beräknad med hänsyn till att kalkning samtidigt skedde i 5 uppströms liggande vatten.

Vattenkemi, fyto- och zooplankton

Provtagning utfördes av Statens Naturvårdsverk under maj, juli och augusti åren 1976-89 i sjöns centrala del. Åren 1971-72 och 1978 togs prover endast i augusti. Kemi- och fytoplanktonprovtagning skedde på 0.5 m djup, medan zooplankton insamlades medelst vertikalthävning (håvar av maskstorlek 25 och 75 µm med en diameter om 15 respektive 26 cm).

Vid flertalet provtagningar analyserades siktdjup, vattnets egenfärg, färgtal, pH, alkalinitet, konduktivitet, Na, K, Ca, Mg, Cl,

SO₄, NO₃, total-N, total-P, total-Al (ofiltrerat prov) och Si. Provtagning av totalfosfor omfattade tre parallella prov, tagna med 100 m mellanrum. Alla analyser utfördes enligt svensk standard (SIS), av Statens Naturvårdsverk.

Fyto- och zooplanktonprov konserverades i fält med Lugols lösning med ättiksyra tillsatt. Vid analysen av fytoplanktonproven undersöktes 100 ml. Frekvensen av varje art skattades enligt en skala 1-5, där 1 innebär en individ, 2 få individer, 3 frekvent förekommande, 4 mycket frekvent förekommande och 5 dominant. Sjöns trofiindex beräknades på basis av trofiskt indikativa arter och deras frekvens (Hörnström 1981). Fytoplanktons volym beräknades med hjälp av inverterat mikroskop enligt Willén (1974).

Från håvproverna analyserades zooplankton och frekvensen av olika taxa klassificerades på samma sätt som för fytoplankton. Volymerna av zooplankton bestämdes efter centrifugering i graderade glasrör.

Bottenfauna

Bottenfaunaprovtagning har genomförts i huvudsak inom ramen för 'Härskogenprojektet' (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning; IVL). Strandfaunan provtogs genom hävning med durkslag i litoralzonen (ca 0.5 m djup) 1979 och 1981. Bottenfaunaprover på djupare bottnar togs med Ekmanhuggare (yta 250 cm²) i en djupprofil vid 2, 4, 8, 15 och 20 m åren 1977, 1979, 1981 (Alenäs 1979, Alenäs et al. 1982) och 1984 (Alenäs 1986). Proverna sållades genom såll med maskstorleken 0.6 mm varefter djuren konserverades i 70% etanol. Djuren bestämdes till art eller högre grupp och räknades under stereolupp. Vid profundalprovtagningen bestämdes individerna till antal och vikt/m².

En litoral bottenfaunaprovtagning på 0.5 m djup med spark-, gräv- och slaghåvsprov (maskvidd 1 mm) genomfördes 890921 (Limnodata HB 1990). Totalt togs 30 prov inom en 50 m sträcka. Vid denna provtagning bestämdes djuren till art, släkte eller familj och antalet individer räknades.

Fisk

Provfisken har utförts i St Härsjön med 8

översiktsnät på 1-35 m djup 1971-07-27, och med 10 översiktsnät (maskstorlek 10-75 mm) på 0.5-24 m djup 1976-07-22 av Sötvattenslaboratoriet (Almer 1972, Almer och Hanson 1980). Inom ramen för projekt 'Härskogen' (Alenäs et al. 1982, Alenäs 1986) provfiskades sjön 1977-09-04, 1981-07-13 och 1984 med 14 översiktsnät med maskstorlek 10-75 mm. Provfisket genomfördes på varierande djup för att få ett så representativt urval av totalpopulationen som möjligt (Alenäs 1979). Sötvattenslaboratoriet provfiskade 1984-07-10, 1987-07-14 och 1989-08-21 på djup mellan 0-40 m med 41 nätnätter med översiktsnät (maskstorlek 6.25-75 mm) och 12 nätnätter med pelagiska skötar inom ramen för den centrala uppföljningen av kalkningens effekter på fisk. Provfiskena 1984-89 utfördes enligt den standardiserade metodik som beskrivs i Nyberg och Degerman (1988). För provfiskena 1984-89 redovisas endast fångsterna från bottennäten på djupen 0-20 m vid jämförelsen med tidigare fisken. Antal nätnätter blir därmed 30 st. Ytemperatur vid provfisket, som finns redovisade för åren 1971, 1976, 1984, 1987 och 1989, varierade mellan 18.3-20.0 °C. Undantag var 1987, då vattentemperaturen i ytan var 16.3 °C.

Åldersanalyser av abborre finns redovisade från 1971 och 1976 (Almer 1972, Almer och Hanson 1980), 1977, 1979 och 1981 (Alenäs 1979, Alenäs et al. 1982). År 1984, 1987 och 1989 genomfördes åldersanalys av abborre i Sötvattenslaboratoriets regi. Vid samtliga tillfällen har gällocksbenet (operculum) använts för åldersbestämning.

Födovalsanalys på abborre finns redovisad från 10 individer 1976 (Almer och Hanson 1980), 16 individer 1977, 65 individer 1979 och 25 individer 1981 (Alenäs et al. 1982), samt från ett okänt antal individer från provfisket 1984 (Alenäs 1986). Magarna konserverades i 70% etanol och födodjuren indelades i grupper som bestämdes kvalitativt och kvantitativt (Alenäs 1979). Födovalsanalys av abborre och siklöja genomfördes också av Sötvattenslaboratoriet 1989. Vid det senare fisket analyserades 50 trålfångade siklöjor (fångade mellan kl 22⁰⁰ och 24⁰⁰) och 67 abborrar av varierande storlek fångade med nät speciellt satta för födovalsanalys (kl 04⁰⁰-08⁰⁰). Efter fångsten konserverades magarna i 70% etanol och analyserades un-

der stereolupp. När så var möjligt bestämdes maginnehållet till art och artens andel av det totala maginnehållet uppskattades, varefter maginnehållet torkades under 24 h i 60 °C och torrvikten bestämdes.

De tämligen stora skillnaderna i samplingmetodik för födoanalyserna mellan de olika åren gör tolkningen osäker. Sannolikt har vissa födoslag redan hunnit brytas ned i de magar som kommer från de tidigare provfiskena där näten varit lagda hela natten. Detta ev. fel har inte kompenseras för.

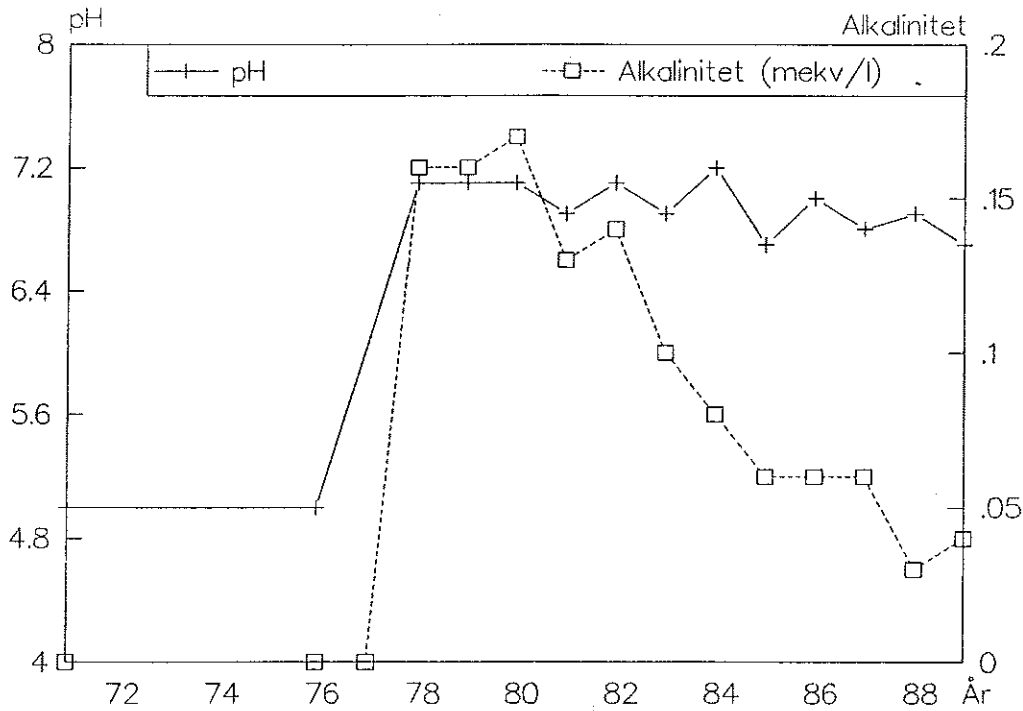
RESULTAT

Vattenkemi

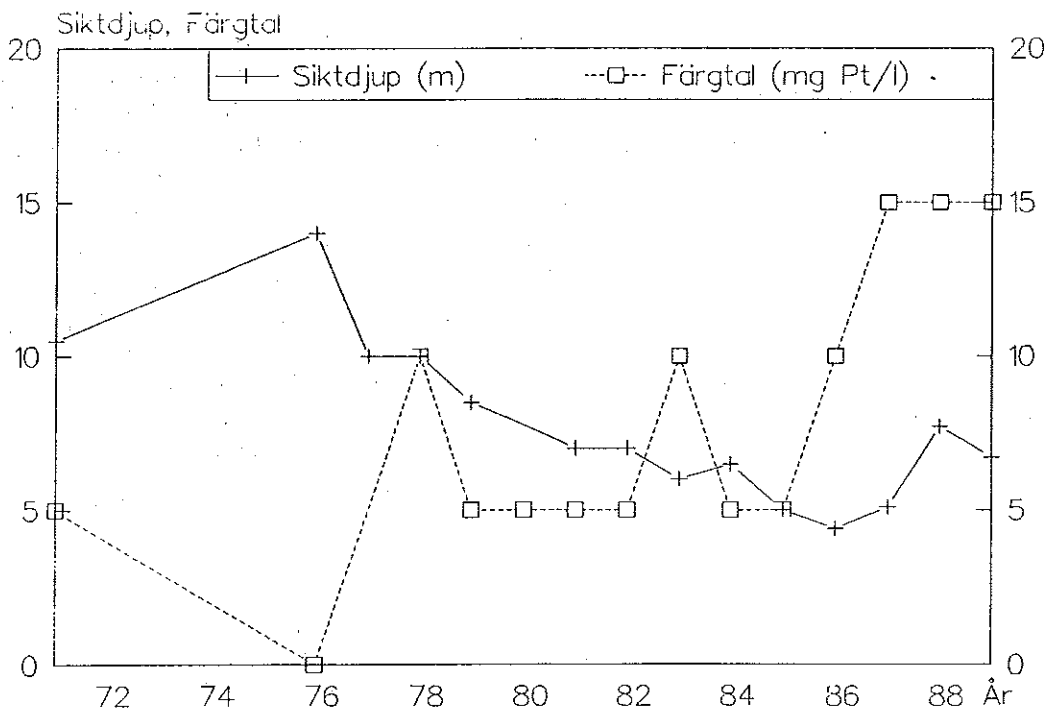
St Härsjöns pH varierade mellan 4.9 och 5.3 under perioden (1971-77) fram till kalkningen 1977/78. Det låga färgtalet, till följd av avsaknaden av humusämnen och partikulärt material, medförde en karakteristiskt blågrön färgnyans och ett siktdjup på 8-14 m (Figur 1a och b).

Efter kalkningen 1977/78 steg alkaliniteten från 0 till ca 0.16 mekv/l och höga värden noterades under ett flertal år. Åren 1988/89 hade dock sommaralkaliniteten sjunkit till under 0.05 mekv/l, medan pH-värdena fortfarande var relativt höga (Figur 1a). I augusti 1978 noterades en kortvarig men kraftig ökning av totalaluminiumkoncentrationen, medan halterna sedan sjönk till värden under de som uppmättes 1976. Under vårarna efter kalkningen var aluminiumkoncentrationerna dock fortfarande höga med ett maximum på 155 µg/l 1984. Vattnets siktdjup var relativt högt de första åren efter kalkning men minskade därefter med ca 50% (Figur 1b).

Totalfosforhalterna i St Härsjön (sommarvärden) steg de första 10 åren efter kalkning (linjär regression, $R^2=0.36$, $P<0.05$) samtidigt som siktdjupet minskade och färgtalet ökade (Figur 2). Bortsett från en omedelbar topp samma år den första kalkningen utfördes, ökade halterna från ca 2 µg P/l före kalkning (1971, 1976) till ca 6 µg P/l 1986. Senare år (1987-89) varierade halterna mellan 3 och 5.5 µg P/l (Figur 2). I augustiproverna förelåg kvävet som ett överskott av nitrat av omkring 200 µg/l t o m 1981. Därefter var koncentra-



Figur 1a. pH och alkalinitet i St Härnsjön före och efter kalkning. Sjön kalkades 1977/78.

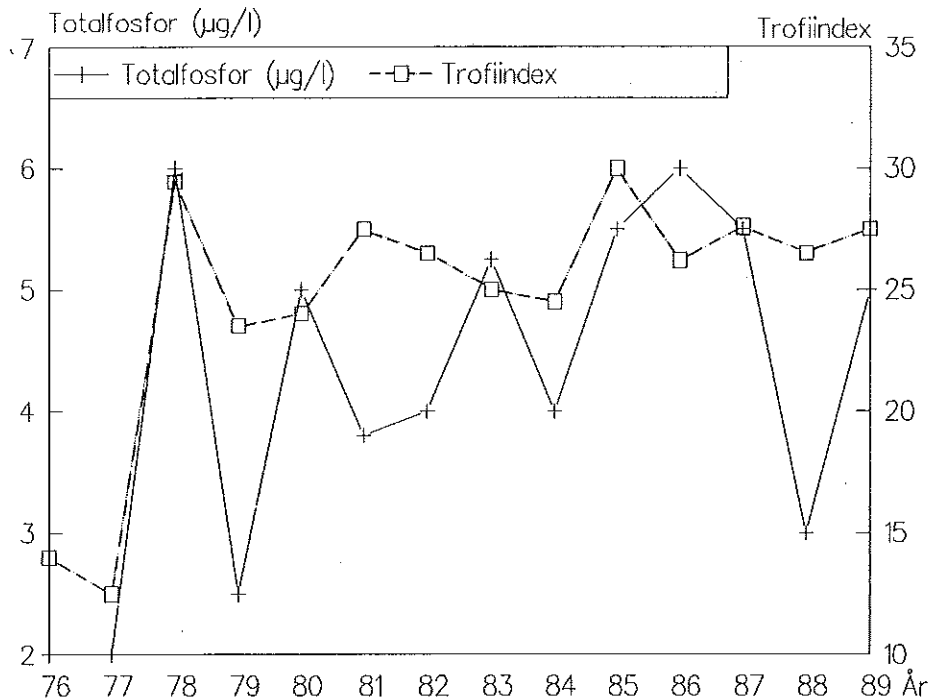


Figur 1b. Siktdjup och färgtal i St Härnsjön före och efter kalkning. Sjön kalkades 1977/78.

tionen avsevärt lägre i augustiproverna, medan halterna i majproverna var av samma storleksordning.

Koncentrationen av Ca+Mg ökade efter kalkning, från 0.26 till 0.44 mekv/l, medan

natrium- och kaliumkoncentrationerna varierade mellan 0.24 och 0.30, respektive 0.02 och 0.03 mekv/l. Sulfathalten minskade från ca 0.30 mekv/l perioden 1976-81 till ca 0.20 mekv/l 1989.

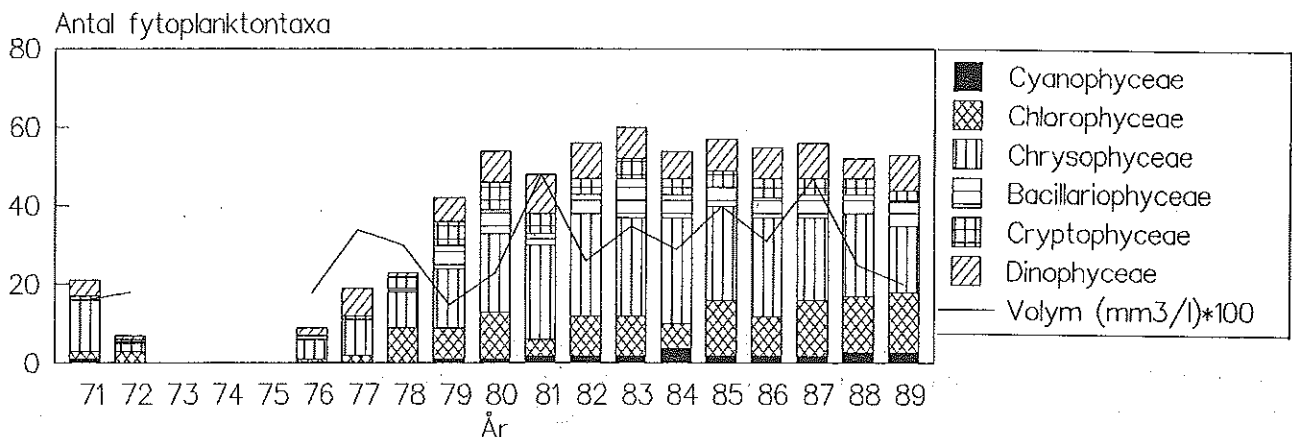


Figur 2. Utvecklingen av totalfosforhalten och trofiindex baserat på fytoplanktonsammansättningen efter kalkningen av St Hårsjön 1977/78.

Fytoplankton

Fytoplanktonsammansättningen i St Hårsjön avvek delvis från den normala i sura sjöar av liknande karaktär. I vårproverna före kalkning var *Asterionella formosa* (Bacillariophyceae) rikligt förekommande och i sommarproverna förekom, om än gles, släktena *Scenedesmus* och *Staurodesmus* (Chlorophyceae). Karakteristiska sommarformer var bl a *Dinobryon pediforme* samt *D. crenulatum* och *D. sociale* var. *americanum* (Chrysophyceae). Antalet taxa var i maj 1976 20-25 och i augusti 1971-77 7-21 (Figur 3).

Under sommarsäsongen närmast efter kalkning förändrades artsammansättningen. Surhetstoleranta, oligotrofa, arter som *Peridinium inconspicuum* blandades med eutrofa former som t ex *Ankistrodesmus* och *Closterium*. Det totala antalet arter var dock fortfarande lågt. År 1979 ersattes de surhetstoleranta arterna av diatomeér (*Cyclotella comensis* och *C. stelligera*) och chrysomonader. Från och med 1980 påträffades 50-60 taxa vid varje provtagningstillfälle (Figur 3). Volymen av vårplankton 1980 var stor, 1.4 mm³/l, samtidigt som 65 taxa identifierades. Antalet förekommande former steg kontinuerligt,



Figur 3. Antal noterade fytoplanktontaxa och fytoplanktonvolym i St Hårsjön före och efter kalkning.

sålunda observerades arter som *Cyclotella comta*, *Rhizosolenia longiseta*, *Chrysosphaerella longispina* och *Gymnodinium helveticum*. Under perioden 1981-84 identifierades även arter tillhörande gruppen Cyanophyceae, först *Anabaena flos-aquae*, och allt sedan 1984 *Gomphosphaeria lacustris*.

Fytoplanktonvolymen var i april-maj 1976 0.5-1.2 mm³/l och i maj 1980-89 0.27-1.4 mm³/l med maxima åren 1980, 1984-85 och 1989. Sommartid 1971-77 varierade volymerna mellan 0.16 och 0.3 mm³/l, medan motsvarande värden efter kalkning var 0.15-0.48 mm³/l. De högsta sommarvärdena noterades 1981 och 1987 (Figur 3).

Trofiindex steg kraftigt efter kalkning, från 12-15 till 23-30 (ANOVA, $P < 0.05$, Figur 2). Maximivärden noterades 1978, 1981 och 1985, medan minimivärdet noterades 1979. Trofiindex var positivt korrelerat till fytoplanktonvolymen ($R^2 = 0.28$, $P < 0.05$, linjär regression) efter kalkning.

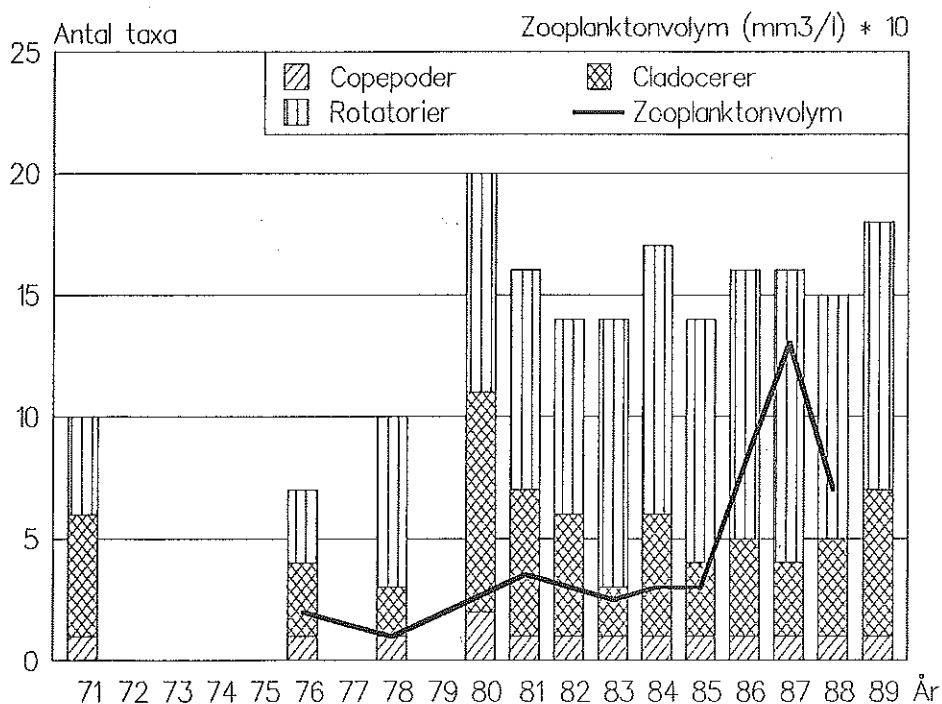
Zooplankton

Före kalkning, 1971 och 1976, var antalet noterade zooplanktontaxa lågt; 3-4 rotatorietaxa, 3-5 cladocertaxa och 2 copepodtaxa

(Figur 4). Bland rotatorierna förekom *Conochilusunicornis*, *Kellicottia longispina* och *Polyarthra vulgaris*, samt den i många sura sjöar vanliga arten *P. remata*. Cladocerer som noterades i hög frekvens var förutom *Bosmina longirostris* även *Bythotrephes longimanus*, *Holopedium gibberum* och *Leptodora kindtii*. Dessutom förekom *Diaphanosoma brachyurum*. *Eudiaptomus gracilis* var den enda copepoden som förekom i proverna. Vid zooplanktonprovtagning inom 'Härsko-genprojektet' 1976 påträffades dock även *Cyclops* sp. (Alenäs 1986).

Kalkningsåret 1978 togs endast prov med liten håv (15 cm i diameter, maskstorlek 25 µm) i augusti. Det dominerande innehållet var rotatorier, medan cladocerer och copepoder saknades nästan helt. Åren 1980-89 ökade antalet arter från 7-10 till 14-19 (Figur 4). Vad beträffar cladocerna iaktogs maximalt antal arter redan 1980, medan antalet rotatoriearter var flest 1984.

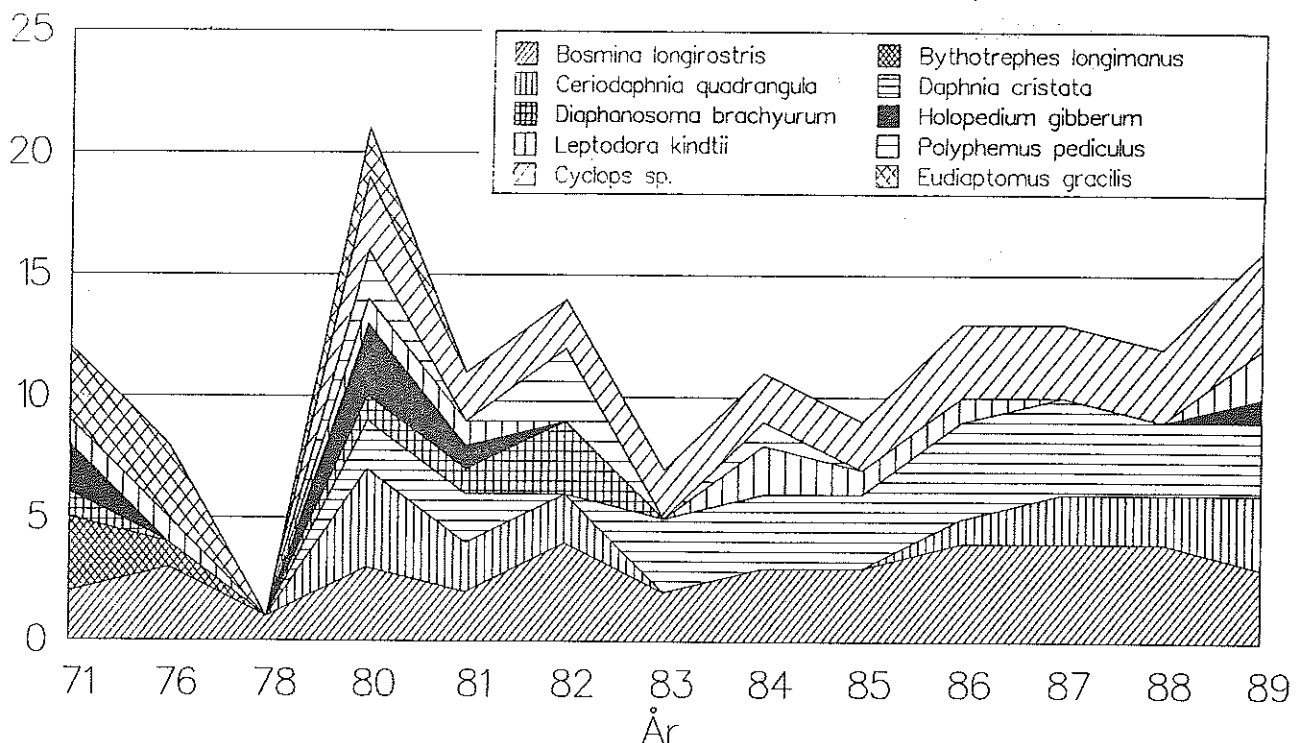
Bythotrephes påträffades inte i håvproverna efter kalkning. Den noterades dock i fiskmagarna (Figur 5). *Diaphanosoma*, *Holopedium* och *Eudiaptomus* som noterades före kalkning reducerades kraftigt. *Holopedium* saknades 1982, men påträffades åter i prover



Figur 4. Antal noterade zooplanktontaxa och relativ zooplanktonvolym i St Hjärsjön före och efter kalkningen 1977/78.

Kvalitativ förekomst

1=en individ, 2=fler än en individ, 3=frekvent, 4=mycket frekvent, 5=dominant



Figur 5. Kvalitativ förekomst av de 8 vanligast förekommande cladocera och copepoda zooplanktontaxa i St Hårsjön före och efter kalkning 1977/78.

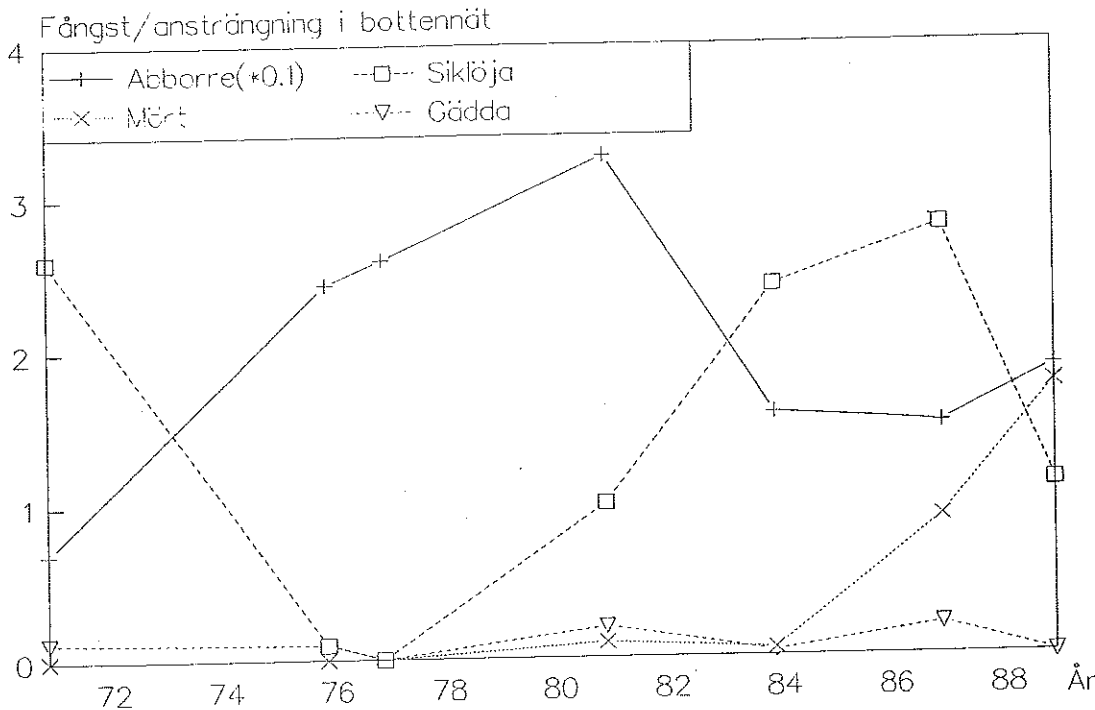
från och med 1988. Nya arter efter kalkning var bl a rotatorierna *Ploesoma truncatum*, *P. hudsoni*, *Gastropus stylifer*, *Collotheca* sp., *Synchaeta* sp. och cladocererna *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia cristata*, *D. hyalina* och *D. galeata* samt *Polyphemus pediculus*. *Cyclops* sp., som saknades i augustiprovet före kalkning, påträffades i samtliga prov efter kalkning. Totalvolymen av zooplankton varierade före kalkning mellan 0.1-0.3 mm³/l, medan den efter kalkning steg signifikant (linjär regression, $P < 0.05$, $n = 7$) för att nå ett maximum på över 1 mm³/l 1987 (Figur 4).

Bottenfauna

Före kalkning (1977) återfanns endast dagsländearter av släktet *Leptophlebia* i litoralzonen. Efter kalkning noterades dessutom förekomst av *Heptagenia fuscogrisea*. I litoralproverna noterades också en högre täthet av *Eurycercus lamellatus* två år efter kalkning. Senare år (1981 och 1984) skedde återigen en minskning. Vattengråsugga (*Asellus aqua-*

ticus) ökade från att 1977 ha förekommit i en täthet på i genomsnitt 0.2 ind/m² (SD = ±0.13) i sublitoralzonen (3-10 m djup), till 0.7 ± 0.11 1979, 0.9 ± 1.8 1981 och 1.5 ± 2.0 ind/m² 1984 (Kruskal-Wallis, envägsanova, $P < 0.05$, data från Alenäs 1986). Efter kalkning, 1979, 1981 och 1984, påträffades mer försurningskänsliga arter av familjerna Ephemeridae, Caenidae och Baetidae (Alenäs 1986, Alenäs et al. 1982). År 1977 dominerades nattsländorna av familjen Polycentropidae, medan arter av familjerna Molanidae och Leptoceridae var mer frekvent förekommande efter kalkning. Detta gällde även sävsländorna (*Sialis* sp.). Alenäs (1986) rapporterade också en ökad förekomst av både tofsmygglarver (*Chaoborus* sp.) och av musselkräftor (*Ostracoda*) i profundalzonen.

Antalsmässigt utgjorde *Asellus* 51% av individerna i de litorala bottenfaunaproverna från augusti 1989. Riklig förekomst av Chironomider, *Leptophlebia* och *Eurycercus* noterades också. Av övriga 42 noterade taxa förekom även *Coenagrion* sp. (trollslända), *Sida crystallina*, oligochaeter samt flera dagsländearter tämligen frekvent.



Figur 6. Fångst/ansträngning av fisk i bottennät i St Hårsjön före och efter kalkning. Sjön kalkades 1977/78.

Fisk

Relativ abundans

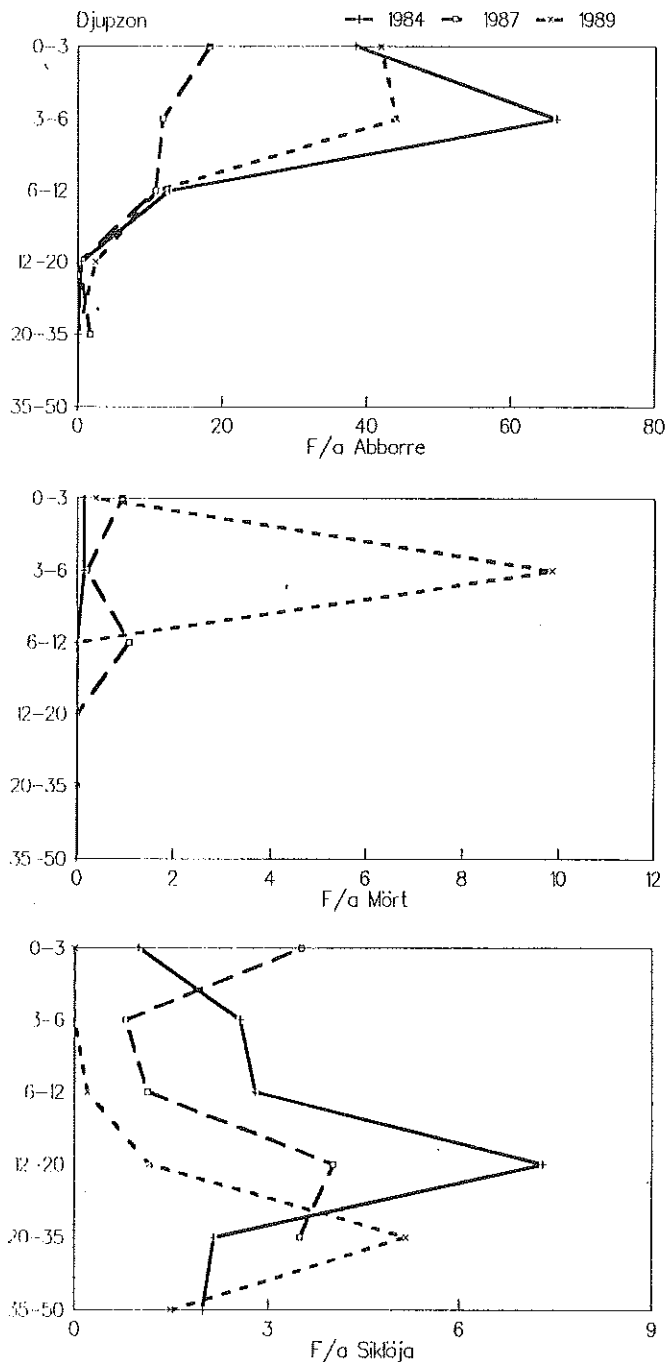
Fångstresultaten från provfisket med bottennät i St Hårsjön visade att både siklöja och mört saknades eller förekom i mycket lågt antal före kalkning (Figur 6). Vid det första provfisket 1971 fångades ingen mört medan siklöja, abborre och gädda var representerade i fångsterna. Åren strax innan kalkning (1976-77) var antalet siklöjor mycket litet i bottennäten medan abborren hade ökat i antal. Efter kalkningen ökade antalet siklöjor fångade i bottennäten medan antalet abborrar minskade. Enstaka individer av mört fångades vid provfisket 1981, medan fångsten 1984 var 0.5 (SD ± 0.03), 1987 0.6 (± 1.9) och 1989 1.76 (± 1.61) fiskar per nät-ansträngning.

Den pelagiska fiskfångsten skiljde sig kraftigt från den litorala/bentiska. I pelagiska skötar vid provfisket i augusti 1989 var siklöjefångsten ca 8 gånger högre jämfört med fångsten i bottensatta nät räknat i förhållande till nätytan. De redovisade fångsterna från bottennäten, som normalt sett bäst beskriver sjöns fiskfauna, kan i St Hårsjön användas endast för att beskriva förändringen av fångsten i den bentiska/litorala delen av sjön.

Siklöjan ökade markant i de pelagiska skötarna perioden 1984-89, från 0.6 1984, till 9.2 1987 och 35 siklöjor/sköte 1989. Motsvarande ökning av siklöja noterades inte i bottennäten, istället sjönk fångst per ansträngning (f/a) från 2.9 1984, till 2.7 1987 och 1.1 1989. Av abborre och mört fångades endast en individ av vardera art 1989 i de pelagiska skötarna. Fiskens vertikalfördelning (i bottennät) under denna period visar att abborren dominerade på djup grundare än 12 m alla tre åren medan siklöjan förekom djupare (Figur 7). Den låga fångsten av abborre år 1987 i djupintervallet 3-6 m kan med stor sannolikhet hänföras till den låga vattentemperaturen vid detta provfiske (Degerman och Nyberg 1989). Vid provfisket 1984 var siklöjan representerad i bottennäten på alla djup med en maximal abundans i djupzonen 12-20 m. Vid provfisket 1989 däremot förekom siklöjan endast i de djupare lagren med en abundanstopp på 20-35 m och djupfördelningen skiljde sig signifikant från 1984 (Chi-square, $P < 0.05$).

Abborrens längd vid given ålder

Då provfiskena och åldersanalyserna utförts av olika personer vid de olika tillfällena bedömdes risken för olika tolkningar vid



Figur 7. Bottennätsfångstens djupfördelning vid provfiske år 1984, 1987 och 1989 i den kalkade sjön St Hårsjön.

åldersanalysen vara stor, speciellt vad gäller första vinterzonen på gällocken. Därför redovisas endast åldersanalyser utförda av Sötvattenslaboratoriet; 1971, 1976, 1984, 1987 och 1989. Genomsnittslängden av olika årsklasser av abborre avtog under perioden (ANCOVA, $P < 0.0001$ för covariat (ålder) och $P < 0.01$ för effekt (år), Figur 8). Trots att provfisket 1989 gjordes en dryg månad senare på sommaren jämfört med de tre

tidigare och sommaren 1989 var varm, vilket borde gynnat tillväxten detta år, var längden vid en given ålder i genomsnitt lägre 1989. Vid provfisket 1971 var abborrens längd vid en given ålder mycket över den genomsnittliga i kalkade vatten, men 1989 var den nära genomsnittet (Degerman och Appelberg, opubl.).

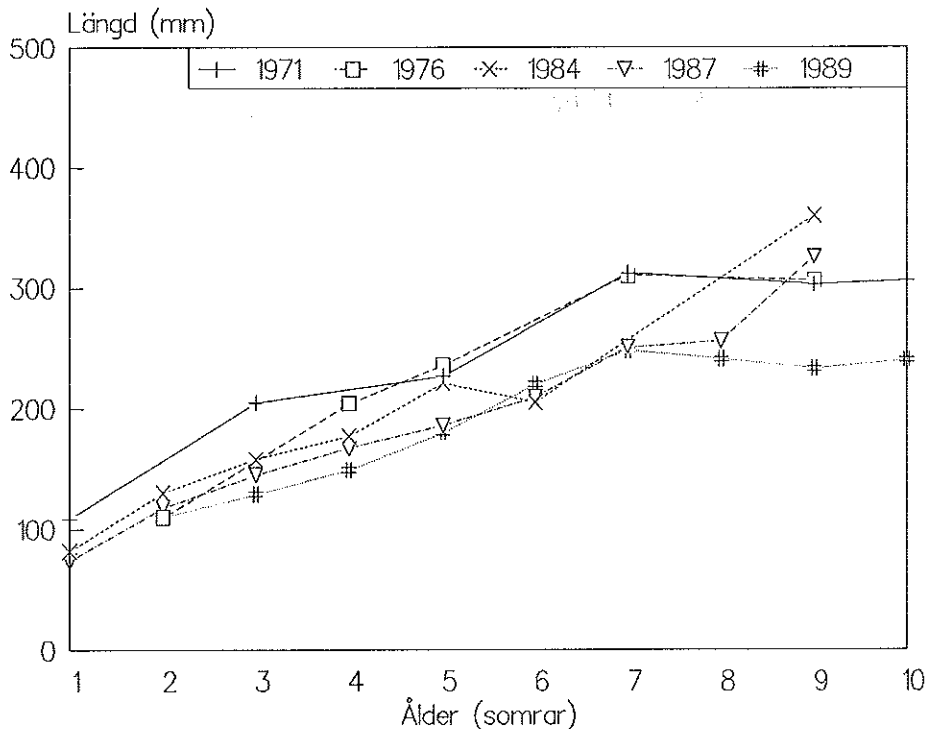
Jämförelser mellan trofinivåer

Siktdjupet var negativt korrelerat till sjöns totalfosforhalt ($R^2 = 0.46$, $P < 0.01$, Figur 9). Det kan dock noteras att fosforhalten steg kraftigt i samband med kalkningen 1977/78 utan motsvarande minskning i siktdjup. Fytoplanktonvolymen och trofiindex var positivt korrelerade till totalfosforhalten ($R^2 = 0.21$, $P < 0.05$, Figur 10) och negativt korrelerade till siktdjupet ($R^2 = 0.30$, $P < 0.05$).

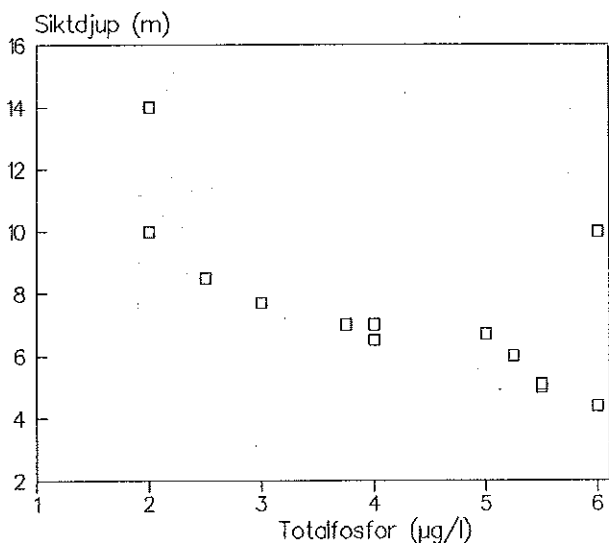
Inga samband mellan fytoplanktonvolym och relativ zooplanktonvolym i augusti kunde noteras under perioden. Emellertid var fångst per ansträngning av fisk (f/a) i bottennäten korrelerad till sjöns totalfosforhalt. Den sammanlagda f/a i bottennäten av de båda arterna som ökade efter kalkning, siklöja och mört, var mycket starkt positivt korrelerad till totalfosforhalten ($R^2 = 0.92$, $P < 0.001$, $n = 6$, Figur 11). Det förelåg också en negativ korrelation mellan f/a av dessa båda arter sammantaget och siktdjup ($R^2 = 0.62$, $P < 0.05$).

De ökade fångsterna av mört i bottennäten under slutet av 1980-talet och de ökade fångsterna av siklöja i de pelagiska skötarna sammanföll med de ökade zooplanktonvolymerna som noterades i augusti under samma period. Även fångsten av de olika fiskarterna i bottennäten var korrelerade i viss utsträckning. En svag, negativ, korrelation mellan f/a av abborre och f/a (siklöja + mört) i bottennäten noterades ($R^2 = 0.38$, $P = 0.08$).

Fiskens relation till den lägre faunan illustreras av abborrens och siklöjans födoval. Bristen på jämförbara analyser mellan de olika trofinivåerna tillåter emellertid endast en kvalitativ jämförelse. Före kalkning överensstämde maginnehållet hos abborre dåligt med de pelagiska zooplanktonproverna. Trots dominans av *Bosmina longirostris* och *Eudiaptomus gracilis* i sjön 1977 dominerades abborrens födoval i alla storlekar (10-35 cm,



Figur 8. Abborrens längd vid olika åldrar åren 1971 (före kalkning) och 1984, 1987 samt 1989 (efter kalkning) i St Hårsjön.

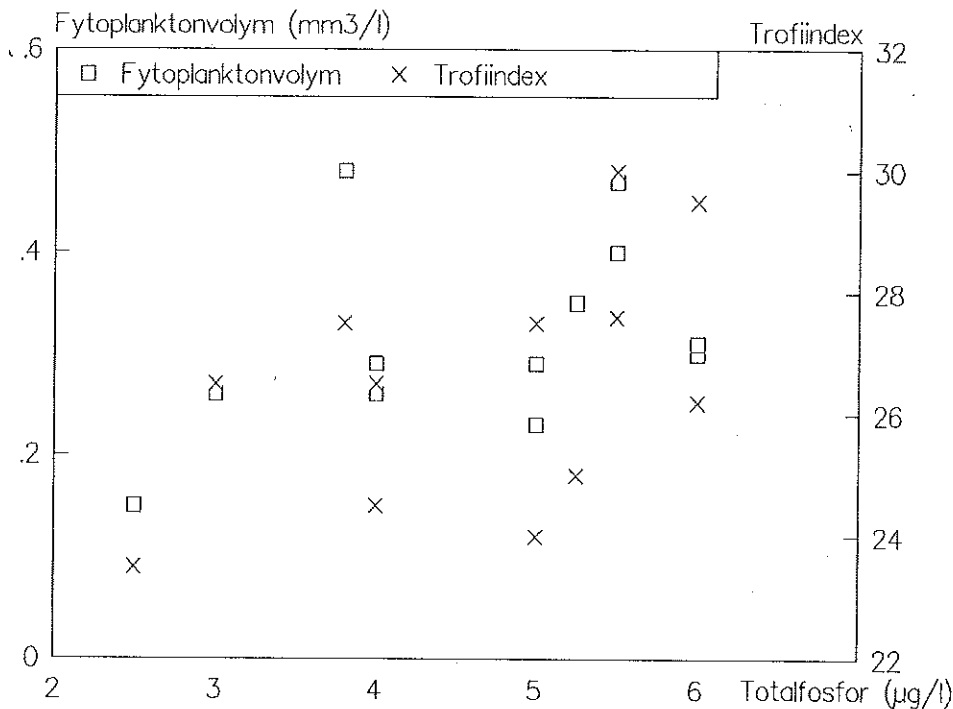


Figur 9. Relationen mellan koncentrationen av totalfosfor och siktdjup i St Hårsjön efter kalkning 1977/78.

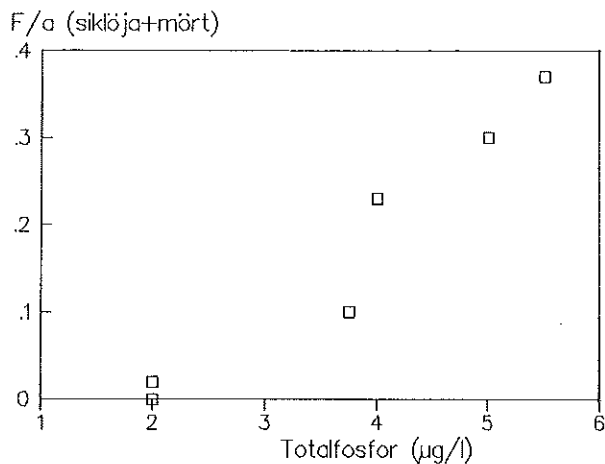
$n=16$) av stora zooplankton som *Bythotrephes*. Året efter kalkningen (1979) noterades i abborrar under 15 cm en dominans av mer litoralbunden fauna som Sididae medan abborrar över 20 cm främst konsumerat siklöja och *Asellus*. Ökningen av *Asellus* och siklöja i de större abborrarnas födoval sammanföll med den ökade förekomsten av *Asellus* i bottenfaunaproven och den ökade fångsten av siklöja i bottennäten.

Abborrens födoval tre år efter kalkning (1981) var mer varierat och hos abborre mindre än 15 cm noterades en dominans av *Eurycercus*, *Polyphemus* och *Bosmina*. Siklöja dominerade födovalet hos större abborrar men även *Diaphanosoma* sp. förekom. Både *Bosmina longirostris* och *Polyphemus pediculus* var dominanta i planktonproverna vid samma tidpunkt och fångsten av siklöja i bottennäten var i genomsnitt över 3 individer/nät.

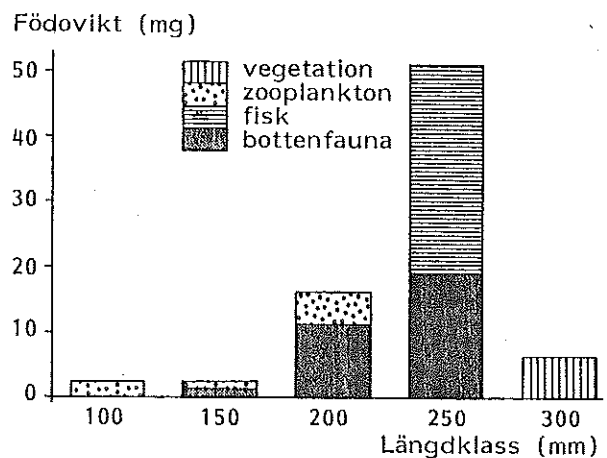
Abborrens födoval vid den gemensamma IKEU-provtagningen i augusti 1989 visade att födovalet hos de zooplanktonätande abborrarna sammanföll med förekomsten av litoralbundna mikrocrustaceer. Sålunda var både *Sida crystallina* och *Eurycercus lamellatus* rikligt representerade i magarna hos abborrar mindre än 10 cm (Figur 12). Hos abborrar av större storlek dominerade *Polyphemus pediculus* och *Leptodora kindtii* i magarna trots att den förstnämnde arten saknades i både zooplanktonproverna och litoralproverna (Figur 13 och 5). Till en del överensstämde bottenfaunaförekomsten med födovalet hos abborrar i storleksintervallet 15-25 cm. *Asellus* och chironomider, som antalsmässigt dominerade den litorala faunan, förekom i hög utsträckning även i abborrarnas födoval. Emellertid noterades en högre



Figur 10. Fytoplanktonvolymens (sommarvärden) och trofiindex (baserat på fytoplankton-sammansättningen) relation till totalfosforkoncentrationen i St Här sjön.



Figur 11. Relationen mellan totalfosforhalten och summan av f/a av siklöja och mört i botten näten efter kalkning av St Här sjön.

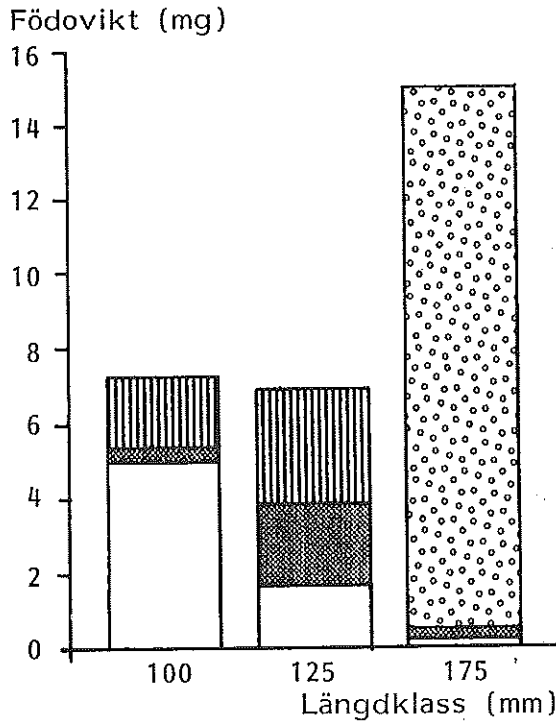
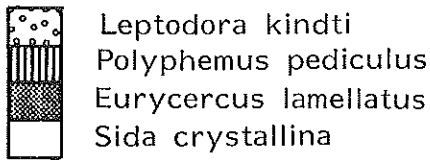


Figur 12. Abborrens födoval angivet som torr vikt inom olika längdklasser av abborre vid provfiske i St Här sjön i augusti, 1989.

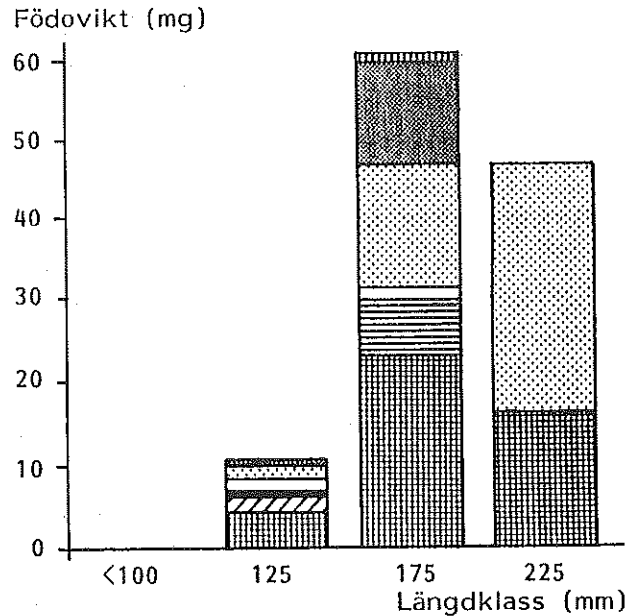
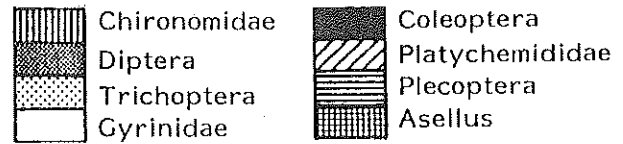
förekomst av trichopterer i magarna jämfört med förekomsten i litoralzonen. Hos fiskätande abborrar dominerade framför allt siklöja som också dominerade de pelagiska fångsterna vid provfisket (Figur 14).

En jämförelse mellan siklöjans födoval och zooplanktonförekomsten i augusti 1989 visade att *Bosmina* dominerade både i zooplanktonproverna och siklöjans födoval (Figur 15). Den rikliga förekomsten av *Ceriodaphnia* sp.

(troligen *C. quadrangula*) i magarna motsvarades också av förekomsten i zooplanktonproverna där denna art var frekvent förekommande under 1989. Noterbart är också att de båda frekvent förekommande *Daphnia*-arterna, *D. cristata* och *D. hyalina*, förekom mycket sparsamt i siklöjemagarna medan *Bythotrephes* som inte observerats i zooplanktonproverna sedan 1976 noterades i siklöjemagarna 1989.

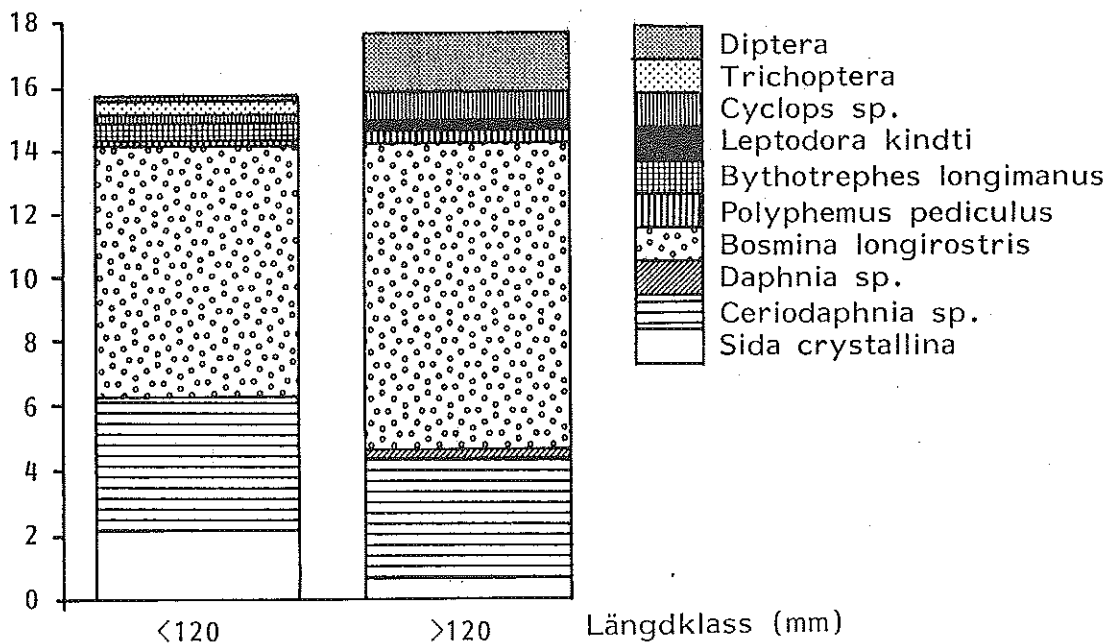


Figur 13. Förekomsten av zooplankton (torrvikt) i födovallet hos abborrar av olika längdklasser vid provfiske i St Här sjön i augusti, 1989.



Figur 14. Förekomsten av bottenfauna (torrvikt) i födovallet hos abborrar av olika längdklasser vid provfiske i St Här sjön i augusti, 1989.

Födovikt (mg)



Figur 15. Siklöjans födoval (torrvikt) i St Här sjön i augusti, 1989. Materialet är grupperat i två längdklasser; siklöjor mindre än 120 mm och siklöjor större än eller lika med 120 mm. Resultat från trålfångat material.

DISKUSSION

Flera av de mätta variablerna i St Här sjön uppvisar mer eller mindre tydliga korrelationer under den period mätningar pågått. Beroende på den tämligen begränsade provtagningsfrekvensen och den osäkra kvantifieringen av flera av variablerna blir tolkningen av denna samvariation osäker. I vissa fall kan det vara en slump effekt, medan det i andra fall sannolikt föreligger reella samband.

Fosfor utgör det begränsande näringsämnet i klara, försurade sjöar (Hörnström et al. 1973, Dillon et al. 1979). Vanligen sjunker totalfosforhalten med tilltagande försurning (Almer et al. 1978, Hultberg och Andersson 1982) vilket i första hand anses bero på ett minskat läckage av fosfor från omgivningen (Broberg och Persson 1984, Jansson et al. 1986). Även utfällning av fosfor/aluminiumkomplex (Dickson 1980), minskad bakteriell aktivitet (Gahnström 1988) och en reducerad täthet av fragmenterare (Andersson 1985) har framförts som bidragande orsaker. Nyman (1990) visade också att frigjord fosfor till stor del kan bindas i *Sphagnum*-mattorna i försurade sjöar och därmed flytta över primärproduktionen från det pelagiska samhället till det bentiska.

Under sura förhållanden i april-maj 1976 var fytoplanktonvolymen anmärkningsvärt stor och artsammansättningen skiljde sig föga från den i neutrala sjöar. Kiselalgen *Asterionella formosa* som då dominerade, har sålunda saknats helt i andra starkt försurade klarvattensjöar. Bidragande orsak till ett rikt vårplankton i St Här sjön, kan vara att aluminiumhalterna varit jämförelsevis låga även före kalkningen. Bristen på chelerande organiska ämnen som humusämnen bör dock ha bidragit till att andelen fria (och toxiska) aluminiumjoner varit tillräckligt hög för att påverka fytoplankton. Denna extrema vattenkvalitet - lågt pH, toxiskt aluminium och fosforbrist - utformade särskilt sommartid det avvikande fytoplanktonsamhället som, liksom i andra sura sjöar vanligen domineras av dinoflagellaterna *Gymnodinium uberrimum* och *Peridinium inconspicuum*.

Liksom i St Här sjön har en ökad totalfosforkoncentration noterats efter kalkning i flera andra undersökningar (Waters 1956,

Wilander och Ahl 1972, Wright 1984, Hörnström in prep.) även om flera studier har visat oförändrad fosforkoncentration efter kalkning (Dillon et al. 1979, Yan et al. 1977, Hultberg och Andersson 1982, Hindar och Nilssen 1983). Den naturliga variationen i tillrinningen spelar en betydande roll för fosforkoncentrationen och är en bidragande orsak till mellanårsvariationen i totalfosfor i St Här sjön (Hörnström och Ekström 1986). Broberg (1988) ansåg att den initiala fosfortoppen som uppmättes efter kalkning i Gårdsjön berodde dels på vårcirkulationen, dels på tillförsel av fosfor från kalken. Liknande omedelbara öknings av fosforkoncentration efter kalkning har också noterats i Norge (Wright 1984).

Flera faktorer kan orsaka en långsiktigt förändrad fosforkoncentration efter kalkning; ökad utlösning av fosfor från sedimentytan till följd av ett förhöjt pH (Boström et al. 1982), ökad mineralisering av den bentiska 'försurnings-floran' (Broberg 1988), minskad bindning av fosfor till *Sphagnum* (Nyman 1990) och minskad utfällning av fosfor med aluminium (Dickson 1980). Även den ökade mängden av fragmenterare som noterades (framför allt *Asellus aquaticus*) bör ha bidragit till en snabbare mineralisering och en ökad fosforomsättning. I vilken mån den bakteriella aktiviteten förändrades efter kalkning är inte känt. Litteratordata visar dock att detta troligen är en bidragande orsak i St Här sjön (Gahnström 1988). Sannolikt har även den förhöjda biomassan i de högre trofinivåerna (zooplankton, bottenfauna och fisk) bidragit till att hålla en ökad mängd fosfor i suspenderad form. Att förändringar i ekosystemets struktur påverkar en sjös produktionsnivå har dokumenterats i ett flertal studier. Experimentella studier av fiskens inverkan på lägre trofinivåer har visat att även ekosystemets produktionsbas kan påverkas vid introduktion av fisk (t ex Stenson et al. 1978, Henriksson et al. 1980, Shapiro och Wright 1984, Carpenter et al. 1985, Persson et al. 1988). Relationerna mellan fisk och lägre trofinivåer i St Här sjön kan vara en bidragande orsak till de förhöjda totalfosforhalterna efter kalkning.

Den ökade vattenfärgen indikerar att mängden organiskt kol ökade efter kalkning. Denna förändring skulle, utöver den förhöjda

totalfosforhalten, kunna vara en bidragande orsak till ökningen av fytoplanktonvolymen, ev. till följd av en ökad bakterieplanktonproduktion (Blomqvist och Olofsson 1989). Ökningen av fytoplanktonvolymen och det minskade siktdjupet, den ökade vattenfärgen (dvs ökade mängden organiskt kol) och den förhöjda totalfosforhalten visar att fytoplankton kan ha varit begränsade av fosfor och indirekt även av organiskt kol. Trots en kraftig pH-ökning och en reducerad aluminiumkoncentration efter kalkning, inträffade den mest markanta ökningen av fytoplanktons artdiversitet 2-3 år efter kalkning samtidigt som koncentrationen av fosfor och humusämnen ökade. Planktonutvecklingen kan även ha styrts av att olika arter har varierande immigrationshastighet. Cyanophyceer påträffades sålunda först 3-6 år efter kalkning, medan sjön redan 1980-81 erhölet ett i övrigt normalt och artrikt plankton, där karaktärsarterna framför allt var olika former av *Cyclotella*.

Förändringen av fytoplanktonsammansättningen efter kalkning resulterade i att zooplanktons föda bör ha förändrats avsevärt. Tillgängliga födopartiklar omfattade ett vidare storleksspektrum, särskilt inom området mindre än 5 µm, där plankton, bakterier och detritus i stort sett saknats före kalkning. Samtliga *Daphnia*-arter, *Diaphanosoma brachyurum* samt flera rotatoriearter filtrerar företrädesvis små partiklar och bör därför ha gynnats av fytoplanktonutvecklingen. Av rotatorierna utvecklades fr a *Collotheca* sp., *Gastropus* sp., *Keratella* sp. och *Synchaeta* sp. efter kalkning. *Keratella cochlearis* är dock inte ovanlig i sura sjöar och ökar där sin abundans i samband med ökad förekomst av små chlorophyceer och chrysomonader (Hörnström och Ekström 1983). Den predatoriska *Asplanchna* livnar sig till stor del på rotatorier (Nauwerck 1963) och kan därigenom ha gynnats av deras utveckling.

Ökningen av fytoplanktonformer med snabb tillväxt och hög fotosyntetisk aktivitet indikerar att den epilimniska primärproduktionen bör ha ökat avsevärt efter kalkning. Reduceringen av det trofoga skiktet (minskat siktdjup) bör emellertid ha reducerat produktionsökningen, räknat över hela vattenvolymen.

Ekosystemet i St Härnsjön kan efter kalkning antas bestå av tre trofinivåer; **primärproducenter** i form av alger och makrofyter, **primärkonsumenter** i form av herbivora zooplankton, bottenfauna och i viss mån mört samt **sekundärkonsumenter** eller predatorer i form av plankton- och bottenfaunaätande fisk. Visserligen förekommer en fjärde nivå i form av fiskätande gädda och abborre, men flera av sambanden antyder att både de zooplanktonätande fiskarterna (siklöja, mindre abborre samt under senare år även mört) och bottenfaunaätande abborrar i första hand regleras av konkurrens och inte av predation.

I ett stabilt system är en utpräglad planktonätare (t ex siklöja) i de flesta fall en överlägsen konkurrent jämfört med arter med mer varierat födoval (Svärdson 1976) och man skulle förvänta sig att siklöjan var dominant över abborren även i St Härnsjön. Att abborren var konkurrensbegränsad indikeras av att fångsten i bottennäten ökade när fångsten av siklöja minskade perioden före kalkning, även om den varma sommaren 1975 också bidrog till förekomsten av en rik årsklass av abborre. Den omvända situationen uppträdde när fångsten av siklöja och mört i bottennäten ökade efter kalkning.

Fångsterna i de pelagiska skötarna åren 1984-89 antyder emellertid att förändringen i proportionerna mellan fiskarterna i bottennäten inte uteslutande berodde på en förändrad populationsstorlek i hela sjön utan också ett habitatskifte, dvs en förändrad horisontal- och/eller djupfördelning av fisk. Skillnaden mellan fångsterna i pelagiska skötar och bottennät samt vertikalfördelningen i bottennätsfångsterna visade tydligt den habitatsegregation i horisontal- och vertikalled som förelåg mellan de mer litorala arterna abborre/mört och den pelagiskt levande siklöjan. Jämförelsen av de planktonätande abborrarnas och siklöjans födoval 1989 styrker också detta; abborrens födoval var relaterat till den litorala/profundala faunan, medan siklöjans föda uteslutande bestod av pelagiala former 1989. Födovalsanalyserna av abborre 1977 tyder på att denna art i högre grad levde pelagialt på stora zooplankton före kalkning, då fångsten av siklöja i bottennäten var låg. Efter kalkning visar den ökade förekomsten av litorala

zooplanktonarter som *Sida crystallina* och *Eurycercus lamellatus* i abborrens födoval att den i högre grad hänvisades till litoralzonen.

Abborrens längd vid en given ålder minskade, trots bättre tillgång på zooplankton (ökad zooplanktonvolym) och bottenfauna (ökad bottenfaunabiomassa) och trots relativt små förändringar av den relativa abundansen av abborre. Detta styrker också antagandet att konkurrensen mellan främst små abborrar och siklöja ökade efter kalkningen 1978, men också att konkurrensen mellan abborre och mört kan ha inverkat.

I ett tre-trofinivåsystem, där plankton- och bottenfaunaätande fisk i huvudsak är konkurrensbegränsade, är zooplankton och bottenfauna framför allt predationsbegränsade (Oksanen 1988, Oksanen et al. 1981, Persson et al. 1988). Fytoplankton anses därför i huvudsak vara näringsbegränsat. De ökade fångsterna av siklöja efter kalkning indikerar att betningstrycket på zooplankton bör ha ökat. Det saknas emellertid belägg för att zooplankton (och bottenfauna) är predationsbegränsade efter kalkning. Den mest markanta förändringen av cladocererna efter kalkning bestod i en tillbakagång av större zooplanktonarter som *Holopedium gibberum* och *Bythotrephes longimanus* till förmån för den mindre *Ceriodaphnia quadrangula* samt flera *Daphnia*-arter. *Bosmina longirostris*, som utgjorde en av de viktigaste födokomponenterna för siklöja 1989, förekom emellertid frekvent både före och efter kalkning. Avsaknaden av *Bythotrephes* i zooplanktonproverna efter 1976 och reduktionen av *Holopedium* var sannolikt en betningseffekt från fisk (Nyberg 1984, Malley och Chang 1986). Den förstnämnda arten påträffades även i siklöjemagar så sent som 1989. *Ceriodaphnia* utgjorde en avsevärd del av siklöjans födoval i augusti 1989. Denna art var också frekvent i zooplanktonproverna i slutet av undersökningsperioden. Av copepoderna ersattes *Eudiaptomus gracilis* av *Cyclops* sp. efter kalkning, vilket skulle kunna vara en predationseffekt från fisk.

Den ökade förekomsten av *Daphnia cristata* å andra sidan, kan bero både på ett ökat utbud av bakterier (Hakkari 1978) och mindre fytoplanktonformer och en förbättrad vattenkvalitet. Denna art påträffades i mycket liten grad i siklöjemagarna i augusti 1989

vilket indikerar att den inte var utsatt för något högre predationstryck från fisk efter kalkning. Liknande ökning av *D. cristata* observerades också av Bergquist et al. (1984) i samband med ökad utlakning av humusämnen efter skogs- och myrdikning.

Förändringen i zooplanktonsamhället efter kalkning av St Här sjön tyder på att flera faktorer samverkat; förbättrad vattenkvalitet har tillåtit försurningskänsliga arter att expandera och/eller kolonisera, ett förbättrat födoutbud i form av mindre födopartiklar har gynnat många zooplanktonformer och ett ökat predationstryck från fisk har reducerat större zooplanktonformer vilket i sin tur har gynnat mindre former (Stenson et al. 1978). Vilken av dessa faktorer som har varit av störst betydelse kan inte avgöras från de kvalitativa undersökningar som gjorts, det kan dock konstateras att alla fyra faktorerna sannolikt har bidragit till utformningen av zooplanktonsamhället.

Invändningar mot en fiskberoende ('top-down') styrning av St Här sjön efter kalkning är att både totalfosforhalt och f/a av siklöja och mört i bottennäten var positivt korrelerad till tid efter kalkning. Sambandet mellan totalfosfor och fiskbiomassan kan därför också tolkas som en autokorrelation, och att båda variablerna är mer eller mindre oavhängiga av varandra. En ytterligare invändning är att vare sig produktion eller biomassa inom det pelagiska och det bentiska/litorala samhället är känd. Vid provfisket i augusti 1989 genomfördes en ekointegreringsstudie, där den pelagiska fiskbiomassan uppskattades med hjälp av ekolodning och partrålning. Resultaten visade att den totala biomassan av pelagisk fisk (nära nog enbart siklöja) var 5.6 kg/ha (Enderlein och Appelberg 1990). Motsvarande värden för den bentiska/litorala fiskbiomassan saknas, men man kan utifrån bottennätsfångsterna och från litteraturdata anta att den åtminstone var 2-4 ggr större (Sumari 1971, Bergquist opubl.). Under förutsättning att P/B-kvoten ligger inom samma storleksordning för de olika arterna innebär detta att den huvudsakliga produktionen i St Här sjön kan hänföras till det bentiska/litorala samhället. Förändringar i det pelagiska samhället behöver därför inte innebära några större förändringar av sjöns totala produktionsnivå.

SLUTSATS

Utvecklingen i St Här sjön kan antingen vara styrd främst via kemiska processer och/eller via predation från fisk efter kalkning. Bristen på kvantitativa och jämförbara data och avsaknaden av mått på produktionen medger inte att utvecklingen kan tolkas på ett entydigt sätt. Flera av sambanden tyder dock på att biotiska interaktioner, framför allt den förändrade fiskfaunan efter kalkning, kan ha spelat en betydelsefull roll. Före kalkningen styrdes ekosystemet troligen 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 artsammansättningen. Efter kalkningen, som resulterade i ökad biomassa inom alla trofinivåer, kan utvecklingen av ekosystemet bero på både 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. Speciellt i slutet av undersökningsperioden kan man anta att interaktionerna mellan och inom de olika trofinivåerna troligen spelar en väsentlig roll.

Av uppföljningen i St Här sjön 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. Variabler som bl a organiskt kol bör ingå i mätningarna. Större tonvikt måste också läggas vid de kvantitativa och de kvalitativa relationerna mellan och inom de olika trofinivåerna. För att bättre förstå vilka faktorer som styr utvecklingen efter kalkning vore det önskvärt att införa mått på produktionen inom de olika trofinivåerna.

LITTERATUR

- Alenäs, I. 1979. Rapport över biologiska och fysikalisk-kemiska provtagningar för kalkningsprojektet Härskogen 1977-78. Göteborg 1979-01-15. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning. 25 p.
- Alenäs, I. 1986. Kalkningsprojektet Härskogen 1976-1986. Vattenkemisk och biologisk respons på kalkningsåtgärder i sju västsvenska sjöar. IVL Rapport B 846. 23 p.
- Alenäs, I., H. Hultberg & I. Andersson. 1982. Sammanställning av för- och uppföljande undersökningar i Härskogenområdets sjöar. Göteborg maj 1982. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning.
- Almer, B. 1972. Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar. (English summary: The effect of acidification on fish stocks in lakes on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (12). 47 p.
- Almer, B. & M. Hanson. 1980. Försurnings-effekter i västkustsjöar. (English summary: Effects of acidification in west coast lakes of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 27 p.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. p. 271-311. *In* Sulfur in the environment. Ed.: J.O. Nriagu. John Wiley & Sons, New York.
- Andersson, I. 1977. Fysikalisk-kemiska och biologiska undersökningar i sjöar i nom Härskogens naturområde. Göteborg 1977-03-08. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning.
- Andersson, G. 1985. The role of fish in lake ecosystems - and in limnology. p. 189-197. *In* Interaktioner mellom trofiske nivåer i ferskvann. Ed.: B. Bosheim & M. Nicholls. Nordisk limnolog symposium, 1984, Oslo.
- Andersson, F. & B. Olsson. 1985. Lake Gårdsjön - An acid forest lake and its catchment. *Ecol. Bull.* 37:1-336.
- Appelberg, M. & E. Degerman. 1990. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. Manuskript.
- Bergquist, B., L. Lundin & A. Andersson. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Siksjöbäcksområdet. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet Serie B4. 116 p.

- Blomqvist, P. & H. Olofsson. 1989. Restaurering av försurade sjöars autoktona produktion. Rapport över verksamheten under år 1989. Limnologiska institutionen, Uppsala univ. 37 p.
- Broberg, O. 1988. Liming of lake Gårdsjön - an acidified lake in SW Sweden. Effects on organic carbon, nitrogen and phosphorous. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426:135-205.
- Broberg, O. & G. Persson. 1984. External budgets for phosphorous, nitrogen and dissolved organic carbon for the acidified Lake Gårdsjön. Arch. Hydrobiol. 99:160-175.
- Brodin, Y. 1990. Integrerad kalkningseffektuppföljning. PM Statens Naturvårdsverk.
- Boström, B., M. Jansson & C. Forsberg. 1982. Phosphorous release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. 18:5-59.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell & J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35:634-639.
- Degerman, E. & P. Nyberg. 1987. Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 71 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg. 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 35 p.
- Dickson, W., C. Ekström, E. Hörnström & U. Miller. 1973. Försurningens inverkan på västkustsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 97 p.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. p. 75-83. In Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Sandefjord, Norge. Ed.: D. Drablös & A. Tollan.
- Dickson, W. 1988. Liming of Lake Gårdsjön - An acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426. 327 p.
- Dillon, P.J., N.D. Yan, W.A. Schneider & N. Conroy. 1979. Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions. Arch. Hydrobiol. Beih. 13:317-336.
- Enderlein, O. & M. Appelberg. 1990. A comparison of gill-net, trawl and hydroacoustic data from two oligotrophic lakes dominated by whitefish and cisco. Manuskript.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. Hydrobiologia 101:145-164.
- Gahnström, G. 1988. The effects of liming on sediment oxygen uptake in Lake Gårdsjön, Sweden. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426:207-243.
- Hakkari, L. 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in central Finland. Biol. Res. Dep. Univ. Juväskylä 4:1-87.
- Henriksson, L., H.G. Oscarsson & J.A.E. Stenson. 1980. Does the changes in predator system contribute to the biotic development in acidified lakes? p. 316-317. In Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Sandefjord, Norge. Ed.: D. Drablös & A. Tollan.
- Hindar, A. & J.P. Nilssen. 1983. Årsrapport 1980/81. Kalkningsprojektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkningsprojektet rapport 6(1983). 101 p.
- Hultberg, H. & I.B. Andersson. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. Water, Air and Soil Poll. 18:311-331.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. Limnologica 13:249-261. (In English with German summary.)
- Hörnström, E. & C. Ekström. 1983. pH-, närings- och aluminiumeffekter på plankton i västkustsjöar. National Swedish Environmental Board, Report 1704. 124 p.
- Hörnström, E. & C. Ekström. 1986. Acidification and liming effects on phyto- and zooplankton in some Swedish west coast lakes. National Swedish Environmental Board, Report 1864. 108 p.
- Hörnström, E., C. Ekström, U. Miller & W. Dickson. 1973. Försurningens inverkan på västkustsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 97 p.

- Hörnström, E., C. Ekström & M.E. Duraini.** 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61:115-127.
- Jansson, M., G. Persson & O. Broberg.** 1986. Phosphorous in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön, Sweden. Hydrobiol. 139:81-96.
- Limnodata HB.** 1990. Resultat från litoralprovtagning inom den Integrerade KalkningsEffektUppföljningen, 1989. Statens Naturvårdsverk. 2 p.
- Malley, D.F. & P.S.S. Chang.** 1986. Increase in abundance of cladocera at pH 5.1 in experimentally-acidified Lake 223, experimental lake area, Ontario. Wat. Air Soil Poll. 30:629-638.
- Nauwerck, A.** 1963. Die beziehungen zwischen zooplankton und phytoplankton im See Erken. Symb. Bot. Upsal. XVII:5. 163 p.
- Nyberg, P.** 1984. Impact of Chaoborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61:154-166.
- Nyberg, P. & E. Degerman.** 1988. Standardiserat provfiske med översiktsnät. (English summary: Standardized test-fishing with survey nets.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 19 p.
- Nyman, H.G.** 1990. Some biological mechanisms reducing the availability of phosphorous in acid lakes. Manuskript.
- Oksanen, L.** 1988. Ecosystem organization: mutualism and cybernetics or plain Darwinian struggle for coexistence? Am. Nat. 131:424-444.
- Oksanen, L., S.D. Fretwell, J. Arruda & P. Niemela.** 1981. Exploiting ecosystems in gradients of primary productivity. Am. Nat. 118:240-261.
- Persson, G.** 1987. Effekter av kalkningsåtgärder i sjöar och vattendrag. Föredrag hållet vid "Temaseminarier om försurningseffekter och åtgärder" i mars 1987. Statens naturvårdsverk PM. 22 p.
- Persson, L., G. Andersson, S.F. Hamrin & L. Johansson.** 1988. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lakes. p. 45-65. In Complex interactions in lake communities. Ed.: S.R. Carpenter. Springer-Verlag.
- Schindler, D.W.** 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. Oikos 57:25-41.
- Schindler, D.W., K.H. Mills, D.F. Malley, D.L. Findlay, J.A. Shearer, I.J. Davies, M.A. Turner, G. A. Linsey & D.R. Cruikshank.** 1985. Long-term ecosystem stress: The effects of years of experimental acidification on a small lake. Science 228:1395-1401.
- Shapiro, J. & D.I. Wright.** 1984. Lake restoration and biomanipulation: Round lake, Minnesota, the first two years. Freshw. Biol. 14:371-383.
- Stenson, J.A.E., T. Bohlin, L. Henrikson, B.I. Nilsson, H.G. Nyman, H.G. Oscarson & P. Larsson.** 1978. Effects of fish removal from a small lake. Verh. Int. Ver. Limnol. 20:794-801.
- Sumari, O.** 1971. Structure of the perch populations in some ponds in Finland. Ann. Zool. Fenici 8:406-421.
- Svärdson, G.** 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 55:145-171.
- Waters, T.F.** 1956. The effects of lime application to acid bog lakes in northern Michigan. Trans. Am. Fish. Soc. 86:329-344.
- Weatherly, N.S.** 1988. Liming to mitigate acidification in freshwater ecosystems: A review of the biological consequences. Water, Air, and Soil Poll. 39:421-437.
- Wilander, A. & T. Ahl,** 1972. The effects of lime treatment to a small lake in Bergslagen, Sweden. Vatten 28:431-445.
- Willén, E.** 1974. Methods of phytoplankton investigations. Statens Naturvårdsverk PM 525, NLU Rep. 76. 45 p.
- Wright, R.F.** 1984. Changes in the chemistry of Lake Hovvatn, Norway, following liming and reacidification. Acid Rain Research Rept. 6 (1984), NIVA, Oslo. 68 p.
- Yan, N.D., J. Jones, B. Cave, L. Scott & M. Powell.** 1977. The effects of experimental elevation of lake pH on the chemistry and biology of Nelson Lake near Sudbury, Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Technical Rep., Toronto. 27 p.

ENGLISH SUMMARY: LAKE STORA HÄRSJÖN - A CASE STUDY FOR INTEGRATED MONITORING OF THE EFFECTS OF LIMING

The Swedish governmental research programme to study the effects of liming acidified waters was initiated in the middle of the 1970s. The programme has basically been focused on the effects of liming on different groups of organisms. In 1989 an integrated monitoring programme including all trophic levels was initiated by the Swedish Environmental Protection Agency and the Swedish National Board of Fisheries in order to assess the effects of liming at the ecosystem level. In the present case study the potential advantages and drawbacks from such a programme are presented. The acidified lake St Hårsjön on the west coast of Sweden was chosen as study object. Sampling in this lake started during the acidification phase in 1971, and the lake was limed 1977/78. Since then different sampling programmes have been carried out frequently. In 1989 the lake was included in the integrated monitoring programme and the lake will be followed in the future.

Before liming the lake was strongly acidified, with a pH of about 5.0, a secchi disc depth of 14 m and a total phosphorous concentration of 2 ug/l. Only a few acid tolerant species of phyto- and zooplankton were present and the benthic fauna was dominated by acid tolerant taxa. The fish community was dominated by perch, whereas a former population of roach was extinct and a population of cisco was severely reduced. After liming the pH increased to 6.5-7.0, the secchi disc depth decreased to 7 m, and the aluminium concentration decreased substantially. Both total phosphorous concentration and water colour (organic

carbon) increased indicating an increased base for production. The number of phytoplankton species increased from 10 to 60 within three years, and the number of zooplankton species increased from 10 to a maximum of 20 species. Also the biomass of phytoplankton, zooplankton and benthic fauna increased. The population of cisco was re-established within the first five years after liming, whereas the roach population did not start to increase until 7 years after liming.

Before liming the ecosystem possibly was structured by abiotic processes. The low levels of phosphorous and organic carbon restricted the total biomass of the lake, whereas the species composition was regulated by toxic actions from low pH and high aluminium concentrations. After lime treatment, which resulted in increased diversity and biomass at all trophic levels, the development of the ecosystem was structured by both abiotic and biotic processes. The increased level of nutrients may have been the result of chemical processes mediated by pH as well as a change in the ecosystem structure. At the end of the study period it is thought that biotic interactions within and between trophic levels played the most important role.

The present study showed that liming may give long term changes of the ecosystem, which indirectly is the result of the first lime treatment. Such changes were observed still 11 years after the first treatment. Furthermore, it is apparent that the future long term monitoring of the effects of liming have to include parameters which increase the knowledge about the structure, function and stability of the ecosystem. It is of great importance to collect reliable quantitative data from all trophic levels in order to elucidate the ecosystem development.