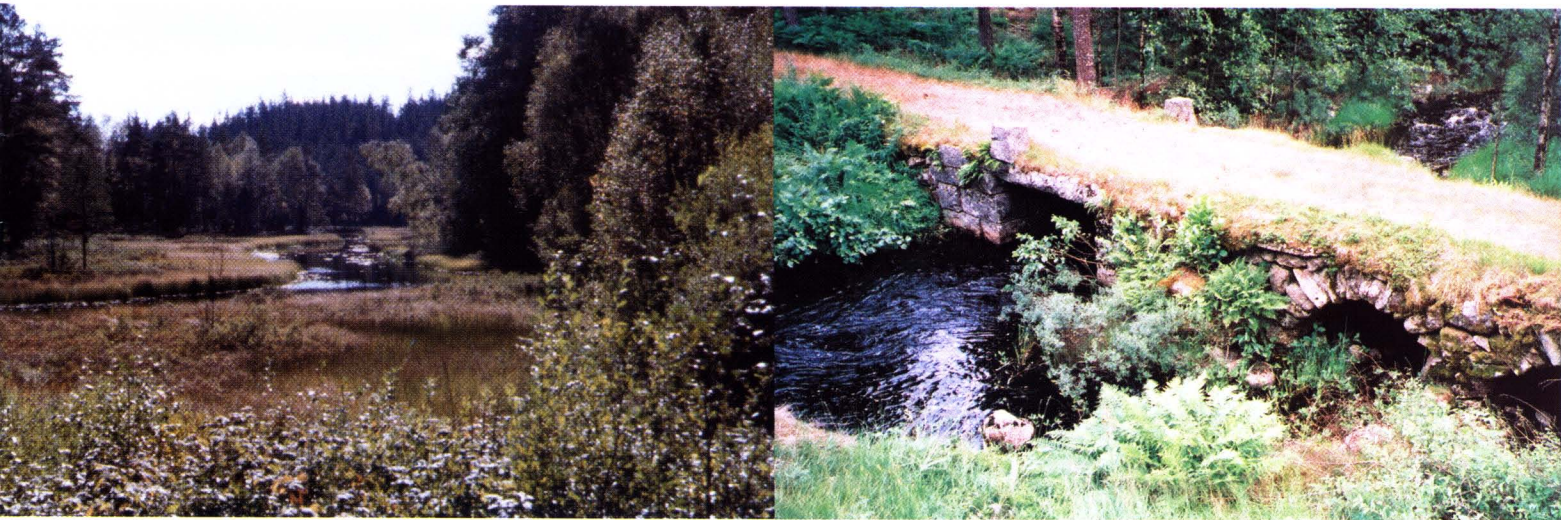


# Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

## Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län

av

Veronika Gählman  
Ingemar Renberg  
Jan-Erik Wallin  
Suzanne McGowan



Miljöförändringsanalys  
Institutionen för ekologi och geovetenskap  
Umeå Universitet  
901 87 Umeå

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

Veronika Gählman  
Epost: [Veronika.Gahlman@eg.umu.se](mailto:Veronika.Gahlman@eg.umu.se)  
Tel: 090-786 7101

Tryckt av pr VMC, KBC, Umeå universitet, 2001  
ISBN 91-7305-124-1

# Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

## Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län

av

Veronika Gählmán  
Ingemar Renberg  
Jan-Erik Wallin  
Suzanne McGowan



Miljöförändringsanalys  
Institutionen för ekologi och geovetenskap  
Umeå Universitet  
901 87 Umeå

## **FÖRORD**

Detta är den andra rapporten i en serie paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Dessa undersökningar har utförts inom IKEU-projektet på uppdrag av Naturvårdsverket. Huvuddelen av den undersökning som rapporteras här har gjorts inom ramen för ett examensarbete i biologi vid Umeå Universitet av Veronika Gählman. Förutom författarna till rapporten har en rad personer deltagit i arbetet. Jan Persson och Bo Nilsson hjälpte till med provtagningen. Ove Emteryd analyserade bly med ICP-MS och Maja-Lena Brännvall hjälpte till med att tolka blyresultaten. Håkan Wallmark analyserade kol och kväve och Richard Bindler bistod vid tolkningen av resultaten.

## SAMMANFATTNING

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, sid. 1-21. ISBN 91-7305-124-1

- Stengårdshultasjön (sjönummer 638317, 138010) ligger 22 km sydväst om Taberg i Jönköpings län på en höjd av 224 m ö h i ett kuperat landskap. Sjön ligger i ett arkeologiskt intressant område, har en yta av ca 5 km<sup>2</sup>, är omgiven av skog, och har ett tillrinningsområde som till stor del består av myrmarker. Några hektar jordbruksmark finns också vid sjön. Kalkningsinsatserna startade 1981 (med lägsta uppmätta pH-värde innan kalkning på ca 4,7) och sjön har sedan kalkats kontinuerligt fram till 1996, och hade 1999 ett pH på ca 7.
- Syftet med denna paleolimnologiska undersökning var att få en bild av hur sjöns pH har förändrats från det att sjön bildades och fram till i dag. En viktig fråga var om försurningen av sjön är orsakad av naturliga omständigheter eller är ett resultat av antropogen påverkan. En annan fråga var hur kalkningarna påverkat kiselalgsfloran.
- Sedimentproppar togs i februari 1999 med både frysprovtagare och rysk torvborr, och analyserades med avseende på kol, kväve, flygaskpartiklar (SCP), bly, pollen, kiselalger och algpigment.
- Den kiselalgsbaserade pH-rekonstruktionen visar att efter deglaciationen genomgick sjön en långsam naturlig försurningsprocess under tusentals år till ett pH kring 6,5, en pH-sänkning som har sin förklaring i förändringar i marken. Sedan inträdde en antropogen alkaliseringsfas till följd av markanvändning, och pH steg till ca 6,7. Sambandet mellan pH-höjningen och markanvändningen styrks av resultat från pollenanalysen där man under denna period kan se en ökning av andelen pollen från jordbruksgynnade växter och pollen från odlade växter uppträder för första gången. Vid 1900-talets mitt inträffade en pH-sänkning. Orsaken kan vara surt nedfall, förändringar i skogsbruket och minskad agrar aktivitet. pH-sänkningen nådde enligt kiselalgerna som lägst strax under 6,4. Det är högre än vad mätningar från före kalkningen anger, och möjliga förklaringar till diskrepansen diskuteras. I de översta 4 cm av sedimentet ligger kiselalgsrekonstruerat pH kring 7, och koncentrationen för 10 av 14 analyserade pigment ökar signifikant. Kiselalgsamhället i ytsedimentet består av samma arter som förr och tyder inte på att sjön vid kalkningen genomgått den markanta förändring som observerats i vissa andra kalkade sjöar.

## ABSTRACT

Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J.-E., McGowan, S. 2001. Palaeolimnological assessments of limed reference lakes. Part 2. Stengårdshultasjön, County of Jönköping. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, pp. 1-21. ISBN 91-7305-124-1

This paper presents results of a palaeolimnological investigation of the lake Stengårdshultasjön, Småland, south Sweden. The project was initiated due to the lack of long-term data concerning lake-water pH, which is needed for the assessment of whether acidification of the lake is natural, or caused by anthropogenic factors. Another objective was to study the effects of liming on the diatom flora of the lake. Lake Stengårdshultasjön was acidified in the mid 20<sup>th</sup> century and limed since 1981, and is one of 13 lakes selected for the ISELAW-project (Integrated studies of the effects of liming acidified waters). Sediment cores were taken in February 1999 through the lake-ice, and analysed for fly-ash particles (SCP), lead, pollen, diatoms and algal pigments. pH-reconstruction using sediment diatom assemblages shows a slow decline in pH (from about 7 to 6.5) from deglaciation to about 2000 years BP. This natural acidification was caused by long-term changes in the catchment soils. After 2000 BP, pH increased to 6.7 due to land use. Around 1950 AD, pH declined to just below 6.4, the lowest diatom-inferred pH. This is considerably higher than the pH measurements in outlet and lake water from the late 1970s suggest. Pigments and diatoms do not show any marked changes in the algal community which would have been expected in a lake with severe recent acidification. In the top 4 cm, diatom-inferred pH is around 7, and almost all pigments increase in concentration as a result of liming. The liming did not alter the diatom community in such a way as has been observed in a few other limed lakes.

## INLEDNING

Svenska sjöar har kalkats sedan 1970-talet för att motverka försurningens effekter (Henriksson et al. 1995; Bernes 1991). Den biologiska målsättningen med kalkningsverksamheten är att den flora och fauna som fanns innan försurningen tog sin början ska kunna fortleva, och att arter som försvunnit på grund av försurningen ska kunna återkolonisera sjön eller vattendraget. För att studera de långsiktiga effekterna av kalkning startade Naturvårdsverket 1989 IKEU-projektet (Integrerad Kalknings-EffektUppföljning). Den övergripande målsättningen med IKEU-projektet är att undersöka om kalkningsåtgärder återskapar ekosystem med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald liknande situationen före försurning, samt att undersöka om kalkningsverksamheten ger några oönskade effekter (Naturvårdsverket 1997).

IKEU-projektet omfattar idag 13 kalkade sjöar och 12 kalkade vattendrag, samt ca 190 av Naturvårdsverkets referenssjöar som aldrig kalkats. Sjöarna analyseras med avseende på vattenkemi, växt- och djurplankton, bottenfauna, samt fisk (Naturvårdsverket 1997). 1999 påbörjades också paleolimnologiska undersökningar för att belysa sjöarnas utveckling. I denna rapport redovisas resultaten från en paleolimnologisk studie av Stengårdshultasjön, Jönköpings län. Undersökningen av Stengårdshultasjön har kommit till stånd för att ge en bild av sjöns historiska utveckling, och för att få fram kunskap om ursprungsförhållanden (naturliga förhållanden). Studien ska ge en uppfattning om nedfallsbelastning, belysa omfattning av försurningen, bedöma om den kalkning som utförts varit befogad, och om den i så fall uppnått sitt syfte. Paleolimnologiska undersökningar har slutförts i Källsjön (Korsman et al. 1999), Stensjön och Gyslättsjön (Ek et al. 2001) och undersökningar pågår i ytterligare fyra IKEU-sjöar: Ejgdesjön, Bösjön, Långsjön och Gyltingesjön.

Med en paleolimnologisk undersökning kan man få en bild av en sjös utveckling från den senaste istiden fram till i dag. Med kunskap om hela den postglaciala utvecklingen har man ett bättre beslutsunderlag när man ska definiera vilket tillstånd man bör sträva efter i samband med kalkning. För att kunna förstå förändringar i nutid måste man känna till en sjös långsiktiga naturliga utveckling, samt betydelsen av långsiktig antropogen påverkan i form av markanvändning och föroreningsbelastning (Renberg et al. 1993a; 1993b).

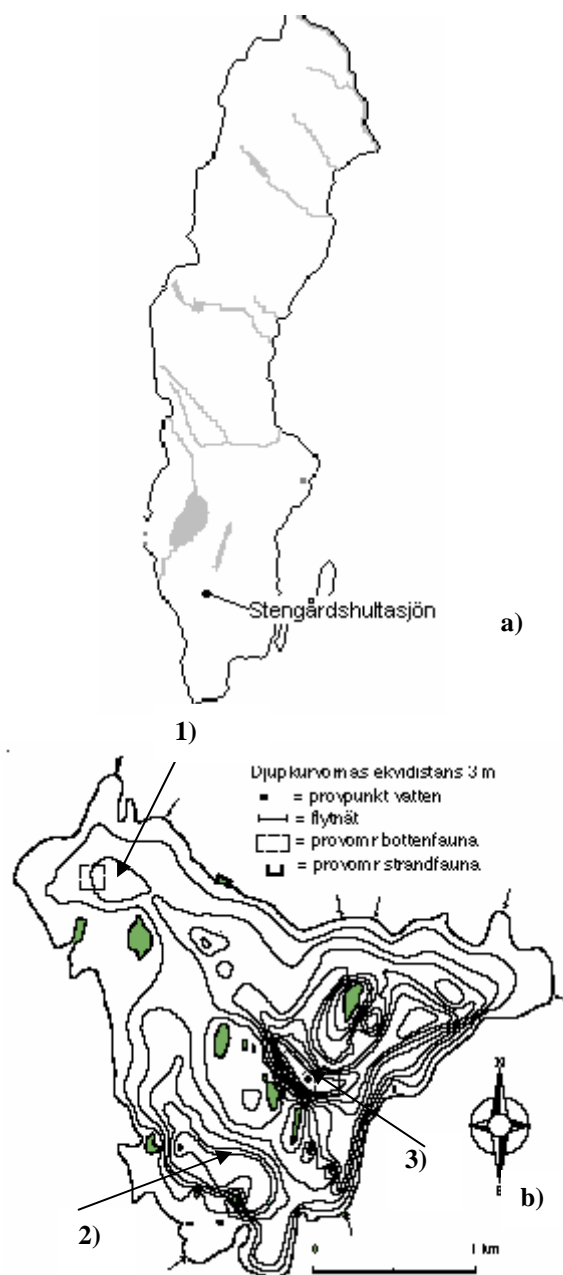
## OMRÅDESBESKRIVNING

Stengårdshultasjön (638317, 138010) som är belägen 22 km sydväst om Taberg i Jönköpings län har kalkats mellan åren 1981 och 1996. Kalkningen har dels skett direkt i sjön men också i uppströms liggande sjöar och vattendrag.

Sjön ligger i ett kuperat landskap på en höjd av 224 m över havet. Berggrunden i tillrinningsområdet (95 km<sup>2</sup>) utgörs av ett gnejsområde med inslag av amfiboliter med basiskt ursprung. Jordarten är osvallad morän (Sveriges Nationalatlas 1994 och Länsstyrelsens i Jönköpings län hemsida: [www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)). Tillrinningsområdet består av åkermark (ca 7 ha på slutningen norr om sjön), skog och myrmarker och får sitt mesta tillflöde av ytvatten från sjöarna Rasjön och Rakalven nordost om sjön samt via Hulsöån som får sitt vatten från myrmarker söder om sjön.

Sjön ligger inom ett arkeologiskt intressant område. På höjden norr om sjön ligger tre fornåkrar med en sammanlagd area av ca en ha. Åkermarkens ålder är svårbestämd men den härstammar troligen från århundradena före Kristus fram till Vikingatid. Runt sjön återfinns även ett flertal gravar och rösen troligen från bronsåldern, stensättningar, rest sten och möjligen två dommarringar som troligen härstammar från äldre järnålder (Fornminnesregistret, Riksantikvarieämbetet).

Sjön har en area av 4,97 km<sup>2</sup> och en vattenvolym på 34,6 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. Medeldjupet är 7,1 m och maxdjupet anges till 26,8 m. Stengårdshultasjöns



**Figur 1.** a) Stengårdshultasjöns geografiska läge. b) Djupkarta över sjön med IKEU:s provplatser utmärkta. Pilarna indikerar var propparna är tagna. 1) Utloppsdjuphålan. 2) Södra djuphålan. 3) Centrala djuphålan.



teoretiska omsättningstid är 1 år. Lägsta pH-värdet innan kalkningsverksamheten började har uppmätts till 4,7 (den 26 juli 1977) och i dag har sjön ett pH kring 7. Vattenkemiska parametrar såsom pH, vattenfärg och TOC varierar inom sjön, och sjön tenderar att ha ett kväveöverskott i relation till fosfor. Den uppströms liggande Rasjön visar generellt på högre pH-värden och lägre färgtal än Stengårdshultasjön. På väg mot Stengårdshultasjön passerar vattendraget stora myrområden, vilket resulterar i sjunkande pH och stigande färgtal. Vid utloppet av Stengårdshultasjön visar vattnet inte på lika höga färgtal som vid sjöns inlopp och mitt. Stengårdshultasjön var enligt 1994 års undersökning, med utgångspunkt från växtplanktonsamhället, en av de mest produktiva IKEU-sjöarna. Vid provfiske har följande arter fångats: abborre, gädda, lake, mört, sik, och ål (Naturvårdsverket 1994).

För vidare uppgifter beträffande vattenkemi och sjödata, se hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU Uppsala (<http://www.ma.slu.se>).

## MATERIAL OCH METODER

### *Sedimentprovtagning*

Provtagningen gjordes genom hål i isen i sjöns centrala djuphåla (IKEU-projektets provtagningsområde) i februari 1999 (Fig. 1). Prover togs med både frysprovtagare (en mekanisk variant av Renberg & Hansson 1993) och rysk torvborr (Aaby & Digerfeldt 1986). Frysprovtagare användes för ytsedimentet och rysk torvborr för djupare sedimentprover. Den kilformade frysprovtagaren fylls med kolsyreis och 95 % etanol och sänks ned i sedimentet. Sedimentet fryser då fast utanpå provtagaren i ett 2-3 cm tjockt lager (Fig. 2). Frysprovet lossas genom att provtagaren fylls med varmt vatten. Sedimentet hålls sedan fryst under hemtransporten och hyvlas och sågas till lämpliga bitar i frysrum.

En fryspropp togs som var 65 cm lång. Fyra 1 m långa proppar, med överlappning togs med den ryska torvborren. Den totala sedimentprofilen är ca 3,5 m. Kompletterande ytsedimentproppar för kiselalgsanalys togs i utloppsdjuphålan och den



**Figur 2.** Provtagning av de översta sedimentlagret (ca 65 cm) gjordes med frysprovtagare.

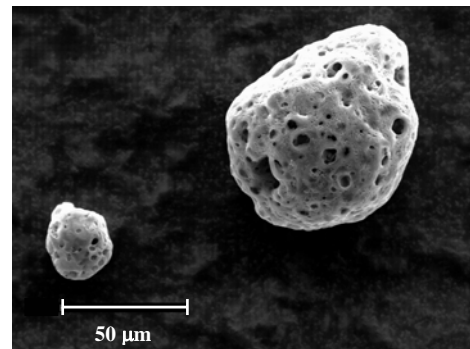
södra djuphålan med HON-Kajak-provtagare (HTH-Teknik, Vårvägen 37, 951 47 Luleå) i september 2000. Längden på dessa ytsediment-proppar var 20 respektive 15 cm.

### **Kol-och kväveanalys**

För att minimera åtgången av sediment gjordes kol- och kväveanalyser istället för glödförlust. 69 nivåer analyserades med avseende på kol (C) och kväve (N) och isotoperna  $^{13}\text{C}$  och  $^{15}\text{N}$  på en kol-kväveanalysator: Europa Scientific, ANCA-NT system enligt Ohlsson & Wallmark (1999). Det kol och kväve 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. Analysen utfördes av Håkan Wallmark, Avdelningen för marklära, Institutionen för skogsekologi, SLU Umeå.

### **Flygaska**

SCP (Spheroidal Carbonaceous Fly-ash Particles) är en typ av flygaskpartiklar som är sfäriska, svarta, mikroskopiskt små och bildas vid högtemperaturförbränning av olja och kol (Fig. 3). De transporteras långa sträckor i luften, återfinns i nutida sediment och i markens ytskikt i hela Sverige. De uppträder i sediment redan från 1800-talets mitt. Utsläppen ökade markant på 1950-talet för att nå en topp i början av 1970-talet och sedan minska bland annat på grund av utbyggd rökgasrening och minskad användning av brännolja. Mängden flygaskpartiklar i sedimenten speglar användandet av fossila bränslen (Wik & Renberg 1996). Geografiskt sett så är förekomsten av flygaskpartiklar låg i norra Sveriges inland och fjäll och hög i sjöarna i sydväst och upp till de centrala delarna av landet, vilket ger en god korrelation mellan svaveldepositionen över Sverige och koncentrationen av flygaskpartiklar i sjösedimenten (Renberg & Wik 1985a). Flygaskkoncentrationen ger således en indikation på hur stor belastning härstammande från förbränning av fossila bränslen som en sjö



**Figur 3.** Foto av flygaskpartiklar taget i svepelektronmikroskop. Partiklarna är normalt 5-30  $\mu\text{m}$  i diameter.

varit utsatt för. Ur förekomstbilderna från sedimenten kan man dessutom ungefärligt datera två nivåer i propparna, ca 1950 och 1970 (Renberg & Wik 1985b).

Flygskpartiklarna preparerades och analyserades för tjugo nivåer från den övre delen av frysproppen, enligt Renberg & Wik (1985b). Metoden går i korthet ut på att sedimentets organiska material tas bort med väteperoxid varefter partiklarna räknas i stereomikroskop (50x förstoring).

### ***Blykoncentration och isotopkvot***

Analys av blykoncentrationer och de stabila isotoperna  $^{206}\text{Pb}$  och  $^{207}\text{Pb}$  har visat att man i svenska sediment och torvlagerföljder kan se de första spåren av föroreningsbly så tidigt som för 3000 – 4000 år sedan. Romarikets omfattande framställning och bruk av bly kring år 0 kan man se som en liten men tydlig topp i sediment över hela Sverige. Den verkliga starten av föroreningseran inträffar under medeltiden och inte vid den industriella revolutionen som man tidigare trodde (Renberg et al. 1994; Brännvall et al. 1997; 1999; 2001; Bindler et al. 1999; Renberg et al. 2000).

Den stora skillnaden i isotopsammansättning mellan naturligt förekommande bly, som härstammar från berggrunden och jorden runt sjön, och föroreningsbly gör det möjligt att spåra föroreningar över tiden i svenska sjöars sediment.

Analys av bly utfördes med ICP-MS teknik. Sammanlagt analyserades 46 nivåer med avseende på total Pb-koncentration och kvot för  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . Det antropogena bidraget beräknades enligt nedanstående ekvation:

$$\text{Pb}_{\text{föroren}} = \left( \frac{{}^{206}\text{Pb}/{}^{207}\text{Pb}_{\text{prov}} - {}^{206}\text{Pb}/{}^{207}\text{Pb}_{\text{bkgd}}}{{}^{206}\text{Pb}/{}^{207}\text{Pb}_{\text{föroren}} - {}^{206}\text{Pb}/{}^{207}\text{Pb}_{\text{bkgd}}} \right) \times \text{Pb}_{\text{prov}}$$

Där  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}_{\text{prov}}$  är isotopkvoten för ett givet prov,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}_{\text{bkgd}}$  är bakgrundskvoten för sjöns sediment,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}_{\text{föroren}}$  är medelkvoten för blyföroreningar, och  $\text{Pb}_{\text{prov}}$  är blykoncentrationen i ett givet prov (Brännvall 2000). Använda kvoter i beräkningarna är: 1,39 för bakgrund (medelvärde)

av prover från Stengårdshultasjön äldre än 3000 år), 1,17 för äldre föroreningar (sediment äldre än ca 100 år) (Brännvall et al. 1997; 2001), och 1,14 för nutida föroreningar (Monna et al. 1997).

### **Pigment**

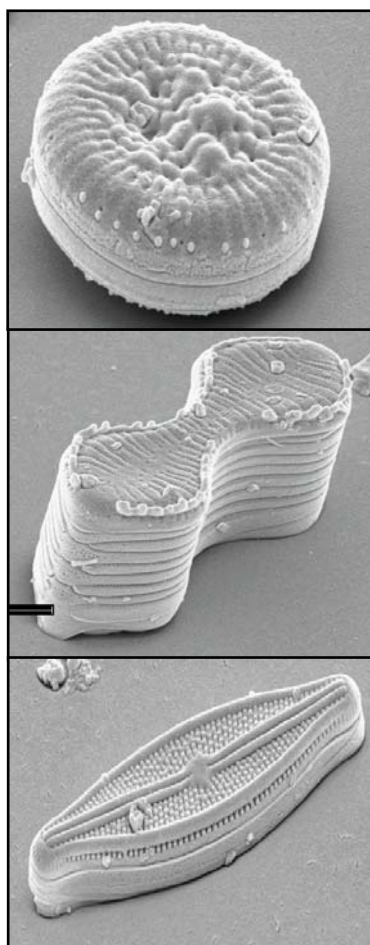
Fossila pigment från fotosyntetiserande alger bevaras till en viss del i sedimenten. Limnologiska undersökningar har visat att koncentrationen fossila pigment (mol/g organiskt material) avspeglar produktionen av alger. Experimentella studier har dock visat att mer än 90 % av pigmenten nedbryts till färglösa substanser innan de genomgått permanent sedimentering. Det som reglerar koncentrationen sedimenterat pigment är till största delen fotooxidation och kemisk oxidation. Snabb nedbrytning sker i själva vattenpelaren ( $T_{1/2}$ =dagar), långsammare nedbrytning efter avsättning vid sedimentytan ( $T_{1/2}$ =år) och väldigt långsam nedbrytning av dubbelbindningar i de djupare sedimentlagren ( $T_{1/2}$ =århundraden). Ändringar i näringskedjan kan också spela in. Om pigmenten inkorporeras i herbivorerers avföring så sker ingen nedbrytning under passagen genom vattenpelaren (Leavitt et al. 1993). Pigment från alger anses dock lika tillförlitliga som morfologiska fossil (exempelvis kiselalger) som indikator i sediment, och kan återge ändringar i algernas abundans och samhällskomposition (Leavitt & Findlay 1994; Leavitt et al. 1997).

Extraktionen av pigmenten utfördes med en blandning av aceton, metanol och destillerat vatten i proportionerna 80:15:5, som sedan filtrerades. Eventuella kvarvarande cellväggar slogs sönder genom att proverna fick stå 5 min i ett ultraljudsbad.

HPLC-analys (högtrycksvätskekromatografi) och utvärdering av resultat utfördes enligt Wright et al. (1991). 69 nivåer analyserades, 40 från frysproppen och resterande 29 från proverna tagna med rysk torvborr.

Proportioner mellan använd sedimentmängd och extraktionsvätska: < 0,05 g = 2 ml, 0,05 - 0,2 g = 4 ml, och 0,2 - 0,3 g = 6 ml. Filterdata: Titan

filtrersprutefilter, porstorlek 45  $\mu\text{m}$ , filterdiameter 13 mm.



**Figur 4.** Foton av kiselalger tagna i svepelektronmikroskop. Överst *Cyclotella comensis*, i mitten *Tabellaria binalis* och längst ner *Brachysira vitrea*.

### **Kiselalger och pH-rekonstruktion**

Kiselalger, eller diatoméer som de också kallas, är 0,005-0,2 mm stora, har kiselskal som är svårnedbrytbara och bevaras därför bra i sedimenten (Fig. 4). De återfinns normalt i alla sjöar och vattendrag och det finns hundratals arter. I sjöarnas djuphålur kan det per år avsättas över en million döda kiselalger per  $\text{cm}^2$  sjöbotten. Kiselalgerna är känsliga för vattnets pH, vilket gör det möjligt att använda kiselalger som en biologisk pH-meter för att ta reda på hur en sjös pH utvecklats under tidernas lopp (Charles et al. 1989; Battarbee et al. 1999).

För att rekonstruera tidigare pH i sjöar använder man en transferfunktion. Transferfunktionen är en numerisk modell som med hjälp av data från ett stort antal sjöar (kalibreringsdataset) beskriver samband mellan kiselalgfloras sammansättning i ytsedimenten och uppmätta pH-värden i vattnet. För att studera en sjös historiska pH gör man på följande sätt. En serie prover från en sedimentpropp analyseras i mikroskop vid högsta möjliga förstoring med avseende på kiselalgfloras sammansättning (vilka arter som förekommer och hur många procent som varje arts skal utgör av det totala antalet räknade skal). Resultaten sätts in i transferfunktionen som översätter kiselalgfloras sammansättning i varje prov till ett pH-värde.

Kiselalgpreparat framställdes ur sedimentpropparna enligt Renberg (1990). För oxidering av organiskt material användes 30 %  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Preparat från 61 nivåer (centrala djuphålan) tillverkades och minst 300 skal per preparat räknades till artnivå. 11 nivåer från utlopps-djuphålan och 10 nivåer från södra djuphålan preparerades och minst 260 skal per preparat räknades. Taxonomin följer Camburn et al. (1986), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991) och Stevansson et al. (1991). För pH-rekonstruktionen användes SWAP (the Surface Waters Acidification Project) kalibreringsdataset som är uppbyggt på data från ca 170 svenska,

norska och brittiska sjöar (Stevenson et al. 1991). Rekonstruktionen av pH gjordes med hjälp av dataprogrammet WACALIB (Line et al. 1994).

### Pollen

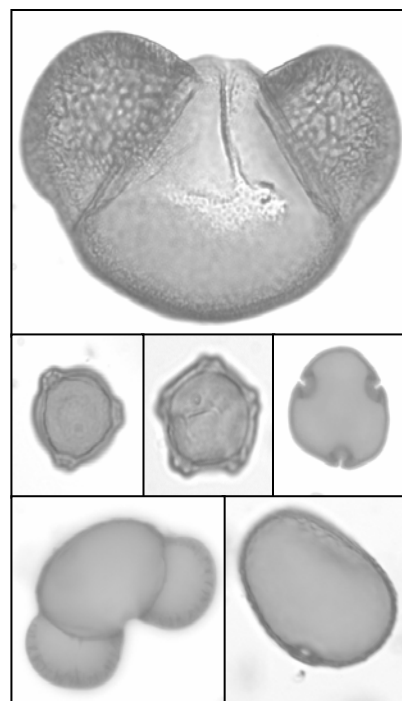
Pollenanalysen kan ge information om vegetationens utveckling från istiden fram till idag och om människans påverkan, vilket i sin tur spelat roll för sjöarnas tillstånd (Renberg et al. 1993a; 1993b; Korsman et al. 1994; Korsman & Segerström 1998). Vid tolkning av pollendata tittar man på hela ansamlingen av arter, för att av den få tillförlitligare signaler om vegetationsförändringar och markanvändning. Pollendiagrammet ger inte någon absolut bild av hur vegetationen sett ut, man får dock en bild av vilka växter som funnits i området (Moore et al. 1991). Om man t ex hittar pollen från odlade växter indikerar det med stor säkerhet att det funnits mänsklig aktivitet i området, även om pollen ibland kan spridas långa sträckor i luften (Fig. 5).

Från 60 till 180 cm djup i sedimentet togs pollenprover ut var tionde centimeter. Dessa preparerades med vätefluorid och acetolys enligt Moore et al. (1991). Pollenpreparaten applicerades på objektglas tillsammans med safraninfärgad glycerin, täcktes med täckglas och räknades i mikroskop i 200x förstoring. Totalt på varje nivå räknades 1000 pollen.

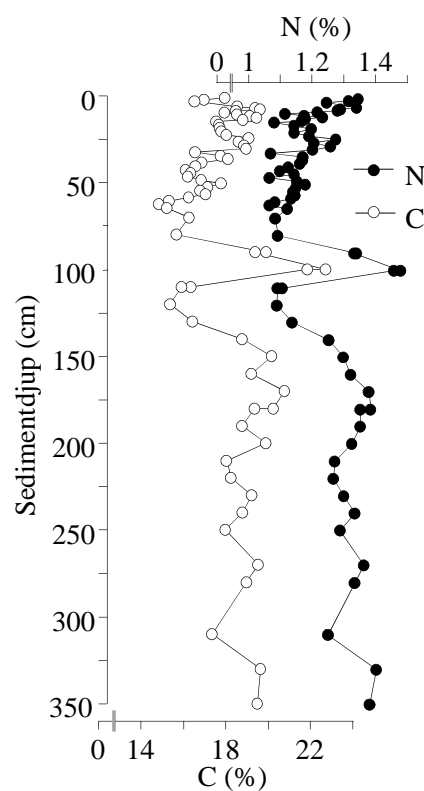
## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Kol-och kväveanalys

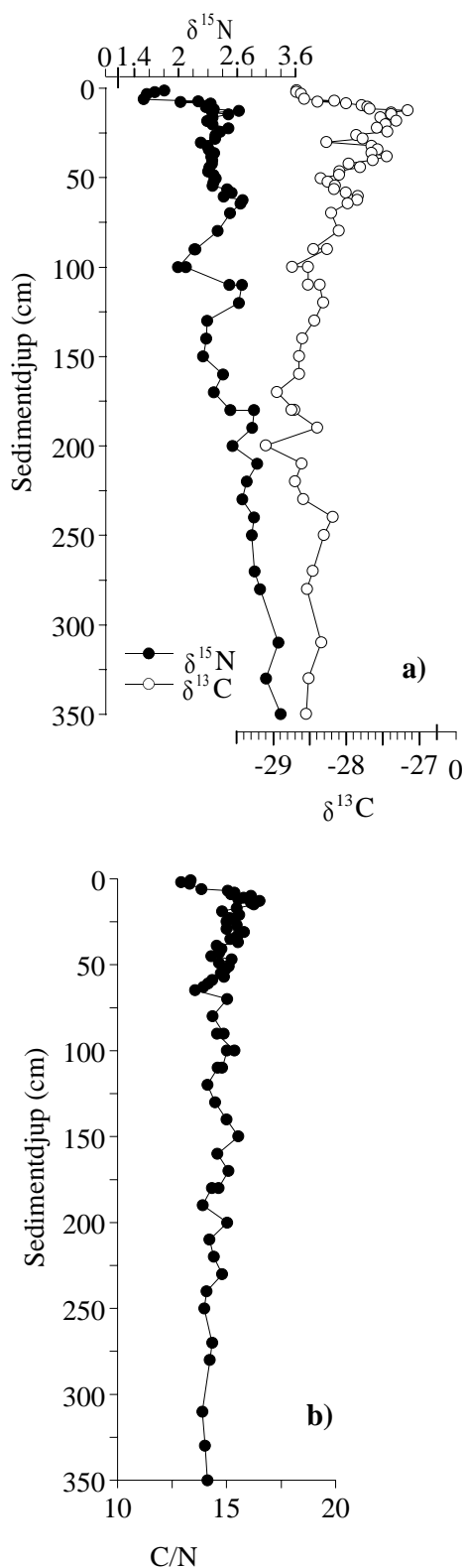
Kolhalten varierar mellan 15 och 23 % (Fig. 6). Vid 100 cm når kolhalten sitt maxvärde på 23 %. 15-23 % kolhalt motsvarar 30-46 % glödförlust och är normala halter för en sjö av denna typ. Den måttliga variationen tyder på att förhållandena i sjön och dess tillrinningsområde varit relativt stabila sedan sjön bildades. Några påtagliga tecken på antropogen påverkan i form av erosion finns inte.



**Figur 5.** Foton av 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  $\mu\text{m}$  stort.



**Figur 6.** Andelen kol- och kväve (% av sedimentets torrsvikt) i Stengårdshultasjöns sediment.



**Figur 7.** a) Kol- och kväveisotoper i Stengårdshultasjöns sediment.  
b) Kol- och kväveknoten.

Mätresultaten för isotopen  $^{13}\text{C}$  anges som  $\delta$ -värden. Dessa representerar en avvikelse i promille (‰) från en s.k. PDB standard för kol enligt  $\delta^{13}\text{C}_{\text{prov}} = [(R_{\text{prov}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$ , där R är kvoten  $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$  i prov och standard. Från de nedersta sedimentproverna upp till ca 50 cm djup ligger  $\delta^{13}\text{C}$  (Fig. 7a) mellan  $-28$  och  $-29$ , för att sedan öka till värden mellan  $-28$  och  $-27$ . Vid ca 12 cm sjunker värdena igen för att i ytsedimenten ligga under  $-28,5$ .

Halten kväve (N) i sedimentet (Fig. 6) visar samma mönster som halten kol, med en variation mellan 1,1 och 1,4 %, med en liten ökning vid 100 cm till sedimentprofilens maxvärde på ca 1,6. Likaså  $\delta^{15}\text{N}$  (som anger en promilleavvikelse från luftens sammansättning) har en utveckling som följer den hos  $\delta^{13}\text{C}$ , med en begynnande minskning vid ca 12 cm och ett lägsta värde i ytsedimentet (Fig. 7a).

Även kvoten av kol och kväve (C/N) (Fig. 7b), ger intressant information. Organiskt material från terrestra växter har en C/N-kvot över 20, medan alger har en kvot mellan 4 och 10 (Meyers & Ishiwatari 1993). Kvoten i Stengårdshultasjöns sediment ökar från cirka 14 i sedimentets äldsta lager till 16 vid 12 cm djup för att sedan sjunka ned till 13,3 i ytsedimentet.

En rimlig tolkning av resultaten är att det organiska materialet i Stengårdshultasjöns sediment är delvis av terrestert ursprung, och att denna andel ökar svagt med tiden upp till 12 cm djup ( $\sim 1930$ ). Ändringarna i kol- och kväveisotopsammansättningen sker med start vid försurningens början och tycks således inte vara kopplade till kalkningen.

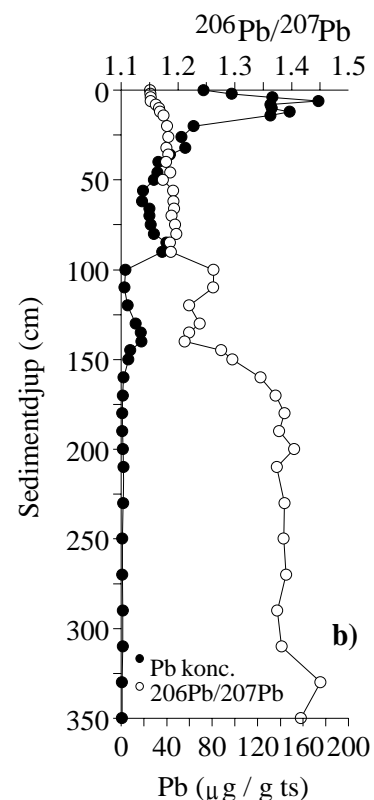
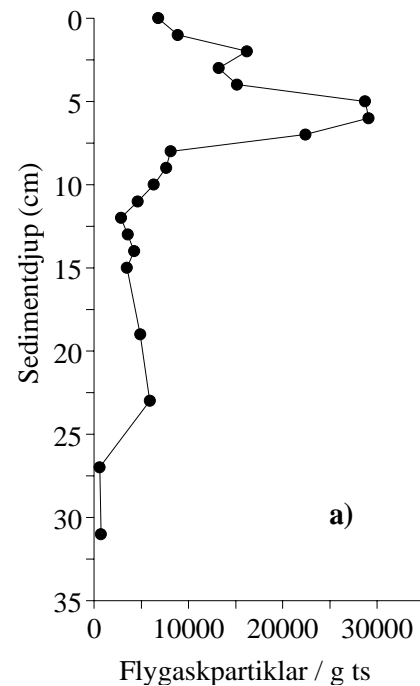
### Flygaska

Flygaskkurvan (Fig. 8a) visar ett typiskt tidsförlopp enligt Wik & Renberg (1996). Vid 23 cm syns en uppgång till ca 6000 partiklar/g torrt sediment (ts), vilket antas motsvara industrialiseringens början vid mitten av 1800-talet. Den fortsatta uppgången vid ca 10 cm motsvarar 1950-talet och den stora uppgången i användningen av fossila bränslen. Toppen vid ca 6,5 cm, där koncentrationen når sitt maximum med 29000 partiklar indikerar åren kring 1970. Mellan 5,5 cm och sedimentytan sker en nedgång till ca 7000 partiklar/g torrt sediment. Nedgången initieras av oljekrisen i början av 1970-talet och den sedan dess minskande användningen av olja, men är också ett resultat av ökat miljötänkande, som lett till bättre rökgasrening.

### Bly

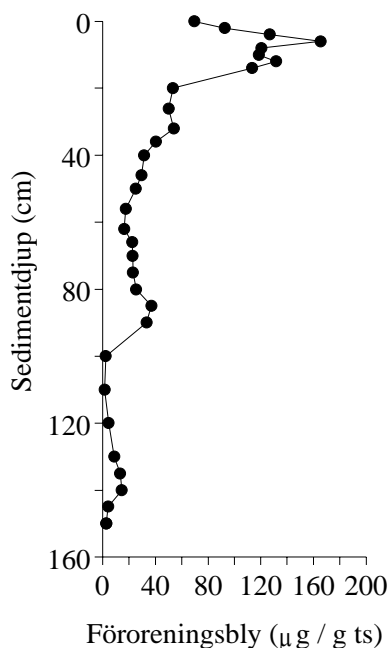
Ursprungskoncentrationen (Fig. 8b) ligger på ca 2  $\mu\text{g}$  Pb/g torrt sediment, och bakgrundskvoten för  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  är ca 1,4, förutom något högre kvot strax efter sjöns tillkomst. Från ca 160 cm sjunker kvoten kraftigt och har vid 140 cm ett värde på 1,21, medan koncentrationen har ökat till ca 18  $\mu\text{g}/\text{g}$ . Sedan sjunker värdena till nära bakgrundskoncentrationen, samtidigt som kvoten stiger, för att vid 110 cm nå 1,26. I de översta 90 centimetrarna sjunker kvoten från ca 1,19 till ca 1,15, och det är framförallt i de översta 5 centimetrarna som sänkningen sker. Koncentrationen ökar markant vid 90 cm och vid 6,5 cm når koncentrationen sitt maximum på ca 170  $\mu\text{g}/\text{g}$  för att sedan minska. Vid sedimentytan är koncentrationen ca 70  $\mu\text{g}/\text{g}$  torrt sediment.

När man kombinerar resultaten av analysen av blyisotoper och totalkoncentrationer samt räknar ut hur stor del som utgörs av föroreningsbly kan man dra följande slutsatser om blyföroreningen av sjön. Det övergripande mönstret följer precis det som Renberg et al. (1994), Brännvall et al. (1997), Brännvall et al. (2001) och Renberg et al. (2000) beskrivit i sydsvenska sjöar, och speglar nedfallet av luftburna europeiska föroreningar. Första tydliga spåren (Fig. 9) uppträder redan vid ca 160 cm djup i sedimentet. Det bör vara någonstans mellan 2500 och 3000 år sedan.

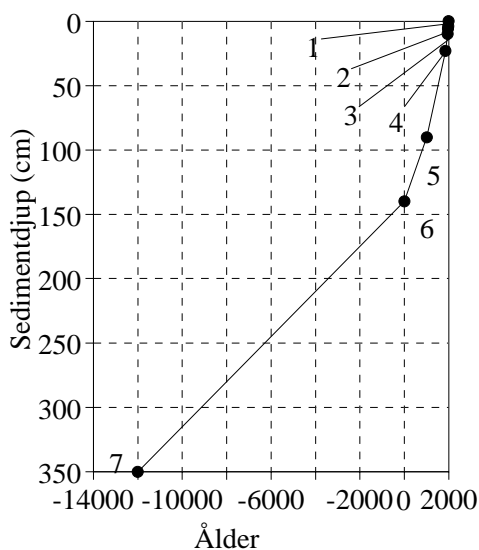


**Figur 8.** a) Koncentrationen av flygaskpartiklar i Stengårdshultasjöns sediment. b) Den totala blykoncentrationen och blyisotopkvoten  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . ts = torrt sediment.





**Figur 9.** Koncentrationen av föroreningsbly i Stengårdshultasjöns sediment. ts = torrt sediment.



**Figur 10.** Djup-ålder-diagram för Stengårdshultasjön. I diagrammet redovisas de sju indirekta dateringarna. (1) Första kalkningstillfället (1981). (2) 1970-talets maximum i flygaskpartiklar. (3) 1950-talets ökning i flygaskpartiklar. (4) Små förekomster av flygaskpartiklar, motsvarar 1850-talet. (5) 1000-talets ökade blyförorening. (6) Blyföroreningar från Romarriket. (7) Deglaciationen.

Toppen i antropogent bly vid 140 cm nivån förklaras av bly som kommit till sjön via luftföroreningar under romersk tid (vid Kristi födelse). Nedgången, då koncentrationen går tillbaka till nära bakgrundsnivån beror på minskad silver/bly produktion till följd av Romarrikets nedgång och fall (Settle & Pattersson 1980). Nästa uppgång av blykoncentrationen och nedgång i isotopskvoten vid 90 cm speglar 1000-talets blyföroreningsuppgång. Sedan minskar koncentrationen och möjligen kan minimerat vid 60 cm motsvara 1350-talet, där Brännvall et al. (1999) har noterat en jämförelsevis ren period vid analys av varviga sediment i norra Sverige. Koncentrationens maxvärde mellan 12 och 6 cm nivån beror på efterkrigstidens allt mer omfattande bilism, medan den markanta nedgången i ytsedimentet speglar ett ökat miljötänkande, med avskaffandet av blyad bensin som följd.

Enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för miljö kvalitet gällande sjöar och vattendrag så ligger Stengårdshultasjöns uppmätta ursprungshalt ( $2 \mu\text{g Pb/g}$  torrt sediment) något lägre än bedömningsgrundernas sk naturliga, ursprungliga halt ( $5 \mu\text{g Pb/g}$  torrt sediment). Även i ytsedimentet (som innehåller  $70 \mu\text{g Pb/g}$  torrt sediment) så ligger Stengårdshultasjön under det värde som i bedömningsgrunderna kallas bakgrundshalten för S Sverige ( $80 \mu\text{g/g}$  torrt sediment).

### Datering

Dateringar av propparna är gjorda främst utifrån resultat från analys av flygaska och blyföroreningar som sammanställts i ett djup-ålder-diagram (Fig. 10). Ur diagrammet från flygaskpartikelanalysen fås tre tidpunkter, nämligen 1970 vid 6 cm (maximum i förekomst av flygaskpartiklar), 1950 vid 10 cm (ökning av flygaskpartiklar) och 1850-talet på 23 cm djup (svag uppgång i flygaskpartiklar). Från resultaten av blyanalysen är två tidpunkter hämtade. 1000 efter Kristus återfinns vid 90 cm djup och baseras på den markanta medeltida uppgången i blyföroreningsnedfall. Blyföroreningar från Romarriket återfinns vid 140 cm och represen-

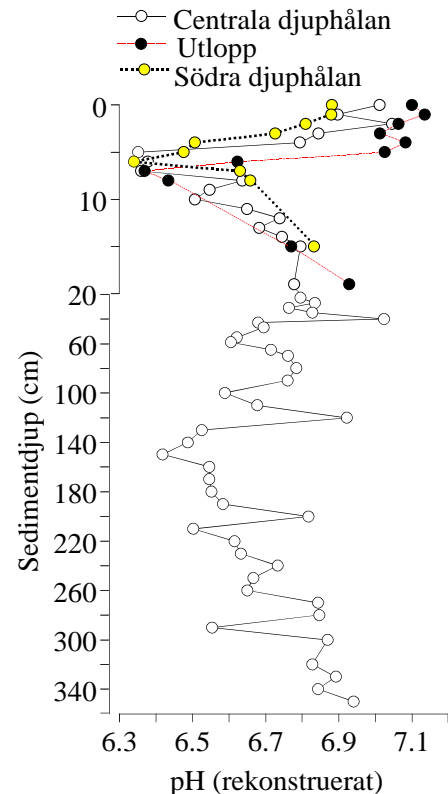
terar därmed 2000 år före nu. Från pH-rekonstruktionen har det första värdet nära pH 7 i ytsedimentet (vid 4 cm) fått representera den första kalkningen som utfördes 1981.

### Pigment

Sammanlagt separerades 14 pigment (Bilaga 1), varav ett är en oidentifierad karotenoid (pigment 4), som förekom i så liten mängd att vidare analyser inte gick att utföra. Pigmentsammansättningen och därmed algsamhället uppvisar i sin helhet inga omvälvande förändringar utom i modern tid. På ca 70 cm djup ser man början till en liten tillbakagång hos diatoxanthin, alloxanthin, echinenone, canthaxanthine, b-carotene, pigment 4, och en svag ökning hos feofytin a. A-karoten försvinner helt vid 70 cm för att återkomma i de fyra översta centimetrarna av sedimentet, med maxvärden historiskt sett. Den största förändringen i pigmentsammansättningen sker inom ytsedimentets översta 4 centimetrar. Koncentrationsmaxima hos 10 av 14 pigment, men framförallt hos B-karoten och klorofyll a som är allmänt förekommande hos de flesta alger (Leavitt et al. 1999), speglar en kraftigt ökad produktivitet i sjön. Den pigmentkoncentrationsökning som syns i sedimentets översta centimeter skulle dock också kunna bero på att degraderingen av pigmenten inte hunnit lika långt som i de djupare sedimentlagren. B-caroten och lutein-zeaxanthin är stabila och mot nedbrytning relativt okänsliga pigment. De uppvisar samma mönster i ytsedimentet som fucoxanthin, ett pigment känsligt mot nedbrytning, vilket inte tyder på någon större skillnad i grad av nedbrytning mellan ytsedimentet och de djupare liggande sedimentlagren.

### Kiselalgsfloran

I den centrala djuphålan där kiselalgsanalysen omfattade hela sedimentprofilen identifierades totalt 164 arter. Diagrammet (Bilaga 2) visar inte på några genomgripande förändringar i kiselalgsamhället. Vid nivån 70 cm (ca 800 år före nutid) kan man dock se en begynnande minskning hos några arter (*Cyclotella stelligera*, *Aulacoseira distans* var. *tenella* och *Aulacoseira distans/subarctica* samtidigt som en ökning tar



**Figur 11.** pH-utvecklingen i Stengårdshultasjön baserad på rekonstruktion med hjälp av kiselalgsammansättningen i sedimentet från tre av sjöns djuphålor.

sin början hos en rad andra arter (*Cyclotella comta*, *Cyclotella comensis* och *Tabellaria flocculosa* agg.). I ytsedimentets översta centimetrar visar resultaten från alla tre djuphålorna en markant ökning hos *Aulacoseira distans/subarctica*, *Achnanthes minutissima* agg. och *Cyclotella comensis* som når ett maximum.

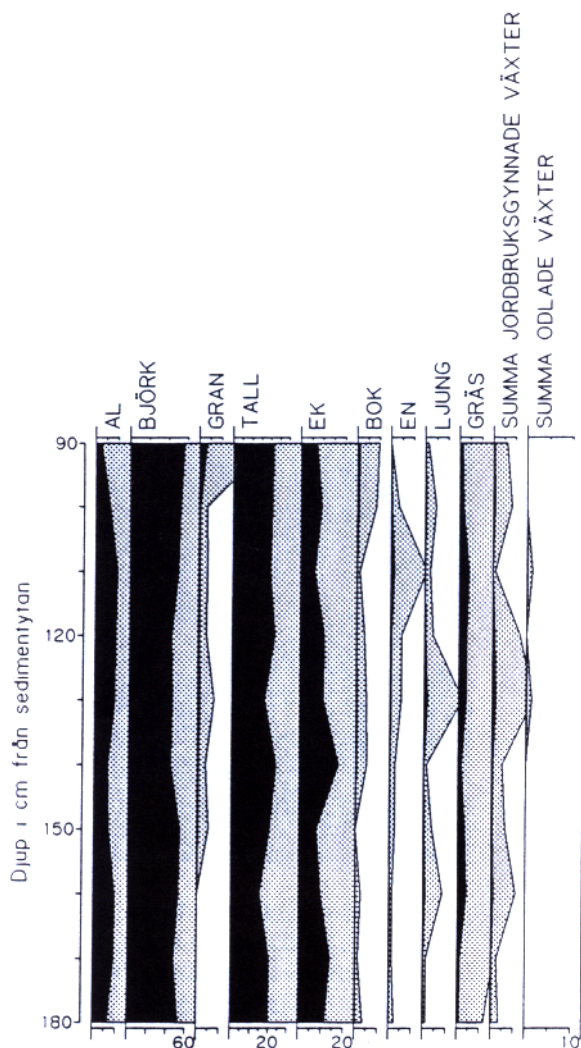
### pH-rekonstruktion

I centrala djuphålan ligger det rekonstruerade pH-värdet omkring 6,9 strax efter deglaciationen (Fig. 11). Sedan sjunker pH för att vid ca 150 cm nivån stanna på drygt 6,4. Därovan ökar värdena och mellan 130 och 15 cm fluktuerar sjöns pH en del, men nivån ligger generellt högre och får ett medelvärde för perioden på ca 6,7. Sedan sjunker pH snabbt och når vid 5 cm rekonstruktionens lägsta värde, just under 6,4. I ytsedimentet pendlar rekonstruerat pH mellan 6,9 och 7. pH-rekonstruktionen i propparna från utlopps-djuphålan och södra djuphålan visar i stort sett samma förlopp och värden som i den centrala djuphålan, med lägsta pH kring 6,4 resp. 6,3.

### Pollenfloran

Pollen har endast analyserats mellan 60-180 cm djup i sedimentet, dvs en bit före och efter det att pH-kurvan vände svagt uppåt. Meningen var att se om denna pH-förändring kunde kopplas till jordbruksaktivitet vid sjön.

När det gäller trädvegetationen sker inga stora förändringar annat än att granen börjar expandera i översta delen av den undersökta sekvensen (Fig. 12). Dessförinnan bestod skogen av tall, björk, ek, al, ask, alm, bok, lind och avenbok. Jordbruksgynnade växter, dvs sådana som kan finnas i den naturliga vegetationen men som blir vanligare i samband med att landskapet öppnas för jordbruk av olika slag, ökar mellan 130 och 110 cm nivån. Pollen från korn uppträder också. Vid 110 cm nivån finns en liten pollentopp som indikerar att enen var vanligare vilket kan tyda på att markerna var ganska öppna.



Figur 12. Relativ förekomst av pollen från al, björk, gran, tall, ek, bok, en, ljung och gräs samt pollen som speglar odlingsutvecklingen. Ett fullständigt pollendiagram redovisas i Bilaga 3.

## **SJÖNS UTVECKLING**

BP= före nu, AD= efter Kristus

### ***~12 000 BP – 2000 BP***

Trenden är i stora drag att efter deglaciationen sker en långsam pH-sänkning som varar under flera tusen år. Enligt kiselalgrekonstruktionen var pH 6,9 efter deglaciationen, och det sjönk till 6,5 för 2000 år sedan. pH-sänkningen har sin förklaring i en långsam naturlig försurningsprocess, beroende på en rad förändringar av marken. Podsoleringsprocesser och utveckling av vitmossesamhällen medförde att ytjordarna i sjöns avrinningsområde under årtusendena förlorade mer och mer av sitt förråd av baskatjoner medan tillgången på organiska syror kan ha ökat. Detta är en naturlig utveckling som konstateras i många paleolimnologiska undersökningar (Renberg 1986; Charles et al. 1989; Renberg et al. 1993a; 1993b; Engstrom et al. 2000).

### ***2000 BP – 1900 AD***

Förklaringen till den efterföljande pH-ökningen som sker vid 130 cm nivån (ca 200 AD) är förmodligen en antropogen alkaliseringsfas, som Renberg et al. (1993a och 1993b) påvisat i andra sydsvenska sjöar och som är orsakad av markanvändning. Betesbränning samt andra störningar av skogen och jordbruk i olika former ledde till en förändrad jordmån hos markerna runt sjön, med ökade flöden av baskatjoner och näringsämnen från land till sjön. En koppling mellan det ökade pH-värdet och markanvändning styrks av resultatet från pollenanalysen där andelen jordbruksgynnade och odlade växter ökar vid den tid då pH ökar. Åldern på fornåkrarna vid sjön sägs vara svårbestämd, men tros härstamma från århundradena före Kristus fram till Vikingatid, vilket stämmer ganska bra med pollenfynden. Med hjälp av ytterligare pollenanalyser skulle odlingens historia, och därmed fornåkrarnas sannolika ålder, kunna utredas.

### ***1900 AD – 1980 AD***

Den snabba sänkningen i pH i modern tid har sin början vid mitten av 1900-talet och den

kulminerar omkring 1980 med ett pH strax under 6,4, enligt kiselalgsrekonstruktionen.

Den stora differensen till det lägsta uppmätta värdet i sjöns vatten (pH 4,7) har vi ingen entydig förklaring till. Den skulle kunna bero på sedimentologiska faktorer, men det faktum att alla tre undersökta bassänger i sjön ger samma bild gör det osannolikt att omrörning (bio-turbation) samt resuspension och omlagring (att kiselalger från äldre tidsperioder sedimenterat på provtagningsplatsen) spelar en signifikant roll. Huvudprovtagningsplatsen i centrala djuphålan tycks vara representativ för sjön.

En faktor som skulle kunna ha betydelse är om de vattenprover som anges vara tagna vid utloppet i själva verket är tagna vid vägbron över utloppsbäcken. När vattnet når dit har det passerat myrområden som kan ha sänkt pH till de låga nivåer som uppmätts. Vatten från en gammal torvtäkt rinner ut i utloppsbäcken uppströms bron och i samband med nederbörd bör surt vatten kunna sköljas ut i bäcken.

Det kan också vara så att de uppmätta värdena återspeglar surstötter men att sjöns funktionella pH-värde vilket ekosystemet (exempelvis kiselalger) reagerar på aldrig nått så lågt som mätvärdena indikerar. Korta perioder av lågt pH kan inte detekteras i pH-rekonstruktionen som inte har så hög tidsupplösning.

Den försurning som syns i rekonstruktionen, även om den inte är så stor som hävdats, kan bero på en rad faktorer, varav surt nedfall naturligtvis är en. Resultaten från analysen av bly och flygaskpartiklar visar dock på en relativt måttlig belastning av luftburna luftföroreningar, jämfört med andra sydsvenska sjöar (Brännvall et al. 1997; Renberg et al. 2000; Renberg & Wik 1985a). Stengårdshultasjön har i sitt tillrinningsområde stora myrrealer. Förändrade metoder i skogsbruket, exempelvis dikning av våtmarker och skapande av stora hyggen kan leda till ökade tillflöden av TOC. Det skulle således kunna handla om ökad halt organiska syror som bidragit till sänkt pH. En annan möjlig orsak till sjunkande pH är en minskning i agrar aktivitet

som i sin tur lett till ett minskat inflöde av baskatjoner och näringsämnen.

Det finns inget stöd hos vare sig kiselalger eller pigmentsammansättningen att sjön skulle vara så kraftigt försurad som de innan kalkning uppmätta värdena indikerar. Flera arter av det relativt alkalifila, planktiska släktet *Cyclotella* återfinns på alla nivåer i sedimentet, samtidigt som inga tydligt surhetsindikerande arter påträffats i några större mängder. *Tabellaria binalis* som uppträder i rikliga mängder i försurade västkustsjöar finns knappast alls i Stengårdshultasjön (maxvärdet 0,5 % *Tabellaria binalis* vid 100 cm djup). Vid extremt låga pH-nivåer kan få former av fytoplankton existera då flertalet kräver värden över pH 6 eller till och med 7 (Naturvårdsverket 1997).

### **1980 AD – 1999 AD**

I sjösedimentets översta 4 cm stiger det rekonstruerade pH-värdet till runt 7. Det stämmer väl med uppmätta värden i sjöns vatten. pH-höjningen är ett resultat av utförd kalkning. Vid de få paleolimnologiska undersökningar av kalkade sjöar som tidigare gjorts så har man funnit att efter kalkning kan man få en dominans av ett fåtal arter som tidigare inte funnits, eller funnits i en liten omfattning (Renberg & Hultberg 1992; Renberg et al. 1993; Korsman et al. 2000). I Stengårdshultasjön bibehålls de arter som funnits sedan länge även om det blir vissa förskjutningar av den relativa förekomsten av de olika arterna. Att Stengårdshultasjöns kiselalg-samhälle inte genomgått några stora förändringar under vare sig försurnings- eller kalkningsfasen gör att sjön skiljer sig från andra kalkade sjöar. Koncentrationsökning hos 10 av 14 pigment tyder på en ökad produktion i sjön efter kalkningen.

### **REFERENSER**

- Aaby, B. & Digerfeldt, G. 1986. Sampling techniques for lakes and bogs. Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology, sid. 181-194. Ed. Berglund, B.E. John Wiley & Sons Ltd.
- Battarbee, R.W., Charles, D.F., Dixit, S.S. & Renberg, I. 1999. Diatoms as indicators of

- surface water acidity. The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Eds Stoermer, E. F. & Smol, J. P. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av Svenska vatten. Monitor 12, Naturvårdsverket. Schmidts Boktryckeri AB, Helsingborg.
- 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. *Environmental Science & Technology* 33: 3362-3367.
- 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. *Environmental Science & Technology* 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. *Journal of Paleolimnology* (accepted).
- 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 and Soil Pollution*, 100: 243-252.
- Camburn, K.E., Kingston, J.C. & Charles, D.F. 1986. PIRLA Diatom Iconograph. Report Number 3, PIRLA Unpublished Report Series, Bloomington, IN. (53 photographic plates, 1059 figures).
- Charles, D.F., Battarbee, R.W., Renberg, I., van Dam, H. & Smol, J.P. 1989. Paleocological analysis of lake acidification trends in North America and Europe using diatoms and chrysophytes. *Acid Precipitation, Vol 4 Aquatic Processes and Lake Acidification*, sid. 207-276. Eds Norton, S. & Lindberg, A.L. Springer Verlag, New York.

- Ek, A., Renberg, I., Korsman, T. & Wallin, J.-E. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön, Stockholms län och Gyslättsjön, Kronobergs län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Engstrom, D.R., Fritz, S.C., Almendinger, J.E. & Juggins, S. 2000. Chemical and biological trends during lake evolution in recently deglaciated terrain. *Nature* 408: 161-166.
- Fredén, C. 1994. Berg och Jord, Sveriges Nationalatlas. Ed. Arnberg U. Bokförlaget Bra Böcker, Höganäs.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming of surface waters in Sweden; A synthesis, sid. 1-44. Eds Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. Springer Verlag, Berlin.
- Korsman, T. & Segerström, U. 1998. Forest fire and lake-water acidity in a northern Swedish boreal area: Holocene changes in water quality at Makkassjön. *Journal of Ecology*. 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.
- Leavitt, P. R. 1993. A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology* 9: 109-127.
- Leavitt, P. R. & Findlay, D. L. 1994. Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario, Canada. *Science* 51: 2286-2299.
- Leavitt, P. R., Vinebrooke, R.D., Donald, D.B., Smol, J.P. & Schindler, D.W. 1997. Past ultraviolet radiation environments in lakes

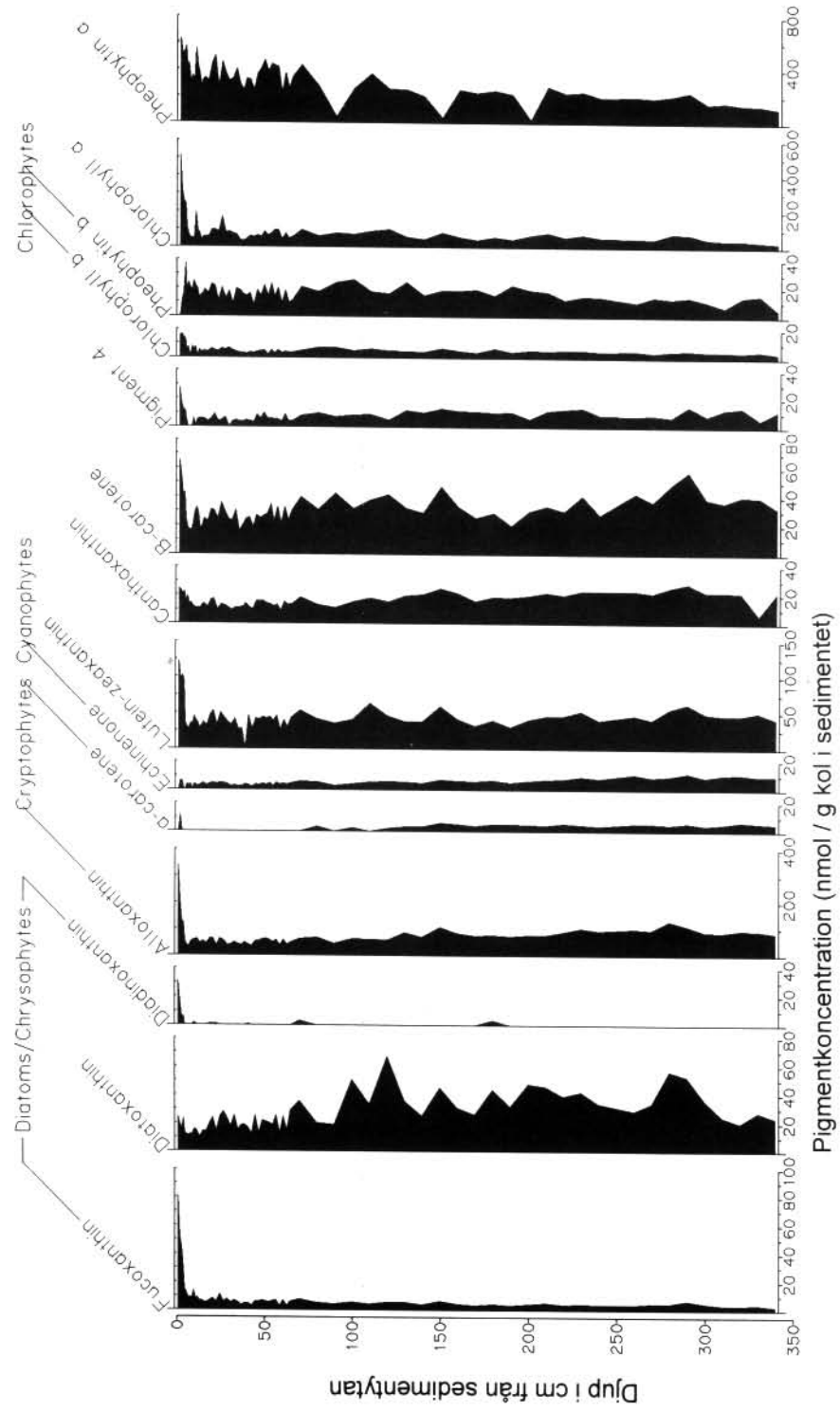


- derived from fossil pigments. *Nature* 388: 457-459.
- Leavitt, P. R., Findlay, D. L., Hall, R. I. & Smol, J. P. 1999. Algal responses to dissolved organic carbon loss and pH decline during whole-lake acidification: Evidence from paleolimnology. *Limnology and Oceanography* 44: 757-773.
- Line, J.M., 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. *Journal of Paleolimnology* 10: 147-152.
- Meyers, A.P. & Ishiwatari R. 1993. Lacustrine organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry* 20:867-900.
- Monna, F., Lancelot, J., Croudace, D.W., Cundy, A.W. & Lewis, J.T. 1997. Pb isotopic composition of airborne particulate material from France and the southern United Kingdom: Implications for Pb pollution sources in urban areas. *Environmental Science & Technology* 31: 2077-2286.
- Moore, P. D., Webb, J. A. & Collinson, M. E. 1991. *Pollen Analysis*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Naturvårdsverket. 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar. Utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Rapport 4816. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.
- 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. 1986. Sjöarnas försurningshistoria avslöjas av kiselalgerna i sedimenten. Rapport 3154. Naturvårdsverket.

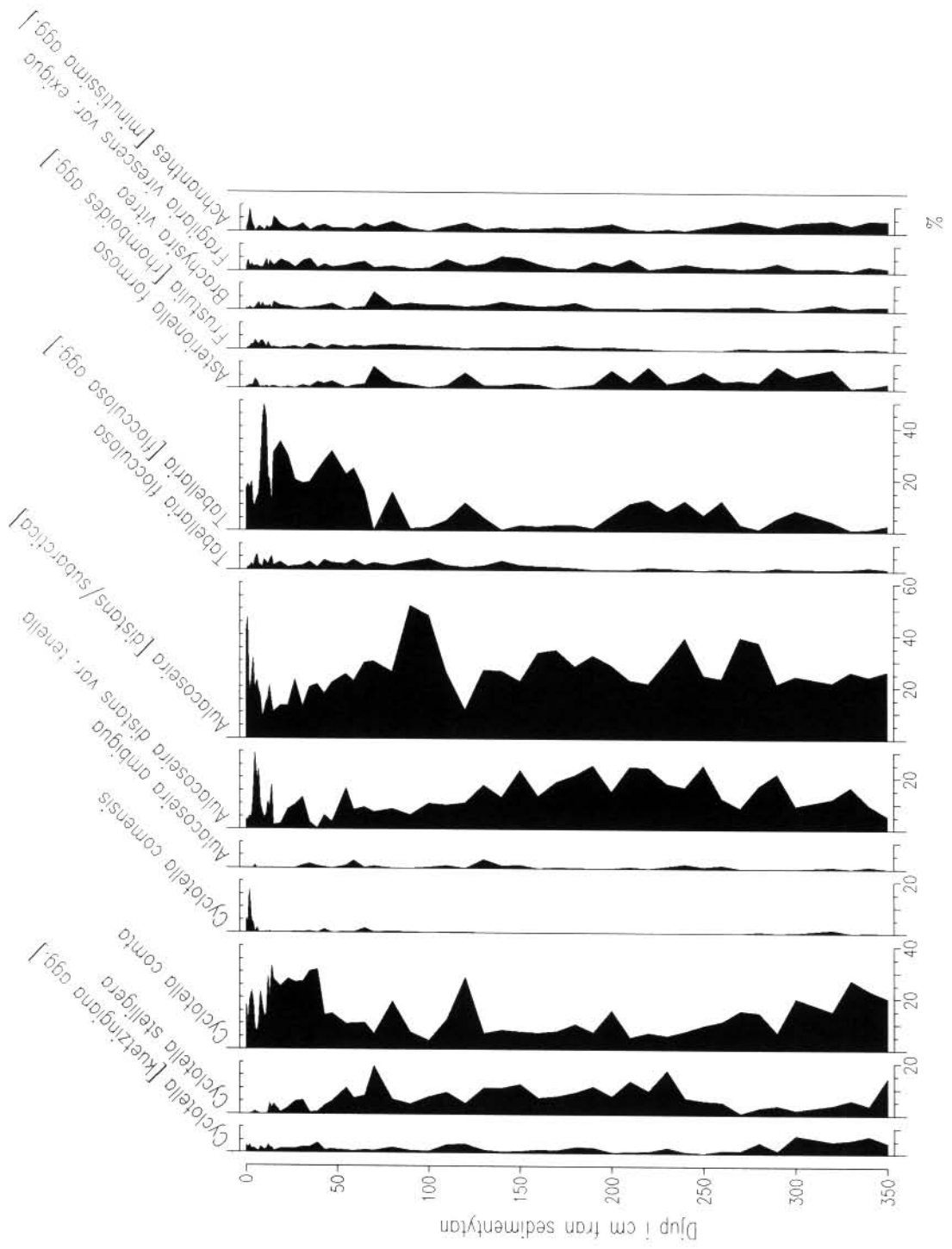
- Renberg, I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 4: 87-90.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R. & Emteryd, O. 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio* 29: 150-156.
- Renberg, I. & Hultberg, H. 1992. A paleolimnological assessment of acidification and liming effects on diatom assemblages in a Swedish lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 65-72.
- Renberg, I. & Hansson H. 1993. A pump freezer-corer for recent sediments. *Limnology and Oceanography* 38: 1317-1320.
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, N. J. 1993a. A temporal perspective of 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: 824-826.
- Renberg, I. & Wik, M. 1985a. Carbonaceous particles in lake sediment: 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., Wik Persson, M. & Emteryd, O. 1994. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368: 323-326.
- Settle, D. & Pattersson, C.C. 1980. Lead in Albacore: guide to lead pollution in Americans. *Science* 207: 1167-1176.
- Stevensson, A. C., Juggins, S., Birks, H. J. B., Anderson, D. S., Anderson, N. J., Battarbee, W., Berge, F., Davis, R. B., Flower, R. J., Haworth, E. Y., Jones, V. J., Kingston, J. C., Kreiser, A. M., Line, J. M., Munro, M. A. R. & Renberg, I. 1991. The Surface Waters Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern

- Diatom/Lake-Water Chemistry Data-Set.  
ENSIS Publishing. London.
- Svensson, T. & Appelberg, M. 1995. Effekter av kalkning. IKEU årsrapport 1994. Naturvårdsverket, Rapport 4482.
- Wik, M. & Renberg, I. 1996. Environmental records of carbonaceous fly-ash particles from fossil-fuel combustion. *Journal of Paleolimnology* 15: 193-206.
- Wright, S. W., Jeffrey, S. W., Mantoura, R.F.C., Llewellyn, C. A., Bjørnland, T., Repeta, D. & Welschmeyer, N. 1991. Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 77: 183-196.

**Bilaga 1.** Pigmentdiagram för Stengårdshultasjön.



**Bilaga 2.** Kiselalgsdiagram för Stengårdshultasjön.







**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*



Surt nedfall är en viktig faktor för känsliga sjöars pH, men förhållanden i tillrinningsområdet har också betydelse. På höjden norr om Stengårdshultasjön ligger tre fornåkrar. Redan för tvåtusen år sedan påverkade människan sjöns vattenkvalitet. Då bromsades den naturliga försurningen upp av jordbrukskulturen. I Sundsmossen vid utloppet av sjön finns nedlagda torvtäkter. I samband med nederbörd bör surt vatten kunna sköljas ut i utloppsbacken uppströms den gamla vägbron. Har vattenproverna vid sjöns utlopp tagits vid vägbron?