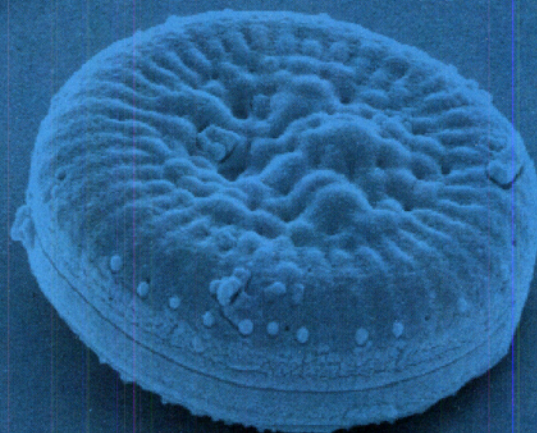


Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

Del 3. Stensjön (Stockholms län) och Gyslättsjön (Kronobergs län)

av

Anna Ek
Tom Korsman
Jan-Erik Wallin
Ingemar Renberg



Miljöförändringsanalys
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå

Utgiven av
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå Universitet
901 87 Umeå

Ingemar Renberg
Epost: Ingemar.Renberg@eg.umu.se
Tel: 090-786 6029

Tryckt av PR Print, Umeå, 2001
ISBN 91-7305-125-X

Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

Del 3. Stensjön (Stockholms län) och Gyslättsjön (Kronobergs län)

av

Anna Ek
Tom Korsman
Jan-Erik Wallin
Ingemar Renberg



Miljöförändringsanalys
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå

FÖRORD

Detta är den tredje rapporten i en serie paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Undersökningarna har gjorts inom ramen för IKEU-projektet på uppdrag av Naturvårdsverket. Vi vill tacka Mårten Strömgren och Mattias Karlsson för deras hjälp vid sedimentprovtagningen, Veronika Gählman för all hjälp med de laborativa momenten, Ove Emteryd som gjort blyanalyserna och Håkan Wallmark som gjort kol- och kväveanalyserna.

SAMMANFATTNING

Ek, A., Korsman, T., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön (Stockholms län) och Gyslättsjön (Kronobergs län). Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet, 44 sid. ISBN 91-7305-125-X.

- Sedimentproppar från två kalkade sjöar, Stensjön i Stockholms län och Gyslättsjön i Kronobergs län, har studerats med paleolimnologiska metoder. Båda sjöarna ingår i det sk IKEU-projektet. Stensjön började kalkas mot försurning 1978 och Gyslättsjön 1985.
- Syftet med de paleolimnologiska undersökningarna är att ta reda på hur surhetsgraden i vattnet förändrats under sjöarnas historia, samt att bidra till att bedöma hur den biologiska sammansättningen i sjön var före försurningen och vilken effekt kalkningarna haft.
- Sedimentprovtagningen gjordes i februari 2000. I Stensjön togs en 2,1 m lång sedimentpropp på 20,3 m vattendjup och i Gyslättsjön togs en 3,9 m lång propp på 8,9 m djup. Kiselalger utgör en av de viktigaste alggrupperna i våra sjöar. Artsammansättningen hos de i sedimenten bevarade kiselalgsskalen användes för att rekonstruera sjöarnas försurningsutveckling. Pollenanalys användes för att ge kunskap om vegetationens utveckling, särskilt om människans påverkan på det omgivande landskapet. Analyser av flygaska, blykoncentration och isotopkvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ger en uppfattning om luftföroreningsbelastningens storlek och om dess historia. Dessutom kan dessa data användas för indirekt datering av sedimentpropparna. Sedimentets kol- och kvävehalt samt isotoperna ^{13}C och ^{15}N analyserades för att ge basdata om sedimentets typ och ursprung.
- Blykoncentrationer och blyisotopkvoter visar i båda sjöarna ett numera väl belagt mönster, med tydliga spår i sedimenten av förindustriell luftföroreningsbelastning. Först kan en liten topp ses kring år 0 (romersk tid) och sedan ökar nedfallet markant under medeltiden (ca 1000 e. Kr.). Den största belastningen av föroreningsbly samt av flygaska härstammande från förbränning av fossila bränslen inträffar under efterkrigstiden och särskilt i Stensjön är en topp kring 1970 mycket påtaglig. Även pollenanalysen visar på tidig mänsklig påverkan med skogsbyte och odling runt sjöarna.
- I det djupare (äldre) sedimentet i Stensjön finns kiselalger som är typiska för sjöar med ganska högt pH. Dessa ersätts kring 1960-talet av arter som förekommer vid lågt pH. Rekonstruktionen av pH visar en försurning från ett bakgrunds-pH mellan 6,5 och 7 till 5,6 i början av 1970-talet. Kalkningarna resulterade i en dominans av arter som tidigare inte funnits, eller endast funnits mycket sparsamt. De rekonstruerade pH-värdena stiger till 6,5-7, vilket stämmer väl överens med de mätta värdena i vattnet. I de översta två nivåerna i sedimentproppen har dock artsammansättningen förändrats och är mycket lik den som fanns för mer än 400 år sedan innan markanvändning, försurning och kalkning påverkade vattenkemin och därmed sammansättningen hos kiselalgerna.
- I det djupare (äldre) sedimentet i Gyslättsjön finns också kiselalgsarter som är karakteristiska för sjöar med högt pH. Men redan vid ett djup som motsvarar minst 4 000 år före nutid dominerar arter som är typiska för ganska sura sjöar. Rekonstruktionerna visar en pH-förändring från 6,7 till 5,3. Sjön har således genomgått en kraftig naturlig försurning under loppet av ungefär 10 000 år. Vattnets pH ligger sedan stabilt kring 5,3 utan ytterligare sänkning till följd av surt nedfall i modern tid. Det är således de organiska syrorna i det bruna sjövattnet som styr vattnets pH. Kalkningarna orsakade ingen stor förändring i artsammansättningen hos kiselalgerna, utan arter som förekommer vid lågt pH fortsätter att dominera, med ett rekonstruerat pH kring 5,6.
- De två sjöarna är således ytterligheter bland kalkade sjöar: den relativt klara Stensjön som försurades påtagligt av surt nedfall under 1960- och 1970-talet, och den humösare och naturligt sura Gyslättsjön där det sura nedfallet inte lett till några effekter på kiselalgerna. Resultatet av kalkningarna har blivit helt olika på grund av sjöarnas olika grundförutsättningar.

ABSTRACT

Ek, A., Korsman, T., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2001. Palaeolimnological assessment of limed reference lakes. Part 3. Stensjön (County of Stockholm) and Gyslättsjön (County of Kronoberg). Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, pp. 1-44. ISBN 91-7305-125-X.

Stensjön and Gyslättsjön are reference lakes in the Swedish program for Integrated Studies of the Effect of Liming Acidified Waters (ISELAW). In order to study the long-term pH history of the lakes and to provide background data for the impact assessment of liming, palaeolimnological analyses of sediment cores from the two lakes were performed. In Stensjön, which is a clear-water lake, the diatom-inferred past lake-water pH was about 6.5-7 up until the 1960s, when the pH started to decline, and reached 5.6 in 1970s prior to liming. There is a correlation in the sediment record between indicators of atmospheric deposition (fly-ash, lead concentrations and stable lead isotope ratios) and the declining pH, suggesting that the lake had acidified due to acid deposition. Following liming, the diatom-inferred pH increased again to 6.5-7. The initial effect of the liming that began in 1978 was a flourishing of diatom species that often appear in limed lakes, but gradually a diatom flora with the same composition as prior to acidification has developed. In Gyslättsjön, the diatom-inferred lake-water pH was about 6.7 immediately after deglaciation and formation of the lake. Over the course of about 10 000 years diatom-inferred pH declined to 5.3 and for the last approximately 3 000 years pH has not changed, i.e., there is no sign of any recent acidification of the lake due to acid deposition. For a very long time the lake has been a natural acid, humic lake. According to the sediment record, liming of the lake, which started in 1985, has not had any major influence on the diatom flora of the lake.

INLEDNING

För att motverka effekter av försurning har omkring 7 500 sjöar och 11 000 km vattendrag i Sverige kalkats sedan 1970-talet (Svensson *et al.* 1995). Den biologiska målsättningen är att avgifta vattnet så att den naturliga floran och faunan kan överleva och återkolonisera det kalkade vattnet. Den kemiska målsättning är att höja pH över 6,0 och alkaliniteten över 100 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (NV 1988, Svensson *et al.* 1995). För att studera de långsiktiga effekterna av denna kalkningsverksamhet startade Naturvårdsverket 1989 det s.k. IKEU-projektet (Integrerad KalkningsEffektUppföljning). Utöver att följa upp de långsiktiga effekterna av kalkningen är målsättningen att bedöma om kalkningen återskapar ett ekosystem med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald liknande det före försurningen, samt att avgöra om kalkningsverksamheten leder till oönskade effekter i sjöar och vattendrag (Söderbäck 1997).

IKEU-projektet omfattar för närvarande 13 kalkade sjöar och 12 kalkade vattendrag (www.ma.slu.se, se även Söderbäck 1997; NV 2000a). Sjöarna analyseras med avseende på vattenkemi, växt- och djurplankton, bottenfauna, samt fisk. År 1999 initierades också paleolimnologiska studier för att belysa sjöarnas utveckling. I denna rapport redovisas resultaten från paleolimnologiska undersökningar av Stensjön i Stockholms län och Gyslättsjön i Kronobergs län. Målsättningen är att ta reda på hur surhetsgraden i vattnet förändrats under sjöarnas historia, samt att bidra till att bedöma hur den biologiska sammansättningen i sjön var innan försurningen och vilken effekt kalkningarna haft. Tidigare har Källsjön i Gävleborgs län (Korsman *et al.* 2000) samt Stengårdshultasjön i Jönköpings län (Gählman 2000; Gählman *et al.* 2001) studerats med paleolimnologiska metoder. Även Ejgdesjön i Västra Götalands län, Gyltigesjön i Hallands län, Långsjön i Örebro län och Bösjön i Dalarnas län har provtagits under våren 2001 och resultaten kommer att redovisas under 2002.

Paleolimnologiska metoder har tidigare visat sig vara till stor hjälp för att förstå den långsiktiga utvecklingen av sjöar sedan istiden. Denna

bakgrundskunskap är viktig för förståelsen av den sentida utvecklingen av försurade sjöar och deras respons vid kalkning. Den nutida dynamiken i sjöarna har en koppling till den långsiktiga naturliga utvecklingen, samt till den långsiktiga antropogena påverkan i form av förändrad markanvändning och belastning av föroreningar. Diskussionen om vilket tillstånd man bör sträva efter att uppnå i samband med kalkning underlättas avsevärt om man har hela den postglaciala utvecklingen klar för sig.

Det långsiktiga perspektivet har inte tidigare uppmärksammats i tillräcklig omfattning i samband med effektuppföljning av kalkningsverksamheten. Det är t. ex. möjligt att sjöar som genomgått en mer långsiktig gradvis försurning reagerar annorlunda på kalkning än sjöar med ett snabbt försurningsförlopp under de senaste decennierna. Flera sydsvenska klarvattensjöar har också genomgått en alkaliseringsfas (en period med förhöjt pH) innan den moderna försurningen började (Renberg *et al.* 1993a, 1993b). Huruvida detta också gäller de kalkade referenssjöarna är dock inte känt, men om så är fallet kan detta eventuellt ha satt sin prägel på det moderna försurningsförloppet samt ha betydelse för vilka kalkningseffekter som kan förväntas.

OMRÅDESBESKRIVNING

Stensjön

Stensjön (sjönummer 656419-164404) ligger i Tyresta nationalpark i Stockholms län, 2 mil sydost om centrala Stockholm (Figur 1). Den första kalkningen gjordes 1978, dock enbart i uppströms liggande sjöar, och därefter (1981-1995) har Stensjön samt även uppströms sjöar och våtmarker kalkats fem gånger.

Stensjön ligger 36 m över havet och avrinningsområdet är 814 ha, varav vattenyta (alla sjöar i området) utgör 9%. Sjön omges av berg i dagen (61%), barr- och blandskog (18%) och våtmark (12%). Stensjön har en area på 0,37 km² och en vattenvolym på 3,22 x 10⁶ m³. Sjön har ett maximalt djup på 21,1 m och ett medeldjup på 9,8 m. Omsättningstiden har beräknats till 1,3 år.

Medelvärdet för pH under 1989-1999 var 6,7 och sjön har kalkats två gånger under dessa tio år. pH-värdet varierar under året med lägre värden under vårarna och högre under somrarna. Tre gånger under de tio åren har mätvärdena understigit 6,0, det har vid alla tillfällena varit i februari. Alkaliniteten har ett medelvärde på $180 \mu\text{ekv L}^{-1}$, och varierar mellan 100 och $300 \mu\text{ekv L}^{-1}$, med toppar i samband med de två kalkningarna under denna period. Mängden totalt organiskt kol (TOC) har ett medelvärde på $8,9 \text{ mg L}^{-1}$, och klassas som måttligt hög halt (NV 2000b). Absorbansen ($f_{420/5}$) har ett medelvärde på 0,09 och sjön klassas som ett måttligt färgat vatten (NV 2000b). Under perioden 1989-1999 har sulfathalten minskat från 0,20 till ca $0,13 \text{ mg L}^{-1}$, dvs. en minskning med 35%, som en följd av minskande nedfall av svavel (NV 2000c).

Stensjön har ett bestånd av abborre, mört, gädda, siklöja, benlöja och gärs. För ytterligare uppgifter angående vattenkemi, biologi och områdeskaraktäristik, se Söderbäck (1997) och hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala (www.ma.slu.se).

Stensjön är dämnd flera meter, och en stor dammanläggning finns längst ned i den långa arm genom vilken sjön avvattnas. I utloppsbacken har det funnits en kvarn.

Under 1999 brann en betydande del av nationalparken söder och sydväst om sjön, och flera bränder har även förekommit tidigare (von Stedingk 1999).

Gyslättsjön

Gyslättsjön (sjönummer 633209-141991) ligger i norra delen av Kronobergs län, 8 km sydväst om Lammhult (Figur 1). Sjön har kalkats åtta gånger mellan åren 1985-1998, och kalkningarna har skett både direkt på sjön och på en våtmark norr om sjön.

Gyslättsjön ligger 226 m över havet, och avrinningsområdet är 196 ha, varav sjöytan utgör 17%. Sjön omges främst av barr- och blandskog (70%), men även våtmarker finns främst norr om sjön (9%). Sjön har en area på $0,33 \text{ km}^2$ och en

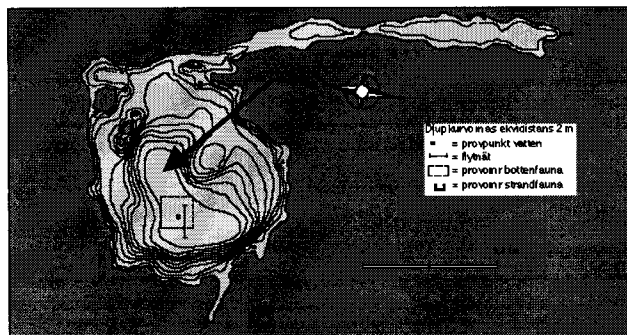


Figur 1. IKEU-sjöarna med de två sjöarna som beskrivs i denna rapport inramade (www.ma.slu.se).

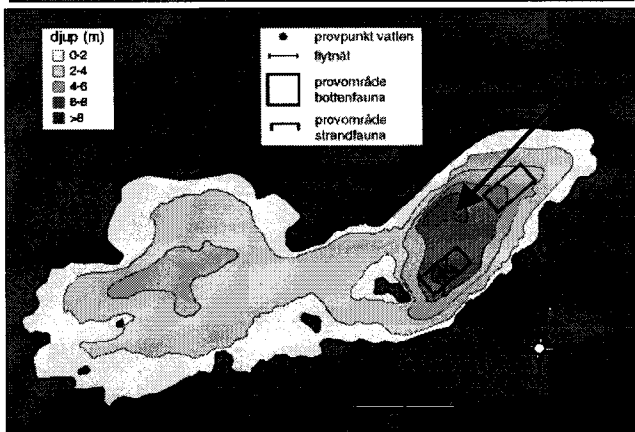
vattenvolym på $0,71 \times 10^6 \text{ m}^3$. Sjön har ett maximalt djup på 8,3 m och ett medeldjup på 2,2 m. Omsättningstiden har beräknats till 1,1 år.

Enligt Appelberg (1995) var pH 5 – 5,5 under 1970- och 80-talet innan kalkningen påbörjades. Medelvärde för pH 1989-99 var 6,2 (medianen 6,6). Vid sex mättillfällen underskreds pH 6,0, främst under februari. Alkaliniteten under 1989-99 varierar mellan strax över 0 och 300, med ett medel på $120 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Mängden totalt organiskt kol (TOC) har ett medelvärde på $11,7 \text{ mg L}^{-1}$, vilket ligger på gränsen mellan klasserna måttligt hög halt och hög halt (NV 2000b). Absorbansen (f 420/5) har ett medel på 0,15, vilket klassas som betydligt färgat vatten (NV 2000b). Sulfathalten ökade något under 1989-1993 från 0,20 till 0,25 mekv L^{-1} , för att sedan minska till 0,16 mekv L^{-1} 1999, dvs med 35% till följd av minskande nedfall av svavel (NV 2000c).

Gyslättsjön håller nu bestånd av abborre, mört, nors, braxen och gädda. Även Gyslättsjön är dämd. För ytterligare uppgifter angående vattenkemi, biologi och områdeskaraktäristik, se Appelberg (1995) och hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala (www.ma.slu.se).



Figur 2. Djupkarta för Stensjön med en pil markerande var sedimentprovet togs (www.ma.slu.se).



Figur 3. Djupkarta för Gyslättsjön med en pil markerande var sedimentprovet togs (www.ma.slu.se).

MATERIAL OCH METODER

Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagningen gjordes i sjöarnas djupaste del i februari 2000 (20,3 m vattendjup i Stensjön, Figur 2; och 8,9 m i Gyslättsjön, Figur 3). Provtagning av det sentida sedimentet (de översta 0 – ca 70 cm) gjordes med en frysprovtagare. I detta fall användes en helt mekanisk variant av den provtagare som beskrivits av Renberg & Hansson (1993). Denna frysprovtagare består av en kilformad metallbehållare som sänks ned i sedimentet, efter att provtagaren först fyllts med kolsyre och alkohol. Sedimentet fryser fast utanpå provtagaren (Figur 4). Det frusna sedimentet smälts loss från provtagaren och transporteras till laboratoriet i fruset tillstånd för senare analys. Det djupare, mer kompakterade, sedimentet provtogs med hjälp av en s.k. rysk torvborr (Aaby & Digerfeldt 1986). Totalt omfattade sedimentprofilerna ca 210 cm i Stensjön och 330 cm i Gyslättsjön. I Stensjön var sedimentet så hårt att provtagaren stoppade upp innan den nådde ned till underliggande östersjösediment.



Figur 4. Provtagning av det översta sedimentlagret (ca 70 cm) i sjöarna gjordes med frysprovtagare.

Kol- och kväveanalys samt glödförlustanalys

I Stensjön analyserades kol- och kvävehalten (% av torrvikten) i sedimentet samt isotoperna ^{13}C och ^{15}N med hjälp av en masspektrometer enligt Ohlsson & Wallmark (1999). Frystorkat sediment (5-10 mg) vägdes in och analysen utfördes av Håkan Wallmark, Institutionen för skogsekologi, SLU, Umeå. Det kol (C) och kväve (N) som analyseras i sedimentet förekommer först och främst bundet i organiskt material och när det gäller kol även karbonater. Detta organiska material kan härstamma från biologisk produktion i vattenmassan eller det kan komma från land. Analyser av kol- och kväveisotoper kan bidra till att förklara varifrån det organiska materialet kommer. Det är i denna undersökning särskilt intressant att studera om någon förändring sker i samband med försurning och kalkning.

Mätresultaten för isotopen ^{13}C anges som δ -värden. Dessa representerar en avvikelse i promille (‰) från en s.k. PDB standard för kol

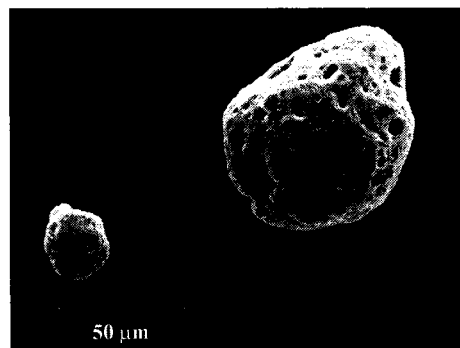
och $\delta^{15}\text{N}$ anges som en promilleavvikelse från luftens sammansättning.

I Gyslättsjön gjordes en glödförlustanalys för att bestämma mängden organiskt material i sedimentet. I övre delen av sedimentet i Gyslättsjön togs tätare prover och glesare längre ned. Sedimentproverna torkades vid 105 °C i 24 timmar, och därefter glödgades de vid 550 °C i 4 timmar. Glödförlusten beräknades i % som den del av sedimentet som förbrändes vid 550 °C. Glödförlusten användes också för att korrelera propparna genom att jämföra glödförlusten i de överlappande delarna.

Flygaska

När olja och kol förbränns i högtemperaturanläggningar bildas svaveldioxid, men också flygaskpartiklar som liksom svavlet kan transporteras långa sträckor. En typ av flygaskpartiklar är sfäriska, svarta, mikroskopiska partiklar med ett karakteristiskt utseende (Figur 5). Dessa partiklar finns i sediment och i markens ytskikt i hela Sverige (Renberg & Wik 1985a, 1985b; Wik & Renberg 1991, 1996). Det är en god korrelation mellan koncentrationen av flygaskpartiklar i sjösedimenten och svaveldepositionen över Sverige. Mängden flygaskpartiklar i sedimenten speglar kol- och oljeförbränningens historia och koncentrationen av flygaskpartiklar i en sedimentpropp ger således en uppfattning om hur belastat området har varit av föroreningar från förbränning av fossila bränslen. Flygaskpartiklar börjar uppträda mer allmänt i sediment från och med 1800-talets mitt. På 1950-talet ökade förekomsten på grund av att användningen av fossila bränslen ökade markant. En topp nåddes i början av 1970-talet och därefter har förekomsten minskat, bland annat på grund av utbyggd rökgasrening. Denna efterkrigsuppgång och toppen på 1970-talet syns normalt tydligt i sedimenten och kan användas som indirekt dateringsmetod.

Prover för flygaska togs ur frysproppen, med tätare intervall i sedimentprofilens övre del. Beredning av flygaskpreparat omfattar som första steg att man oxiderar bort organiskt sedimentmaterial med hjälp av väteperoxid. Därefter sker



Figur 5. Foto av flygaskpartiklar taget i svepelektronmikroskop. Denna typ av flygaskpartiklar från förbränning av fossila bränslen är normalt 5 – 30 μm i diameter, men ibland påträffas också större partiklar.

en tvättning i 10% saltsyra, samt uppreat tvättning i destillerat vatten. Suspensionen överförs till petriskål av glas och vattnet får avdunsta, varefter räkning av partiklar sker i stereomikroskop (50x förstoring). Metoden finns mer utförligt beskriven i Wik & Renberg (1996).

Blykoncentration samt isototopkvot

Analys av blykoncentrationer och stabila blyisotoper (^{206}Pb och ^{207}Pb) i sediment- och torvlagerföljder, har visat att bly har en mycket längre föroreningshistoria än man tidigare ansett. I Sverige kan vi detektera de första spåren av blyhaltiga luftföroreningar i lagerföljder som är 3 000-4 000 år gamla. Under romersk tid, kring år 0, förekom en liten men tydlig topp i nedfallet över hela Sverige. Från 900-talet e. Kr. ökade nedfallet markant. Man kan säga att det är medeltiden som är den verkliga starten på föroreningseran snarare än den Industriella revolutionen (Renberg *et al.* 1994; Brännvall *et al.* 1997, 1999, 2001; Bindler *et al.* 1999; Renberg *et al.* 2000).

Med hjälp av isotopanalyser kan man särskilja föroreningsbly från naturligt förekommande bly som härstammar från den lokala berggrunden och jorden. Förutom att blyanalyserna ger en beskrivning av hur depositionen av luftburna föroreningar varit genom tidernas lopp, kan blyprofilen användas för indirekt datering av sedimentet. Detta är möjligt genom att blyprofilen innehåller några markanta tidsmässiga förändringar som är lätta att hitta igen (Renberg *et al.* 2001).

Från sjöarnas sediment analyserades prover med avseende på såväl blykoncentration som de stabila isotoperna ^{206}Pb och ^{207}Pb . Tätare prover togs i övre delen av sedimentet och glesare djupare ned. Sedimentet frystorkades och därefter vägdes cirka 0,2 g torrt sediment in i teflonrör, och salpetersyra och perklorosyra (10:1) tillsattes för att lösa upp organiskt material och lättlösliga mineral. Proverna analyserades med ICP-MS teknik av Ove Emteryd, Miljöforskningslaboratoriet, Institutionen för skogsekologi, SLU Umeå.

Pollen

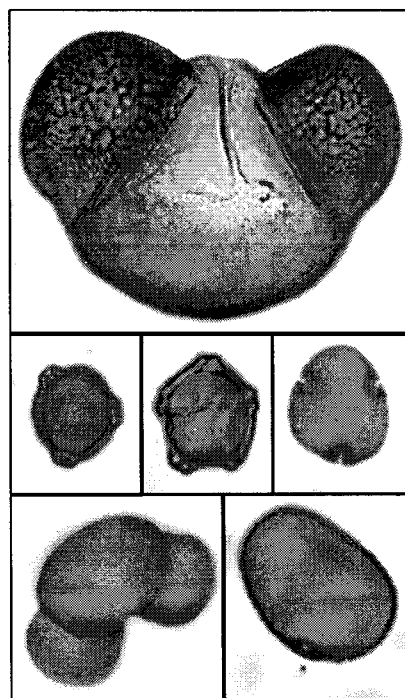
Pollenanalys är ett viktigt redskap för att studera långsiktiga vegetationsförändringar och för att få information om markanvändningen vid sjöarna. Tidigare paleolimnologiska studier har visat att kunskap om vegetationsutveckling och markanvändning i avrinningsområdet kan bidra till en ökad förståelse av pH-utvecklingen (Renberg *et al.* 1993a, 1993b; Korsman *et al.* 1994; Korsman & Segerström 1998; Ek & Renberg 2001).

Prover för pollenanalys preparerades enligt en standardmetod (Moore *et al.* 1991). Prepareringen omfattar avlägsnande av minerogent material med hjälp av vätefluorid, följt av acetolys med ättiksyraanhydrid och svavelsyra för att avlägsna organiskt material utöver pollen och sporer. Efter tvättning i ättiksyra och vatten inbäddades proverna i safraninfärgad glycerin. På varje nivå räknades ca 800 pollen och den relativa förekomsten av pollen för varje art beräknades utgående från det totala antalet pollen från landlevande kärlväxter (Figur 6). Sporer är således inte inräknade i beräkningsunderlaget.

Kiselalger och pH-rekonstruktion

Kiselalger, eller diatoméer som de också kallas, är encelliga alger med ett skal av kisel (Figur 7). Kiselalgerna, som är vanliga i alla typer av sjöar, är ca 5 - 200 μm stora och utgör en grupp alger bestående av hundratals olika arter. Varje år avsätts normalt över en miljon döda kiselalger per cm^2 i en sjös djuphåla (ackumulationsbotten). De mikroskopiska kiselalgsskalen är mycket svårnedbrytbara, och de kan lätt identifieras även om de legat tusentals år i sedimentet.

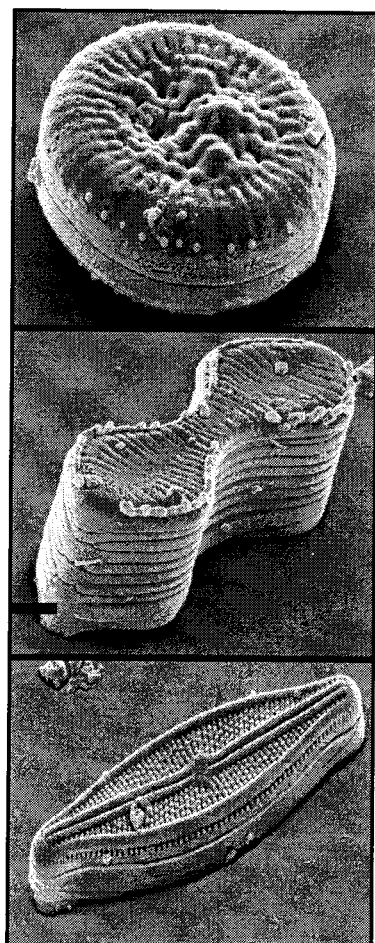
Kiselalgspreparat gjordes på 30 nivåer för Stensjön och 32 för Gylättasjön. I de översta sedimentlagren, som representerar kalkningsperioden, togs täta prover, medan glesare prover togs för att undersöka bakgrundsförhållanden. Preparatberedningen omfattar borttagning av organiskt material genom oxidering med väteperoxid, tvättning i saltsyra, samt upprepad tvättning i destillerat vatten (Renberg 1990). Preparaten monterades med monteringsmedium 163 Diatom mountant (ASCO Laboratories, Manchester) och minst 400 kiselalgsskal räknades



Figur 6. Foton av ett urval pollen tagna i ljusmikroskop. Överst gran, i mitten från vänster björk, al och lind, samt längst ner tall och råg. Ett granpollen är ca 300 μm stort.

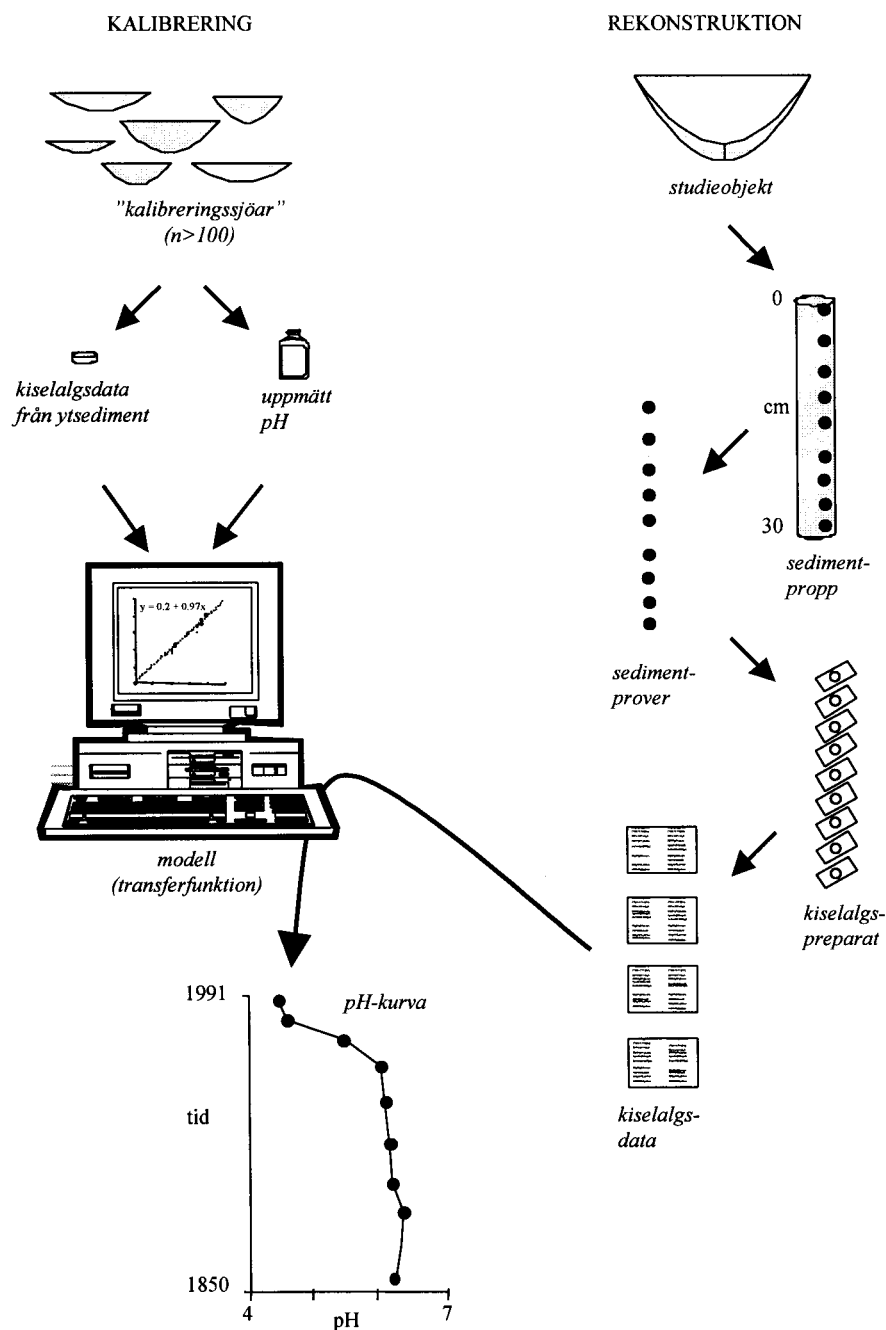
på varje nivå i faskontrastmikroskop med 1000x förstoring. Taxonomin följer Camburn *et al.* (1986), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), och Stevenson *et al.* (1991).

Kiselalgerna är känsliga för surhetsgraden i vatten. Det innebär att vissa arter enbart förekommer i surt vatten, medan andra i stort sett bara förekommer vid högt pH. Detta upptäcktes redan i början av 1900-talet, och under senare tid har metoder utvecklats för att använda kiselalger som en "biologisk pH-meter" för att bedöma vilket pH en sjö haft förr i tiden (se t. ex. Renberg & Hellberg 1982; Renberg *et al.* 1993a; Battarbee *et al.* 1999). Dessa metoder bygger på analyser av vilka arter som förekommer och hur vanliga skal av dessa är på olika nivåer i en sedimentpropp (Figur 8). För att "översätta" artsammansättningen till pH-värden (rekonstruera pH) måste en så kallad transferfunktion finnas tillgänglig. Transferfunktionen tas fram genom multivariat modellering (weighted-average-kalibrering) av sambandet mellan kiselalgflorans sammansättning i ytsediment från ett stort antal sjöar och uppmätt pH i dessa sjöar. För rekonstruktion av pH i de två aktuella sjöarna användes en transferfunktion som bygger på vattenkemidata och kiselalgsdata från 167 sjöar i Sverige, Norge och Storbritannien. En beskrivning av rekonstruktionsförfarandet, samt pH-optimum och tolerans för de arter som ingår i kalibreringen ges i Stevenson *et al.* (1991). Rekonstruktionen av pH gjordes med hjälp av dataprogrammet WACALIB (Line *et al.* 1994).



Figur 7. Foton av kiselalger tagna med svepelektronmikroskop. Längst upp är *Cyclotella comensis*, i mitten *Tabellaria binalis* och längst ner *Brachysira vitrea*.

Att rekonstruera pH från kiselalgerna, som beskrivits ovan, är ett sätt att mäta effekterna av kalkningen. Men även kalkningens effekt på kiselalgernas artsammansättning i sig är viktig för att besvara frågan om kalkningen återskapar den artsammansättning som rådde innan försurningen. För att mäta detta gjordes en multivariat statistisk analys (Correspondence Analysis, CA) för varje sjö. Analysen ger ett mått på artsammansättningen och den förändring som sker vid försurning och kalkning. Dataprogrammet CANOCO (ter Braak 1988, 1990) användes för denna multivariata analys.

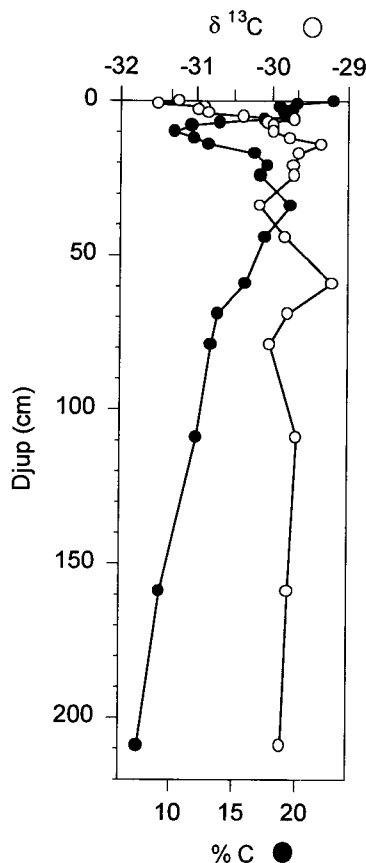


Figur 8. Principskiss för pH-rekonstruktion med hjälp av kiselalger. Till vänster redovisas kalibreringssteget, dvs upprättandet av en så kallad transferfunktion för "översättning" av artsammansättningen till pH-värden. Transferfunktionen tas fram genom multivariat modellering av sambandet mellan kiselalgorans sammansättning i ytsediment från ett stort antal sjöar och uppmätt pH i vattnet i dessa sjöar. Till höger rekonstruktionssteget. En serie prover från sedimentpropparna analyseras i mikroskop, vid högsta möjliga förstoring, med avseende på kiselalgorans sammansättning (vilka arter som förekommer och deras frekvens). Resultaten sätts in i transferfunktionen som översätter kiselalgorans sammansättning i varje prov till ett pH-värde för sjövattnet i vilket kiselalgerna en gång levde.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Kol- och kväveanalys samt glödförlustanalys

Stensjöns sediment är laminerat med ljusare och mörkare lager och det var därför lätt att korrelera skarvarna mellan de olika propparna. Halten kol (C) i sedimentet ökar kontinuerligt från ca 8% av torrvikten i de nedersta proverna till 19% vid 32 cm djup (Figur 9). Halten minskar sedan till 10% vid 10 cm djup för att åter öka till 23% vid sedimentytan. För jämförelsen med Gylättasjön kan nämnas att om man dubblar C-halten får man ett värde som ungefär motsvarar glödförlusten (den organiska halten).



Figur 9. Kol (C) och $\delta^{13}\text{C}$ i Stensjöns sediment. Kolhalten anges i % av sedimentets torrvt.

Från de nedersta sedimentproverna upp till 10 cm djup ligger $\delta^{13}\text{C}$ kring -30 , med två mindre toppar kring 60 och 15 cm djup (Figur 9). Ovan 10 cm sjunker värdet till $-31,5$.

Halten kväve (N) i sedimentet (Figur 10) har en utveckling som följer halten av kol, med en svag ökning uppåt till ca 30 cm djup följt av en minskning och klart lägre värden vid 10 cm och en ökning mot sedimentytan. Likaså $\delta^{15}\text{N}$ följer utvecklingen av $\delta^{13}\text{C}$ med lägst nivå i ytsedimentet.

Det är även intressant att titta på kvoten av kol och kväve (C/N, Figur 11). Organiskt material från kärllväxter på land har en C/N kvot över 20, medan alger har en kvot som ligger mellan 4-10 (Meyers och Ishiwatari 1993). Kvoten i Stensjöns sediment ökar från knappt 12,5 i de nedersta proverna till omkring 13,5 för att mellan 20 och 5 cm djup vara över 14, och sedan sjunka till ca 13 i de översta proverna mot ytan. Det organiska materialet i Stensjön består därför delvis av organiskt material från land. Mellan 14 och 5 cm ökar kvoten, troligen beroende av en ökning av andelen organiskt material från sjöns omgivning.

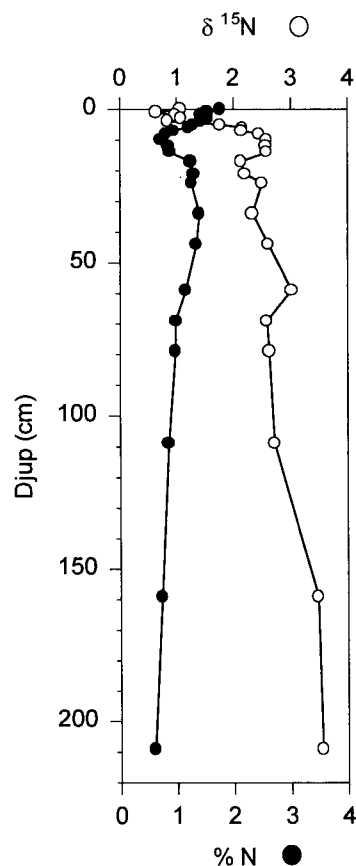
Försurningsfasen och kalkningsfasen i Stensjön (se längre fram) är inte förklaringen till de förändringar som sker i både halterna och isotopsammansättningen av kol och kväve eftersom dessa förändringar sker djupare ned i sedimentet, dvs. innan försurning och kalkning.

Den minskning av kol- och kvävehalten som sker kring 10 cm djup kan vara resultatet av ett ökat inflöde av mineralpartiklar, t. ex. från eroderat material från land i samband med dämningen. En erosion av både mineralpartiklar och organiskt material skulle kunna förklara både kol- och kvävehaltens minskning samt C/N kvotens ökning vid 10 cm djup.

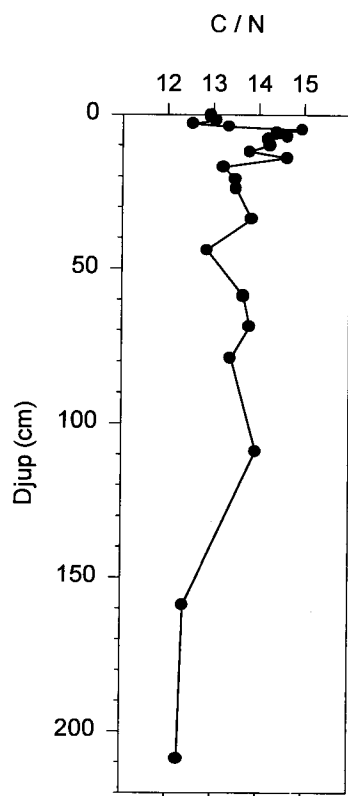
Gylättasjöns sediment var jämnt mörkbrunt, och för att kontrollera överlappningen mellan propparna gjordes tätare glödförlustanalys i skarvarna. Den organiska halten ökar i sjön med tiden och är stabil kring 55% mellan 190-50 cm djup (Figur 12). Ovan 50 cm ökar glödförlusten till drygt 60% för att åter vara 55% i ytan. Perioden med glödförlust kring 60% motsvarar, enligt dateringen med flygaska, tiden mellan sent 1800-tal och ca 1950. Orsaken till den något högre halten organiskt material kan t. ex. vara ökad produktion i sjön, ökat inflöde av organiskt material från land eller en minskad tillförsel av mineralpartiklar från omgivningen.

Flygaska

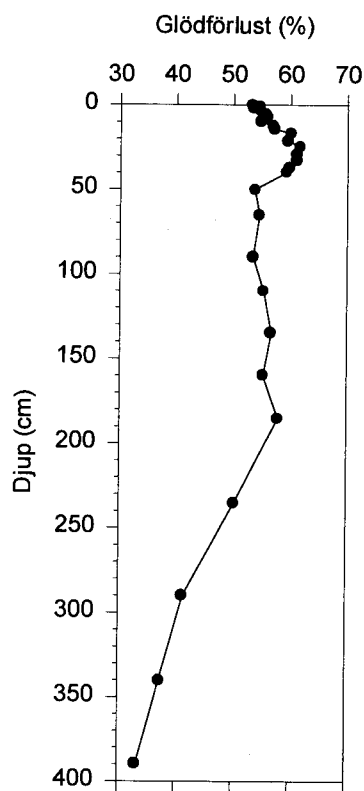
I Stensjön börjar antalet flygaskpartiklar öka vid 13 cm, vilket representerar 1800-talets förbränning av kol (Figur 13). Ökningen fortsätter sedan successivt uppåt i sedimentproppen med en topp vid 5 cm djup. Därefter minskar mängden partiklar mot ytan till en tredjedel. Toppen vid 5 cm representerar tiden kring 1970 då utsläppen av flygaska var som störst på grund av förbränningen av olja. Koncentrationen av partiklar i sedimentet är som högst 165 000 partiklar per gram torrt sediment (g^{-1} t.s.). Jämfört med andra analyser i södra Sverige (Wik 1992; Ek 2000) är detta en mycket hög koncentration som troligen avspeglar lokala källor i Stockholmstrakten. Den tydliga toppen av flygaska i sedimentet tyder också på goda stratigrafiska förhållanden i sedimentet, dvs. låg omblandning på grund av avsaknad av bottenlevande djur. Den indirekta dateringen av sedimentet med hjälp av flygaska visar att de översta 15 cm innehåller de senaste 150 åren, dvs. den mest intressanta perioden ur ett sentida försurnings- och kalkningsperspektiv.



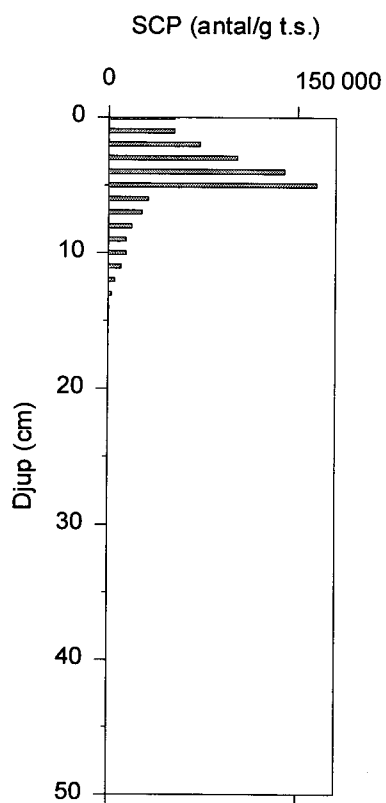
Figur 10. Kväve (N) och $\delta^{15}\text{N}$ i Stensjöns sediment. Kvävehalten anges i % av sedimentets torrsvikt.



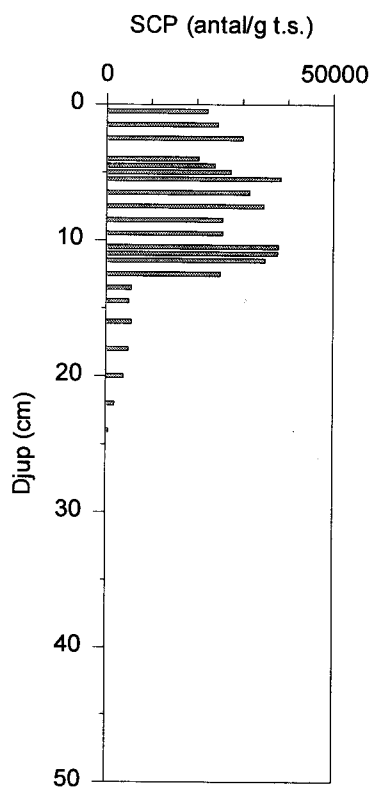
Figur 11. Kvoten C/N i Stensjöns sediment.



Figur 12. Glödförlust i Gyslättasjöns sediment.



Figur 13. Koncentrationen av flygaskpartiklar i Stensjöns sediment.



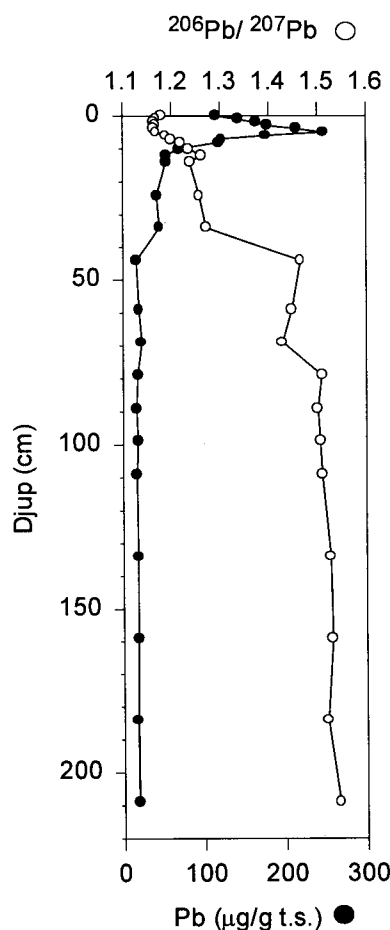
Figur 14. Koncentrationen av flygaskpartiklar i Gyslättasjöns sediment.

I Gyslättsjön börjar flygaskpartiklar förekomma vid 24 cm och antalet fortsätter successivt att öka till 12 cm djup då en kraftig ökning sker (Figur 14). Mängden partiklar fluktuerar mellan 20 000 och 40 000 g^{-1} t.s. Det är alltså inte samma tydliga 1970-tals topp som i Stensjöns sediment, och de minskade utsläppen sedan dess syns inte heller lika tydligt i Gyslättsjöns sediment. Jämfört med andra sjöar i södra Sverige är 20-40 000 partiklar g^{-1} t.s. en vanlig koncentration för sjöar som inte är i direkt närhet av lokala källor (Wik 1992; Ek 2000). Förekomsten av flygaskpartiklar på större djup i sedimentet i Gyslättsjön jämfört med Stensjön visar på en högre sedimentation, där de översta 25 cm representerar de senaste ca 150 åren. Frånvaron av en tydlig 1970-talstopp av flygaska skulle kunna bero på att en viss omblandning av sedimentet skett av t. ex. bottenlevande djur. Det finns dock få tidigare studier av flygaska i sjöar i sydöstra Sverige. Därför kan vi inte utesluta att en frånvaro av 70-talstoppen kan utgöra ett mer generellt föroreningsmönster i detta område. Liknande resultat har t. ex. erhållits i Storasjö i sydöstra Sverige (Ek 2000).

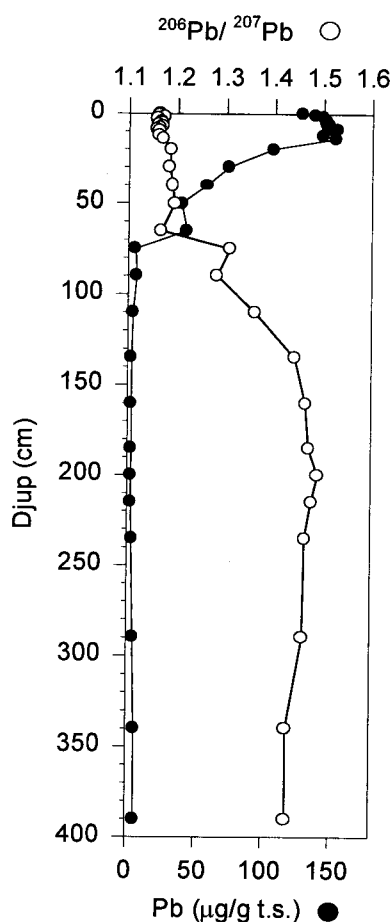
Bly

I Stensjön ligger den naturliga bakgrundskoncentrationen av bly i sedimentet på ca 18 $\mu g g^{-1}$ t.s. (Figur 15). Det är ett normalt värde för en sjö med hög halt av minerogent material i sedimentet. Mineraljorden innehåller naturligt bly. Sett nerifrån så ökar blykoncentrationen först svagt vid 70 cm djup för att sedan minska igen. Vid 34 cm ökar koncentrationen av bly till värden kring 50 $\mu g g^{-1}$ t.s. Vid 10 cm djup börjar en kraftig ökning av koncentrationen med ett toppvärde på 250 $\mu g g^{-1}$ t.s. vid 5 cm djup. Koncentrationen halveras sedan till 115 i det översta sedimentprovet. Isotopkvoten $^{206}Pb/^{207}Pb$ har ett bakgrundsvärde på ca 1,53. Vid 70 cm djup minskar kvoten, för att åter stiga något igen. Isotopkvoten minskar sedan igen ytterligare, först vid 34 cm djup och sedan vid 10 cm, dvs. samma djup som koncentrationen av bly ökade kraftigt. Vid ytan ökar isotopkvoten något.

I Gyslättsjön ligger bakgrundskoncentrationen av bly på 4,5 $\mu g g^{-1}$ torrt sediment (Figur 16). Det är ett normalvärde för skogssjöar med låg



Figur 15. Blykoncentration (per gram torrt sediment) och kvoten $^{206}Pb/^{207}Pb$ i Stensjön.



Figur 16. Blykoncentration och kvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ i Gyslättsjön.

minerogen halt i sedimentet. Eventuellt sker en liten ökning kring 90 cm djup. En tydlig ökning av koncentrationen sker sedan vid 65 cm djup till $40 \mu\text{g g}^{-1}$ t.s. En fortsatt ökning sker ovan 50 cm för att nå värden på ca $150 \mu\text{g g}^{-1}$ t.s vid 6-10 cm djup. Koncentrationen minskar något mot ytan till 130. Isotopkvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ har ett bakgrundsvärde på ca 1,45. Kvoten börjar minska vid 110 cm djup eller kanske tidigare, ökar något igen för att sedan minska ytterligare ovan 70 cm djup till 1,17 vid 65 cm djup. Efter en svag ökning ligger värdet på ca 1,16 i de översta 12 cm.

Båda sjöarna visar samma historiska föroreningsmönster, ett mönster som också tidigare visats i ett flertal andra svenska sjöar (Renberg *et al.* 1994, 2000; Brännvall 2000). Kring år 0, under Romartiden, spreds blyföroreningar från kontinentala Europa via luften till Sverige. Detta syns i Stensjön med en svag haltökning vid 70 cm djup, och ännu tydligare i isotopkvotens förändring. Bakgrundsnivåerna av kvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ligger över 1,5 i de flesta svenska sjöar, och i dessa två sjöar ligger bakgrundskvoten kring 1,5. Föroreningsblyet i sin tur har en kvot på 1,14 – 1,17 beroende på föroreningskälla (Wedpohl *et al.* 1978; Hopper *et al.* 1991; Brännvall *et al.* 2001) och den allmänna sänkningen av kvoten i sedimentet visar tydligt på förekomsten av föroreningsbly. I Gyslättsjön är sänkningen av kvoten kring år 0 inte lika tydlig, men ligger kring 90 cm djup. Det som sedan sker i båda sjöar är ett resultat av den medeltida ökningen av blyföroreningar. I båda sjöarna ökar koncentrationen av bly tydligt, och som ett resultat av ökat föroreningsbly med en lägre kvot sjunker isotopkvoten. En kraftig ökning av blykoncentrationen sker sedan i båda sjöarna i och med 1900-talets ökade utsläpp av bly. I Stensjön är toppen kring 1970 mycket tydlig och sammanfaller med toppen i flygaska (Figur 13). Denna topp är inte lika tydlig i Gyslättsjön, vilket den inte heller är när det gäller flygaska (Figur 14). I Stensjön sker en tydlig minskning av blykoncentrationen till följd av de kraftigt minskade blyutsläppen (SCB 2000). Minskningen av blykoncentrationen är inte lika stor i Gyslättsjön under 1900-talets senare del.

Som en följd av det generella mönstret av blyförorening i sjösediment kan det användas som en indirekt datering av sedimentet. Således motsvarar 70 cm i Stensjön ca år 0, mellan 44 och 34 cm 1000 e. Kr. och 5 cm 1970. Och i Gyslättsjön bör 90 cm djup motsvara kring år 0, 65 cm ca 1000 e. Kr. och 10-14 cm åren kring 1970.

Pollen

Pollenanalysen i Stensjön visar att vid ca 140 cm djup i sedimentet (nedersta analyserade provet) dominerades skogen av tall, björk, al och ek (Bilaga 1). Kring 70 cm djup etablerar sig granen i området. Enligt den indirekta dateringen från blykurvan motsvarar detta djup ca år 0. I de övre delarna av sedimentet syns en tydlig påverkan av mänsklig aktivitet genom ökning av pollen från odlade växter (antropokorer) samt ökning av pollen från växter som är kännetecknande för ett öppnare landskap påverkat av människan (apofyter). Skogen runt Stensjön påverkades först av skogsbete vilket syns genom ökningen av enen ovan 60 cm djup. Skogarna i Tyresta har under lång tid använts till skogsbete, och noteringar finns om skogsbete på 1700-talet (von Stedingk 1999). Även syror och andra växter som kännetecknar det öppna landskapet (apofyter) ökar något, och enstaka pollen av korn förekommer. Ovan 25 cm syns en tydlig påverkan av odling genom pollen från korn och råg. Även andelen gräspollen och ljung ökar. I det översta provet finns ej några korn- och rågpollen, och ingen odlad mark finns heller idag kring Stensjön.

I Gyslättsjön domineras också skogen av tall, björk, al och ek i de nedersta sedimentproverna (Bilaga 2). Vid 70 cm etablerar sig granen och boken. Enligt blyanalysen motsvarar detta ca 1000 e. Kr. Även i Gyslättsjön är påverkan av mänsklig aktivitet tydlig. Ovan 70 cm sker en ökning av ljung, gräs och andra växter typiska för ett öppet landskap (apofyter), troligen ett resultat av skogsbete. Ovan 50 cm ökar enen, och pollen från korn och råg visar på odling. Idag finns fortfarande öppen mark vid sjöns östra strand.

Kiselalger och pH

I Bilaga 3 och 4 visas den procentuella fördelningen av de vanligaste kiselalgsarterna i Stensjön. Det djupare, och därför äldre, sedimentet domineras av planktiska kiselalgsarter av släktena *Cyclotella* och *Aulacoseira*. De flesta arter inom dessa släkten förekommer vid högre pH och kallas därför alkalifila arter. Ovan 25 cm minskar *Aulacoseira distans/subartica* kraftigt medan *Cyclotella kuetzingiana* (agg.) ökar kraftigt och utgör 60% av kiselalgerna i sedimentet. Detta sker vid samma djup som odlingen intensifieras (Bilaga 5), och är sannolikt ett tecken på ökad näringstillförsel till sjön (Renberg *et al.* 1993a, 1993b). Ovan 7 cm minskar *C. kuetzingiana* (agg.) kraftigt och bentiska arter som *Brachysira vitrea*, *B. brebissoni*, *Fragilaria virescens* var. *exigua*, *Peronia fibula* och *Eunotia incisa* ökar. Dessa arter förekommer vid lågt pH, s.k. acidofila arter. Förändringen från alkalifila till acidofila arter visar att Stensjön försurats. En indirekt datering av dessa förändringar fås genom att jämföra med resultaten från analysen av flygaska. *C. kuetzingiana* börjar minska under 1960-talet för att vara mycket sparsamt förekommande under 1970- och 1980-talet. Istället ökar de acidofila arterna under 1960- och 1970-talet.

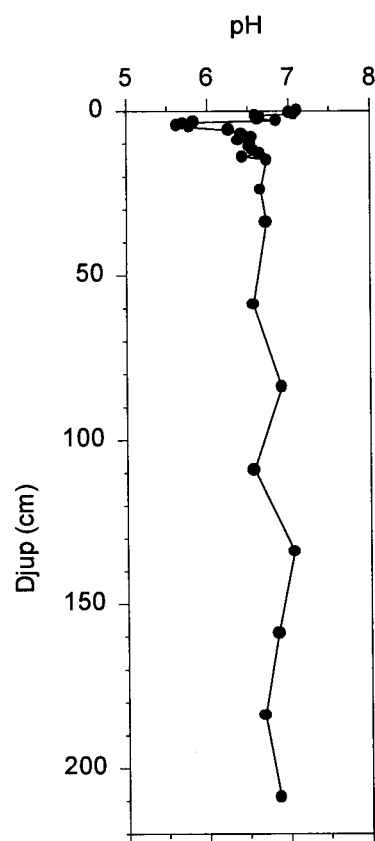
Kalkningen av Stensjön och omgivande våtmarker och uppströms liggande sjöar syns tydligt i kiselalgsfloran. Första kalkningen skedde 1978 i uppströms liggande sjöar, och Stensjön med omgivande våtmark har sedan kalkats 1981, 1982, 1986, 1991 och 1995 (www.ma.slu.se). Kiselalger som ökat i och med dessa kalkningar är *Cyclotella stelligera*, *C. comta* och *Asterionella formosa* vilka är planktiska, samt *Synedra acus* och *Achnanthes minutissima* (agg.) vilka är bentiska. *A. formosa*, *S. acus* och *A. minutissima* (agg.) är tidigare kända som arter som ökar kraftigt vid kalkning, i USA (Ohl *et al.* 1990), i Skottland (Flower *et al.* 1990; Cameron 1995) och i Sverige (Renberg & Hultberg 1992; Hörnström *et al.* 1993; Andersson *et al.* 1997; Renberg & Ek 1998; Korsman *et al.* 2000). *A. formosa* visar två kraftiga toppar i förekomsten som därför troligen är ett resultat av kalkningarna. Kalkningen 1981 omfattade 140 ton, och orsakade troligen den första toppen,

vilket också stöds av dateringen med hjälp av flygaskpartiklarna. Vid senare kalkningar har kalkmängden varit mindre än hälften. 1995 var den dock 85 ton, vilket kan förklara den andra topp av *A. formosa* som tydligt syns i sedimentet. I den översta centimetern av sedimentet sker åter stora förändringar. *Cyclotella kuetzingiana* återkommer, om än i mindre procentuell förekomst jämfört med tidigt 1900-tal, medan *Aulacoseira distans/subartica* återkommer och ökar kraftigt till 75% vid ytan. Arterna som gynnas av kalkning minskar markant.

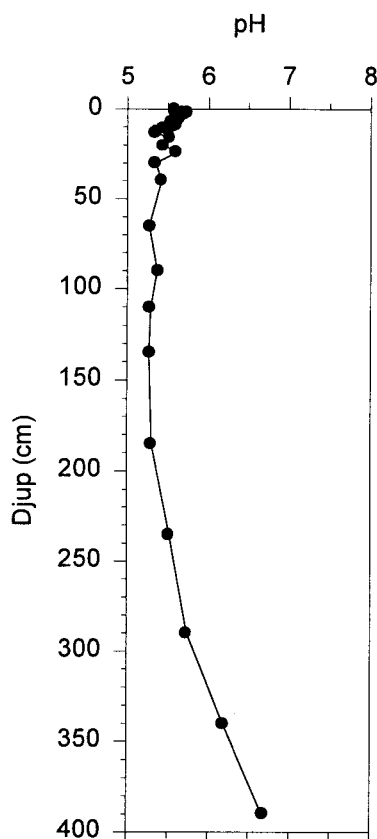
De rekonstruerade pH-förändringarna visar ett bakgrunds-pH i Stensjön på mellan 6,5 och 7 (Figur 17). Under 1950-talet faller pH under 6,5, går under 6 vid sent 60-tal och når som lägst ett rekonstruerat pH på 5,6 i början av 1970-talet. Kalkningarna resulterar i ett rekonstruerat pH-värde på över 6,5, och under de senaste fåtal åren till 7,0.

De rekonstruerade pH-värdena kan jämföras med uppmätta värden under IKEU-programmet från 1989 och framåt, där medel-pH under 1989-1999 var 6,6 (n= 221). Rekonstruktionen av pH med hjälp av kiselalger visar bra överensstämmelse med uppmätta värden.

I Bilaga 6 och 7 visas den procentuella fördelningen av de vanligaste kiselalgsarterna i Gyslättsjön. Det djupare, och därför äldre, sedimentet domineras av ett stort antal olika arter såsom de planktiska *Cyclotella stelligera*, *Aulacoseira distans* var. *tenella*, *A. lirata*, *A. perglabra*, och *A. perglabra* var. *floriniae* samt bentiska arter av släktet *Fragilaria*. Redan långt ner i sedimentet på 300 cm djup finns arter som *Peronia fibula*, *Eunotia incisa*, *E. rhomboidea*, och *E. naegeli* som är indikatorer på lågt pH. *C. stelligera* försvinner vid 200 cm djup och istället ökar släktena *Frustulia* och *Brachysira*. Dessa skiftet av arter från de planktiska till bentiska, där en stor del indikerar lågt pH, visar på en gradvis naturlig försurning av Gyslättsjön. Detta har tidigare visats i flera svenska sjöar (Renberg 1993a, 1993b; Korsman & Segerström 1998; Renberg & Ek 1998), en naturlig process beroende på urlakning av marken och bildandet av sur skogsjord och myrmark. Kiselalger visar



Figur 17. Rekonstruerat pH i Stensjön.



Figur 18. Rekonstruerat pH i Gyslättsjön.

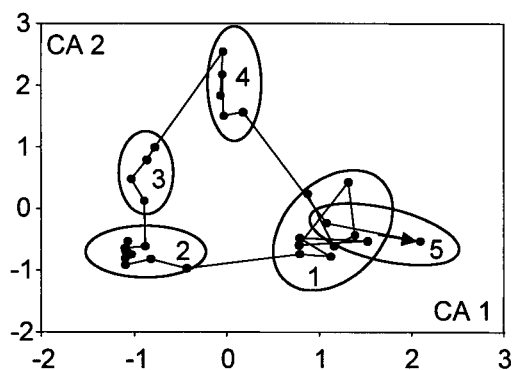
inte på att någon ytterligare försurning har skett under 1900-talet. Första kalkningen skedde 1985 (www.ma.slu.se) och endast små effekter av denna kalkning syns i kiselalgernas sammansättning. Dateringen med hjälp av flygaska är inte lika exakt som i Stensjön, men man kan dock säga att efter 1970 återkommer de planktiska algerna *Cyclotella stelligera*, *C. comta* och *Aulacoseira ambigua*. Även *Fragilaria virescens* var. *exigua* ökar. Men trots kalkningen finns arter som *Peronia fibula* och *Eunotia incisa* och flera andra acidofila arter kvar i samma procentuella omfattning som innan kalkningarna började. Kalkningen har därför inte påverkat kiselalgfloran i så stor utsträckning. Kalkmängderna har varit omkring 11 ton förutom 1988 då 45 ton spreds i sjön.

De rekonstruerade pH-förändringarna visar att pH i Gyslättsjön var 6,7 vid 400 cm djup, vilket motsvarar tiden för sjöns tillkomst efter istiden (Figur 18). pH sjunker sedan gradvis till 5,3 vid 200 cm djup där pH stabiliseras. Det sker ingen ytterligare sänkning i pH på grund av modern försurning. Kalkningen medför en viss pH-ökning till ca 5,6. Dessa rekonstruerade pH kan jämföras med uppmätta pH-värden under IKEU-programmet, där medel-pH 1989-99 var 6,2 (n=235). Det är en sämre överensstämmelse mellan kiselalgernas pH-rekonstruktion och vattenkemin i denna sjö. En orsak kan vara att kiselalgerna i Gyslättsjön till stor del är bentiska arter och påverkas av andra förhållanden än de i den fria vattenmassan. Men även ett inflöde av organiska syror till littoralzonen kan förklara en sämre överensstämmelse.

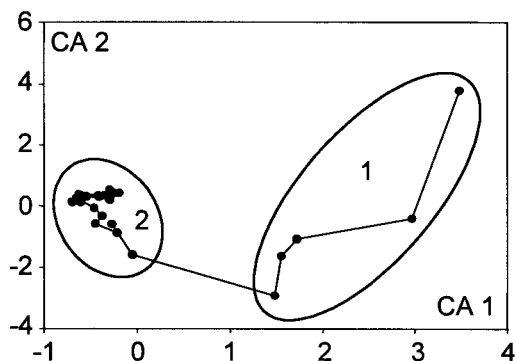
Den multivariata statistiska analysen (CA) i Stensjön visar att efter en förändring mot ett kiselalgssamhälle påverkat av försurning och sedan kalkning, har floran i de två översta proverna en sammansättning som är mycket lik den ursprungliga floran innan försurning (Figur 19). De två axlarna (CA1 och CA2) i den multivariata analysen förklarar ca 48% av den totala variationen i kiselalgssammansättningen. I figuren motsvarar varje punkt en nivå i sedimentet, och punkter nära varandra innebär att nivåerna innehåller en liknande art-sammansättning av kiselalger. Nivåerna har

ringats in där kiselalgssamhällena liknar varandra. Kluster 1 motsvarar de djupaste nivåerna i sedimentet med kiselalger av släktet *Cyclotella* och *Aulacoseira* (Bilaga 3), kluster 2 motsvarar nivåer ovan 25 cm djup där *Aulacoseira distans /subartica* minskar kraftigt och *Cyclotella kuetzingiana* agg. har en topp, kluster 3 motsvarar de nivåer med dominans av kiselalger som indikerar lågt pH (dvs. den försurade perioden), och kluster 4 motsvarar de nivåer med arter som ökade i samband med kalkningarna. Kluster 5 utgörs av de två översta nivåerna som har en liknande artsammansättning som de djupaste nivåerna, vilket innebär nivåer äldre än ca 400 år, innan markanvändningen började påverka kiselalgssammansättningen i större utsträckning.

På samma sätt visar CA-analysen i Figur 20 en sammanfattning av kiselalgsförändringarna i Gyslättsjön. Axel 1 (CA1) förklarar 26% och axel 2 (CA2) 21% av variationen i kiselalgsammansättningen. CA-analysen visar förändringen mot en mer acidofil flora (naturlig försurning) tidigt i sjöns historia. Det första klustret (1) motsvarar de fem djupaste nivåerna i sedimentet som innehåller planktiska kiselalger. Kluster 2 motsvarar den naturliga försurningen och fram till idag och visar inga stora förändringar i artsammansättningen trots moderna utsläpp och kalkning.



Figur 19. CA-analys av förändringar i kiselalgsfloran i Stensjön. Se text för förklaring till siffror.



Figur 20. CA-analys av förändringar i kiselalgsfloran i Gyslättsjön. Se text för förklaring till siffror.

STENSJÖNS UTVECKLING

I Bilaga 8 och 9 är flera av resultaten sammanförda för att ge en bild av Stensjöns utveckling. Stensjön är ett bra exempel på den långa föroreningshistoria av bly som tidigare visats i svenska sjöar (t.ex. Renberg *et al.* 1994; Brännvall *et al.* 1999; Renberg *et al.* 2000). De långväga blyföroreningarna från Romarriket kring år 0 syns tydligt i Stensjöns sediment genom en ökning av blykoncentrationen och en sänkning av kvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, som är ett tydligt mått på inslag av föroreningsbly. Kring år 1000 e. Kr. ses i Stensjön liksom i andra svenska sjöar ett kraftigt ökat luftföroreningsnedfall. Dessa blyhaltiga luftföroreningar har i huvudsak sitt ursprung i kontinentala Europa och de Brittiska öarna. En kraftig ökning sker efter 1950 och blyföroreningen i sedimentet når en topp kring 1970. Denna topp sammanfaller med en topp i flygaskpartiklar i sedimentet, ett resultat av eldning av kol och olja som också ökade kraftigt efter andra världskriget. Efter 1970 har både utsläppen av bly och flygaskpartiklar minskat kraftigt, vilket också resulterat i en tydlig minskning av mängden i sedimentet. Förbränningen av kol och olja släpper som bekant inte ut bara flygaskpartiklar utan även försurande svaveldioxid. Resultatet av detta svavelnedfall ses i kiselalgsfloran och i den rekonstruerade pH utvecklingen i Stensjön. Från ett bakgrunds-pH på 6,5 till 7 sjunker pH till under 6 vid sent 1960-tal och når som lägst ett pH på 5,6 i början av 1970-talet.

Stensjön har även påverkats av mänskliga aktiviteter i närmaste omgivningen. Pollenanalysen (Bilaga 1) visar att både skogsbete, resulterande i en öppnare skog, samt odling av korn och råg har förekommit i området med början från ca 1000-talet. Den ökade näringsutförseln som skedde i och med denna jordbruksverksamhet förändrade kiselalgsfloran något (Bilaga 5) med en dominans av *Cyclotella kuetzingiana* (agg.). Denna effekt av att människan började använda landskapet i stor skala för bete och odling har visats i flera sydsvenska sjöar (Renberg *et al.* 1993a, 1993b; Ek & Renberg 2001). I flera sjöar har denna markanvändning resulterat i ett ökat pH, en s.k.

alkaliniseringfas, som dock inte har skett i Stensjön i någon större utsträckning. I Stensjön var redan pH högt. Dämningar av sjöar brukar också ge effekter på inflödet av mineralpartiklar, vilket troligen är det som förklarar nedgången i kol- och kvävehalten i sedimentet som sker från medeltiden och framåt (Bilaga 8).

Stensjön kalkades första gången redan 1978, och det rekonstruerade pH-värdet ligger kring 7, vilket visar en bra överensstämmelse med uppmätta vattenkemivärden. Efter kalkningen i Stensjön koloniserade kiselalgsarter som är typiska för näringsrikare förhållanden och högt pH, en flora som inte tidigare funnits i sjön enligt denna studie (som dock inte omfattar tiden närmast efter att sjön isolerats från havet). Att kalkning orsakar en dominans av arter som tidigare inte funnits, eller funnits i mycket liten utsträckning, har konstaterats flera gånger i tidigare paleolimnologiska studier. Vad som är intressant i detta fall är att i Stensjön har dessa kalkningsgynnande arter minskat till förmån för mera "normala" artkonstellationer så att en flora liknande den för ca 400 år sedan finns i Stensjön idag. Det är tidigare känt att en instabilitet i växt- och djurplanktonsammanställning följer på kalkning. Men i Stensjön verkar förhållandena ha stabiliserats. Detta har oss veterligen inte konstaterats tidigare, i alla fall inte via paleolimnologiska studier.

GYSLÄTTASJÖNS UTVECKLING

I Bilaga 10 och 11 är flera av resultaten sammanförda för att ge en bild av Gyslättsjöns utveckling. Även i Gyslättsjön syns spåren av de långväga blyföreningarna från romersk tid kring år 0, främst genom förändringen i isotopkvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. Blyföreningen ökar ytterligare vid 1000 e. Kr. för att nå de högsta värdena kring 1970. Den tydliga topp av föreningar som syns i Stensjön syns inte i Gyslättsjön, bl.a. beroende på att sedimentet inte verkar vara lika väl stratifierat. Toppen i flygaska är därför inte heller lika tydlig i Gyslättsjön, men följer blyföreningen med en svag minskning mot ytan.

Det högsta rekonstruerade pH-värdet återfinns i det nedersta sedimentprovet avsatt strax efter deglaciationen, med ett pH på 6,7. pH minskar sedan till 5,3 vid 200 cm djup, ett djup som uppskattas ha en ålder på minst 4000 år enligt den indirekta dateringen med bly. pH ligger sedan stabilt kring denna nivå tills kalkningen börjar 1985 och en liten pH-ökning sker.

Även Gyslättsjöns omgivningar har enligt pollenanalysen påverkats av skogsbete och odling (Bilaga 2). Kring 1000 e. Kr. ökar gräs, och andra växter som tyder på en öppnare skog, och något senare påbörjas odling i området.

Efter kalkningen av Gyslättsjön koloniserade kiselalgsarter som är typiska för högt pH, men förekomsten av arter typiska för lågt pH är fortfarande mycket stor. Gyslättsjön har också haft flera tillfällen av pH under 6 (Söderbäck 1997) precis som många andra humösa sjöar. En del av förklaringen kan vara inflödet av organiska syror.

SLUTORD

Resultaten från de paleolimnologiska undersökningarna av Stensjön och Gyslättsjön är intressanta genom att de visade sig vara de två ytterligheter av sjöar som kalkningsdebatten handlat om det senaste decenniet. Den relativt klara Stensjön som försurades under 1960- och 70-talet samt den humösa och naturligt sura Gyslättsjön. Båda dessa sjöar har kalkats, Stensjön med början 1978 och Gyslättsjön med början 1985. Resultaten av kalkningarna har blivit helt olika på grund av sjöarnas olika pH-historia.

REFERENSER

- Aaby, B. & Digerfeldt, G. 1986. Sampling techniques for lakes and bogs. I: Berglund, B.E. (ed.) Handbook of Holocene Paleoecology and Paleohydrology. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, s. 181-194.
- Anderson, N.J., Blomqvist, P. & Renberg, I. 1997. An experimental and palaeoecological study of algal responses to lake acidification and liming in three central Swedish lakes. *Eur. J. Phycol.* 32: 35-48.
- Appelberg, M. 1995. Liming strategies and effects: the lake Gyslättsjön case study. I: Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. Av: Henrikson, L. & Brodin, Y.W. (eds), Springer-Verlag, New York, s. 353-362.
- Battarbee, R.W., Charles, D.F., Dixit, S.S. & Renberg, I. 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. I: Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (eds) 1999. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press, Cambridge, s. 85-127.
- Bindler, R., Brännvall, M.-L., Renberg, I., Emteryd, O. & Grip, H. 1999. Natural lead concentrations in pristine boreal forest soils and past pollution trends: a reference for critical load models. *Env. Sci. Technol.* 33: 3362-3367.
- Brännvall, M.-L. 2000. Atmospheric lead pollution history in Sweden from ancient times to the present: a palaeolimnological study. Doktorsavhandling, Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Nilsson, M. & Renberg, I. 1997. Stable isotope and concentration records of atmospheric lead pollution in peat and lake sediments in Sweden. *Water, Air, Soil Poll.* 100: 243-252.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Renberg, I., Emteryd, O., Bartnicki, J. & Billström, K. 1999. The Medieval metal industry was the cradle of modern large scale atmospheric lead pollution in northern Europe. *Env. Sci. Technol.* 33: 4391-4395.

- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O. & Renberg, I. 2001. Four thousand years of atmospheric lead pollution in northern Europe: a summary from Swedish lake sediments. *J. Paleolim.* 25:421-435.
- Camburn, K.E., Kingston, J.C. & Charles, D.F. 1986. PIRLA Diatom Iconograph. Report Number 3, PIRLA Unpublished Report Series, Bloomington, IN.
- Cameron, N.G. 1995. The representation of diatom communities by fossil assemblages in a small acid lake. *J. Paleolim.* 14: 185-223.
- Ek, A. 2000. Historical and modern lake acidification studied in lake sediments in Sweden, and the question of recovery after decreased acid deposition. Doktorsavhandling, Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Ek, A. & Renberg, I. 2001. Heavy metal pollution and lake acidity changes caused by one thousand years of copper mining in Falun, central Sweden. *J. Paleolim.* 26: 89-107.
- Flower, R.J., Cameron, N.G., Rose, N., Fritz, S.C., Harriman, R. & Stevenson, A.C. 1990. Post-1970 water chemistry changes and palaeolimnology of several acidified upland lakes in the U.K. *Phil. Trans. R. Soc., London B* 327: 427-433.
- Gählman, V. 2000. Stengårdshultasjöns utveckling under Holocen - en paleolimnologisk undersökning. Examensarbete. Institutionen för utbildning i biologi, miljö- och geovetenskap, Umeå universitet.
- Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J.-E. & McGowan, S. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del. 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Hopper, J.F., Ross, H.B., Sturges, W.T. & Barrie, L.A. 1991. Regional source discrimination of atmospheric aerosols in Europe using isotopic composition of lead. *Tellus* 43B: 45-60.
- Hörnström, E., Ekström C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west coast lakes under acidic and limed conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 688-702.

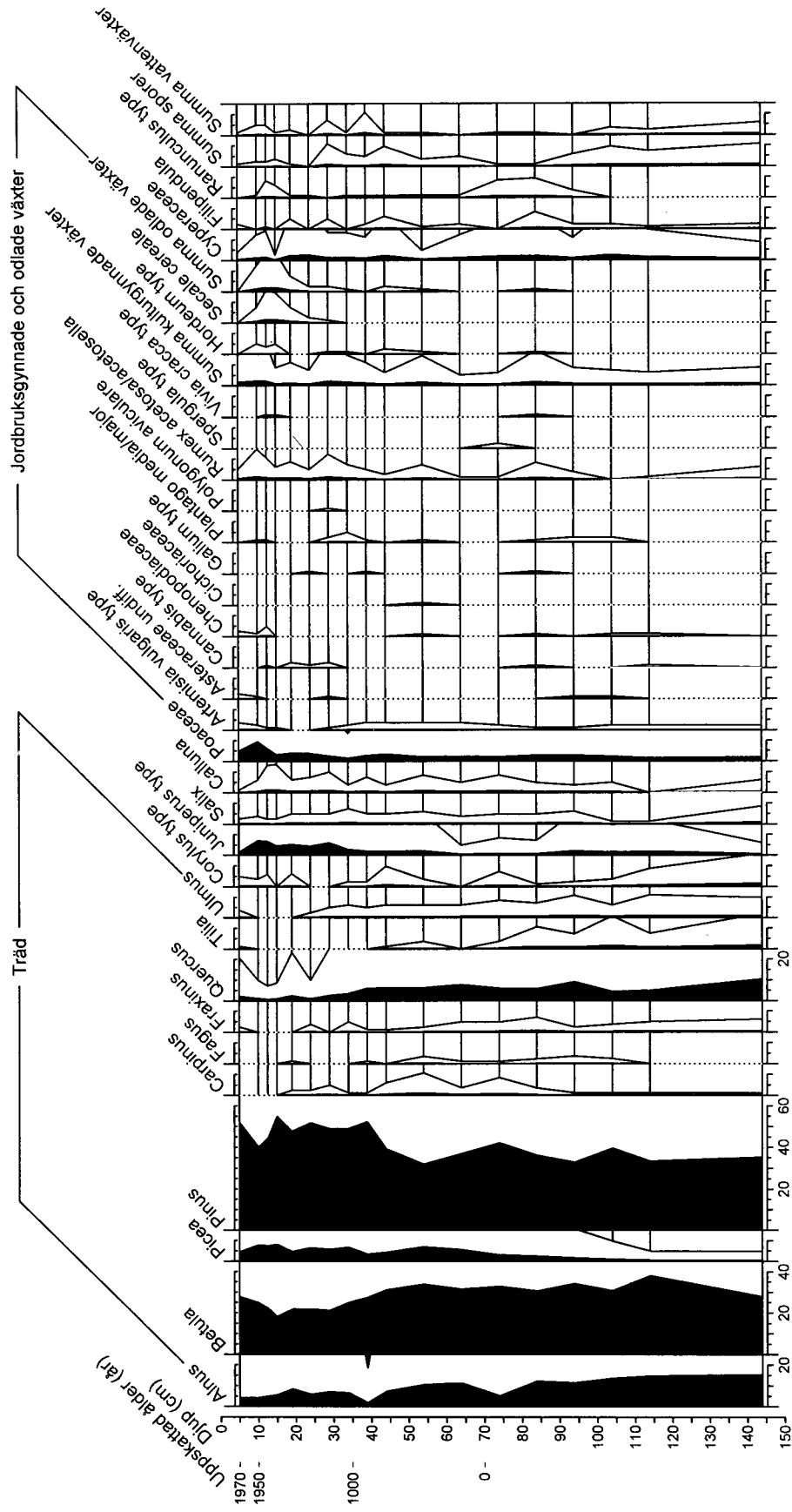
- Korsman, T. & Segerström, U. 1998. Forest fire and lake-water acidity in a northern Swedish boreal area: Holocene changes in water quality at Makkassjön. *J. Ecol.* 86: 113-124.
- Korsman, T., Renberg, I. & Anderson, N.J. 1994. A palaeolimnological test of the influence of Norway spruce (*Picea abies*) immigration on lake-water acidity. *Holocene* 4: 132-140.
- Korsman, T., Renberg, I. & Wallin, J-E. 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 1. Källsjön, Gävleborgs län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1986-91. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae Band 2/1-4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Line, J.M., ter Braak, C.J.F. & Birks, H.J.B. 1994. WACALIB version 3.3 - a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample-specific errors of prediction. *J. Paleolim.* 10: 147-152.
- Meyers, P.A. & Ishiwatari, R. 1993. Lacustrine organic geochemistry – an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *J. Org. Chem.* 20: 867-900.
- Moore, P.D., Webb, J.A. & Collinson, M.E. 1991. Pollen Analysis. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- NV 1988. Kalkning av sjöar och vattendrag. Allmänna råd 88:3. Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV 2000a. Kalkade vattendrag - miljökvälité och biologisk mångfald. Utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Rapport 5076, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV 2000b. Bedömningsgrunder för miljökvälité, sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV 2000c. Naturens återhämtning från försurning - aktuell kunskap och framtids-scenarier. Rapport 5028, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Ohl, L.E., Gont, R.A. & Dibble, E.D. 1990. Diatom response to liming of a temperate, brown water lake. *Can. J. Bot.* 68: 347-353.
- Ohlsson, K.E.A. & Wallmark, P.H. 1999. Novel calibration with correction for drift and non-linear response for continuous flow isotope ratio mass spectrometry applied to the determination of $\delta^{15}\text{N}$, total nitrogen, $\delta^{13}\text{C}$ and total carbon in biological material. *Analyst* 124: 571-577.
- Renberg, I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *J. Paleolim.* 4: 87-90.
- Renberg, I. & Hellberg, T. 1982. The pH history of lakes in SW Sweden, as deduced from the diatom flora of the sediments. *Ambio* 11:30-33.
- Renberg, I. & Wik, M. 1985a. Carbonaceous particles in lake sediments: pollutants from fossil fuel combustion. *Ambio* 14: 161-163.
- Renberg, I. & Wik, M. 1985b. Soot particle counting in recent lake sediments: an indirect dating method. *Ecological Bulletins* 37: 53-57.
- Renberg, I. & Hultberg, H. 1992. A paleolimnological assessment of acidification and liming effects on diatom assemblages in a Swedish lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 65-72.
- Renberg, I. & Hansson, H. 1993. A pump freeze corer for recent sediments. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1317-1321.
- Renberg, I. & Ek, A. 1998. Försurat eller naturligt surt? En undersökning av den historiska pH-utvecklingen i tre sjöar i Gyllbergen. Länsstyrelsen Dalarna, Rapport 1998:7.
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, N.J. 1993a. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Renberg, I., Korsman, T. & Birks, H.J.B. 1993b. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362: 824-827.
- Renberg, I., Wik Persson, M. & Emteryd, O. 1994. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368: 323-326.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R. & Emteryd, O. 2000. Atmospheric lead

- pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio* 29: 150-156.
- Renberg, I., Bindler, R. & Brännvall M.-L. 2001. Using the historical atmospheric lead-deposition record as a chronological marker in sediment deposits in Europe. *Holocene* 11: 511-516.
- SCB, 2000. *Naturmiljön i siffror*, Statistiska centralbyrån, Stockholm.
- Stevenson, A.C., S. Juggins, H.J.B. Birks, D.S. Anderson, N.J. Anderson, R.W. Battarbee, F. Berge, R.B. Davis, R.J. Flower, E.Y. Haworth, V.J. Jones, J.C. Kingston, A.M. Kreiser, J.M. Line, M.A.R. Munro & I. Renberg, 1991. *The Surface Waters Acidification Project Palaeolimnology Programme: modern diatom/lake-water chemistry data-set*. ENSIS Publishing, London.
- Svensson, T., Dickson, W., Hellberg, J., Moberg, G. & Munthe, N. 1995. The Swedish liming programme. *Water Air Soil Pollution* 85: 1003-1008.
- Söderbäck, B. (ed) 1997. *Biologisk mångfald i kalkade sjöar – utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Rapport 4816*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- ter Braak, C.J.F. 1988. *CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1)*. Technical Report LWA-88-02, GLW, Wageningen, 90 pp.
- ter Braak, C.J.F. 1990. *Update notes: CANOCO VERSION 3.10*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 35 pp.
- von Stedingk, H. 1999. *Vegetationsutveckling och brandhistorik i Tyresta under 9000 år. Rapporter och uppsatser nr 13 1999*, Institutionen för skoglig vegetations-ekologi, SLU, Umeå.
- Wedpohl, K.H., Delevaux, M.H. & Doe, B.R. 1978. The potential source of lead in the Permian kupferschiefer bed of Europe and some selected Paleozoic mineral deposits in the Federal Republic of Germany. *Contrib. Mineral. Petrol.* 65: 273-281.

- Wik, M. 1992. Environmental records of carbonaceous fly-ash particles from fossil-fuel combustion. Doktorsavhandling, Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet.
- Wik, M. & Renberg, I. 1991. Recent atmospheric deposition in Sweden of carbonaceous particles from fossil-fuel combustion surveyed using lake sediments. *Ambio* 20: 289-292.
- Wik, M. & Renberg, I. 1996. Environmental records of carbonaceous particles from fossil-fuel combustion: a summary. *J. Paleolim.* 15: 193-206.

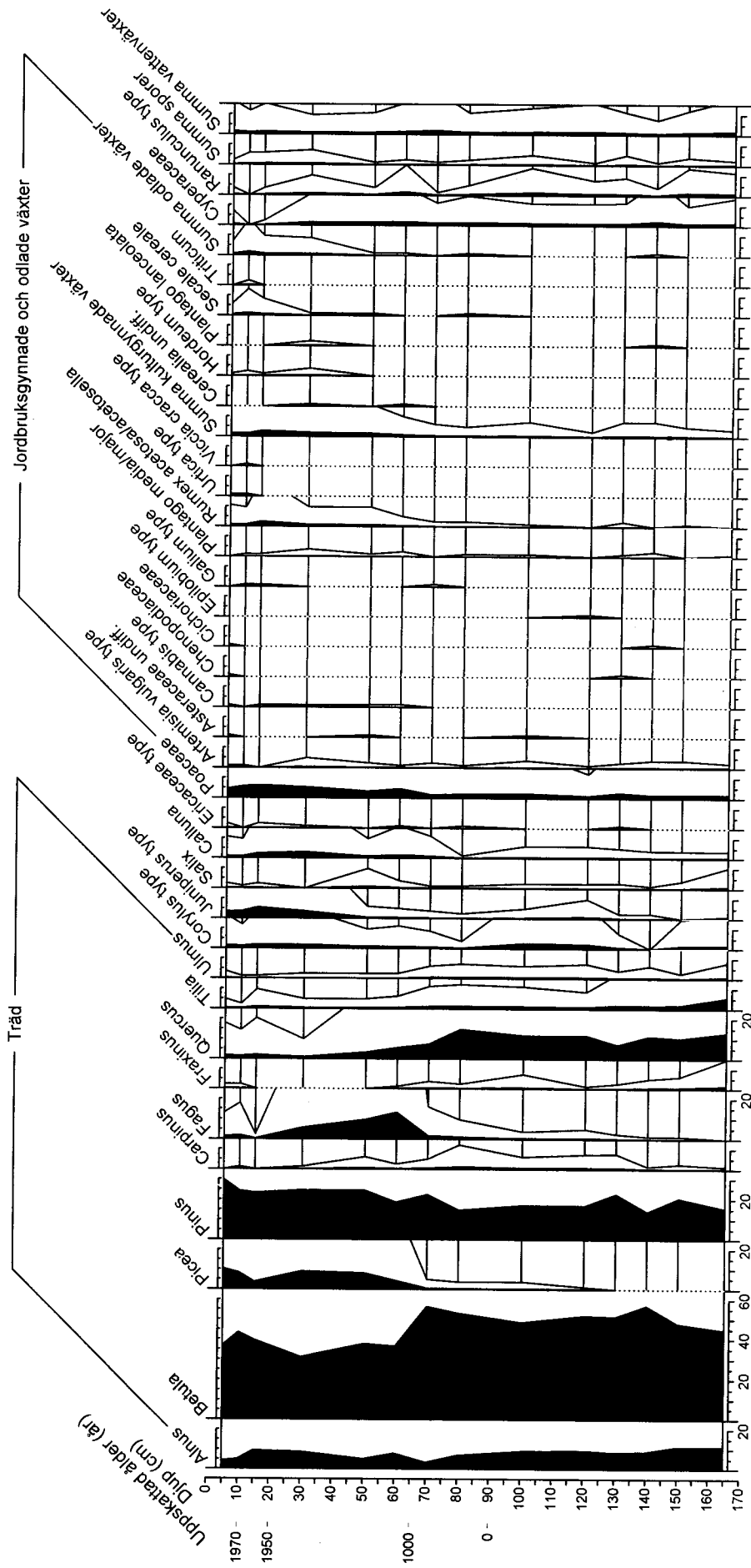
STENSJÖN



Analys Jan-Erik Wallin

Bilaga 1. Pollendiagram från Stensjön. Observera att pollenanalys endast gjorts i en del av sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.

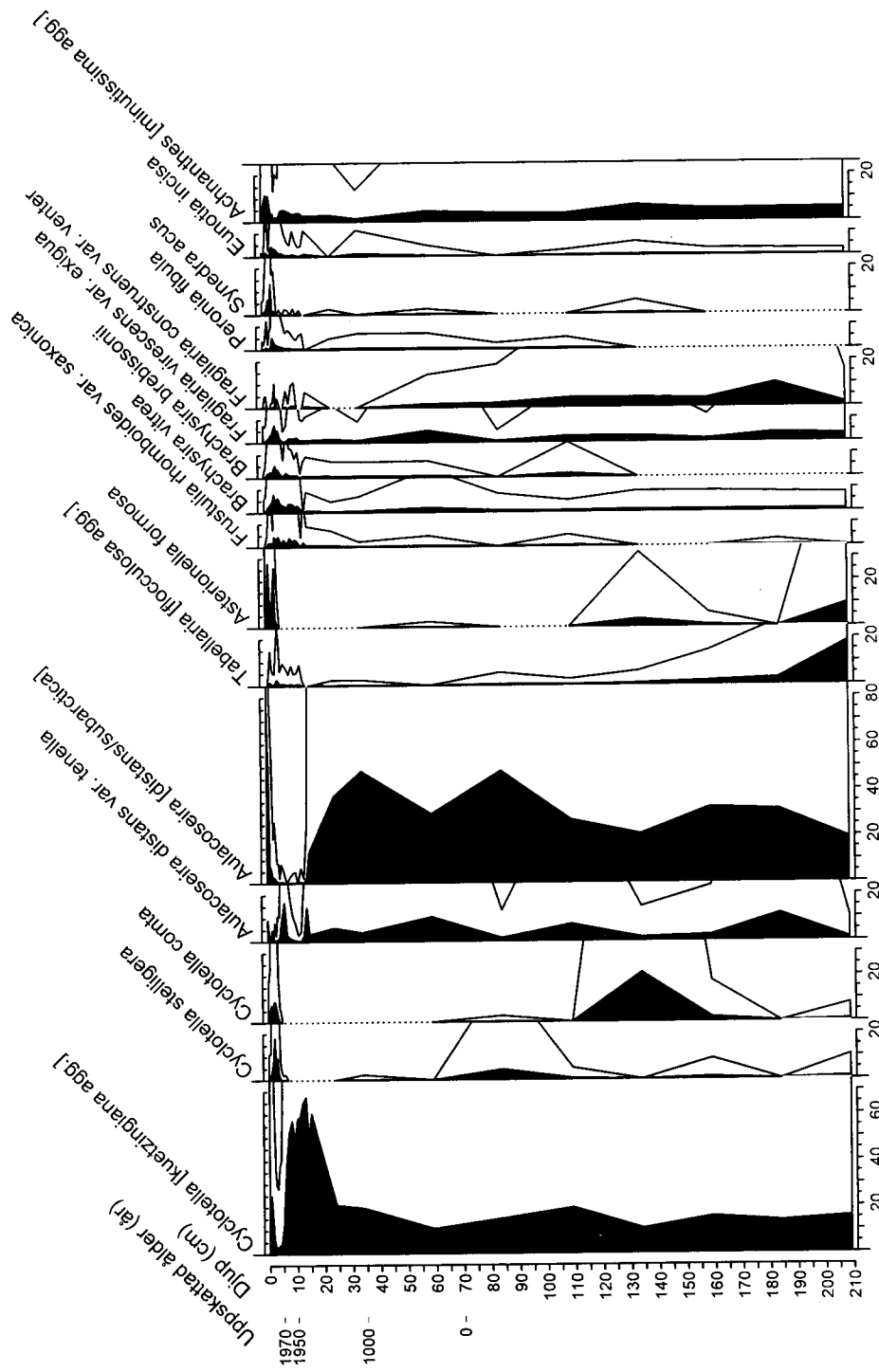
GYSLÄTTASJÖN



Analys Jan-Erik Wallin

Bilaga 2. Pollendiagram från Gyslättasjön. Observera att pollenanalys endast gjorts i en del av sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.

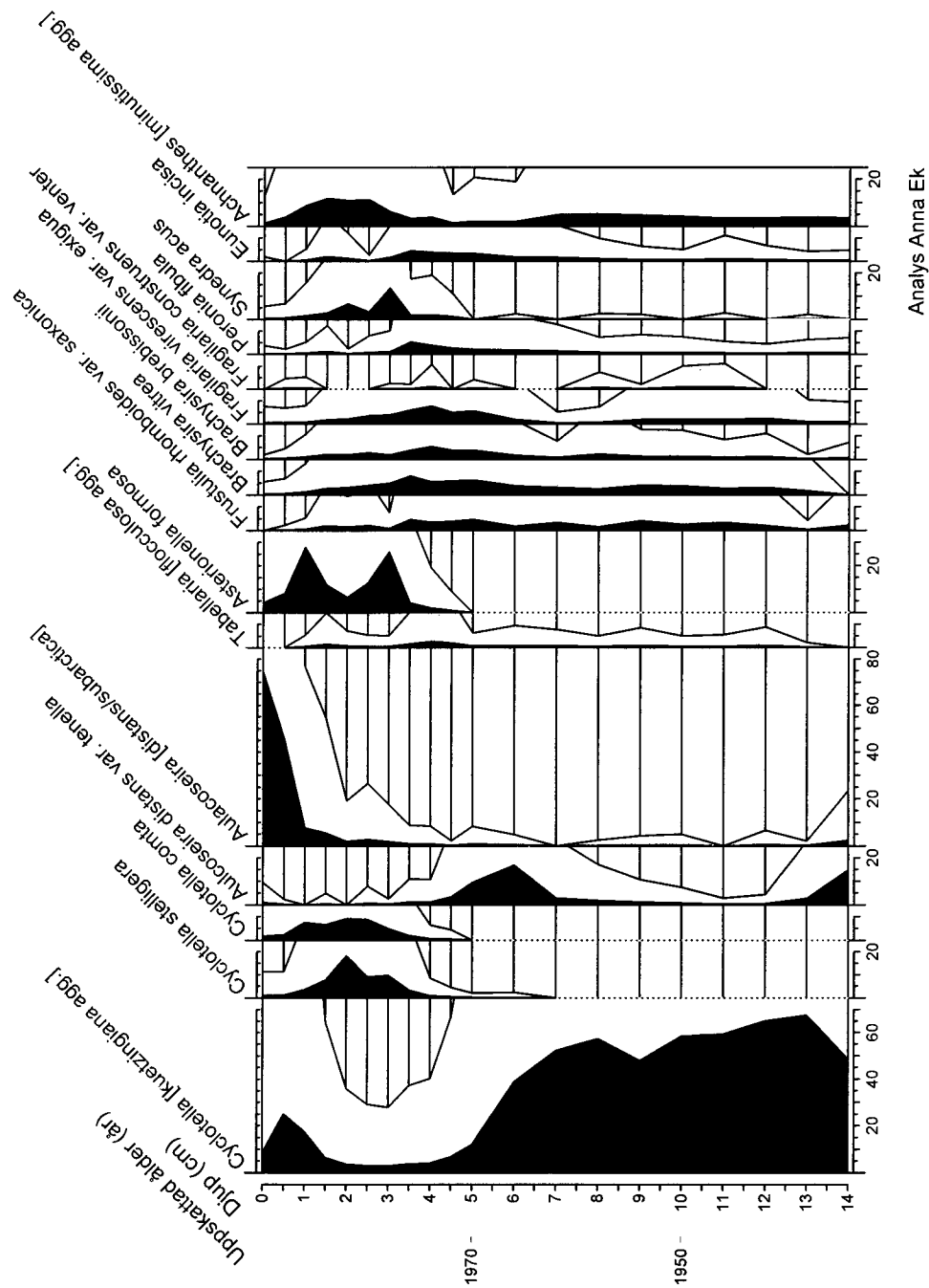
STENSJÖN



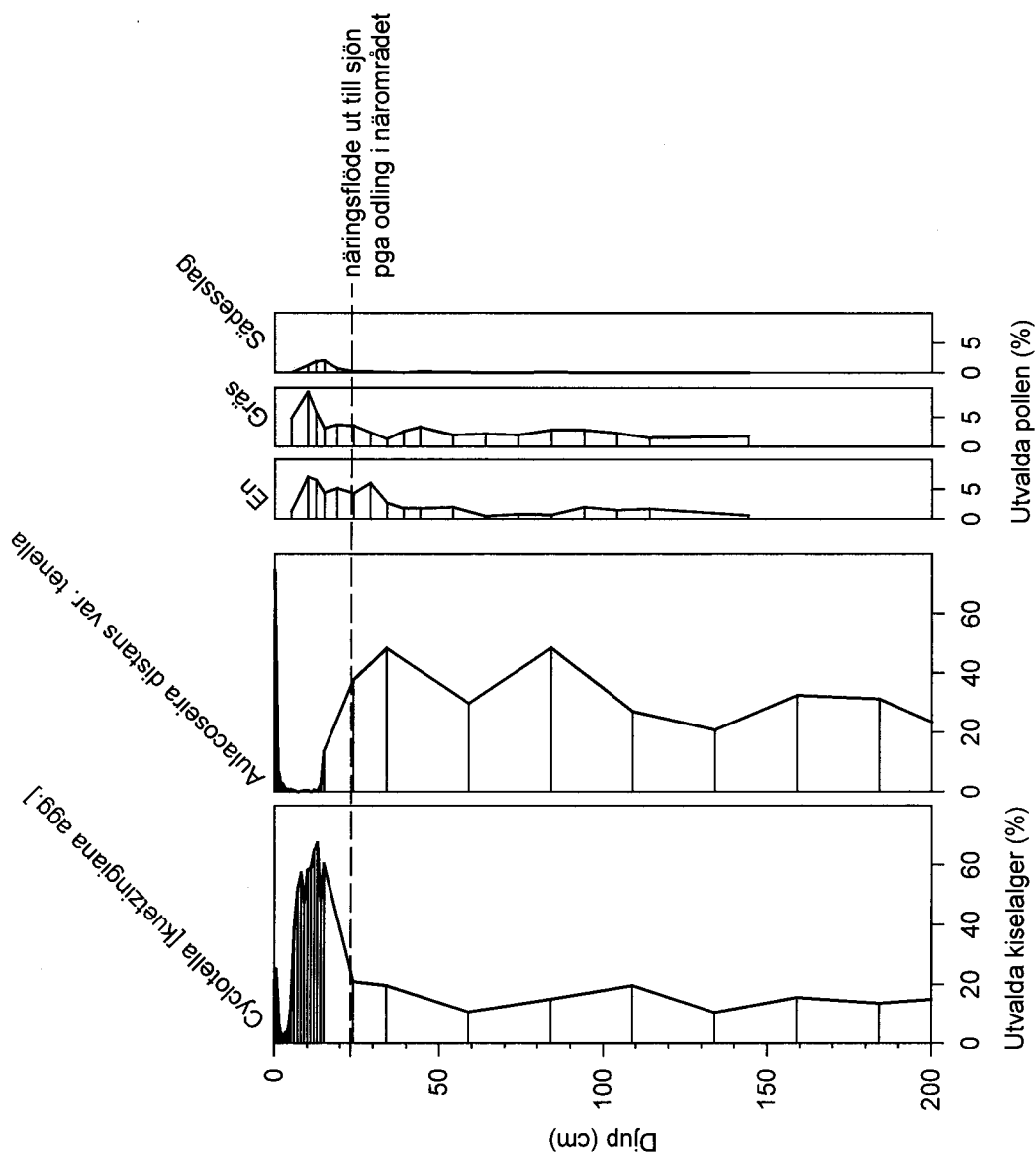
Analys Anna Ek

Bilaga 3. Kiselagsdiagram från Stensjön visande förekomsten av ett urval arter i den ca 210 cm långa sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.

STENSJÖN



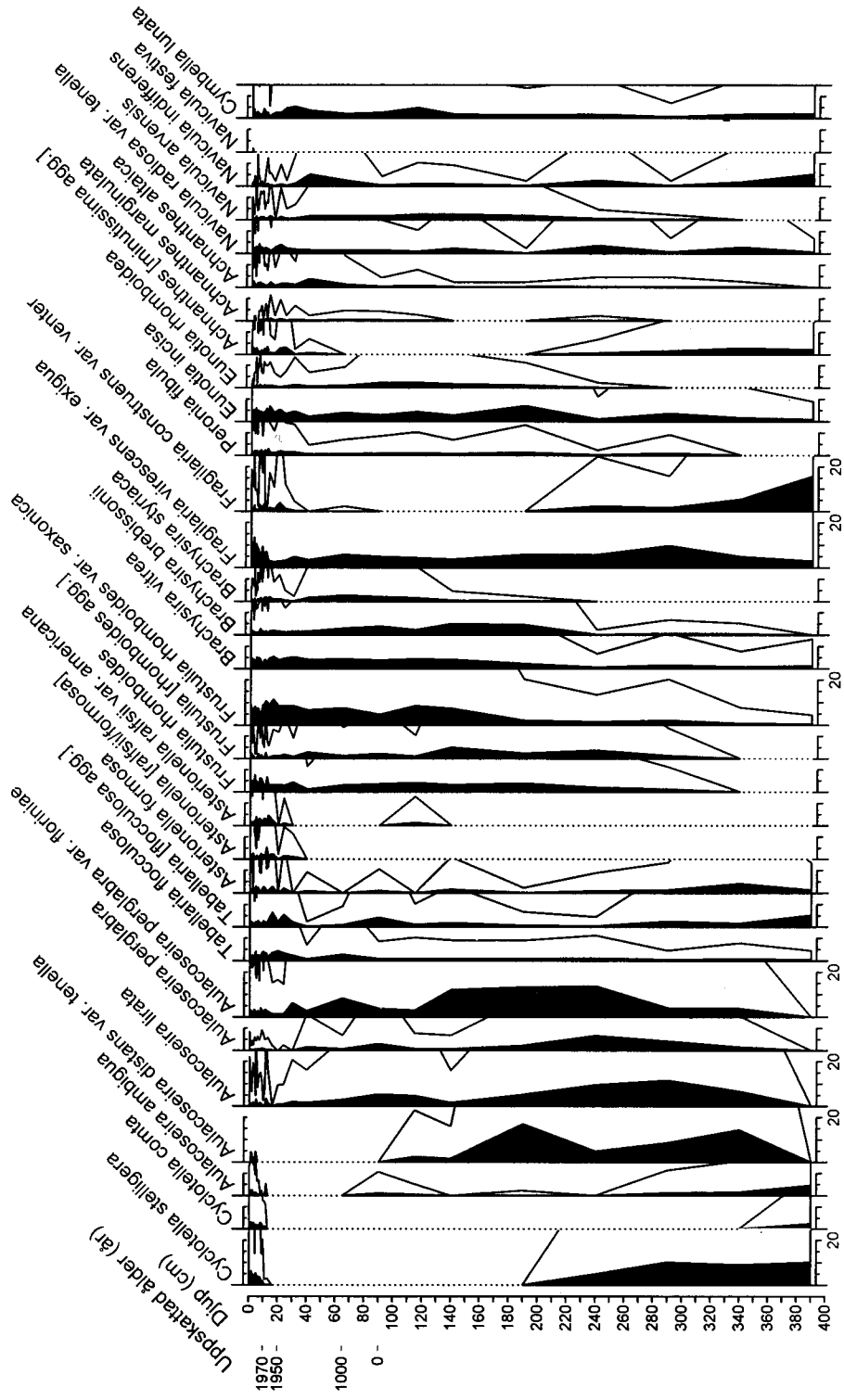
Bilaga 4. Kisellagsdiagram från Stensjön (förstoring) visande förekomsten av ett urval arter i de översta 14 cm av sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.



Bilaga 5.

Sammanställning visande förekomsten av ett par planktiska kiselalger och pollen från sädeslag för att visa markanvändningens betydelse för kiselalgsamhället i Stensjön.

GYSLÄTTASJÖN

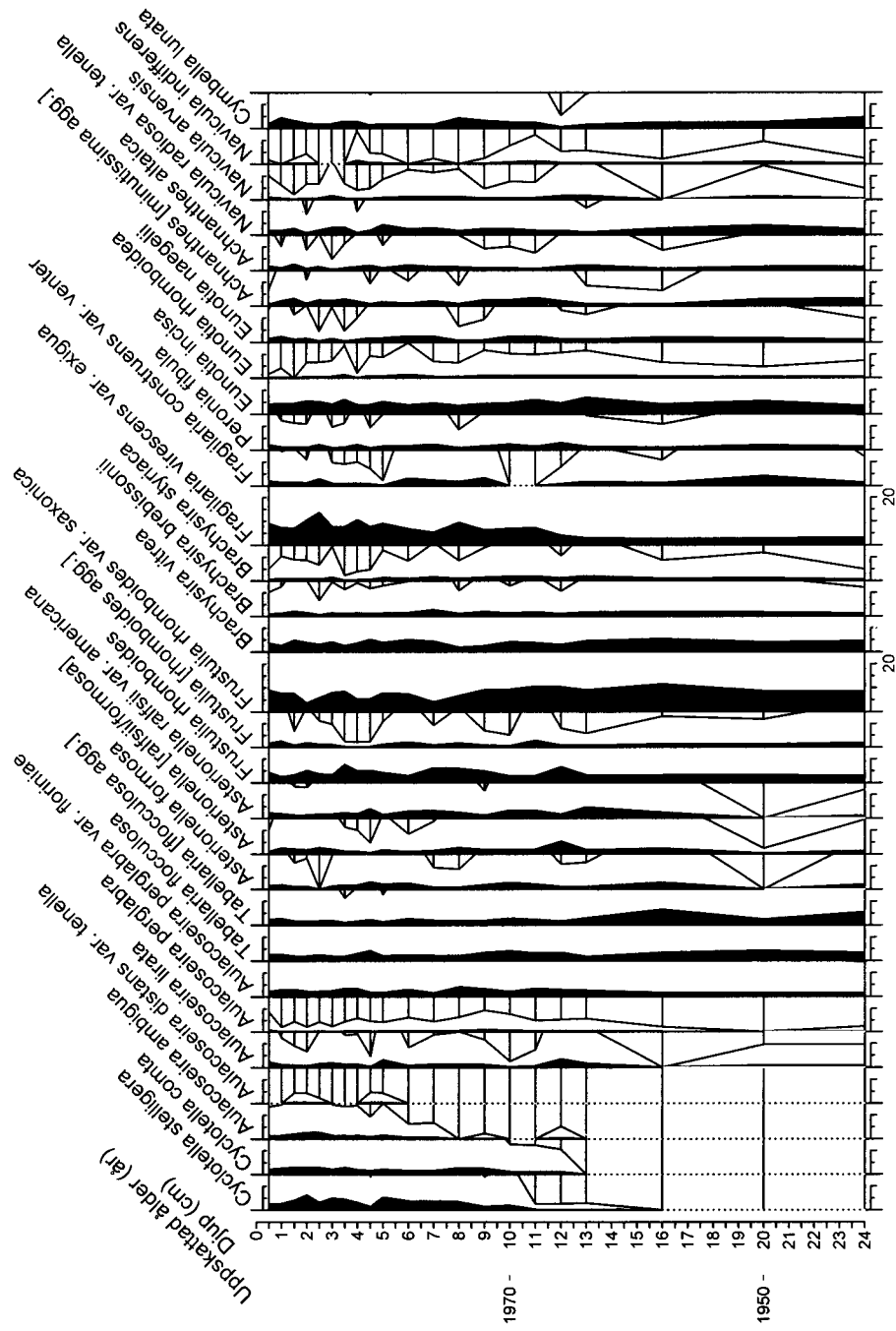


Analys Anna Ek

Bilaga 6.

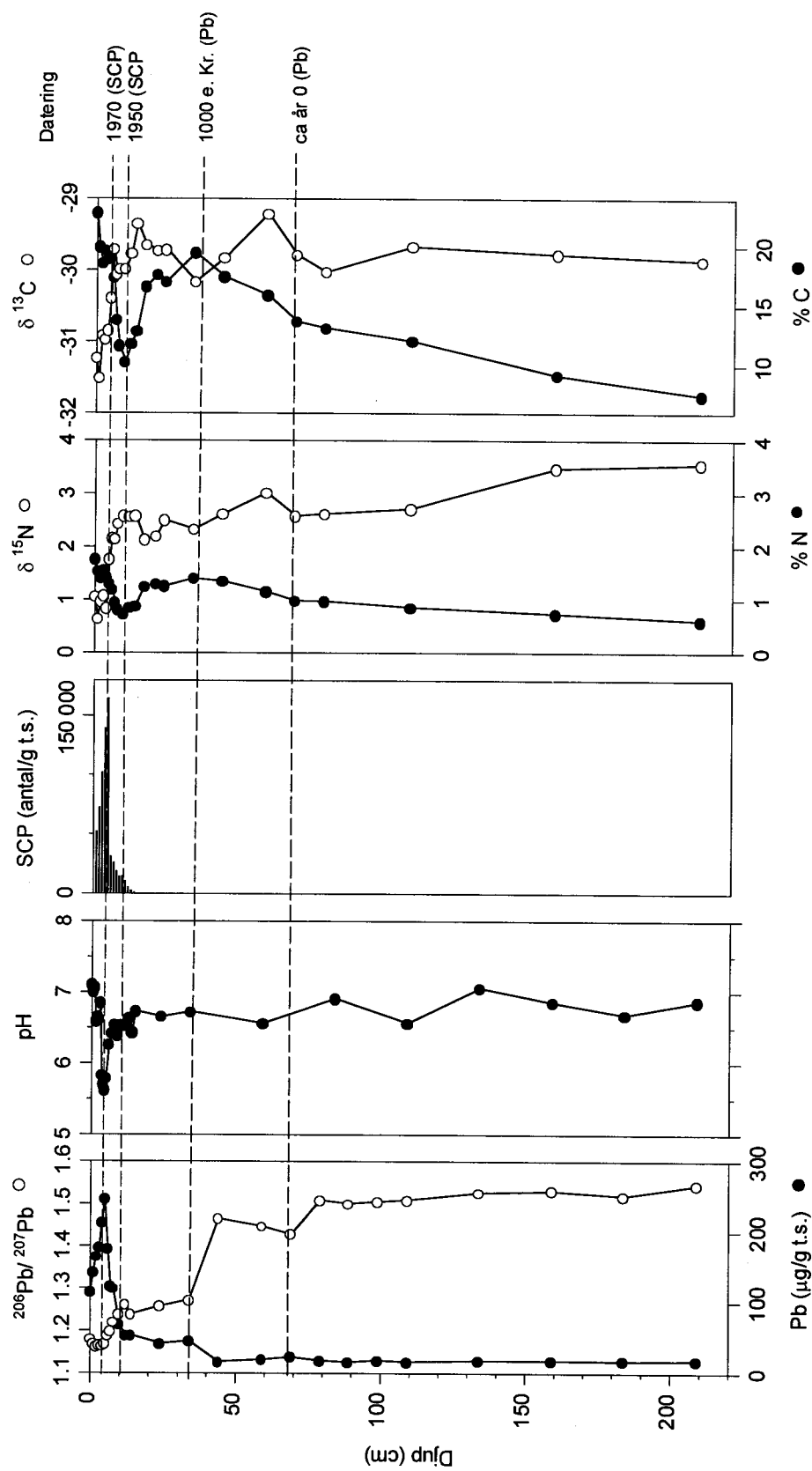
Kiselaggsdiagram från Gyslättsjön visande förekomsten av ett urval arter i den ca 390 cm långa sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.

GYSLÄTTASJÖN



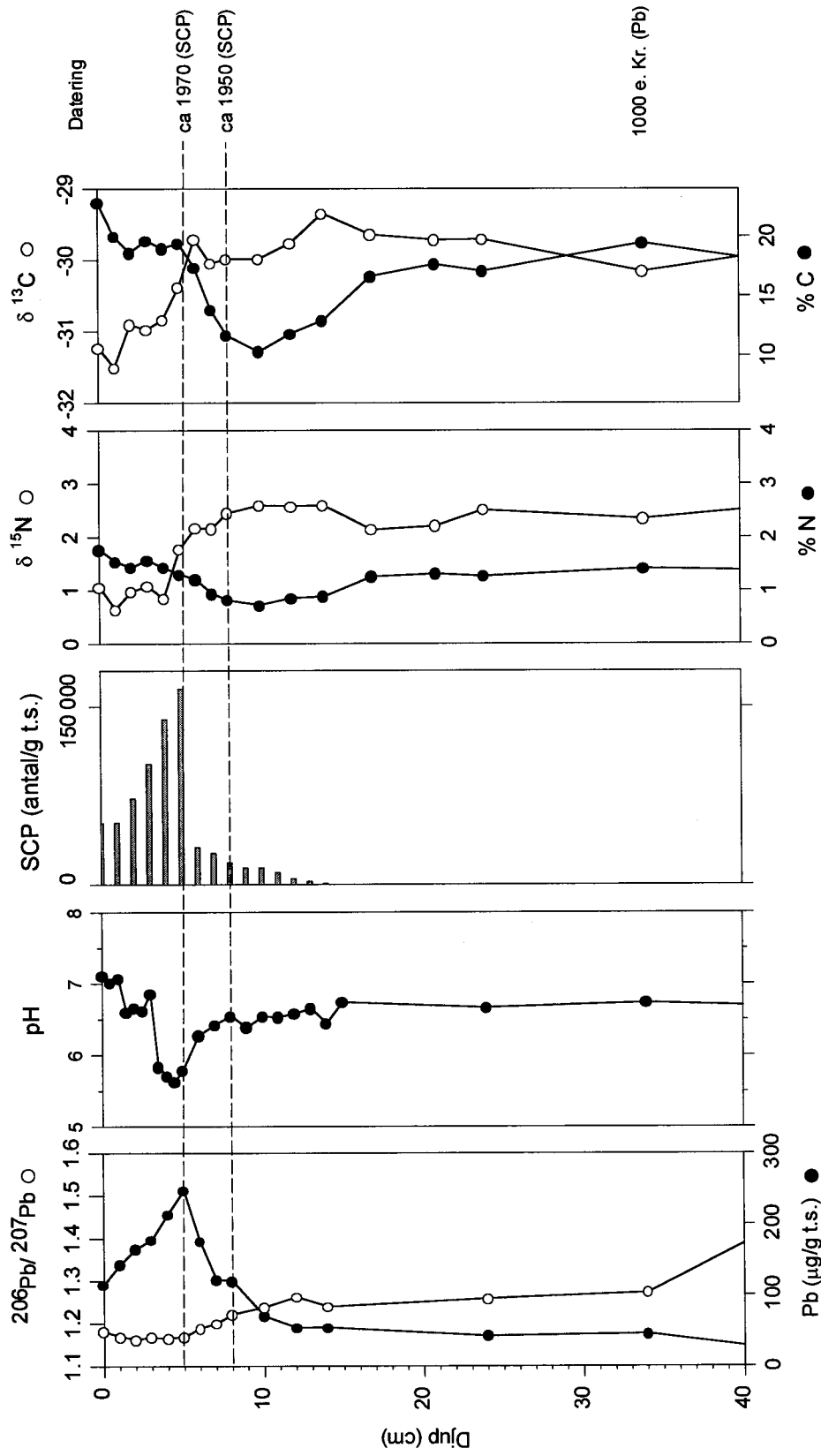
Analys Anna Ek

Bilaga 7. Kislagsdiagram från Gyslättsjön (förstoring) visande förekomsten av ett urval arter i de översta 24 cm av sedimentproppen. Svart silhuett = förekomsten i procent, vit silhuett = förekomsten i promille.



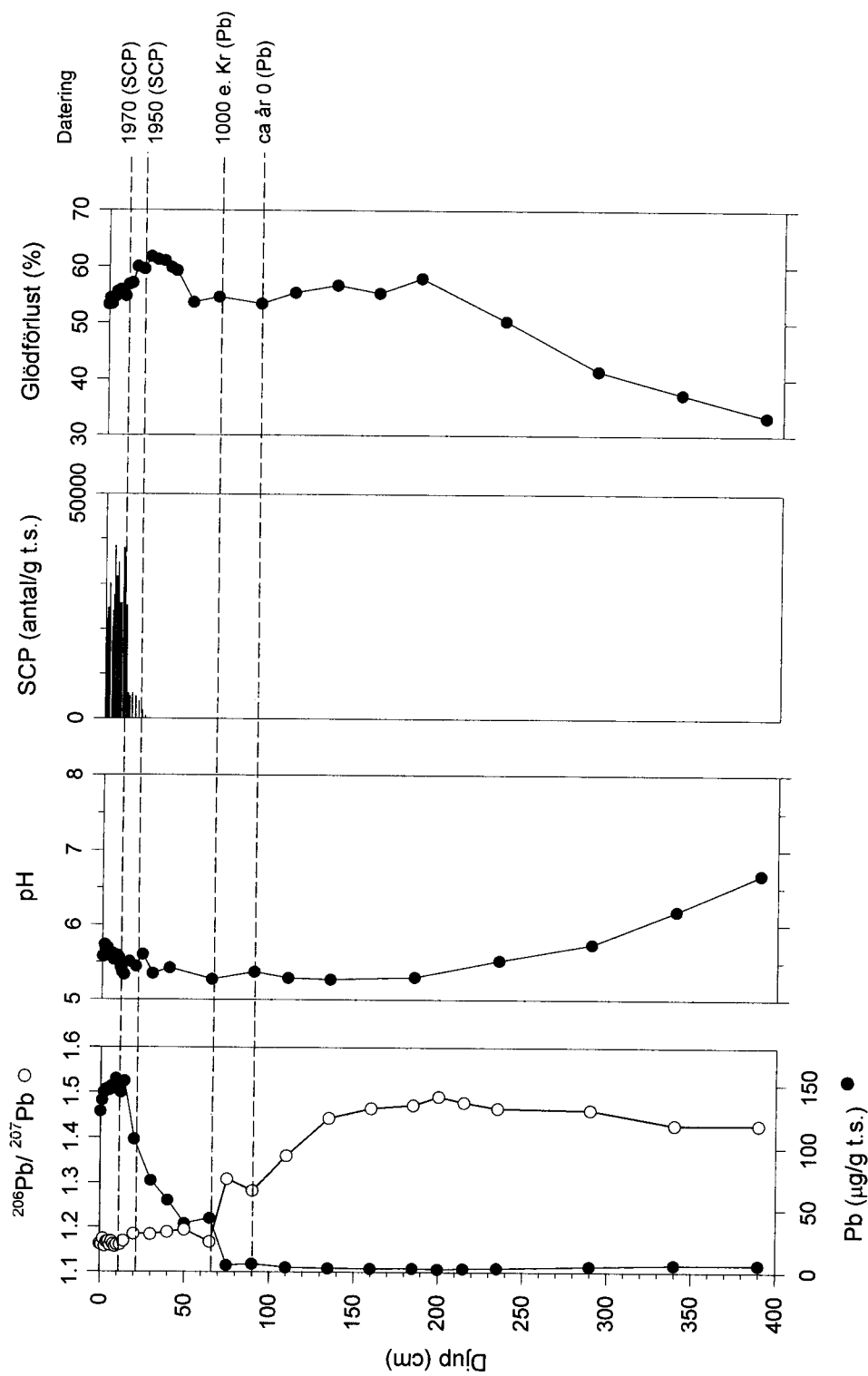
Bilaga 8.

Sammanfattande diagram för Stensjön för analyserna av bly, pH enligt kiselalgerma, flygaskpartiklar (SCP), kväve och kol. t.s.=torrt sediment.



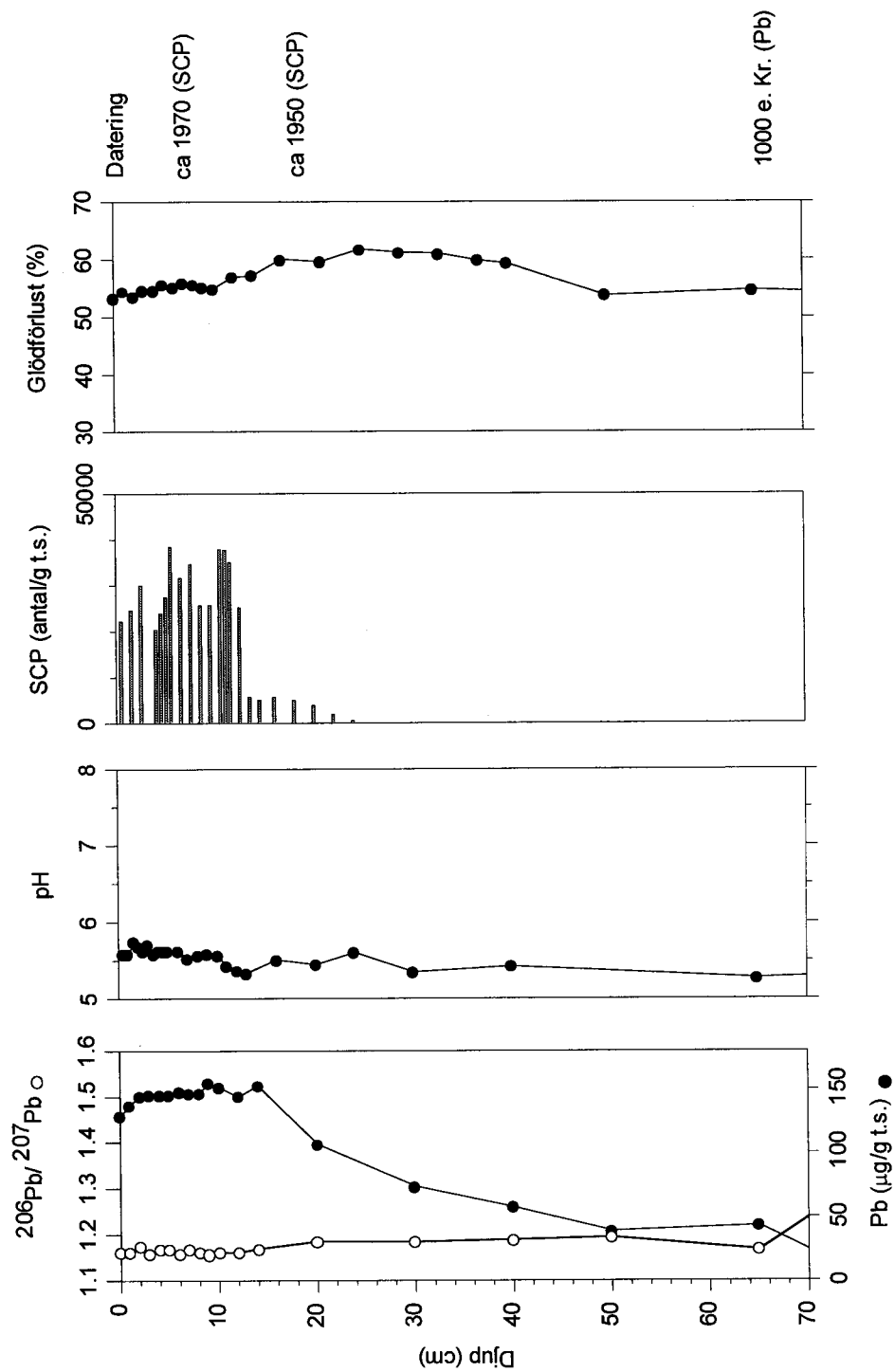
Bilaga 9.

Detalj av de senaste 1000 åren i Stensjön för analyserna av bly, pH enligt kiselalgerna, flygaskpartiklar (SCP), kväve och kol. t.s.=torrt sediment.



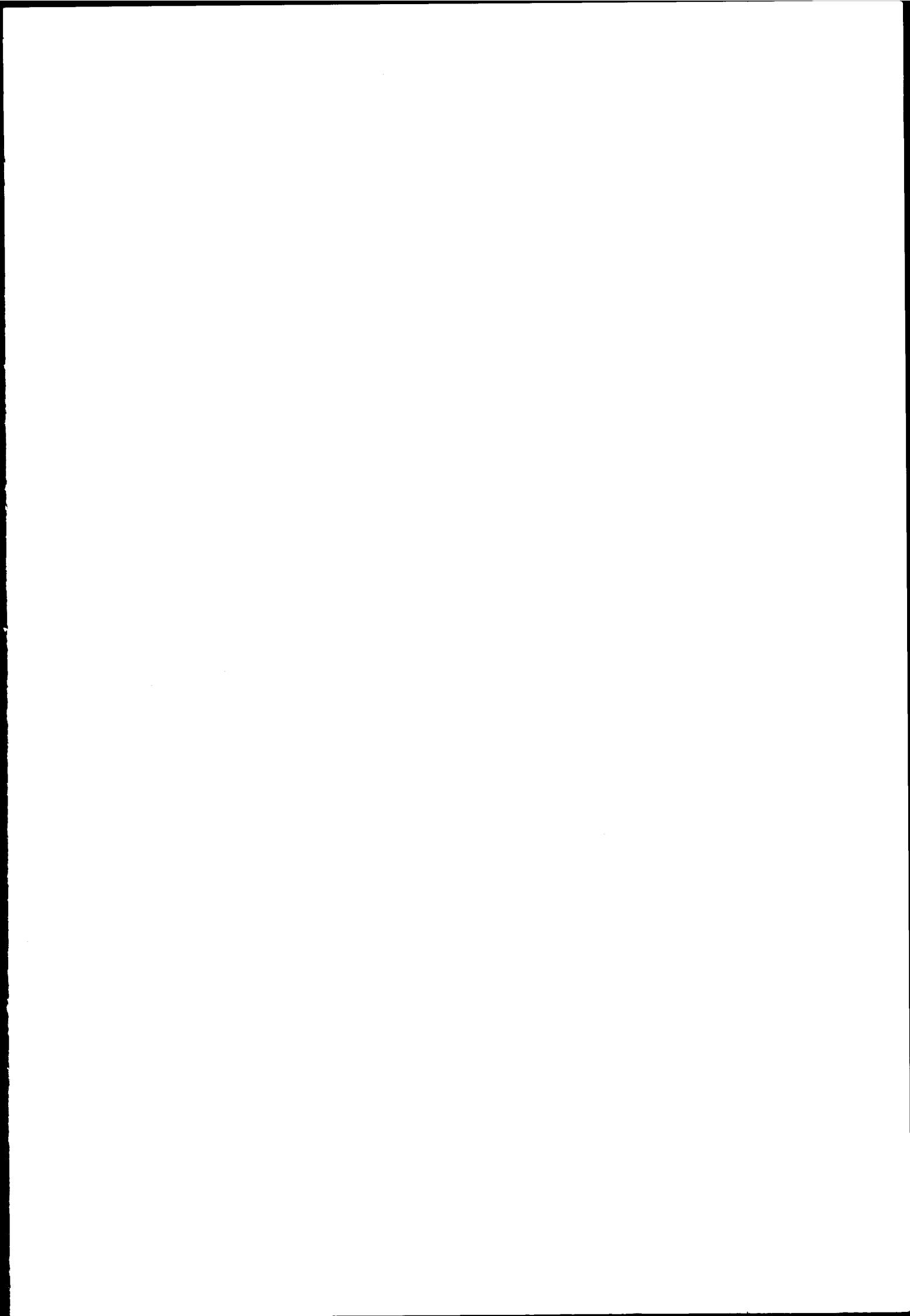
Bilaga 10.

Sammanfattande diagram för Gyslätassjön för analyserna av bly, pH enligt kiselalgerna, flygaskpartiklar (SCP) och glödförlust. t.s.=torrt sediment.



Bilaga II.

Detalj av de senaste 1000 åren i Gyslätassjön för analyserna av bly, pH enligt kiselalgen, flygaskpartiklar (SCP) och glödförlust. t.s.=torrt sediment.

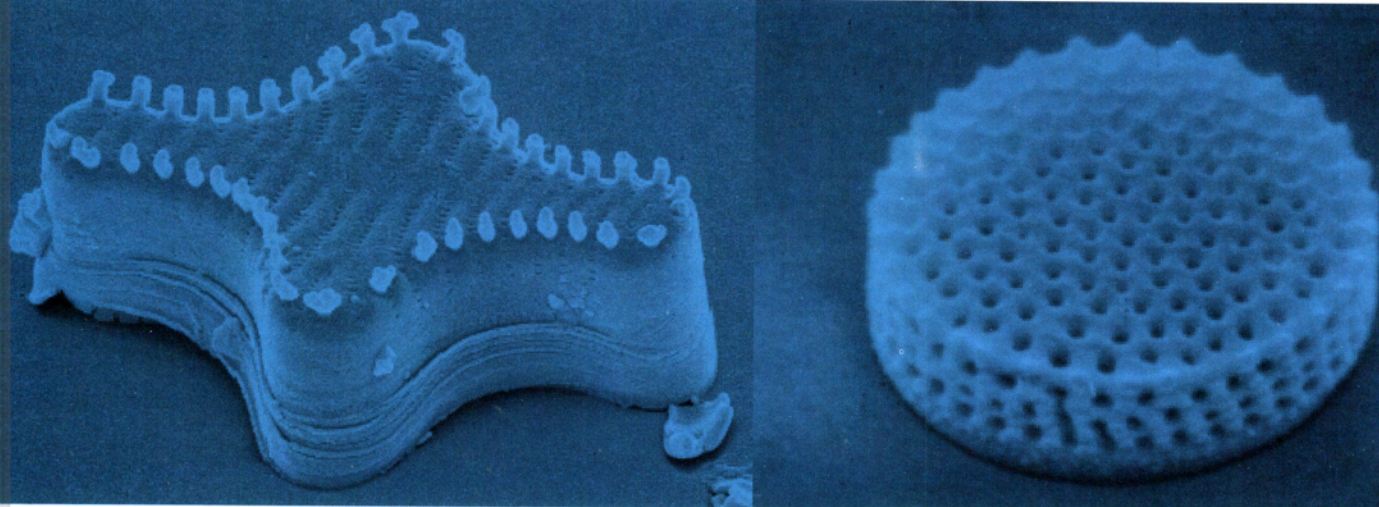


Utgivna delar i denna serie:

Korsman, T., Renberg, I. & Wallin, J.-E. 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 1. Källsjön, Gävleborgs län. ISBN 91-7191-959-7

Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J.-E. & McGowan, S. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län. ISBN 91-7305-124-1

Ek, A., Korsman, T., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön (Stockholms län) och Gyslättsjön (Kronobergs län). ISBN 91-7305-125-X



Svepelektronmikroskopbilder av kiselalger. Det finns hundratals arter av dessa mikroskopiska alger i våra sjöar. En del arter trivs bäst i surt vatten medan andra främst förekommer i vatten med högt pH. Genom att olika arter har olika pH-krav/tolerans, och genom att kiselalgsskalen bevaras bra i sediment, avslöjar sammansättningen i sedimentlagerföljden i en sjö hur vattnets pH ändrats genom tidernas lopp.