



Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena

Rapporten är resultatet av ett samarbete mellan

Länsstyrelsen Dalarna och

Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap

Umeå Universitet

901 87 Umeå

Tfn: 090-786 50 00 (vx)

Huvudförfattare: Johan Rydberg

Email: johan.rydberg@emg.umu.se

Tfn direkt: 090-786 79 47

För innehåll och framförda åsikter svarar författarna.

Omslagsbild: Nedre Milsbosjön Fotograf: Ingemar Renberg

Copyright Länsstyrelsen Dalarna.

Tryckdatum: Mars 2007.

Tryckeri: Länsstyrelsen i Dalarna

Upplaga: 150 ex.

ISSN 1403-3127 Länsstyrelsen Dalarna.

Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena

Johan Rydberg
Christian Bigler
Jan-Erik Wallin
Ingemar Renberg

Sammanfattning

Rydberg, J., Bigler, C., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2006. Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena. Rapport från Länsstyrelsen Dalarnas Län 2006:34.

Nedre Milsbosjön, 12 km SO om Borlänge, är en av Dalarnas läns näringsrikaste sjöar. En paleolimnologisk undersökning har gjorts i denna sjö för att undersöka hur näringshalten i sjön förändrats historiskt. Syftet är att bidra med underlagsmaterial för kommande åtgärdsprogram inom ramen för det pågående arbetet med EU:s vattendirektiv.

En 2.7 m lång sedimentpropp har tagits upp ur sjöns botten. Den täcker de senaste 2500 åren. De viktigaste analyserna som gjorts på sedimentet är: Kiselalger för att utläsa vattnets forna totalfosforhalt, pollen och träkolpartiklar för att studera områdets jordbrukshistoria, och analyser av organsikt kol för att få ett grovt mått på erosionens omfattning vid sjön. Sedimentet från 1900-talet har daterats med bly-210 metoden och det äldre sedimentet genom indirekt datering med stöd av pollenanalysens vittnesbörd om vegetationens utveckling.

Från ~500 f Kr till 500 e Kr sjönk totalfosforhalten i sjön från 40 till 20 $\mu\text{g L}^{-1}$. Då var sjön en skogssjö och den mänskliga påverkan var liten. Om sjön förblivit en skogssjö uppskattar vi att fosforhalten idag skulle ha varit 10-20 $\mu\text{g L}^{-1}$. Detta värde skulle kunna kallas det strikt naturliga bakgrundsvärdet.

Ungefär 500 e Kr började jordbruket vid sjön. Då bröts den nedåtgående trenden i fosforhalten, och istället steg fosforhalten till mellan 25-50 $\mu\text{g L}^{-1}$. På den nivån fluktuerade halten under loppet av ungefär 1500 år, fram till 1900-talets mitt. Markens tillstånd och markanvändningen i tillrinningsområdet styr fosforhalten i våra sjöar, och Nedre Milsbosjöns fosforhalt stod i relation till den dåvarande formen av jordbruk under denna långa tidsperiod.

Efter andra världskriget accelererade strukturomläggningen av jordbruket. Skogsbete som varit praxis i den äldre jordbrukskulturen hade upphört definitivt, handelsgödsel började användas i stor omfattning, djur började hållas inhägnade på inägorna, och stordrift blev en förutsättning för att ekonomin i jordbruket skulle gå ihop. Fosforhalten i vattnet i Nedre Milsbosjön ökade markant och den nådde värden kring 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ på 1980- och 1990-talen. Under 2000-talet har halten sjunkit till i runda tal 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ (uppmät mellan 70 och 150 $\mu\text{g L}^{-1}$). Den primära orsaken till att Nedre Milsbosjön har så hög fosforhalt är den intensiva djurhållningen. Kring sjön finns stora besättningar av både nötkreatur och hästar vilket ger ett betydande tillskott av näring till sjön.

Enligt EU:s vattendirektiv är målet att våra sjöar ska ha en god ekologisk status, d.v.s. uppvisa små av mänsklig verksamhet framkallade störningar. Som rapporten visar är Nedre Milsbosjöns vattenkvalitet starkt sammankopplad med jordbrukskulturen i tillrinningsområdet.

Innehållsförteckning

Inledning	1
Syfte.....	2
Material och metoder	2
Studieobjektet	2
Provtagning och provpreparering	3
Datering	3
Kolhalt	3
Totalfosfor i sedimentet.....	3
Blyhalten och blyisotoper	4
Pollenanalyser.....	4
Kiselalgsanalyser och uttydning av vattnets fosforhalt	4
Resultat och diskussion av de olika analyserna	5
Datering	5
Kolhalt	5
Totalfosforhalten i sedimentet.....	5
Blyhalten och blyisotoper	7
Pollenanalyser.....	7
Kiselalgsanalyser och uttydning av vattnets fosforhalt	7
Slutsatser kring fosforhaltutvecklingen i Nedre Milsbosjöns vatten	9
Hur bra stämmer fosforhalten vi uttyder från kiselalgerna med direkta mätningar i sjön?.....	9
Hur har fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten förändrats över tiden?	11
Kan analyser av totalfosfor i sedimentet användas som indikator på vattnets tidigare fosforhalt?.....	11
Referenser	13
Bilagor	

Inledning

Enligt EU:s ramdirektiv för vatten skall alla ytvattenförekomster karakteriseras och klassificeras. Det långsiktiga målet med vattendirektivet är att alla naturliga ytvattenförekomster skall ha minst god ekologisk status. Vattnets status skall sedan övervakas kontinuerligt och försämringar förhindras. I klassificeringen ingår att utifrån biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer bedöma vilken ekologisk status vattenförekomsten har. Vid bedömningen jämförs vattenförekomstens nuvarande förhållanden, t.ex. artsammansättning, näringsstatus och vattennivå, med vad som kan anses vara ”opåverkade förhållanden”. Eftersom vi under mycket lång tid påverkat våra sjöar och vattendrag uppkommer frågan: Vad är opåverkade förhållanden?

För att svara på vad som är opåverkade förhållanden kan olika tillvägagångssätt användas:

- Limnologiska mätserier
- En sjö som liknar den undersökta sjön men som anses vara opåverkad kan användas som referenssjö för hur förhållandena bör vara i den undersökta sjön
- Modellering utifrån sjöns och tillrinningsområdets förutsättningar
- Paleolimnologiska data.

Samtliga metoder har för- och nackdelar, och ingen ger den absoluta ”sanningen”. När det gäller mätserier är tiden under vilken mätningar gjorts oftast inte tillräckligt lång för att ge en bild av opåverkade förhållanden. Ytterligare ett problem är att nya analysmetoder och mätinstrument hela tiden utvecklats vilket leder till svårigheter då gamla och nya data skall jämföras. Att jämföra med en liknande, men opåverkad, sjö på annan plats skulle kunna vara en enkel och billig metod. Framförallt i jordbruksområden faller den dock ofta på svårigheten att hitta en sjö som i allt väsentligt, t.ex. geologi, hydrologi och klimat, liknar den undersökta sjön (Charles et al. 1994). Dessutom är det i det närmaste omöjligt att hitta opåverkade områden, eftersom luftburna föroreningar, i större eller mindre omfattning, når alla områden på jorden. Modellering är en metod som kan visa sig fungera på sikt. I dagsläget har vi dock för liten kunskap om många av de processer som pågår i sjöar och deras tillrinningsområden för att modellering skall ge tillförlitliga resultat (Charles et al. 1994).

Trots att även paleolimnologiska undersökningar har brister är det den metod som visat sig fungera bäst för att i sjöar ta reda på vad som är opåverkade förhållanden, bl.a. för metaller (Brännvall et al. 1997, Bindler 2003), pH (Renberg 1990, Renberg et al. 1993, Korsman 1999), klimat (Smol & Cummings 2000, Bigler & Hall 2002) och näringsstatus (Lotter 1998, Hall & Smol 1999, Bradshaw et al. 2006). När det gäller att utläsa tidigare pH, klimat och näringsstatus är analys av subfossila kiselalgsrester i sediment en av de flitigast använda metoderna. Kiselalger, som är mikroskopiska encelliga alger, har tre egenskaper som gör dem väl lämpade för paleolimnologiska studier:

- De är vanligt förekommande
- De har cellväggar av kisel och bevaras därför bra i sedimentet
- Vissa arter har väldigt snäva livsbetingelser, t.ex. vad gäller pH och näringsstatus, vilket gör att kiselalgsfloran väl speglar de förhållanden som rådde i sjön då algerna växte.

För att kunna göra en undersökning av näringsstatus utifrån kiselalger behövs en tolkningsmodell som beskriver sambandet mellan kiselalgsamhällets artsammansättning och sjöns vattenkemi. En tolkningsmodell skapas genom att artsammansättningen av kiselalger i ytsedimentprover från ett stort antal sjöar (>100) med olika näringsstatus, från oligotrofa till hypertrofa, analyseras. I samma sjöar mäts också vattnets fosforhalt. Därefter används kiselalgernas artsammansättning och vattnets fosforhalt för att, med hjälp av multivariat

regression, konstruera en tolkningsmodell. När tolkningsmodellen finns kan den användas för att i andra sjöar, utifrån artsammansättningen hos kiselalgsresterna i sedimentprofilens olika nivåer, uttyda (rekonstruera) vattnets fosforhalt under sjöns utveckling.

Vid jämförelser av uppmätta vattenkemidata och värden framtagna utifrån kiselalgerna är det viktigt att komma ihåg att värdena är insamlade enligt två principiellt skilda sätt. I det ena fallet, vattenkemidata, handlar det om momentanvärden, medan det i fallet med kiselalgsanalyser är integrerade värden, där kiselalgsfloran under en längre tidsperiod, ofta flera år, vägts samman. Framförallt är det extremvärden som ofta finns i vattenkemimätserier som inte syns i data från kiselalgsanalyser.

Syfte

Nedre Milsbosjön ligger i en gammal jordbruksbygd och anses vara en av Dalarnas läns mest eutrofierade sjöar. Hur fosforhalten i vattnet har förändrats under Nedre Milsbosjöns historia är därför av stort intresse, bl.a. för att kunna ställa upp realistiska mål för åtgärdsprogram för sjön och dess omgivning. Målet med vår undersökning har varit att försöka svara på följande frågor:

- Hur bra stämmer fosforhalten vi uttyder från kiselalgerna med direkta mätningar i sjön?
- Hur har fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten förändrats över tiden?
- Kan analyser av totalfosfor i sedimentet användas som indikator på vattnets tidigare fosforhalt?
- Vad kan anses vara bakgrundsvärden för fosforhalten och vad är ett realistiskt mål för åtgärdsprogram i Nedre Milsbosjön?

För att bedöma hur stor belastningen av luftburna blyföreningar från regionens gruvhantering och från fjärran källor varit i Nedre Milsbosjön har vi dessutom gjort bly- och blyisotopanalyser för några nivåer i sedimentlagerföljden.

Material och metoder

Studieobjektet

Nedre Milsbosjön (670202:149006) är belägen ~12 km sydost om Borlänge i Dalarnas län. Sjöns maxdjup är ~8 m, sjöarean ~0.4 km² och tillrinningsområdet ~8 km². I tillrinningsområdet finns också sjöarna Övre Milsbosjön (~0.7 km²) och Lomtjärn (~0.02 km²). Nedre Milsbosjön är belägen i Dalälvens dalgång under högsta kustlinjen (112 m.ö.h.). Tillrinningsområdet består av ungefär lika delar odlings-/betesmark och skog, främst barrskog. Närmast kring Nedre Milsbosjön består marken till största delen av finsediment, vilket används för odling/bete. Skogen växer i huvudsak på de moränhöjder som finns i utkanten av tillrinningsområdet. De högsta topparna i området (291 m.ö.h.) befinner sig över högsta kustlinjen.

Idag används markerna runt sjön främst som betesmark, både för nötkreatur och hästar, och odling av vall. Detta och kanske i någon mån att hushållen runt sjön har enskilda avlopp bidrar med stora mängder näring till sjön.

De första vattenproverna för analys av totalfosfor i Nedre Milsbosjön togs på 1930-talet och då låg totalfosforhalten kring 30 µg L⁻¹ (Lohammar 1938). Då prover togs nästa gång, under 1970-talet, hade halten fosfor stigit till mellan 50 och 100 µg L⁻¹. Under 1980- och 1990-talen var totalfosforhalten uppe i över 180 µg L⁻¹ för att vid de senaste mätningarna, gjorda i 2005-2006, varierade mellan 70 och 150 µg L⁻¹ (Länsstyrelsen Dalarna).

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för näringsstatus i sjöar och vattendrag klassificeras vatten med högre fosforhalt än $25 \mu\text{g L}^{-1}$ som eutrofa, och vid en halt över $100 \mu\text{g L}^{-1}$ är sjön hypertrof.

Provtagning och provpreparering

Sedimentprover togs vid två tillfällen, i mars 2005 och i mars 2006. Vid första provtagnings-tillfället kunde endast de översta ~ 1.5 m av sedimentet provtas (p.g.a. hårt motstånd i sedimentet). Vi valde därför att göra ett nytt försök och med hjälp av en något mindre provtagare lyckades vi ta upp nästan tre meter sediment (vi har dock fortfarande inte nått ner till det underliggande marina sedimentet).

Båda provtagningarna skedde från is i sjöns djupområde (2005 på 7.8 m vattendjup och 2006 på 7.0 m). Vid första provtagningsstillfället provtogs både ytsediment, genom *in situ* frysning med frysprovtagare (Renberg 1981), och djupare liggande sediment, det senare med en s.k. rysk torvborr (djuppropp 1). Vid det andra provtagningsstillfället användes enbart rysk torvborr (djuppropp 2).

Frysproppen delades upp i 0.5 cm tjocka (höga) prover mellan 0-15 cm sedimentdjup och i centimetertjocka prover mellan 15-37 cm. Ett tydligt lerlager, beläget 21-23 cm under sedimentytan, har använts för att korrelera samman frysproppen med djuppropp 1 och 2. I djuppropparna tagna med rysk torvborr är alla prover uttagna med utgångspunkt från lerlagrets överkant. Lerlager härrör troligen från ett kraftigt regn i början på 1980-talet (1982 eller 1983). Regnet inträffade strax efter att täckdikning skett i tillrinningsområdet (Therese Carlsson, muntlig uppgift). Ur djuppropp 1 togs centimetertjocka prover vid var femte centimeter från 25-26 cm och ner till 110 cm under sedimentytan, därefter togs prover vid var tionde centimeter ner till 150 cm under sedimentytan. I djuppropp 2 togs prover var tionde centimeter från 21-22 cm under sedimentytan (i djuppropp 2 var lerlagret något otydligare än i djuppropp 1) och ner till 271-272 cm. I redovisningen anges alla djup i centimeter under sedimentytan.

För att verifiera att de båda sedimentprofilernas djupangivelser stämmer (d.v.s. att sedimentationstakten är ungefär densamma på båda provtagningsplatserna) har förändringar i sedimentets kolhalt använts. Samtliga prover torkades i frystork före vidare analyser.

Datering

För att få en tidsskala på fosforhaltutvecklingen, och därmed kunna jämföra den med vattenkemimätningarna, har vi med hjälp av bly-210 (^{210}Pb) daterat sedimentet från frysproppen och djuppropp 1. Bly-210 är en radioaktiv isotop av bly med en halveringstid på 22.3 år. Med ^{210}Pb är det möjligt att med god säkerhet datera sediment som är upp till ~ 100 år. Mätning av ^{210}Pb och modellering av sedimentets ålder har utförts av Flett Research Ltd. i Kanada (www.flettresearch.ca).

Kolhalt

Sedimentets kolhalt har analyserats med en Perkin-Elmer 2400 Series II CHNS/O analysator. Kvaliteten på analyserna har kontrollerats med referensmaterial. Att ha kännedom om mängden kol (eller halten organiskt material vilket är ungefär två gånger kolhalten) som finns i ett prov är mycket värdefullt när resultaten från t.ex. fosformätningarna i sedimentet skall utvärderas eftersom en stor del av den biotillgängliga fosfor är bunden till det organiska materialet.

Totalfosfor i sedimentet

Totalfosfor har analyserats enligt metod SIS-028126 efter uppslutning av sedimentet i bomb med 3 ml HNO_3 vid 160°C i 2 timmar. Analyserna är utförda av MeAna-Konsult AB i Uppsala.

Blyhalten och blyisotoper

Blyets luftföroreningshistoria går att studera med hjälp av stabila blyisotoper. Bly från olika källor har olika isotopsammansättning och blyets ursprung, om det är föroreningsbly eller bly från berggrunden i allmänhet, går därför att spåra. Opåverkade svenska jordar har i allmänhet en $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -isotopkvot på mellan 1.3 och 1.8 medan luftföroreningsbly har en isotopkvot på 1.14-1.17 (Brännvall 2000). Luftburna blyföroreningar har en lång historia men den största depositionen per år skedde under 1970-talet. Därefter har rening av rökgaser blivit bättre och i början av 1980-talet förbjöds bly som tillsats i bensin vilket kraftigt reducerade utsläppen. Blyisotopkvoten i sediment från svenska sjöar i allmänhet uppvisar därför ett minimivärde under 1970-talet för att sedan ha allt högre isotopkvot mot sedimentytan (Renberg et al. 2002).

Proverna analyserades för bly och blyisotoper av Markvetenskapliga laboratoriet vid Institutionen för skogsekologi, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Umeå. Uppslutning av proverna skedde i teflonrör med $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ (10:1) i 2-5 timmar vid $<130\text{ }^\circ\text{C}$ (Brännvall et al. 1999). Denna behandling löser upp organiskt material och de metaller som sitter bundna till mineralkorn men inte de metaller som finns i mineralets kristallgitter. Relativa standardavvikelsen för analyserna är $<10\%$ för blyhalt och $<0.5\%$ för isotopkvoten. Kvaliteten på analyserna verifierades genom att referensmaterial med känd blyhalt och blyisotopkvot också analyserades.

Pollenanalys

För att få en bild av hur vegetationen i området utvecklats samt hur människans aktivitet påverkat Nedre Milsbosjöns tillrinningsområde har vi gjort pollenanalyser av utvalda prover ur frysproppen (ovan lerlagret) och djuppropp 2 (under lerlagret). Genom att artbestämma pollen Korn som bevarats i sedimentet kan vi bedöma när i sedimentprofilen större förändringar i vegetationen skett, t.ex. när granen (*Picea*) blev det dominerande trädslaget, när landskapet blev öppnare (mer gräspollen (*Poaceae*), enpollen (*Juniperus*) och ljungpollen (*Calluna*)) och när odling inleddes. Den tidpunkt då granen blev det dominerande trädslaget i Dalarna är, i grova drag, känd från tidigare undersökningar och kan därför användas för få en indirekt daterad sedimentnivå.

Kiselalgsanalyser och uttydning av vattnets fosforhalt

Fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten, vid olika tidpunkter under sjöns historia, har uttolkats utifrån artsammansättningen hos kiselalgsfloran i sedimentet. Den tolkningsmodell som använts baseras på en så kallad "weighted average partial least square regression" och kalibrering (ter Braak & Juggins 1993), och bygger på data från 164 sjöar i Nordvästeuropa (Storbritannien, Irland, Danmark och Sverige) som hämtats från European diatom database (<http://craticula.ncl.ac.uk/Eddi>).

Resultat och diskussion av de olika analyserna

Datering

Bly-210 dateringen ger ett samband mellan djup och ålder i det sentida sedimentet (Figur 1). Utifrån detta samband kan åldern på olika sedimentnivåer beräknas. Kvaliteten på dateringen kan anses vara god upp till en ålder av 80 år, vilket motsvarar ~44 cm. Sedimentationen i Nedre Milsbosjön är mycket stor, över 1 cm per år i ytsedimentet och något mindre längre ner. Orsaken till den höga sedimentationen är en kombination av stor införsel av minerogent material från omgivningen och hög produktion i sjön.

För djupare sedimentnivåer har vi inte gjort någon direkt datering då detta inte ingick i uppdraget. I dessa nivåer kan vi uppskatta åldern med hjälp av pollenanalyserna och kännedom, från tidigare undersökningar i området, om regionens vegetations- och odlingshistoria.

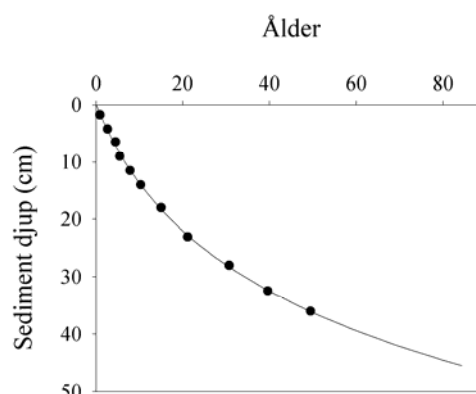
Kolhalt

Sedimentet i Nedre Milsbosjön har låg halt organiskt material. Halten kol i sedimentet varierar från 7 % av torrsubstansen i ytsedimentet, ner till ~2.5 % mellan 50 och 100 cm, för att sedan återigen öka till kring 7 % i djupare liggande nivåer (Figur 2). Det är uppenbart att erosionen runt sjön ökar kraftigt och bestående ungefär vid 120 cm sedimentdjup. Den ökning i kolhalt som sker i de översta 20-30 cm beror inte på att erosionen minskar i tillrinningsområdet, utan på att eutrofieringen av Nedre Milsbosjön lett till kraftigt ökad produktion av organiskt material.

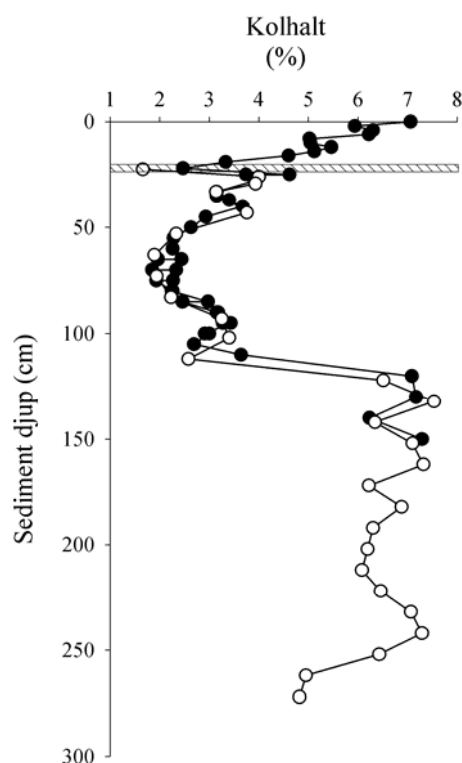
Totalfosforhalten i sedimentet

Genom hela sedimentprofilen fluktuerar fosforhalten kraftigt, mellan 0.5 och 3.5 mg g⁻¹ torrt sediment (Figur 3).

I nedre delen av sedimentprofilen sker fosforhaltförändringarna ungefär samtidigt som det enligt kiselalgerna sker förändringar i vattnets fosforhalt. Om man bortser från den kraftiga haltförändringen strax under lerlagret, vid 21-23 cm nivån, kan det även i den övre delen anses att skiftena i fosforhalt i sedimentet tidsmässigt följer förändringarna i vattnets fosforhalt. Dock finns ingen koppling mellan amplituden på förändringen i sedimentets fosforhalt och den förändring som enligt kiselalger och mätdata skett i vattnets fosforhalt.

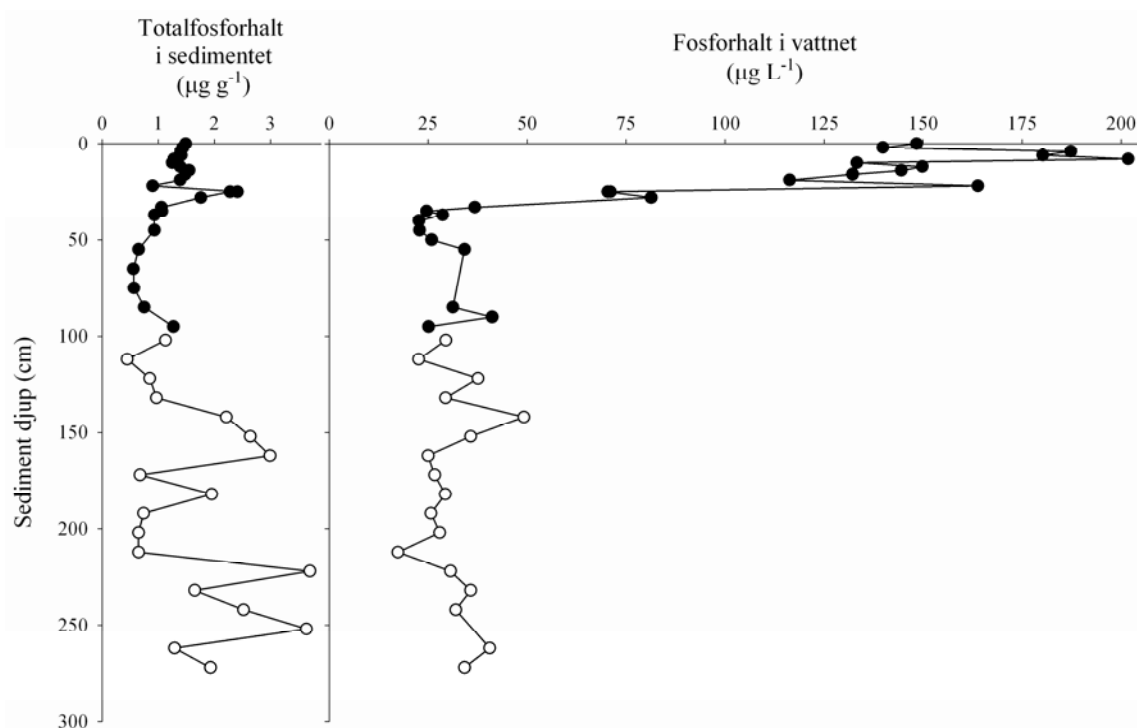


Figur 1. Grafen beskriver sambandet mellan djup och ålder för sedimentet i frysproppen.



Figur 2. Kolhalten i Nedre Milsbosjöns sediment. Fyllda cirklar representerar prover från frysproppen och djuppropp 1, medan ofyllda cirklar visar prover från djuppropp 2.

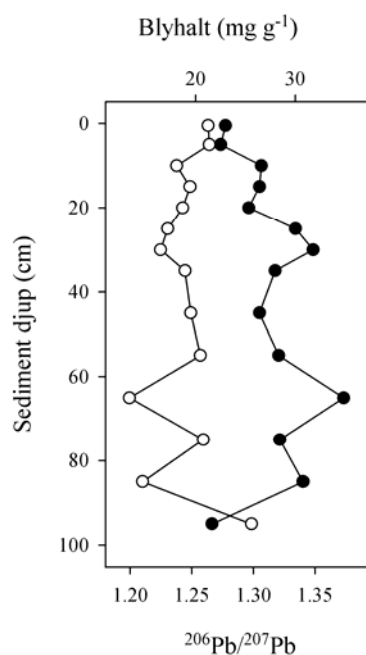
Att fosforhalten i sedimentet förändras kan bero på flera saker. En förklaring är att det under perioder med syrebrist i bottenvattnet finns möjlighet för fosfor att avgå från sedimentet till vattenmassan, medan fosfor under perioder med syresatt bottenvatten i större omfattning lagras in i sedimentet. Detta skulle även stämma med de höga fosforhalterna strax under det tjocka lerlagret, vid 21-23 cm nivån. Eftersom lerlagret avsattes under kort tid, i samband med ett kraftigt regn, har det lagt sig som ett lock över sedimentet och minskat fosfortransporten från sedimentet till vattenmassan, dels genom att lerlagret försvårat diffusion och dels genom att det förändrat redoxförhållandena i sedimentet. En annan tänkbar förklaring är att olika fosforfraktioner har olika biotillgänglighet och att det materialet som transporteras in till sjön under olika perioder haft olika sammansättning av dessa fraktioner. Under perioder då lätt biotillgängliga fraktioner dominerar i det intransporterade materialet kommer mer fosfor kunna avgå än under perioder då icke biotillgängliga fraktioner dominerar. Mot detta talar att fosforhalten varierar utan att sedimentets kolhalt ändras. Den icke biotillgängliga fosfor finns ofta i det minerogena materialet därför borde även kolhalten (som står i omvänd proportion till mängden minerogent material) förändras under perioder då fosforhalten förändras.



Figur 3. Totalfosforhalten i Nedre Milsbosjöns sediment (till vänster) och vattenmassans fosforhalt enligt kiselalger (till höger). Fyllda cirklar markerar frysproppen och djupproppen tagen 2005 medan ofylla cirklar markerar djupproppen tagen 2006.

Blyhalten och blyisotoper

Halterna av bly i Nedre Milsbosjöns sediment är relativt låga (20-35 mg g⁻¹) och isotopkvoten (²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb) är jämförelsevis hög (1.20-1.25). Resultaten (Figur 4) uppvisar inte heller det distinkta utseende, med en tydlig topp i halten kring 1970 (25-30 cm) som de flesta sjöar har, utan den högsta halten, och lägsta isotopkvoten, finns istället vid 65 cm (~1600-tal). Förklaringen är att jorden i tillrinningsområdet spelar en stor roll för blyhalten och blyisotopkvoten i Nedre Milsbosjöns sediment. Transporten av mineralkorn, som innehåller en viss mängd bly, från tillrinningsområdet är mycket stor och därför kommer en relativt liten del av blyet i sedimentet att ha sitt ursprung i luftföroreningar. Blyisotopkvotsignalen från bilavgasutsläpp, som kulminerade på 1970-talet, döljs därför av det geogena bly med hög isotopkvot som kommer från jordarna i avrinningsområdet. Inte heller är influensen från gruvindustrin i trakten påtaglig för då skulle isotopkvoten vara betydligt lägre eftersom ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb i malmen i Falun är 1.03 (Johansson & Rickard 1985). Nedre Milsbosjön är därför ingen lokal där den regionala eller globala luftföroreningshistorien kan studeras.



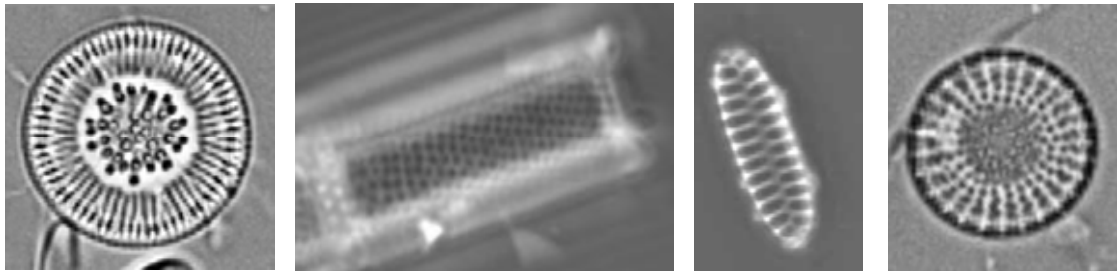
Figur 4. Blyhalt (fyllda cirklar) och blyisotopkvot (ofyllda cirklar) i Nedre Milsbosjöns sediment.

Pollenanalyser

I de djupaste sedimentnivåerna, 260 och 270 cm, dominerar tall (*Pinus*) och björk (*Betula*) bland pollen från träd, men ädla lövträd såsom lind (*Tilia*), ek (*Quercus*) och alm (*Ulmus*) finns också. Granen tog över som dominerande trädslag vid ungefär 250 cm nivån, vilket i Dalarna innebär för ungefär 2500 år sedan. Vid 160 cm nivån finns små uppgångar i antal träkolspartiklar (som också räknats i pollenpreparaten) och pollen från växter gynnade av öppen mark (t.ex. ljung), vilket tyder på att människan då började påverka vegetationen kring Nedre Milsbosjön. Detta följs av en markant ökning i antalet träkolspartiklar (>25 µm) vid 135-140 cm nivån. Vid 125 cm följer ytterligare indikatorer på att människan etablerat sig i området, t.ex. börjar andelen gräs- och enpollen öka kraftigt, vilket tyder på ett öppnare landskap. Samtidigt uppträder de första pollenkornen från odlade växter och den organiska halten i sedimentet sjunker markant på grund av att erosionen i sjöns omgivning ökad. Ovanför 100 cm nivån ökar antalet träkolspartiklar kraftigt och från 80 cm sker en ytterligare ökning av andelen pollen från gräs och odlade växter. Utifrån skiftena i vegetation har vi uppskattat åldern på 80 cm nivån till 1500-tal, 125 cm nivån till 1100-tal och 250 cm nivån till 500 f.Kr.

Kiselalgsanalyser och uttydning av vattnets fosforhalt

Huvuddelen av de kiselalger som förekommer i Nedre Milsbosjöns sediment före 1950 tillhör släkten som indikerar moderat eller låg fosforhalt (*Aulacoseira*, *Fragilaria* och *Cyclotella*, (Figur 5). I början av 1900-talet börjar *Stephanodiscus parvus* (som indikerar hög fosforhalt) dyka upp i sedimentet och dess betydelse ökar sedan allt mer med tiden. Efter 1970 är *Stephanodiscus parvus* den absolut vanligaste kiselalgen (>50%), samtidigt som de olika *Cyclotella* arterna mer eller mindre helt saknas.



Figur 5. De vanligast förekommande kiselalgerna i Nedre Milsbosjön, från vänster Cyclotella, Aulacoseira, Fragilaria (alla vanliga vid låg till moderat fosforhalt) och Stephanodiscus (vanlig vid hög fosforhalt).

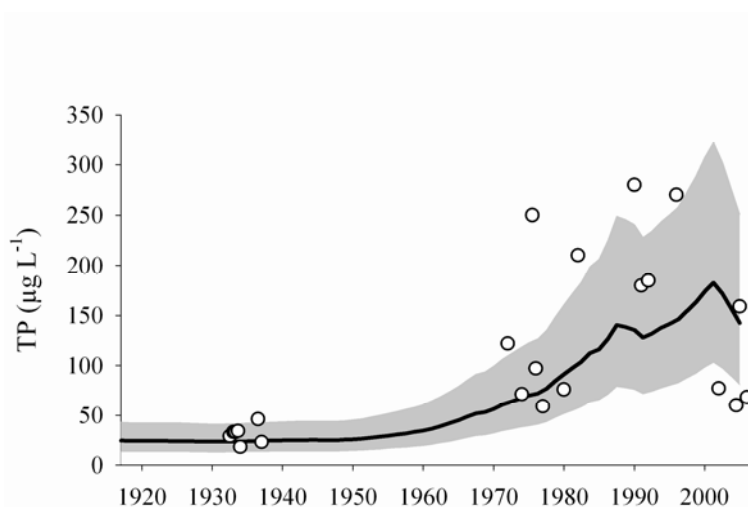
Enligt kiselalgerna var vattnets fosforhalt i djupproppens äldsta delar kring $40 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figur 3). Halten fosfor sjönk sedan, allt eftersom jordarna i tillrinningsområdet lakades ur på näringsämnen, och vid 160 cm var fosforhalten nere kring $25 \mu\text{g L}^{-1}$. Från 160 cm, ungefär samtidigt med de första tecknen på mänsklig aktivitet, och upp till 30 cm (~1950) fluktuerade fosforhalten mellan 25 och $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Att vattnets fosforhalt blev instabil i och med att människan började påverka området kring Nedre Milsbosjön beror på att markanvändningen har skiftat över tiden, t.ex. har landskapet troligen varit öppnare under vissa perioder än under andra. Från 1950-talet och framåt har fosforhalten i Nedre Milsbosjön ökat kraftigt och var i slutet av 1990-talet uppe i över $200 \mu\text{g L}^{-1}$. I de ytligaste nivåerna har fosforhalten minskat igen och är idag omkring $150 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figur 3).

Slutsatser kring fosforhaltutvecklingen i Nedre Milsbosjöns vatten

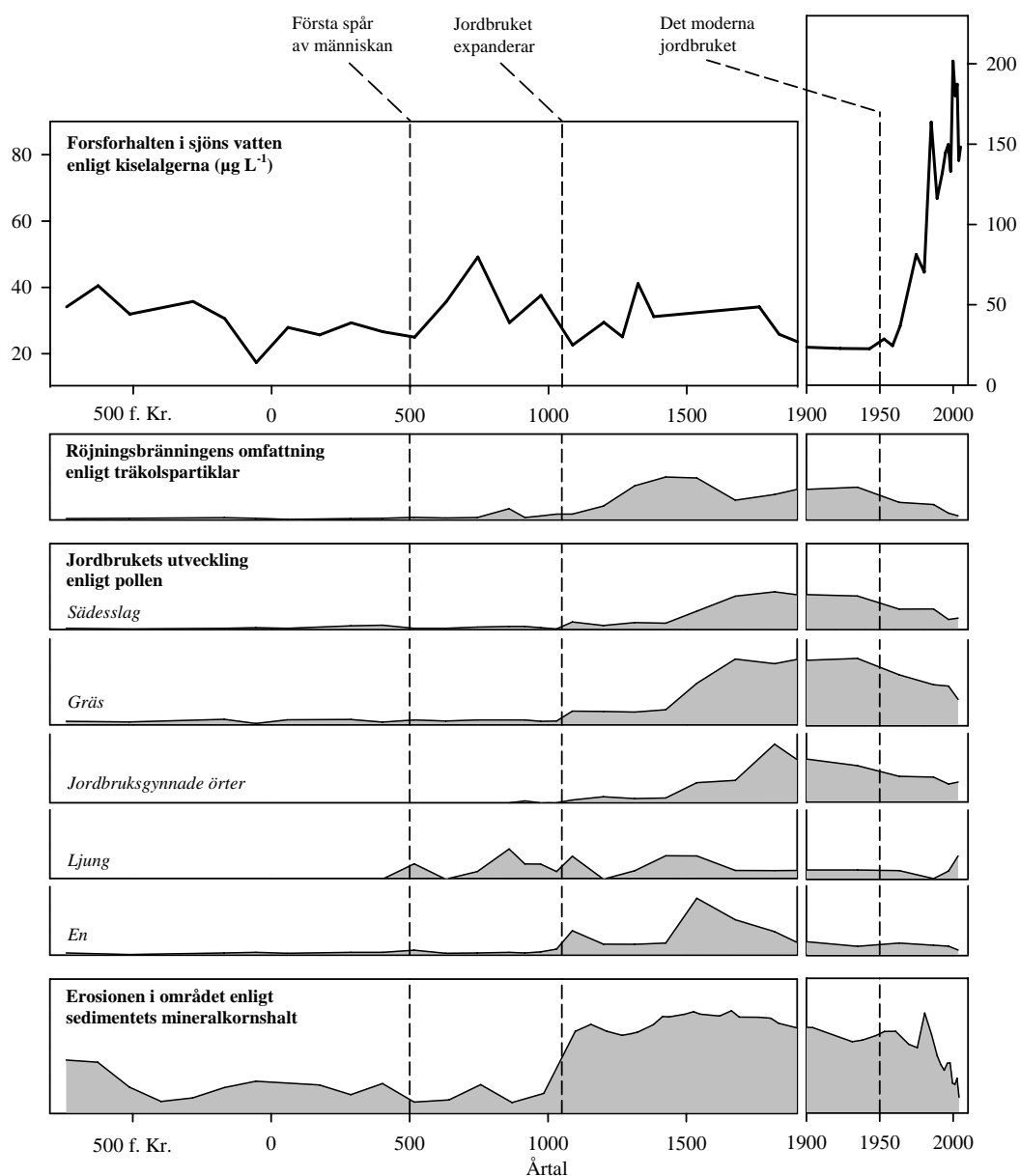
Hur bra stämmer fosforhalten vi uttyder från kiselalgerna med direkta mätningar i sjön?

De första mätningarna av fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten, som gjordes under 1930-talet, visar på en fosforhalt kring $30 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lohammar 1938). Dessa värden stämmer mycket väl överens med resultaten från kiselalgsanalyserna (Figur 6). När nya vattenkemimätningar gjordes, under 1970-talet, hade fosforhalten ökat och varierade mellan 60 och $250 \mu\text{g L}^{-1}$. Variationerna var stora, något som är karakteristiskt för mätdata, speciellt när mätningarna som i Nedre Milsbosjön är gjorda under olika tid på året. Om vi bortser från det högsta värdet ($250 \mu\text{g L}^{-1}$ från mars 1976) är dock överensstämmelsen mellan mätdata och kiselalgsanalyserna god. Under 1980- och 1990-talen var fosforhalten över $180 \mu\text{g L}^{-1}$, med toppnoteringar på $280 \mu\text{g L}^{-1}$ i februari 1990 och $270 \mu\text{g L}^{-1}$ i juli 1996. Under denna period ligger resultaten från kiselalgsanalyserna något lägre än mätdata. Under 2000-talet har, både enligt mätdata och kiselalgsanalyserna, fosforhalten sjunkit i Nedre Milsbosjön.

Sett över hela den period då verkliga mätvärden över vattenkemin finns att tillgå är det god överensstämmelse mellan dessa och kiselalgsanalyserna (Figur 6).



Figur 6. Fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten sedan 1920-talet, enligt kiselalgerna (svart linje, löpande medelvärde) med tolkningsmodellens felmarginal (skuggad i grått) och data från vattenkemimätningarna (öppna cirklar).



Figur 7. Sammanfattning av utvecklingen i och kring Nedre Milsbosjön. Den översta delfiguren visar hur totalfosforhalten i sjöns vatten förändrats. Vi ser här tre faser i tillståndet: (1) I naturtillståndet då fosforhalten sjönk med tiden, och som pågick fram till ~500-talet då jordbruket började i sjöns närhet, (2) I den gamla jordbrukskulturen mellan ~500 och ~1950 då den nedåtgående trenden i fosforhalten bröts, och (3) I den moderna jordbrukskulturen när fosforhalten ökade kraftigt. (Observera att de äldre dateringarna är uppskattningar, inga kol-14 dateringar har gjorts). Nästa delfigur visar röjningsbrännings omfattning i närheten av sjön, vilket indikeras av mängden träkolpartiklar i sedimentet (datat är hämtat ur pollendiagrammet). Därunder följer ett urval av pollenkurvor som visar hur jordbruket utvecklats vid sjön (skalorna är relativa och originaldatat finns i pollendiagrammet). Längst ned illustreras hur erosionen i området ändrats med tiden. Dataunderlaget utgörs av kolanalyserna, figuren visar det inverterade värdet för organiskt kol i sedimentet. När erosionen ökar minskar i princip kolhalten i sedimentet. Den skenbara nedgången i halten av minerogent material i de senaste årtiondena beror på att eutrofieringen av sjön lett till kraftigt ökad produktion av organiskt material.

Hur har fosforhalten i Nedre Milsbosjöns vatten förändrats över tiden?

I de djupaste provtagna sedimentnivåerna var fosforhalten ungefär $40 \mu\text{g L}^{-1}$. Hur det såg ut strax efter att Nedre Milsbosjön bildades genom landhöjningen vet vi inte eftersom den analyserade sedimentlagerföljden inte sträcker sig så långt tillbaka i tiden. Allt eftersom jordarna i sjöns tillrinningsområde åldrades och blev mer och mer vittrade bidrog de med allt mindre näringsämnen till sjön. Fosforhalten i Nedre Milsbosjön sjönk därför med tiden och var strax innan människan började påverka sjön nere kring $20 \mu\text{g L}^{-1}$.

Efter denna fas med sjunkande fosforhalter följde en lång period (~1500 år) när fosforhalten fluktuerade mellan 25 och $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Denna ökning och dessa fluktuationer beror på människans exploatering av landskapet runt Nedre Milsbosjön för jordbruk. Vi ser under denna period en rad indikatorer på mänsklig påverkan: Antalet träkolpartiklar ökar, troligen som en följd av röjningsbränning. Andelen pollen från arter som gynnas av ett öppet landskap, t.ex. en (*Juniperus*), ljung (*Calluna*) och gräs (*Poaceae*) ökar också. Pollenkorn från odlade växter börjar uppträda i sedimentet, vilket sker ungefär samtidigt som halten minerogent material i sedimentet ökar kraftigt vilket är en följd av ökad erosion från den öppna marken. Under denna period på ~1500 år har tillståndet i landskapet, och därmed mängden näringsämnen som transporterades till sjön, varierat beroende på hur marken brukats.

Perioden med fosforhalter mellan 25 och $50 \mu\text{g L}^{-1}$ pågick fram till kring 1950 då fosforhalten började öka. Den kraftiga ökningen i fosforhalten pågick sedan under hela 1960- och 1970-talen. Under 1980- och 1990-talen låg fosforhalten stadigt över $180 \mu\text{g L}^{-1}$. Att fosforhalterna började öka kring 1950 har troligen flera orsaker. Under denna period blev användningen av handelsgödsel allt vanligare och vattentoaletter ersatte utedass. Dessutom sker under denna tidsperiod en markant strukturomläggning av jordbruket. I den gamla jordbrukskulturen hölls djuren på bete ute i skogarna och var utestängda från inägorna i sjöns närhet. I det nutida jordbruket hålls djuren istället inestängda på inägorna, vilket ökar näringsbelastningen på sjön. En bidragande orsak kan också vara att man 1949 sänkte Nedre Milsbosjöns vattenyta genom att utloppet gjordes djupare (Therese Carlsson, muntlig uppgift).

Den primära orsaken till att Nedre Milsbosjön har så höga fosforhalter är den intensiva djurhållningen. Kring sjön finns stora besättningar av både nötkreatur och hästar vilket ger ett betydande tillskott av näring till sjön. Under de senaste åren har fosforhalterna i Nedre Milsbosjön börjat sjunka och både vattenkemimätningarna och kiselalgsanalyserna visar på att halten idag ligger mellan 70 och $150 \mu\text{g L}^{-1}$.

Kan analyser av totalfosfor i sedimentet användas som indikator på vattnets tidigare fosforhalt?

Vår undersökning tyder inte på att det finns något enkelt tidsmässigt samband mellan sedimentets totala fosforhalt och halten av fosfor i Nedre Milsbosjöns vatten. Analyser av totalfosfor i sediment är därför ingen bra metod för att studera hur fosforhalten i vattnet varierat över tiden. Det är möjligt att analyser av olika fosforfraktioner, d.v.s. fosfor med olika grad av biotillgänglighet, skulle fungera bättre.

Vad kan anses vara bakgrundsvärden för fosforhalten och vad är ett realistiskt mål för åtgärdsprogram för Nedre Milsbosjön?

Enligt EU:s vattendirektiv är målet att våra sjöar skall ha god ekologisk status, d.v.s. uppvisa små av mänsklig verksamhet framkallade störningar. Hur realistiskt är detta mål, satt i relation till utvecklingen i och kring Nedre Milsbosjön?

Fosforhaltutvecklingen under Nedre Milsbosjöns historia kan, som vi sett, delas in i olika perioder. Under den första perioden låg Nedre Milsbosjön i en sluten skog bestående av mestadels tall och gran. Därefter följde en lång period, ~1500 år, av jordbruk som kan delas in i två faser, det tidiga jordbruket med skogsbyte och utan handelsgödsel, samt det moderna jordbruket som är koncentrerat till inägor och med intensiv användning av handelsgödsel.

Om Nedre Milsbosjön inte hade påverkats av jordbruk utan fortsatt att ligga i en orörd sluten urskog med tall, gran och en del lövträd skulle fosforhalten idag sannolikt ha varit omkring 10-20 $\mu\text{g L}^{-1}$. Det är jämfört med de flesta sjöar i Sverige en ganska hög halt, och förklaringen är att de finkorniga jordarna runt sjön är näringsrika.

När människan började bruka marken vid sjön för ~1500 år sedan (preliminär indirekt datering) hejdades den naturliga nedåtgående trenden i vattnets fosforhalt, som istället steg något, och under den tidiga jordbrukskulturen från 500 e.Kr. till mitten av 1900-talet varierade fosforhalten mellan 25-50 $\mu\text{g L}^{-1}$. Denna nivå betingas av att jordbruket, genom bränning, skogsavverkning och röjning samt plöjning och odling av foder och sädeslag, ökade transporten av näring från landmiljön till vattenmiljön.

Efter andra världskriget tog omstruktureringen av jordbruket fart i Sverige. Då upphörde det skogsbyte som förekommit under hundratals år helt och jordbruket koncentrerades till inägor. Under denna period började också handelsgödsel användas i stor omfattning. Stordrift blev en förutsättning för att jordbruket skulle kunna bedrivas ekonomiskt bärkraftigt. Utan att ha studerat 1900-talets jordbrukshistoria vid Nedre Milsbosjön kan vi utgå från att jordbruket här i princip följde det generella mönstret. Det intensiva jordbruket vid sjön är huvudorsaken till att fosforhalten är så hög som den är. Det läcker näringsämnen från ladugårdarna och gödselstackarna, och inte minst från spillningen av de hästar och nötkreatur som går fritt i inhägnader. Det är ofrånkomligt att ett stort antal djur på liten areal ger näringsläckage.

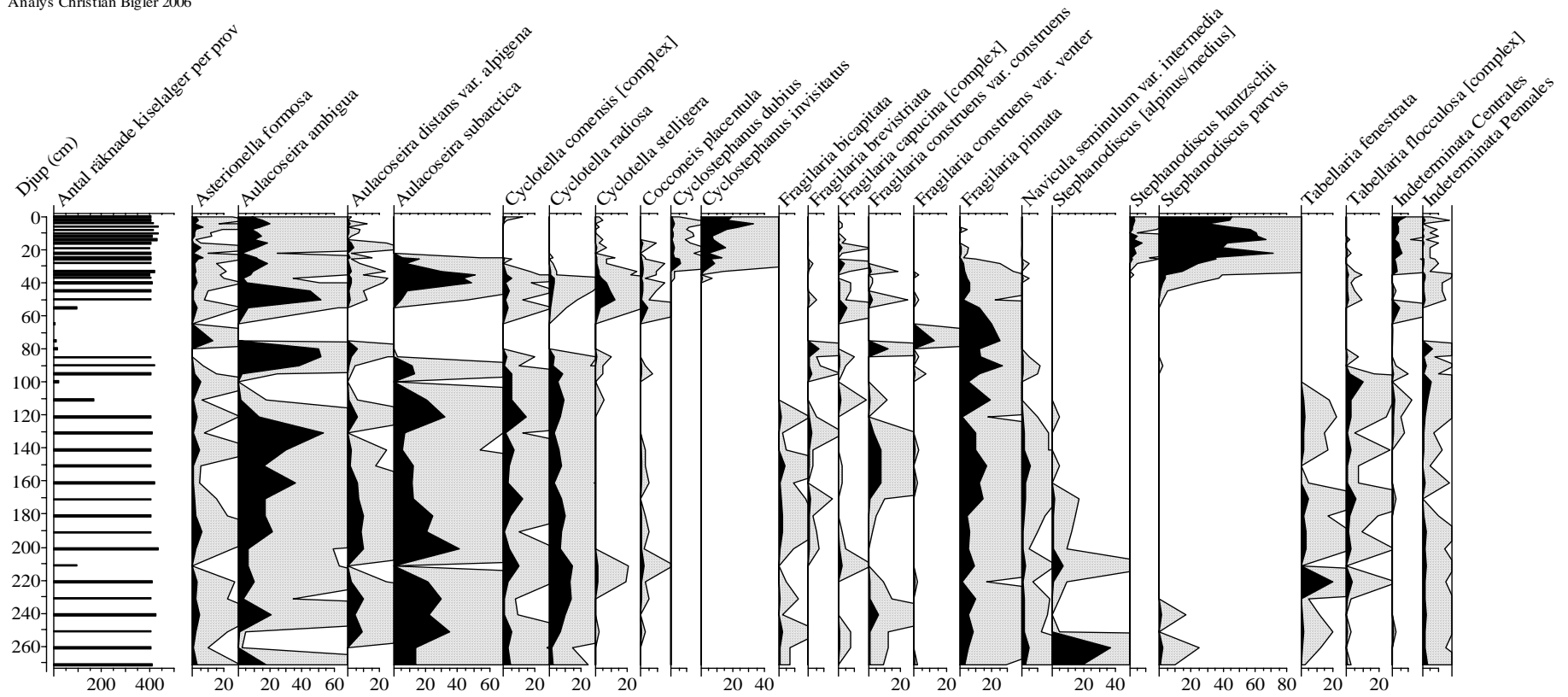
Om EU:s vattendirektiv skall kunna uppfyllas måste fosforhalten i Nedre Milsbosjön åtgärdas. Vad är då ett realistiskt mål för dessa åtgärder och hur mycket mänsklig påverkan skall tillåtas? Att nå det strikt naturliga bakgrundsvärdet 10-20 $\mu\text{g L}^{-1}$ är helt omöjligt om vi vill fortsätta att ha ett öppet jordbrukslandskap. Är de 25-50 $\mu\text{g L}^{-1}$ som rådde före 1950-talet ett mål som skulle kunna nås? Innan man bestämmer sig för det målet måste man fråga sig varför just denna näringsnivå skulle sättas som mål? Är det av nostalgiska skäl, eftersom det finns människor som minns hur sjön var förr? Eller beror det på vår föreställning att människan före 1950 levde i harmoni med naturen? Det är också viktigt att ha i åtanke att den näringsnivå som rådde fram till 1900-talets mitt reflekterade den jordbrukskultur som fanns då. Idag råder helt andra villkor och förhållanden för våra bönder.

Referenser

- Bigler C. & Hall R. I., 2002: Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *Journal of Paleolimnology* 27 (1): 97-115.
- Bindler R., 2003: Estimating the natural background atmospheric deposition rate of mercury utilizing ombrotrophic bogs in southern Sweden. *Environmental Science & Technology* 37 (1): 40-46.
- Bradshaw E. G., Nielsen A. B. & Anderson N. J., 2006: Using diatoms to assess the impacts of prehistoric, pre-industrial and modern land-use on Danish lakes. *Regional Environmental Change* 6 (1-2): 17-24.
- 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 Pollution* 100 (3-4): 243-252.
- Brännvall M.-L., Bindler R., Renberg I., Emteryd O., Bartnicki J. & Billström K., 1999: The Medieval industry was the cradle of modern large-scale atmospheric lead pollution in Northern Europe. *Environmental Science & Technology* 33: 4391-4395.
- Brännvall M.-L., 2000: Atmospheric lead pollution history in Sweden from ancient times to the present: a palaeolimnological study. Umeå University. Umeå. ISBN 91-7191-857-4. PhD Thesis, 17 pages.
- Charles D. F., Smol J. P. & Engstrom D. R., 1994: Paleolimnological Approches to Biological Monitoring. In Loeb S. L. & Spacie A. (red.) *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. CRC Press, Boca Raton. pp. 233-293.
- Farmer J. G., Eades L. J., Atkins H. & Chamberlain D. F., 2002: Historical trends in the lead isotopic composition of archival *Sphagnum* mosses from Scotland (1838-2000). *Environmental Science & Technology* 36: 152-157.
- Hall R. I. & Smol J. P., 1999: Diatoms as indicators of lake eutrofication. In Stoermer E. F. & Smol J. P. (red.) *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. pp. 128-168.
- Johansson Å. & Rickard D., 1985: Some new lead isotope determinations from the proterozoic sulfide ores in central Sweden. *Mineralium Deposita* 20:1-7.
- Korsman T., 1999: Temporal and spatial trends of lake acidity in northern Sweden. *Journal of Paleolimnology* 22 (1): 1-15.
- Lohammar G., 1938: Wasserchemie und höhere Vegetation Swedischer Seen. *Symbolae Botanicae Upsalienses*. III:1. Uppsala. ISSN 0082-0644. pp. 252
- Lotter A.F., 1998: The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *Holocene* 8 (4): 395-405
- Renberg I., 1981: Improved methods for sampling, photographing and varve-counting of varved lake sediments. *Boreas* 10: 255-258
- Renberg I., 1990: A 12600 year perspective of the acidification of Lilla Öresjön, southwest Sweden. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 327: 357-361.
- Renberg I., Korsman T. & Andersson N.J., 1993: A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22 (5): 264-271.
- Renberg I., Brännvall M.-L., Bindler R. & Emteryd O., 2002: Stable lead isotopes and lake sediments – a useful combination for the study of atmospheric lead pollution history. *The Science of the Total Environment* 292: 45-54.
- Smol J. P. & Cummings B. F., 2000: Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. *Journal of Phycology* 36 (6): 986-1011.
- ter Braak C. J. F. & Juggins S., 1993: Weighted averaging partial least-squares regression (WA-PLS) - an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269: 485-502.

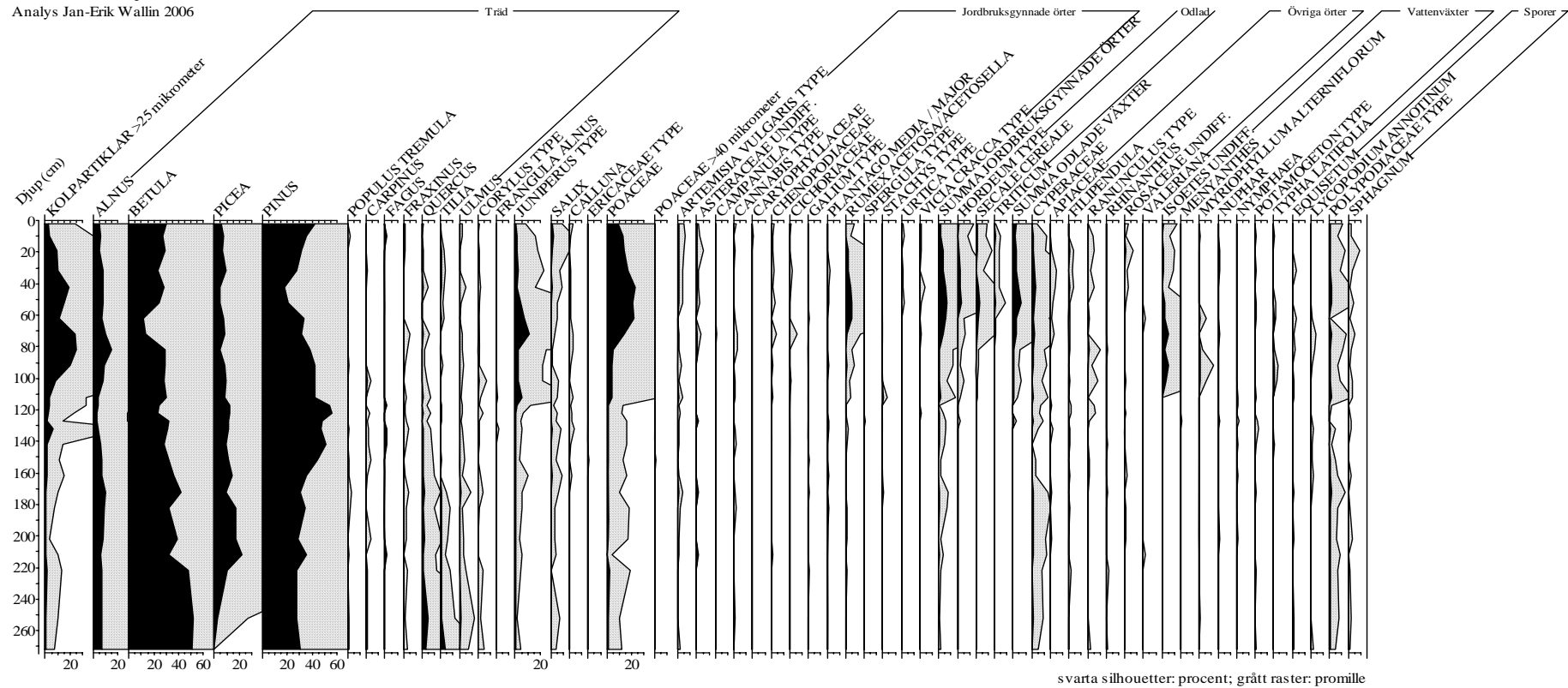
Bilagor

Vanligt förekommande kiselalger
 Nedre Milbösjön, Dalarna
 Analys Christian Bigler 2006



svarta silhouetter: procent; grått raster: promille

Vanligt förekommande pollen
 Nedre Milsbosjön, Dalarna
 Analys Jan-Erik Wallin 2006



Artlista för pollenanalys: Nedre Milsbosjön

Släkt- eller artnamn, Latin	Släkt- eller artnamn, Svenska
Alnus	Al
Betula	Björk
Picea	Gran
Pinus	Tall
Populus tremula	Asp
Carpinus	Avenbok
Fagus	Bok
Fraxinus	Ask
Quercus	Ek
Tilia	Lind
Ulmus	Alm
Corylus type	Hassel
Frangula alnus	Brakved
Juniperus type	En
Salix	Sälg/Vide
Calluna	Ljung
Ericaceae type	Ljungväxter obestämda
Poaceae	Gräs
Poaceae >40 micrometer	Gräs >40 micrometer (ej sädesslag)
Artemisia vulgaris type	Gråbo
Asteraceae undiff.	Korgblommiga växter (rörformiga)
Campanula type	Klockväxter
Cannabis type	Humle/Hampa
Caryophyllaceae	Nejlikväxter
Chenopodiaceae	Mällor
Cichoriaceae	Korgblommiga växter (tungformiga)
Galium type	Måror
Rumex acetosa/acetosella	Syror
Plantago media/major	Groblad
Urtica type	Brännässla
Stachys type	Kransblommiga växter
Vicia cracca type	Ärtväxter
Hordeum type	Korn
Secale cereale	Råg
Triticum	Vete
Cyperaceae	Halv-gräs (Starr)
Apiaceae	Flockblomstriga växter
Filipendula	Älgört
Ranunculus type	Smörblommor
Rhinanthus	Lejongapsväxter
Rosaceae undiff.	Rosväxter
Valeriana	Vänderotsväxter
Isoetes undiff.	Braxengräs
Menyanthes	Vattenklöver
Myriophyllum alternif.	Hårslinga
Nuphar	Gul näckros
Nymphaea	Vitnäckros
Potamogeton type	Nate
Equisetum	Fräken
Typha latifolia	Bredkaveldun
Lycopodium annotinum	Lumner
Polypodiaceae	Ormbunkar
Sphagnum	Vitmossor



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

*För mer information kontakta info@w.lst.se
För att beställa fler exemplar lansstyrelsen@w.lst.se
www.w.lst.se
ISSN 1403-3127*