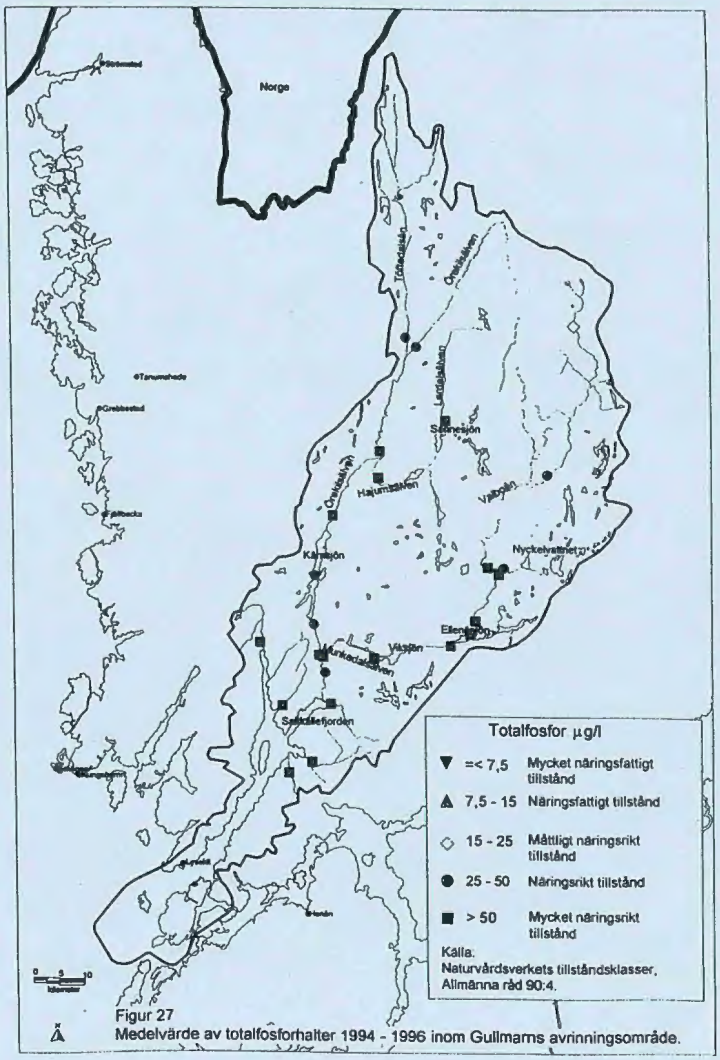
Arkivex

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p. HT 2000

FÄRGELANDA KOMMUN
Miljö- och byggnämnden
Inkom 2001 -01- 29
Dnr | Dpl 3.4.3 | H-kort

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

HT 2000



Figur 27
Medelvärde av totalfosforhalter 1994 - 1996 inom Gullmarns avrinningsområde.

FÖRORD

Under en vecka, 13-17 november, besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av en grupp studenter från Göteborgs universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare. Ragnar Lagergren var exkursionsledare och kursassistenter var Johan Höjesjö, Gary Lång och Jonas Pettersson. Kursen var denna termin förlagd på Torps skola. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vt-1998. I årets arbete har vi dessutom lagt till några nya moment. Avsikten är att vi genom upprepade undersökningar i området så småningom skall kunna upptäcka trender i vattenkvaliteten.

Arbetet inleddes med en rundresa till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker etc. inom Gullmarns tillrinningsområde. Resterande tid ägnades åt gruppvisa projektarbeten med olika typer av fältprovtagning. Huvuddelen av bearbetningen av det insamlade materialet samt analys gjordes vid zoologiska institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Färgelanda kommun och dess miljöchef Jan Sandell och Curt Svenland i projektet Våtmarker och skyddszoner, för ett bra samarbete under förarbetet. Vi vill också tacka Ingvar Häger för lån av båt och god hjälp vid provtagningen. Slutligen vill vi också tacka Jan-Erik Svensson, som från början planerade exkursionen och som deltar i den kontinuerliga planeringen av de olika momenten.

Innehåll

I. Fosforhalter i Valboåns huvudfåra
Ann-Catrin Albihn, Lotta Karlsson, Ulrika Johansson, Kerstin Helgesson och Monica Ragnar

II. Vattenkvalitet i Östersjön och Ellenösjön
Anna Ljunggren, Maria Magnusson, Anna Malmquist, Karin Ryberg och Lena Sandell

III. Hillingsätersjön en fosforfälla i Örekilsälvens avrinningsområde
Elin Andersson, Emma Axelsson, Lisa Karlsson, Anna Lindberg, Anders Nilsson och Diego Velasquez

IV. Planktonundersökning av Hillingsätersjön och Ellenösjön
Karl Edlund, Christian Eberstein, Lars Gerre, Erik Heyman, Sofia Olsson och Fredrik Ståhlberg

V. Undersökning av bottenfauna i Hillingsätersjön
Birgitta Andersson Strandh, Per Hersle, Anders Asp och Ellinor Wallin

VI. Bottenfaunaundersökning i Östersjön och Ellenösjön
Maria Carlsson, Carola Kokk, Mimmi Olsson, Babak Pakrooh och Monika Karlsen Schelander

VII. Bottensediment-undersökning i Östersjön
Karin Bergquist, Christian Franzl, Riitta Kallio och Pernilla Oxholm

VIII. Hillingsätersjön -En hydrologisk undersökning
Jan Arnesen, Britt-Loise Eriksson, Per Jonäll och Petra Wettermark

Fosforhalter i Valboåns huvudfåra

HT 2000

Inlämnat av:
Ann-Catrin Albihn
Lotta Karlsson
Ulrika Johansson
Kerstin Helgesson
Monica Ragnar

Sammanfattning

Valboån och dess tillflöden har undersökts för att bedöma hur mycket näringsämnen som finns i vattnen. Valboån rinner upp i en skogsbygd och flyter genom jordbruksmarker till Örekilsälven, vilken i sin tur har utlopp i Gullmarsfjorden.

Gullmarsfjorden och sjöar i området lider tidvis av algblomning och syrebrist. Därför har berörda kommuner under ett antal år arbetat med ett projekt som syftar till att minska utsläppen av näringsämnen.

Tillrinnande vatten har drabbats av erosionsskador vilket är en av orsakerna till hög turbiditet och höga totalfosforvärden. Hittills har man anlagt en del skyddszoner och våtmarker för att minska tillförseln av näringsämnen från jordbruksmark. Man har dessutom sett över enskilda avlopp, reningsverk och andra källor till utsläpp.

I vårt arbete har vi gjort jämförelser med undersökningar från åren 1993, 1995 och 1998. Det var dock svårt att göra jämförelsen på grund av den kraftiga nederbörden. Vi har även gett förslag till ytterligare åtgärder för att komma tillrätta med problemen.

Orsaken till att man får negativ markerosion beror främst på följande:

- Åkerkanterna når ofta ända fram till vattendragen
- Naturliga skyddszoner av exempelvis lövträd och buskar som kan motverka erosion saknas på många platser längs vattendragen
- Rätningar och kulverteringar av vattendrag samt utdikningar av våtmarker har till stor del satt vattendragens egen reningsförmåga ur spel och ökar dessutom erosionen på vattendragens bottnar
- Åkerdränering, som via dräneringsrör leder markvatten direkt ut i vattendrag ökar påverkan.

Innehållsförteckning

2 Sammanfattning
3 Innehållsförteckning
4 Inledning
5 Frågeställningar
6 Metod och olika variablers innebörd
- Totalfosfor
7 - Alkalinitet
8 - pH
- Turbiditet
9 - Konduktivitet
- Vattenfärg och provtagning
10 Provpunkter
12 Resultat
14 - Jämförelse av totalfosforhalter i Valboån 1993-2000
- Jämförelse av turbiditet i Valboån 1993-2000
15 - Jämförelse av turbiditet i tillflöden till Valboån 1995-2000
- Jämförelse av totalfosforhalten i tillflöden till Valboån 1995-2000
16 - Korrelation för totalfosfor och turbiditet 2000
17 - Korrelation för totalfosfor och turbiditet 1995
18 Felanalys
19 Diskussion
- Analys av provresultat
20 Utformning av kontrollprogram
Atgärder
21 Referenser

Bilaga: Karta

Inledning

Vi har i vårt arbete gjort undersökningar som syftar till att kontrollera Valboåns näringsstatus. I Valboåns vattensystem har undersökningar gjorts sedan ett antal år tillbaks på uppdrag av de kommuner som ån rinner igenom. Bakgrunden är att i Valboån, Lerdalsälven, Örekilsälven och Gullmarsfjorden är halterna av gödningsämnena kväve och fosfor kraftigt förhöjda. Detta har resulterat i algblomningar och syrebrist i flera av områdets sjöar samt i delar av Gullmarsfjorden.

Jordbruksmarkerna omkring Valboån är de huvudsakliga källorna till de höga fosforhalterna i vattensystemet. Enligt exkursionskompendiet så domineras Valbodalen av erosionsbenägna jordar vilket indikeras av att det finns ett starkt positivt samband mellan vattenflöde och fosforhalt i ån. Vidare säger kompendiet att under episoder av mycket regnande och vid snösmältning antas stora mängder fosfor följa med de oorganiska partiklar som rinner i väg från de mo- och mjälahaltiga jordarna. Andra föroreningskällor är enskilda avlopp, reningsverk, föroreningar från mjölkrum och dåligt fungerande gödselbrunnar.

Kommunerna Färgelanda, Munkedal och Dals-Ed driver i samarbete ett projekt vars konkreta mål är att få till stånd våtmarker/dammar och skyddszoner som reducerar belastingen av kväve och fosfor till vattendragen genom att fördröja vattentransporten och fånga upp närsalterna tidigare i vattensystemet. Under innevarande år har man haft som målsättning att anlägga minst 40 mil skyddszon med minst fem års liggtid.

Delar av Kroppefjäll samt områden norr om detta området utgör Valboåns övre delar, som domineras av skogs och myrmarker. Huvudfåran rinner väster om Kroppefjäll i sydvästlig riktning. Vattendraget passerar samhällena Högsäter, Färgelanda och Ödeborg, rinner igenom Ellenösjön och Viksjön och mynnar sedan i Örekilsälven. Tillflöden sker från norr, bl.a. av Madbråtsbäcken, Lerån, Härån, Lillån och Östersjön. Dominerande marktyp kring huvudfåran utgörs av jordbruksmark.

En stor del av jorden och speciellt fosforn som återfinns i våra vattendrag kommer från kultiverad och dränerad jordbruksmark. Med hjälp av skyddszoner kan man minska ytförlusterna från åkern. En skyddszon är en permanent bevuxen remsa mellan den brukade åkern och ett vattendrag. Den fungerar som ett skydd mot erosion av jord från åkern till vattendraget och förhindrar därmed förluster av markpartiklar och däri bunden fosfor. Även kväveutlakningen minskar om åkermarken är bevuxen med vall som kan ta upp kväve under vinterhalvåret när en stor del av kväveläckaget vanligtvis sker. En skyddszon får inte gödslas och den erforderliga bredden beror bl.a. på jordart och marklutning. På plana fält räcker det med en meter, vid stark lutning behövs upp till 20 meter. Vid erosionsbenägna jordar som mo- och mjälarika jordar har man behov av den större skyddszonen.

Avvattning av mark och vattendrag har nått gränsen för vad vattenmiljön tål. Markernas vattenmagasin har minskat i stor omfattning. Markvatten transporteras numera snabbt ut i vattendragen och vidare genom vattensystemet. Erosionen i vattendragens fåror är idag stor och jord och närsalter transporteras snabbt vidare i rinnande vatten. Det sker ingen påtaglig kvarhållning av varken jord eller närsalter. Detta sker först när vatten bromsas upp och får stå stilla i våtmarker och vattensamlingar av olika slag. En våtmark är ett grundare vattenområde som bromsar

och magasinerar vattnet vid höga flöden. Jord som transporteras med vattnet sjunker till botten när vattnet bromsas upp. Fosfor och kväve samlas upp och binds upp i växter eller i jordpartiklar. Sedan några år har det funnits en stor konstgjord våtmark nära Ödeborg. Den anlades av Färgelanda kommun för att bromsa vattenhastigheten och för att gynna fågellivet.

Frågeställningar

- Har fosforhalterna förändrats sedan tidigare provtagningar i mars 1993 och mars 1995?
- Går det att se några positiva förändringar nedströms områden med anlagda våtmarker eller kantzoner?
- Var sker de stora haltförändringarna?
- Kan man dra några slutsatser av betydelsen av jordbruk-erosion-problem eller våtmarkers-kantzons-effekter?
- Hur bör ett kontrollprogram utformas för att få bättre koll på problemen och effekterna av åtgärderna?
- Vilka åtgärder kan man vidta för att komma till rätta med erosionen i huvudfåran?

Metod och olika variablers innebörd

Vattenprover har tagits från 16 punkter i Valboåns vattensystem, se karta (bilaga). Provpunkterna är de samma som våren 1995. Analyser som gjordes 1993 skilde sig däremot något vid val av provtagningsplatser. I denna rapport har endast gemensamma provpunkter tagits med.

Proverna togs den 14 november. Det var under dagen ca 8 grader varmt och regnigt. Valboån och kringliggande områden har under en tid tagit emot en mycket stor mängd nederbörd vilket medfört ett högt vattenstånd.

En Ruttnermätare användes för att ta upp vatten på de platser där mätaren kunde sänkas ner i huvudfåran. På övriga platser har prov tagits direkt i vattenflaska. Proverna togs precis under vattenytan. Vattenproverna transporterades samma kväll till Göteborg och frystes. En vecka senare gjordes följande vattenanalyser: totalfosfor, alkalinitet, pH, konduktivitet och turbiditet. Vattenfärg bedömdes i laboratoriet.

I samband med provtagningarna noterades även vegetationen, eventuella kant/skyddszoner samt erosionsskador.

Totalfosfor

Med totalfosfor menas summan av löst oorganiskt fosfor (ortofostat), polyfosfater, löst organiskt fosfor och partikulärt bundet organiskt och oorganiskt fosfor. Dessa utgör en potentiell näringskälla eftersom de kan omvandlas till fosfatfosfor, vilken är den form som växter och djur kan utnyttja. Totalfosforhalten, Tot-P, mäts i µg/l. Totalfosforhalten bestäms genom kokning med kemikalier så att ett fosformolybdatkomplex bildas. Absorbansen på detta mäts med en spektrofotometer.

Provutförande

Vid analysen av totalfosfor frigjordes först det organiskt bundna fosfatet genom en oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat. En autoklav användes, då hydrolysen kräver hög temperatur och högt tryck. När fosfatet frigjorts analyserades det enligt fosfatfosfor (MRP= molybdatreaktivt fostat) metoden. MRP bestäms genom att en blandreagens av svavelsyra, ammoniummolybdat, askorbinsyra och kaliumantimon-(III)oxidtartrat får reagera med fostatet i den avsvalnande lösningen. Absorbansen mäts i spektrofotometer och värdena som erhålls sätts in i formeln nedan.

$$\text{Tot-P(mg/l)} = (C_{kal} * ml_{kal} * (A_{prov} - A_{blind})) / (ml_{prov} * (A_{kal} - A_{blind}))$$

Totalfosfor – avläsning

Klass	Totalfosfor (µg/l)	Benämning
1	< 7,5	Mycket näringsfattigt tillstånd
2	7,5-15	Näringsfattigt tillstånd
3	15-25	Måttligt näringsrikt tillstånd
4	25-50	Näringsrikt tillstånd
5	> 50	Mycket näringsrikt tillstånd

Totalfosfor – tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:4.

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror, dvs vattnets förmåga att tåla tillskott av vätejoner utan att reagera med pH-sänkning. Främst joner som vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner påverkar alkaliniteten. Kolsyrasystemet kan beskrivas med följande jämviktsreaktioner:

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^-$$

$$HCO_3^- \leftrightarrow H^+ + CO_3^{2-}$$

När vätejoner tillförs t.ex. vid titrering med saltsyra, drivs jämviktsreaktionerna åt vänster så länge det finns karbonat eller vätekarbonat kvar i provet. Alkalinitet bestäms genom titrering med hjälp av en indikator och uttrycks i mekv/l (milliekvivalenter per liter), vilket är det samma som mmol HCO_3^-/l.

Provutförande

Alkalinitetsmätning utfördes genom att titrera proverna med 0,02 molar HCl. SBV-indikator som slår om vid pH = 5,4 användes och omslagspunkten indikerades av att provet gråfärgades. Under titreringen tillfördes kvävgas för att driva ut kolsyran som fanns i proverna. På så sätt försköts ekvivalenspunktens pH (pH = 7) mot neutralpunkten och titrerfelet minskades.

Alkalinitet – avläsning

Klass	Alkalinitet	Benämning
1	> 0,5	Mycket god buffertkapacitet
2	0,1 – 0,5	God buffertkapacitet
3	0,05 – 0,10	Svag buffertkapacitet
4	0,01 – 0,05	Mycket svag buffertkapacitet
5	< 0,01	Ingen el obetydlig buffertkapacitet

Alkalinitet – tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:4

pH

Vattnets surhetsgrad anges som pH-värde. Skalan pH är logaritmisk, vilket innebär att pH 6 är 10 gånger surare och pH 5 är 100 gånger surare än pH 7. Normala pH-värden i sjöar och vattendrag är oftast 6 – 8.

Låga pH-värden uppmäts som regel i sjöar och vattendrag i samband med snösmältning. Höga pH-värden kan under sommaren uppträda vid kraftig algtillväxt, vilket är en konsekvens av fotosyntesen.

Vid låga pH-värden under ca 5,5 uppstår biologiska störningar, dessutom ökar många metallers löslighet och därmed giftighet i vattnet.

Provutförande

pH tas med pH-meter där man mäter vätejonkoncentrationen med en elektrod. pH är en negativ logaritm av vätejonkoncentrationen:

$pH = -\log[H^+]$

Turbiditet

Turbiditeten är liktydig med grumlighet och avser partikelhalt i vattnet. Partiklar kan utgöras av slam, lera, växt- och djurplankton, mikroorganismer, organiskt material och små olösliga partiklar av varierande ursprung. Turbiditeten varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna. I rinnande vatten dominerar oorganiska partiklar, men i sjöar och vattendrag finns det mest organiska.

Turbiditet uttrycks i FNU (Formazine Nephelometric Units).

Provtagning

Turbiditeten mäts i en turbidometer. I denna mäts hur mycket innfallande ljus som sprids när strålen går genom provkyvetten. Spridningen ger ett mått på hur mycket suspenderat material som finns i vattnet.

Klass	Turbiditet (FNU)	Benämning
1	< 0,5	Ej eller obetydligt grumligt vatten
2	0,5 – 1,0	Svagt grumligt vatten
3	1,0 – 2,5	Måttligt grumligt vatten
4	2,5 – 7,0	Betydligt grumligt vatten
5	> 7,0	Starkt grumligt vatten

Turbiditet – tillstånd enligt "Bedömingsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:4

Konduktivitet

Konduktivitet – elektrolytisk ledningsförmåga, (mS/m 25°C) är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet. De ämnen som vanligen bidrar mest till konduktiviteten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sultat, och vätekarbonat. Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet. Den kan i en del fall också användas som indikation på utsläpp.

Normala värden för konduktiviteten i sjöar och vattendrag är 5 – 40 mS/m

Provutförande

Konduktiviteten mäts med en konduktometer.

Vattenfärg och provtagning

Färgtal mäts genom att vattnets färg jämförs med en brungul färgskala. Färgtalet är främst ett mått på vattnets innehåll av humus och järn.

Klass	Färgtal	Bedömning
1	< 10	Ej el obetydligt färgat vatten
2	10 – 25	Svagt färgat vatten
3	25 – 60	Måttligt färgat vatten
4	60 – 100	Betydligt färgat vatten
5	> 100	Starkt färgat vatten

Vattenfärg – tillstånd enligt "Bedöningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:4

Provpunkter

Valboån

1. **Valboån vid bron Bäckefors:** Lugnt strömmande vatten. Den omgivande terrängen består av myrmark samt gran-och björksumpskog. Högt vattenstånd.
2. **Valboån vid bron Intakan:** Lugnt strömmande vatten. Omgivande åkrar varav en är höstplöjd. Åkrar på båda sidor lutar kraftigt ned mot ån och saknar kantzoner. Erosion förekommer trots försök till förstärkning i form av stenar. Nedfallna träd i ån.
3. **Valboån vid Skällsäterbron:** Omgivande lutande jordbruksmark, delvis åkermark (vall) och bete. Ingen höstplöjning närmast vattnet men i övrigt höstplöjd till viss del. Kantzoner saknas. Skogsridå på ena sidan samt vassbälten till och från. Ån slingrar sig mycket och erosion förekommer.
4. **Valboån vid bron Härsängen:** Strömt vatten och kraftig erosion. En del sparad vegetation, alträd och buskar, närmast ån. Jordbruksmark på båda sidor. Ingen höstplöjning och inga kantzoner, undantaget ett område nedströms provtagningsplatsen.
5. **Valboån vid bron Högsäter:** Starkt strömmande vatten och erosion. Tätortsområde där ån omges av träd.
6. **Valboån vid bron Kraketorp:** Svagt strömmande vatten och ingen synlig erosion. Omgivande jordbrukslandskap där höstplöjning förekommer på vissa åkrar. Samtliga åkrar saknar kantzoner och det finns ingen vegetation intill ån.
7. **Valboån vid Edstena:** Kraftverk uppströms. Mycket starkt strömmande vatten och på vissa ställen kraftig erosion. Förstärkning runt kraftverket. Björk-, al- och granvegetation o kombination med bete omger åfåran.
8. **Valboån vid bron Hällekas:** Lugnt strömmande vatten och mycket erosion. Omges av gran-björkskog på ena sidan och betesmark på den andra. Bete förekommer i stort sett ända intill ån med undantag av en liten avstängd remsa utan bete. En viss lutning ner mot ån.
9. **Valboån vid Rykbron:** Förehållandevis starka strömmar genom tätbebyggt samhälle med nedströms kraftverk. Ängsmark på ena sidan ån, och bebyggelse på den andra. Närmast an växer vass och en al- och björkskogsridå.
10. **Valboån vid Torp:** Kraftigt strömt vatten. Kraftverk och sjö nedströms. Uppströms jordbruksmark. Trädridå utmed åns sidor. Ingen påvisbar erosion vid provpunkten. dock misstänkt erosion i en kraftig krök uppströms.

Tillflöden

11. **Svartebäcken vid bro 172:an:** Långsam strömning. Erosion. Omgivande björk- och gransumpskog. Ett kalhygge ligger nära intill ån på ena sidan.
12. **Madbråtsbäcken vid bro 172:an:** Kraftigt strömmande vatten. Starkt lutande öppen betesmark på båda sidor och bete intill ån. Kraftiga erosionsskador på östra sidan (med brantast lutning). Kantförstärkningar på den västra.
13. **Lerån vid bron Solberg:** Svagt strömmande vatten med viss erosion. Omgivande jordbruksmark. En höstplöjd åker med rejäla kantzoner. Relativt brett alträd- och buskskikt utmed ån.
14. **Häråns utlopp i Valboån:** Svagt strömmande vatten. Omgivande åkermark utan kantzoner, varav en höstplöjd åker i anslutning till ån. Plan omgivning.

15. **Bandenebäckensutlopp i Valboån:** Lugnt strömmande vatten. Omgivande jordbruksmark med svag lutning. Betesmark och åkermark utan kantzoner. Utöver vassbälten ingen övrig vegetation mellan vattnet och omgivande marker. Ingen erosion.
16. **Lillån vid utloppet i Valboån:** Måttligt strömning genom tätbebyggt område. Åns sidor är trädbeklädda. Erosion är förebyggd genom förstärkning.

Resultat

Resultaten redovisas i tabell- och diagramform. Platserna 1 till och med 10 är prov tagna i Valboåns huvudfåra och platserna 11 till och med 16 är prov från dess tillflöden.

Tabell 1 Resultat av provtagningar i Valboån med tillflöden

Plats	Konduktivitet	PH-värde	Färg	Alkalinitet	Totalfosfor	Turbiditet
1	78	6,6	150	0,18	15,7	1
2	70	6,5	150	0,22	38,8	3,3
3	54	6,9	125	0,26	128,3	8
4	83	6,9	100	0,37	26,2	11
5	55	6,9	100	0,4	22,7	13
6	88	6,8	80	0,48	38,8	17,4
7	102	7,1	90	0,51	12,7	21,3
8	84	7,1	90	0,55	23,6	28,1
9	81	7,7	80	0,55	10,5	26,9
10	88	7,1	90	0,57	33,2	37
11	65	6,4	150*	0,06	25,7	12
12	56	6,9	100	0,77	30,5	22
13	48	6,8	90	0,58	20,9	26
14	71	6,1	90	0,71	- 1,3	23
15	57	6,7	90	0,64	77,2	26,7
16	50	6,8	70	0,49	5,7	18

* Provet mer färgat än mätvärdets.

Resultaten av provtagningarna visar på högre konduktivitet än vad som är normalt i Valboåns huvudfåra och tillflöden. Det betyder att det finns höga halter av lösta salter i vattnet.

pH-värdena ligger mellan 6,1 och 7,7 och är normala för svenska vattendrag.

De höga färgtalen innebär att vattnet i Valboån med tillflöden är betydligt till starkt färgat och följaktligen innehåller mycket lösta humusämnen och järn.

Alkalinitetsvärdena visar på en god till mycket god buffertförmåga, vilket innebär liten risk för försurning.

Vidare visar resultaten på en förhållandevis låg totalfosforhalt. Från provpunkt 2 till och med provpunkt 6 är totalfosforhalten högre än vid andra provpunkter och bedöms som näringsrikt tillstånd. Provpunkterna 7, 8 och 9 får benämningen näringsfattigt till måttligt näringsrikt tillstånd då värdena vid dessa provpunkter är låga.

Turbiditetsvärdena visar att grumligheten ökar successivt från provpunkt 1 till provpunkt 10. Värdena för de sista åtta provpunkterna motsvarar starkt grumligt vatten.

Vi har i nedanstående tabell värden från tidigare provtagningar redovisade i motsvarande projektarbete från Vattenvårdskursen hösten 1998, samt från undersökningar gjorda 1993 och 1995. I de diagram som följer har vi jämfört våra egna testvärden med denna tabells värden. Om värde saknas finns inget prov från platsen aktuellt år.

Tabell 2 Resultat från mätningar åren 1993, 1995 och 1998

Totalfosfor mars 93	Totalfosfor mars 95	Totalfosfor nov 98	Turbiditet mars 93	Turbiditet mars 95	Turbiditet nov 98
12		82	1,2	2,2	0,2
109	4	20	7,8	4,3	0,4
157	14	18	15,6	6,1	1,07
220	33	36	24,2	7,1	1,26
251	23	33	30,5	6,2	2,37
	51	43		8,8	1,9
200	33	41	23,5	8,7	1,5
	29	48		9,3	1,92
115	12	41	13,5	7,3	1,53
	27	38		8,4	1,58
	21	38		5,9	0,82
	66	54		14,6	2,59
	72	59		15,2	4,51
	29	41		9,2	1,39
	78	82		16,3	2,46
45	1	31	5,3	3	0,86

Diagram 1 Jämförelse av totalfosforhalter i Valboån 1993-2000

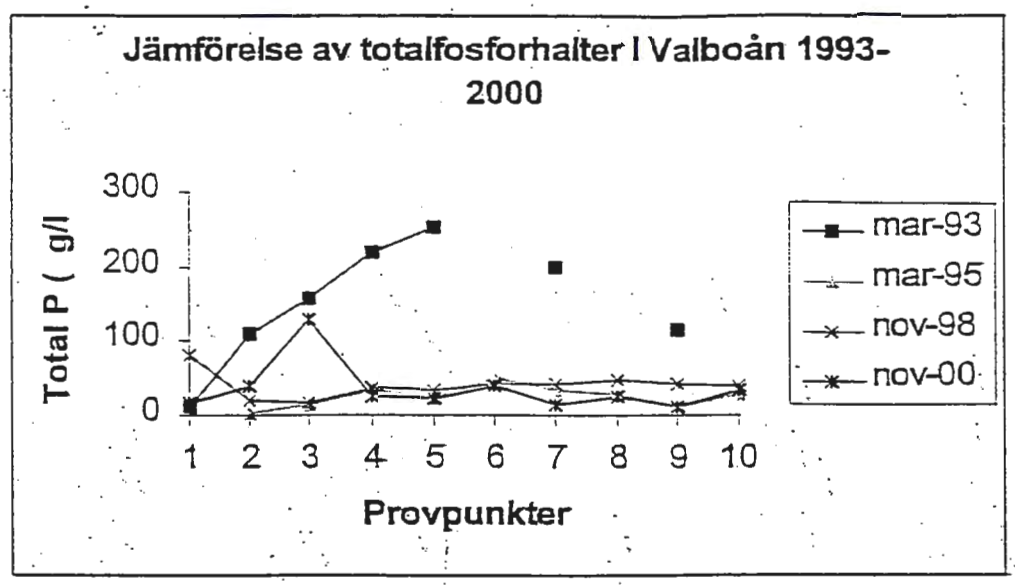


Diagram 2 Jämförelse av turbiditet i Valboån 1993-2000

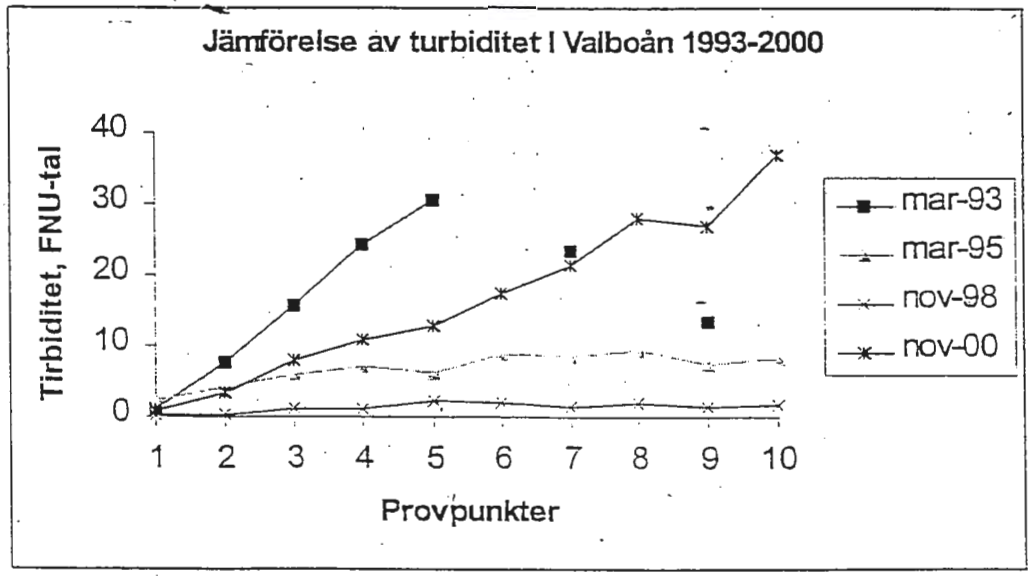


Diagram 3 Jämförelse av turbiditet i tillflöden till Valboån 1995-2000

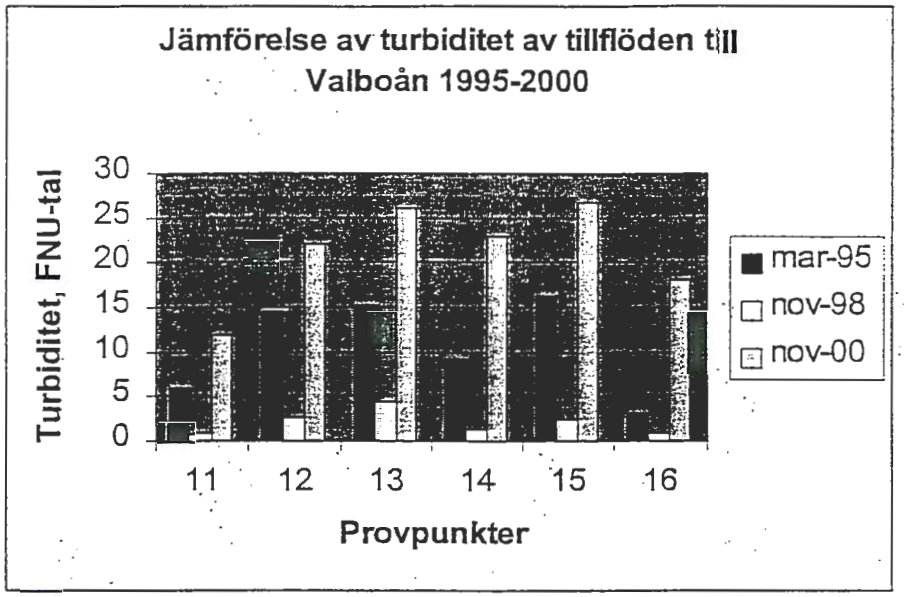
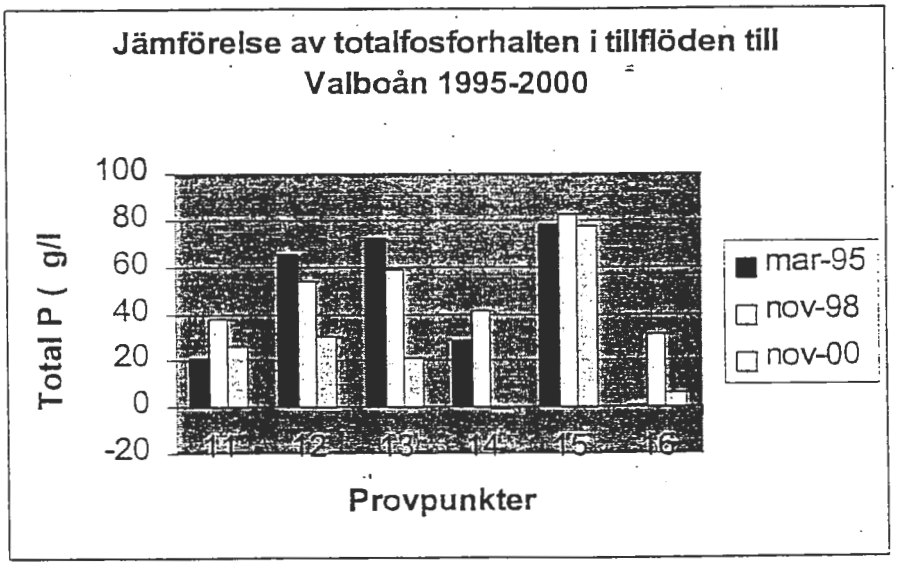
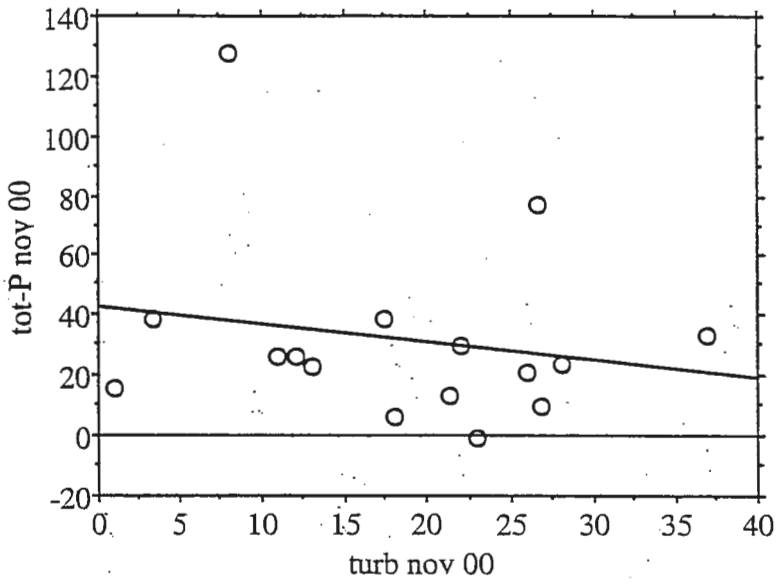


Diagram 4 Jämförelse av totalfosforhalten i tillflöden till Valboån 1995-2000



Korrelation för totalfosfor och turbiditet 2000



$y = -.595x + 42.84$, $r2 = .035$

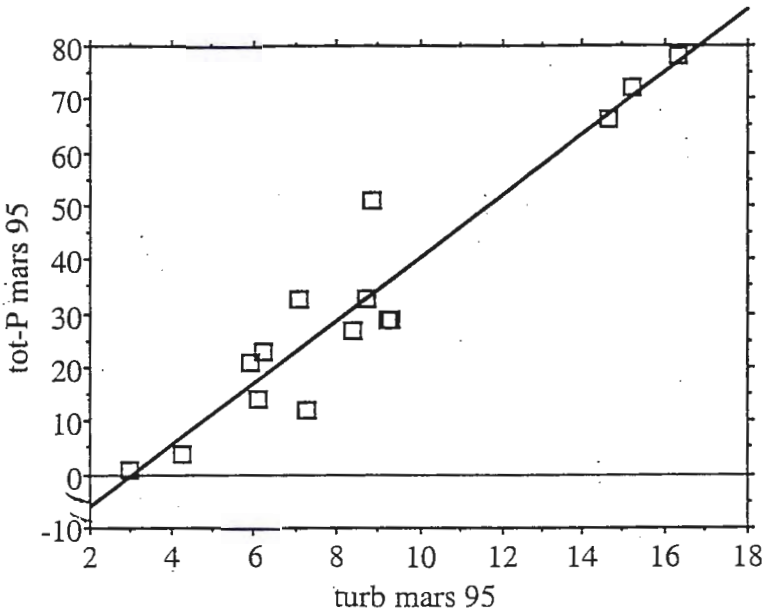
Simple Regression X1: turb nov 00 Y1: tot-P nov 00

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
16	.186	.035	-.034	31.662

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	512.587	512.587	.511
RESIDUAL	14	14035.163	1002.512	p = .4863
TOTAL	15	14547.75		

Korrelation för totalfosfor och turbiditet, 1995



y = 5.813x - 17.671, r2 = .906

Simple Regression X2: turb mars 95 Y2: tot-P mars 95

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
15	.952	.906	.899	7.585

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	7189.876	7189.876	124.982
RESIDUAL	13	747.858	57.528	p = .0001
TOTAL	14	7937.733		

No Residual Statistics Computed

Note: 1 case deleted with missing values.

Felanalys

Beskrivning av provpunkter: Vid datumet för provtagningen hade området drabbats av stor nederbörd och de flesta provpunkterna var mer eller mindre översvämmade. Detta påverkade vår bedömning av erosion och vegetationsbeskrivning. Ytterligare en påverkande faktor är vår knappa kunskap om erosionsskador. Det blir då svårt att bedöma hur kraftig erosionen är och vad som är normalt. Vår oerfarenhet berör också beskrivningen av skyddszoner då det är svårt att avgöra vad som innebär ett tillräckligt skydd i form av grässvål relaterat till lutning, omgivning etc.

Provtagning: Temperaturen skulle mätas vid varje provpunkt, dock gjordes inte detta på grund av bristfällig information. Eftersom temperaturen påverkar vattnet på flera olika sätt måste detta anses vara en felkälla som kan påverka resultaten. Vidare förlorade vi Ruttnermätaren vid vårt elfte provtagningstillfälle (provpunkt 7). Detta innebar att resterande prov fick utföras ersatt av en plastflaska fastknuten i ett rep vilket medförde att provet endast innehöll ytvatten. Endast när vi använde Ruttnermätaren kom vi ner på ett större djup. Dessutom bör nämnas att där bro saknades utfördes provtagningen för hand från åkanten även då instrumentet var intakt. Slutligen utfördes mätningen vid provpunkt 14 på fel plats.

Totalfosfor: Provflaskorna skakades inte innan laborationen utfördes vilket kan ha påverkat förekomsten av totalfosfor. Dessutom har något misstag förmodligen gjorts vid behandlingen av kalibreringsprovet eftersom detta visade ett onormalt högt absorbansvärde.

pH: Mätningen utfördes en vecka efter provtagningen vilket innebär att biologiska processer kan ha påverkat pH-värdet. Vid mätningen fanns det fortfarande is i proverna sedan frysning. Därmed var temperaturen för låg för att kunna få ett riktigt värde eftersom temperaturen påverkar pH-värdet och vid mätning bör vara 25 °C. Slutligen användes ingen magnetomrörare.

Turbiditet: Avläsningen av mätvärdena var väldigt subjektiv eftersom det var svårt att avgöra när avläsning skulle ske.

Konduktivitet: Varierar med temperaturen och bör mätas vid 25°C. Proverna höll en lägre temperatur och mättes för tidigt på grund av avsaknad av laborationshandledning.

Vattenfärg: Dålig utrustning innebar att de limmade kyvetterna med destillerat vatten resp. provvatten läckte. Detta påverkade givetvis resultatet eftersom volymen i de olika kyvetterna ändrades med tiden. Dessutom saknades lock och kyvetterna kunde därför inte fyllas ända upp.

Diskussion

Vårt provtagningstillfälle inföll efter en period av mycket nederbörd och vattenståndet i Valboån och dess tillflöden var mycket högt. Omkringliggande åkrar var kraftigt vattensjuka. Dessa omständigheter har gjort att det varit svårt att bedöma den erosion som finns utmed vattendragen och det var även svårt att bedöma i vilken utsträckning det fanns skyddszoner.

Analys av provresultat

Våra värden för *turbiditet* (grumlighet) visar att Valboåns värden ökar efterhand nedströms från provpunkt 1 Bäckefors till provpunkt 10 vid Torp, se diagram nr 2.
Våra turbiditetsvärden är över sju för de sista åtta provpunkterna vilket är starkt grumligt vatten. Turbiditeten i tillflödena är mycket högre jämfört med tidigare års mätvärden. Högt vattenflöde medför normalt höga turbiditetsvärden.

Totalfosforhaltens mätvärden hamnar som bedömning inom området "näringsrikt tillstånd" från provpunkt 2 till och med provpunkt nummer 6, provpunkterna 7, 8 och 9 visar på näringsfattigt till måttligt näringsrikt tillstånd. Vi vet inte om dessa senare mätvärden är korrekta då vi inte kunde ta dem med Ruttnermätaren å andra sidan kan man läsa i KM Labs rapport att växtnäringsämnena ökar efter hand fram till Hällevad och därefter minskar dessa genom utspädning av renare vatten från Lillån. Vi kan även i vår mätning se att Lillån har ett bra totalfosforvärde och låg turbiditet vilket naturligtvis även påverkar våra prov i Valboån. Man kan notera att provpunkt 1 som ligger i skogsbygd har mycket lägre totalfosforhalt och turbiditet än de prov som kommer från jordbruksbygd. Ett av våra provvärden är negativt troligen beror detta på att vi tagit provet i fel vattendrag och att partiklar och näringsämnen hunnit sedimentera i det mycket lugnt strömmande vattnet.

Diagram, (se sidor 12 - 16) över totalfosfor och turbiditet visar inte på något samband vilket borde ha funnits (Jan Stenson och Ragnar Lagergren muntligen). Om man ser på korrelationsdiagrammen från 1995 och 2000 så saknar våra värden korrelation medan 1995 års mätningar visar på ett tydligt samband. En möjlig tolkning är att totalfosforvärdena är något låga beroende på redovisade felkällor, medan turbiditeten kan visa på något för höga värden, främst med tanke på den chansartade avläsningen.

Ytterligare faktorer att ta hänsyn till vid jämförelser mellan olika år är de yttre förutsättningarna, såsom att det i år är extremt mycket vatten medan det hösten 1998 var isbelagt. Provtagningarna åren 1993 och 1995 gjordes i mars månad medan våra gjordes i november.

Konduktiviteten i huvudfåran och tillflödena är överlag hög vilket tyder på att det finns höga halter av lösta salter i vattnet.

Värdena för *pH* är normala för svenska vattendrag. *Alkaliniteten* visar god till mycket god buffertförmaga, vilket påvisar att det är liten risk för försurning i vattendragen. Vårt resultat överenstämmer med projektrapporten från ht 98.
Färgtalen ger för hand att vi har ett betydligt, till starkt färgat vatten i Valboån och dess tillflöden.

Slutsatser

Vi har haft till uppgift att göra jämförelser med tidigare prov från 1993 och 1995. På grund av redovisade felkällor och mycket höga vattenflöden efter den intensiva regnperioden anser vi inte att vi kan dra några självklara slutsatser. Utmed vattendragen kunde vi se få höstplöjningar och vi noterade ingen höstgödsling. Om detta beror på ökad medvetenhet hos jordbrukarna eller på att det varit omöjligt att köra ut på åkrarna med traktor vet vi ej. Men vi kan se låga fosforhalter i våra prov vilka enligt uppgift borde varit högre med tanke på väderförhållandena. Konduktiviteten dvs tillgången på närsalter är däremot över det normala. Kommer dessa salter från jordbruket eller från berggrunden? Enligt projektkompendium från ht 98 så "är det en stor andel lerjordar i området vilket innebär en låg infiltrationskapacitet. Detta leder till hög ytavrinning och därmed ökat läckage av närsalter."

Våtmarker och kantzoner har varit översvämmade och det var svårt att under rådande omständigheter dra några slutsatser om deras påverkan på uppmätta halter av olika ämnen.

Utformning av kontrollprogram

För att få bättre koll på problem och effekter av åtgärder kan ett kontrollprogram utformas. Detta skulle kunna innebära kontinuerliga mätningar vid fasta punkter, exempelvis fyra ganger per år uppdelat på årstiderna. Provpunkter bör förekomma regelbundet och förhållandevis tätt, dock är det mest väsentligt att de finns i anslutning till anlagda kantzoner och våtmarker samt där problem som kraftig erosion är påtagliga. När nya atgärder utförs är det viktigt att även dessa följs upp med provpunkter upp- och nedströms för att avläsa förändringar.

Åtgärder

För att begränsa eutrofieringsproblemen i huvudfåran behöver man anlägga skyddszoner i nödvändig omfattning utifrån de behov som finns på plats. Dessa skyddszoner behöver ha permanenta grässvålar, lövträd och buskar vilka minskar erosionsbenägenheten. Om man tittar på de förslag till skyddszoner som gjorts för åkermark i Munkedals kommun så är dessa mellan 1 till 16 meter breda. Jordbrukare kan få visst EU stöd för att anlägga skyddszon med 6 meters bredd. Alla mindre vattendrag som bäckar bör ha en skyddszon om minst en meter.

Vi konstaterar att det är av yttersta vikt att jordbrukarna får information angående övergödningen i Valboån och att de inser betydelsen av deras eventuella insats. Exempelvis höstplöjer många jordbrukare sina åkrar ända intill vattendraget kanske omedvetna om konsekvenserna och att kantzoner skulle motverka problemet. För att nå ut med information har man tidigare använt sig av utskick som visserligen gett resultat men vi tror att gensvaret kan förbättras avsevärt. Vi anser att man bör bjuda in eller besöka de berörda och på ett trevligt och enkelt sätt inleda ett samarbete.

Det är också viktigt att tydligt poängtera att man kan söka EU-bidrag för anläggning av kantzoner vilket kompenserar den ekonomiska förlusten i jordbruket, som dessa åtgärder kan medföra. Samarbete mellan jordbrukarna blir aktuellt då det kan underlätta att uppnå EU:s krav gällande arean mark som gränsar till ån.

Ytterligare en viktig åtgärd är förstärkning av åfårans kanter vilket minskar erosionen avsevärt. Med denna metod undviker man också rätningar. Rätningar och kulverteringar av vattendrag samt utdikningar av våtmarker har till stor del satt vattendragens egen reningsförmåga ur spel och ökar dessutom erosionen på vattendragens bottnar. Således bör man även undvika kulverteringar. Eftersom utdikningar av framförallt åkermark bidrar till ökad eutrofiering är det av yttersta vikt att dessa inte konstrueras.

Åkerdränering som via dräneringsrör leder markvatten direkt ut i vattendrag ökar erosionen på så sätt att vattnet leds ut med en snabbare hastighet i raka rör. Dessutom lämnas ingen chans till sedimentering vilket bidrar till ökad eutrofiering.

Referenser

Göteborgs Universitet, 1998. Projektarbete inom Örekilsälvens avrinningsområde ht 1998. Projektarbete på vatten- och vattenvårdskursen, Zoologiska institutionen.

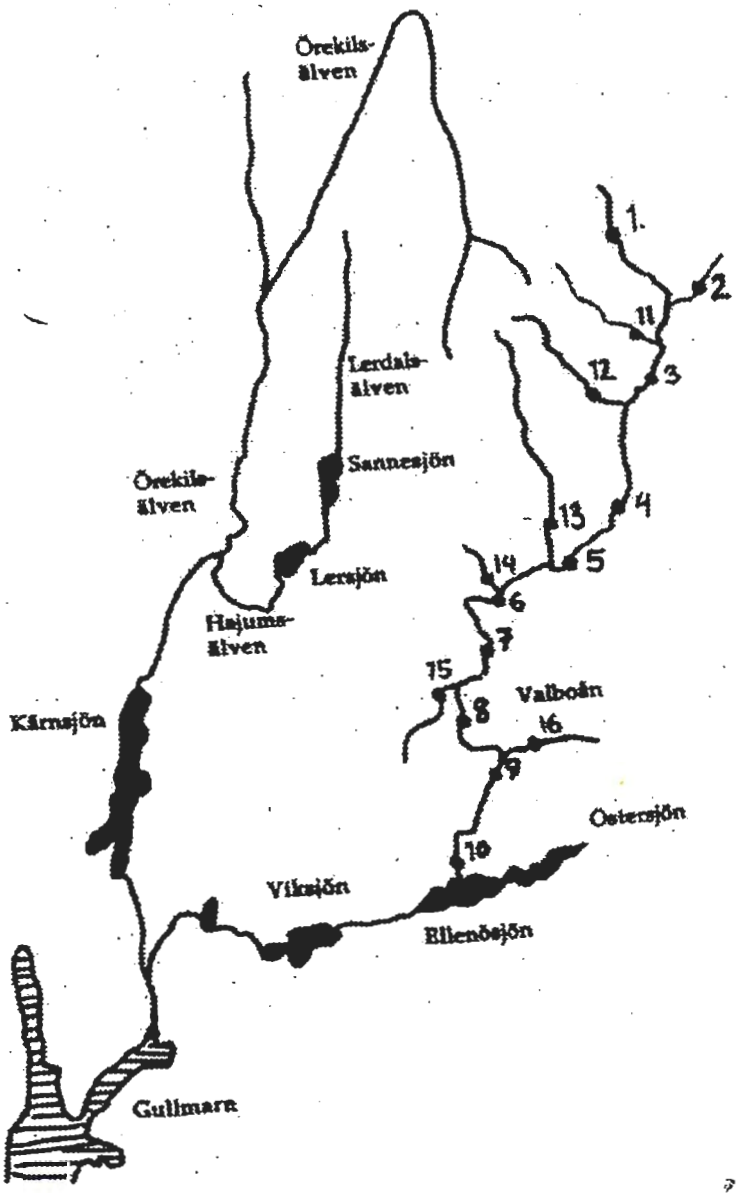
KM Lab Miljökontroll. 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun

Naturvårdsverket Allmänna råd 90:4, Bedömingsgrunder för sjöar och vattendrag.

Svenland, Svensson, Svensson. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens Vattenvårdssystem. Exkursionskompendium.

Föreläsningar och handledning av kursansvariga och assistenter.

Karta över provpunkter i Valboåns vattensystem.



Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Avdelningen för Ekologisk zoologi
Vattenvård, 10 p, HT 2000

Vattenkvalitet i Östersjön och Ellenösjön

Anna Ljunggren
Maria Magnusson
Anna Malmquist
Karin Ryberg
Lena Sandell

Handledare Ragnar Lagergren och
Jan Stenson

Sammanfattning

Syftet med de undersökningar som gjordes 16/11 2000 var att belysa vattenkvaliteten i Östersjön och Ellenösjön. Med hjälp av våra resultat och tidigare mätningar ska vi bl a försöka besvara frågan om Östersjön är en källa till eller fälla för fosfor. Utan påverkan från Ellenösjön skulle Östersjön förmodligen varit en näringsfattig sjö, men under vissa förhållanden strömmar näringsrikt vatten från Ellenösjön till Östersjön, vilket då påverkar sjöns näringsstatus. På grund av de höga fosforhalterna drabbas båda sjöarna av algblomningar. Algblomningarna i Östersjön sammanfaller med perioder av vattenflöden från Ellenösjön. Vid goda syreförhållanden kan Östersjön fungera som en fälla för fosfor genom att detta fastläggs i sedimenten, vilket gynnar vattensystemet som helhet. Vid syrebrist går reaktionen i omvänd riktning, och fosfor tillförs den fria vattenmassan. Detta kan medföra en extra belastning för vattensystemet nedströms. Våra mätningar visar att ett syrefattigt tillstånd råder i Östersjön från ca 10 meters djup. Vid botten ligger halterna under 1,0 mg/l. Fosforhalterna är höga i båda sjöarna och i Östersjön ökar halterna med djupet. Detta kan tyda på en eventuell självgödsling av fosfor i Östersjön , men variationen kan också bero på att sjöns höstcirkulation ännu inte kommit igång. Finns ett språngskikt så har bottenvattnet naturligt lägre syrehalt och högre fosforhalt än ytvattnet. Bottenvattnet i djuphålan har så låg syrekoncentration att fosfor riskerar att läcka ut. Med utgångspunkt från denna enda mätning i Östersjöns djuphåla går det inte att dra några slutsatser om sjöns roll i vattensystemet. Frågan om huruvida en barriär bör byggas i sundet för att förbättra vattenkvaliteten i Östersjön kan inte besvaras innan man har utrett denna roll. Vi är dock kritiska till en barriär oavsett om Östersjön är en källa till eller en källa för fosfor. Istället bör man rikta sina ansträngningar mot att minska den yttre belastningen av näringsämnen.

Inledning, bakgrund och frågeställningar

Syftet med de fältarbeten som gjordes den 16 november, 2000 var att undersöka vattenkvaliteten i Östersjön och Ellenösjön med avseende på framförallt totalfosfor men även pH, alkalinitet, siktdjup, syrehalt, turbiditet, konduktivitet och temperatur. Med hjälp av våra resultat och tidigare undersökningar ska vi bl a försöka bedöma om Östersjön är en fälla eller källa för fosfor.

Ellenösjön och Östersjön avvattnas genom Valboån som ingår i Örekilsälvens vattensystem. Valboån förenar sig med Örekilsälven strax innan utloppet i Gullmarn (se karta 1). Gullmarsfjorden anses vara Sveriges enda riktiga tröskelfjord. Förekomsten av tröskel innebär ett försvårat utbyte av vatten, något som ökar känsligheten för närsaltsbelastning. Det gör att risken för övergödningsproblem blir större. Gullmarsfjordens tillstånd idag med stora problem med syrefria bottnar och algblomningar är utgångspunkten för de arbeten som idag görs i Örekilsälvens vattensystem för att minska belastningen av näringsämnen. Älven utgör 90% av avrinningsområdet till Gullmarn (Svenland m fl, 1998). Kväve och fosfor tillförs systemet främst från jordbruksverksamhet, men även från skogsbruk, kommunala reningsverk och enskilda avlopp m m. Även hög nederbörd, erosionskänsliga jordarter i det kuperade landskapet, dikning och uträtning av vattendrag bidrar till den stora utförseln av näringsämnen till vattensystemen. För att komma till rätta med problemen måste närsaltsbelastningen minska. Trots insatser i form av t ex våtmarksanläggningar har inte belastningen minskat i den omfattning man önskar.

Arbetet med åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten pågår i Färgelanda, Munkedal och Dals Eds kommuner, bl a genom projektet "Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder" (Svenland m fl, 1998). Detta projekt inriktar sig på att minska jordbrukets påverkan på vattenkvaliteten.

Miljömål inom vattensystemet:
EU:s ramdirektiv för vatten: En god status i alla ytvattenförekomster / grundvattenförekomster senast 6 år efter upprättande av ett åtgärdsprogram.

Miljökvalitetsmål i Västra Götalands län:
Medelhalten av fosfor i Ellenösjön får inte överstiga 25 µg/l efter år 2020.

Medelhalten av fosfor vid Örekilsälvens utflöde får inte överstiga 25 µg/l efter år 2020 (Harlen, 1998).

Ellenösjön tillhör Valboåns avrinningsområde som är 457 km² stort. Det är en grund (medeldjup 2,95 m och maxdjup 8,5 m), näringsrik och fiskrik sjö med en omsättningstid på 13 dagar (Wemmer,1997). Sjön omges av både skogsmark och jordbruksmark. Det är framför allt jordbruket som tillför stora mängder fosfor- och kväveföreningar till Valboån och mindre vattendrag. Dessa mynnar sedan i Ellenösjön och Östersjön.

Östersjöns avrinningsområde är 27 km² stort och består till största delen av skogsmark. Omsättningstiden är 14,3 månader vid normalt vattenstånd. Medeldjupet är 9,4 m och maxdjupet är ca 30 m (Wemmer, 1997). Östersjön avvattnas normalt till Ellenösjön via ett smalt sund. Vattenflödet från Östersjön till Ellenösjön är lägre under sommaren och högre under vår, höst och vinter.

Östersjön skulle förmodligen ha varit en naturligt näringsfattig sjö, men under vissa förhållanden strömmar näringrikt vatten från Ellenösjön in i Östersjön vilket då påverkar sjöns näringsstatus.

Vid flödesmätningar syns de perioder då vatten från Ellenösjön strömmar över till Östersjön tydligt. Detta hände 6-12 veckor/år under åren 1990-1996 (Wemmer, 1997). Under perioder med hög nederbörd under framför allt kortare tidsintervaller ökar vattenståndet i Ellenösjön snabbt och leder till ett vattenflöde in i Östersjön. När det blåser sydvästliga vindar snedställs Ellenösjöns vattenyta mer än Östersjöns yta, (p g a djupförhållanden). Vattenståndet i sundet blir då så högt att vatten flödar ifrån Ellenösjön till Östersjön.

Både Ellenösjön och Östersjön drabbas varje sommar av algblomningar. Dessa algblomningar sammanfaller med perioder av vattenflöden från Ellenösjön till Östersjön. Man har diskuterat om en barriär i sundet mellan sjöarna skulle ha en effekt på fosforbelastningen till vattensystemet och om algblomningen i Östersjön skulle minska eller försvinna. Om det är en positiv lösning för Östersjön beror på om sjön är en källa eller fälla för fosfor. Detta beror till stor del på syresituationen i Östersjön. Vid syrebrist kan en självgödslande effekt uppstå så att fosfor läcker ut ur sedimenten till vattensystemet och på så sätt bidrar till fosforbelastningen nedströms. Vid goda syreförhållanden kan Östersjön fungera som en fälla genom att fosfor fastläggs i sedimenten och därmed tar hand om en del av överskottet från Ellenösjön. Det finns även andra faktorer att beakta vid en sådan åtgärd.

De frågeställningar vi ska försöka besvara är:

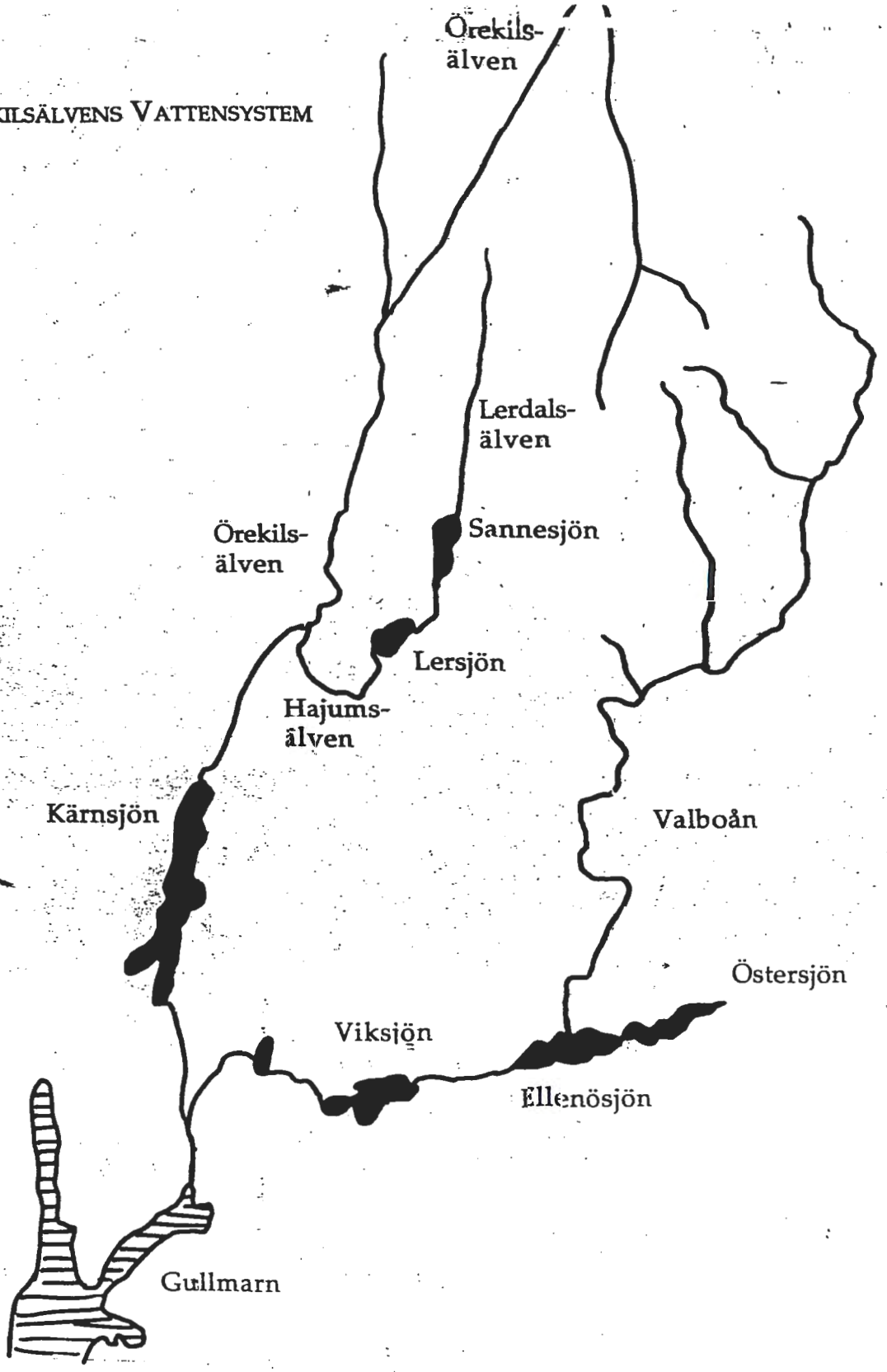
- Hur ser situationen ut idag i Östersjön med avseende på vattenkvaliteten?

- Är risken för syrebrist så stor att fosfor riskerar att börja läcka ut ur sedimenten?

- Är Östersjön en källa eller en fälla för fosfor?
  Kan man med den information som är tillgänglig idag ge ett kvalitativt svar på frågan? Hur lägger man upp en undersökning som ger ett kvantitativt svar på denna fråga?

- Är det lämpligt att bygga en barriär i sundet mellan Ellenösjön och Östersjön?

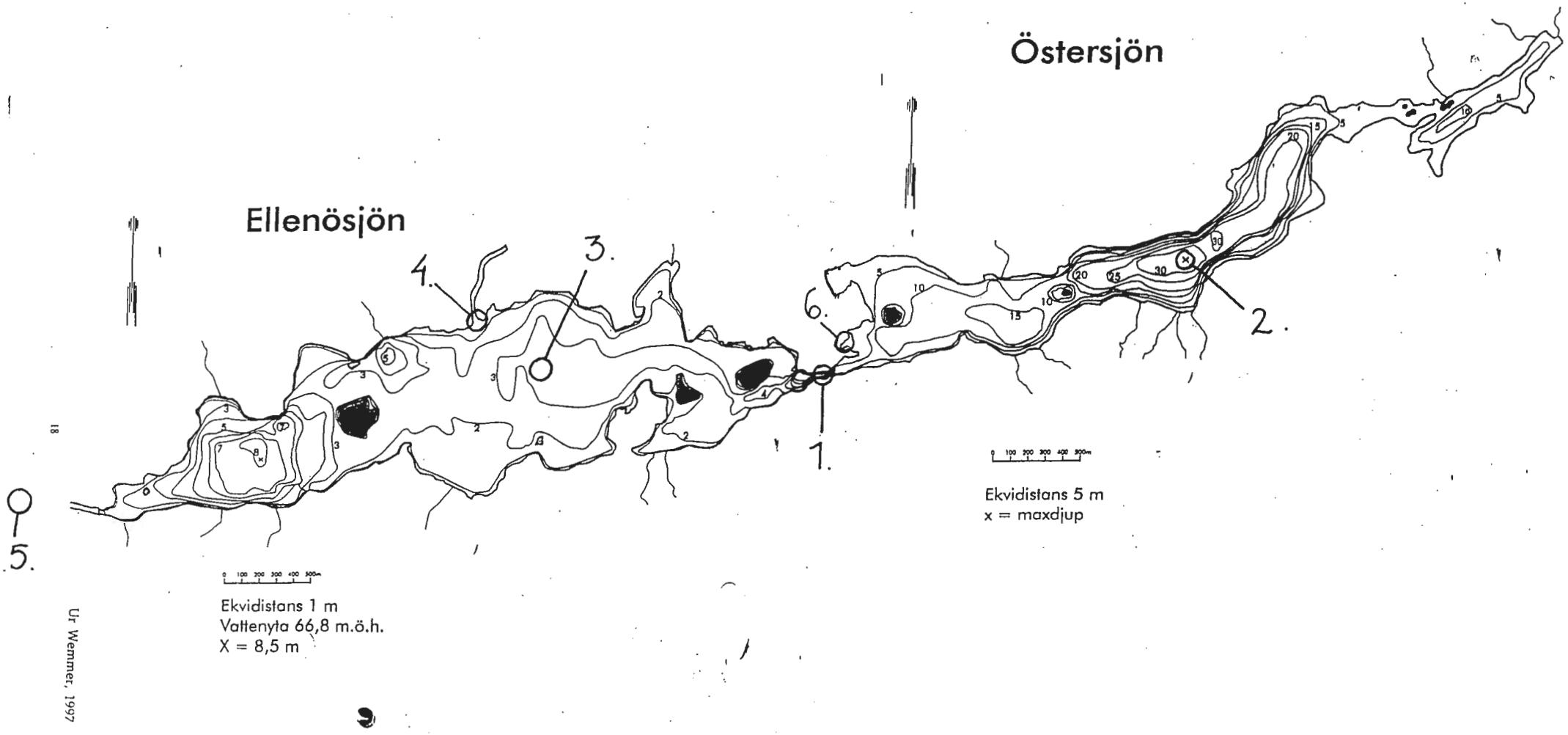
Karta över ÖREKILSÄLVENS VATTENSYSTEM



IES/1998

Källa: Svenland m.fl, 1998

PROVPUNKTER



Källa: Svenland m.fl, 1998

Metod

11 stycken vattenprover hämtades med vattenhämtare på totalt 5 provtagningspunkter i Ellenösjöns och Östersjöns vattensystem (se karta 2). Djup vid provtagningspunkterna redovisas i resultattabellen. Vattenproverna analyserades med standardiserade metoder enligt labhandledning (Goedkoop, 1985), med avseende på pH, turbiditet (grumlighet), konduktivitet (ledningsförmåga), alkalinitet (buffertförmåga), vattenfärg och totalfosforhalt.

pH och konduktivitet mättes med pH-meter respektive konduktivitetsmätare och turbiditet med Turner Designs Nephelometer. Alkaliniteten undersöktes genom titrering med HCl (saltsyra) och totalfosforhalten genom mätning i spektrofotometer efter autoklavering. Färgkomparator användes för färgmätningarna.

I fält togs temperatur- och syrgasprofiler i Östersjöns djuphåla (provpunkt 2). Siktdjup mättes med siktskiva i Östersjön (provpunkt 2) och i Ellenösjön (provpunkt 3).

Resultat

Prov-punkt	Plats och djup	pH	Alkalinitet (mekv/l)	Turbiditet (FNU)	Konduktivitet (mS/m)	Färgtal mgPt/l	Totalfosfor (mikrogram/l)
1	Sundet 0,5 m	6,9	0,24	7,3	7,0	80	21,94
1	Sundet 3 m	6,9	0,23	7,1	7,0	80	21,51
1	Sundet 6 m	6,8	0,23	6,8	6,8	80	21,08
2	Östersjön 0,5 m	6,7	0,24	6,9	6,3	90	18,5
2	Östersjön 15 m	6,7	0,26	6,2	6,8	90	21,08
2	Östersjön 30 m	6,5	0,47	8,2	8,8	90	39,16
3	Ellenösjön 0,5 m	6,7	0,26	43,8	6,5	150	71,86
3	Ellenösjön 1,5 m	6,7	0,27	43,6	6,6	150	71,43
3	Ellenösjön 3 m	6,7	0,29	45,8	6,5	150	68,85
4	Ellenösjöns infl (Valboån) 1,5 m	6,8	0,26	22,3	6,4	150	46,47
5	Ellenösjöns utfl (Valboån) 2 m	6,8	0,26	51,6	6,4	150	80,9

Tabell 1. Resultat av vattenprover

Vid provtillfället togs också prov från en algblomning, vilket visade sig domineras av blågröna bakterier (provpunkt 6).

Klassificering av resultaten enligt SNV, rapport 4913: Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Sjöar och vattendrag (endast de klasser som är relevanta för våra värden anges):

Alkalinitet — klass 1 – mycket god buffertkapacitet (>20 mekv/l)

pH — klass 1 – nära neutralt (>6,8)
klass 2 – svagt surt (6,5-6,8)

Vattenfärg — klass 4 – betydligt färgat (60-100 mgPt/l)
klass 5 – starkt färgat (>100 mgPt/l)

Turbiditet — klass 4 – betydligt grumligt (2,5-7,0 FNU)
klass 5 – starkt grumligt (>7,0 FNU)

Siktdjup — klass 4 – litet siktdjup (1,0-2,5 m)
klass 5 – mycket litet siktdjup (<1,0 m)

Totalfosfor — klass 2 – måttligt höga halter (12,5-25 µg/l)
klass 3 – höga halter (25-50 µg/l)
klass 4 – mycket höga halter (50-100 µg/l)

Syrehalter — klass 3 – svagt syretillstånd (3-5 mg/l)
klass 4 – syrefattigt tillstånd (1-3 mg/l)
klass 5 – syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd (< 1mg/l)

Syrehalt och temperatur, Östersjön, provpunkt 2:

Djup (m)	**Temperatur** (°C)	**Syrehalt** (mg/l)
1	8	12,2
2	8	9,2
3	8	6,4
4	8	4,9
5	8	4,2
6	8	3,8
7	8	3,3
8	8	3,0
9	8	2,7
10	8	2,5
11	8	2,3
12	8	1,8
13	8	1,7
14	8	1,5
15	8	1,4
Forts.		
16	8	1,5
17	8	1,4
18	8	1,5
19	8	1,6
20	8	1,5
21	8	1,4
22	8	1,4
23	6	1,3
24	6	1,2
25	6	1,1
26	6	1,1
27	6	1,0
28	6	1,0
29	6	0,9

Tabell 2. Syrehalt och temperatur i Östersjön

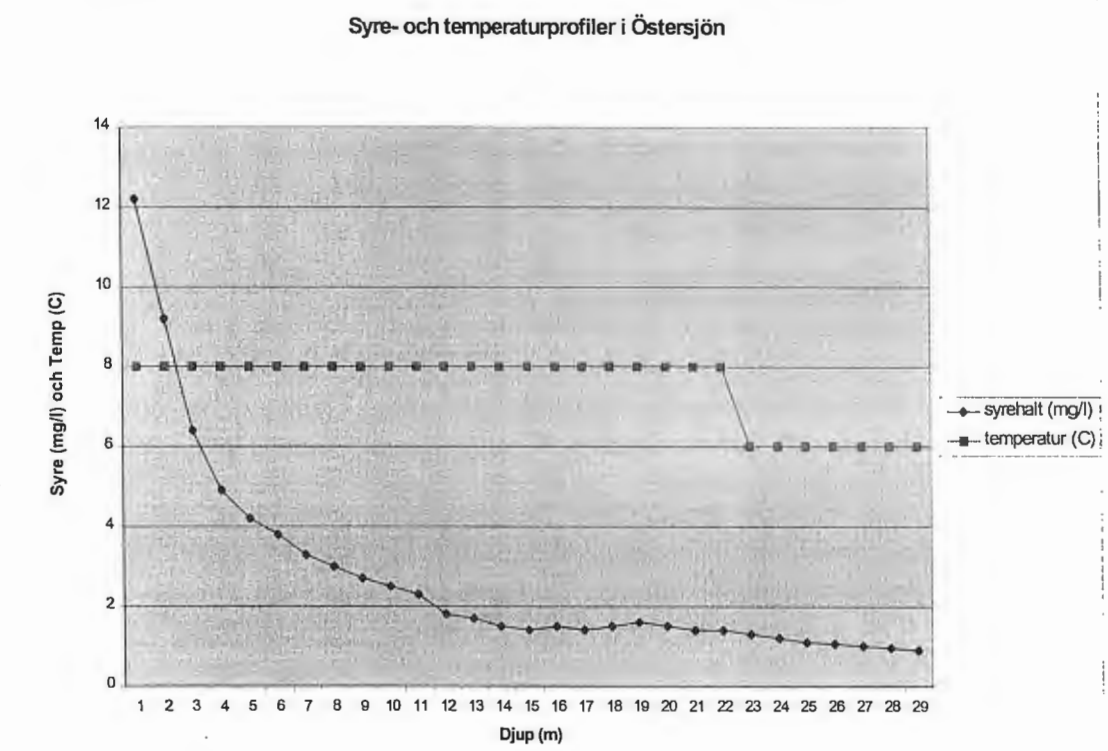


Diagram 1. Syre- och temperaturprofiler i Östersjön

Ellenösjön
Alkalinitet: mycket god buffertkapacitet
pH: svagt surt
Färg: starkt färgat
Turbiditet: starkt grumligt
Siktdjup: mycket litet siktdjup (0,5 m)
Totalfosfor: mycket höga halter

Östersjön
Alkalinitet: mycket god buffertkapacitet
pH: svagt surt
Färg: betydligt färgat
Turbiditet: betydligt till starkt grumligt
Siktdjup: litet siktdjup (1,5 m)
Totalfosfor: måttligt höga halter
Syrehalt ytvatten: syrerikt
Syrehalt 15 m: syrefattigt tillstånd
Syrehalt bottenvatten 30 m: syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd

Diskussion

Våra resultat visar att sjöarna har något olika karaktär. Vad gäller pH är båda sjöarna klassade som svagt sura. I Östersjön sjunker pH något med djupet medan det i Ellenösjön, som är en grund sjö, inte varierar lika mycket. Totalt sett ligger Östersjöns pH-värde något lägre, vilket kan hänga samman med den omgivande skogsmarken. Vi bedömer att sjöarna inte är speciellt försurningsdrabbade trots att sydvästra Sverige har en hög belastning av försurande ämnen.

Alkalinitetsvärdena visar att båda sjöarna har god buffertkapacitet, d v s att de har en bra förmåga att motstå försurning.

Normala värden för svenska sjöars konduktivitet är 5-40 mS/m (Bydén, 1990). Både Ellenösjön och Östersjön ligger i den nedre delen av intervallet och har en relativt låg koncentration av lösta joner i vattnet.

Tydliga skillnader i turbiditet syns mellan de två sjöarna. Ellenösjöns höga turbiditet beror troligen på att dess tillflöden till stor del går genom lätteroderad jordbruksmark där vattnet kan föra med sig stora mängder partiklar. Årets höga värden (jämfört med tidigare år) (Stenson, 1998) kan förklaras av höstens extremt stora nederbördsmängder.

Sjöarna har höga färgtal. Färgtalen påverkas av lösta ämnen, suspenderade partiklar, alger o s v. Att Ellenösjöns värde är högre än Östersjöns kan återigen förklaras med dess omgivning, men en ytterligare faktor är omsättningstiden, vilken är mycket kortare i Ellenösjön. I djupare sjöar med längre omsättningstid kan partiklar sedimentera och vattnet blir därmed klarare.

Siktdjupet är väldigt litet i Ellenösjön och något större i Östersjön. Samma faktorer som påverkar turbiditet och färg påverkar också siktdjupet.

Temperaturprofilen visar att Östersjöns höstcirkulation ännu inte kommit igång, vilket kan bero på den milda hösten. Vid 23 meters djup finns ett språngskikt som försvårar cirkulationen i vattenmassan.

Syrekoncentrationen (uppmättes endast i Östersjön, provpunkt 2) sjunker med djupet och spänner över alla klasser enligt SNV:s klassificering (SNV, 1999). Ytvattnet är syrerikt. Från ca 10 meters djup råder ett syrefattigt tillstånd, för att vid botten övergå till syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd, med koncentrationer under 1,0 mg O_2/l.

I Östersjön varierar totalfosforhalterna med djupet. Ytvattnet har måttligt höga halter och bottenvattnet har höga halter. Ellenösjöns fosforhalter är mycket höga.

Halterna vid Ellenösjöns utflöde i Valboån är betydligt högre än vid Valboåns inflöde i Ellenösjön, vilket visar att det tillförs ytterligare fosfor till Ellenösjön från omgivande marker och eventuellt genom läckage från bottnarna under de perioder då syrebrist råder. Halterna av totalfosfor visar att sundet har måttligt höga halter förmodligen på grund av

vid provtagningstillfället rådande vindar – vatten transporterades från Östersjön till Ellenösjön.

Höga fosforhalter och låga syrehalter i Östersjöns djuphåla kan bero på att språngskiktet försvårar vertikala transporter i vattnet av syre och näringsämnen. Dåliga syreförhållanden kan också ha lett till en eventuell självgödsling av fosfor. Det krävs ytterligare provtagningar för att avgöra om så är fallet.

För att kunna svara på om Östersjön är en källa eller fälla för fosfor borde man tagit prover på fler punkter i Östersjön och även tagit syre och temperaturprofil i Ellenösjön. En provpunkt i Östersjön räcker inte för att kunna göra en säker bedömning av syresituationen. Prover från den djupaste platsen i en skiktad sjö kan ge en missvisande bild av syretillståndet om endast en mycket ringa del av sjöns total volym är belägen på större djup. Enligt SNV bör man ta mätvärden från flera stationer eller provtagningspunkter som representerar minst 10% av sjöns bottenyta (SNV, 1999). Bottenvattnet i djuphålan har så syrefattiga förhållanden att fosfor riskerar att läcka ut ur sedimentet, men då vi inte mätt syrehalten i bottenvattnet på fler punkter kan vi inte bedöma om detta gäller Östersjön som helhet.

Algblomning inträffar ofta under senare delen av sommaren. Algblomningen i Östersjön antas bero på en vattentransport från Ellenösjön till Östersjön. Under sensommaren är Östersjön oftast skiktad vilket gör att ett eventuellt utflöde av fosfor från bottensedimenten i djuphålan ej påverkar denna blomning (näringsämnen cirkulerar ej). Ellenösjön som är grundare är antagligen inte skiktad, näring kan därför cirkulera och primärproduktionen ligger på en hög nivå. Blomningen gör att sjöarna blir oattraktiva för bad och friluftsliv, vilket också får ekonomiska konsekvenser för kommunens satsning på turism, t ex försäljning av fiskekort.

Om fosfor läggs fast i Östersjöns sediment så kan den vara en viktig fälla för hela vattensystemet. Bygger man en barriär i sundet så kan belastningen nedströms då bli ännu högre. Lägger man igen sundet skulle algblomningen i Östersjön kunna lindras (detta förutsatt att Östersjön inte är en källa för fosfor). Om man har en barriär som inte stänger av vattenpassagen helt, kommer det att ta längre tid för samma mängd vatten att passera genom sundet. Då ytvatten och alger fortfarande kan strömma in genom sundet stoppas dock inte algblomningen. Samtidigt kan man tänka sig att algblomningen inte blir lika stor då en mindre mängd vatten passerar per tidsenhet. Om man vill stoppa näringstillförseln från Ellenösjön måste man stänga av sundet helt. Eftersom Östersjöns utlopp går via Ellenösjön kommer dess vattenstånd och omsättningstid då att påverkas och organiskt material som tillförs Östersjön riskerar att stanna kvar i sjön och eventuellt påskynda en eutrofieringsprocess. En barriär skulle också utgöra hinder för t ex fisk som är beroende av att kunna vandra till Östersjön under perioder av syrebrist i Ellenösjön. Dessutom hindras båtar från att ta sig igenom sundet.

Sammantaget är vi kritiska mot förslaget att anlägga en barriär mellan sjöarna. De utgör ett sammanhängande ekosystem, och sett ur ett helhetsperspektiv kan effekterna bli negativa för hela vattensystemet. Istället för att behandla Östersjön specifikt bör man

vidta fler åtgärder inom jordbruket runt sjöarna och i Valboåns avrinningsområde, och arbeta med att minska det atmosfäriska nedfallet av kväve. Innan man har fått yttre belastning under kontroll kan man inte räkna med att få positiva effekter av restaureringsåtgärder.

Referenser

Bergsten, K., Drotz, J., Palmqvist, M., Ågren, J.,Vattenkvalitén i Östersjön. 1998. Stenson J. (red) Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Bydén, S., 1990, Mäta försurning, Institutionen för miljövård, Göteborgs Universitet/Bokskogen

Goedkoop, W., Sonesten, L. 1985. Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.

Harlen, A. 1998. EU:s ramdirektiv för vatten – en tillämpning på Gullmarns avrinningsområde. Utkast till förvaltningsplan. Länsstyrelsen Västra Götaland.

Naturvårdsverket. 1999. Rapport 4913 – Bedömningsgrunder för miljökvalitet: Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets förlag.

Svenland, C., Svensson, J-E., Stenson J. 1998. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Wemmer, R. 1997. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland samt funderingar kring framtida åtgärder. Examensarbete. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Datum	Djup (m)	Temperatur (C)	Syrehalt (mgO2/l)	Totalfosfor (ug/l)
900409	0	5,1	12,4	
	25	4,9	12,6	
900824	0	18,6	10,4	
	26,5	6,8	2,2	
910213	0	1,8	13	
	27,5	2,5	7,5	
920716	0	20	9,8	
	27,5	7	2,2	
921021	0	8,3	8,9	
	26-26,5	7,4	0,3	
930420	0	5,1	12,2	
	26-26,5	4,5	11,8	
930518	0	14,2	11	
	26-26,5	5,4	10,2	
930617	0	16,5	10,4	
	26-26,5	5,8	2,7	
940222	0,5	0,4	12,2	15
	27	3,7	2,2	18
940824	0,5	18,6	7,5	
	27	6,3	0,5	
950404	0,5	3,3	11,6	11
	27	3,6	11,2	9
950828	0,5	19,2	9	30
	27	7,5	1,8	30
960227	0,5	2,5	13,5	23
	27	4	3,1	16
960828	0,5	20	8,9	16
	27	7	0,3	22
960925	0,5	13,5	9,3	18
	27	7	0,1	17
970428	1	6,8	11,5	4
	28	6		19
970530	0,5	14		16
	26	8		13
970611	0,5	21	10,3	17
	26	7,5	8,1	20
970630	0,5	17	9,3	18
	26	7,7	5,5	17
970723	0,5	23,4	10,2	18
	26	7,8	0,2	21
970819	0,5	23,4	9,4	35
	26	7,7	1,3	29
970902	0,5	20,8	9	28
	26	7,5	0,6	13
971020	0,5	10	9	16
	26	7,5	0,2	14

(Dahlbäck 1991, Dahlbäck 1994, KM Lab 1997)

Källa: Bergsten m.fl, 1998

Datum	Djup (m)	Temperatur (C)	Syrehalt (mgO2/l)	Totalfosfor (ug/l)
980303	0,5	2,5	12	16
	5	2,5	12,2	
	10	2,5	12,2	14
	25	3	12	
	27,5	3	12	16
B*		2	12,2	
981119	0,5	4,6		22,1
	5	4,9		22,1
	10	4,6		22,1
	25	4,7		22,1
B	0,5	3		29,4
B	5	3,7		29,4

Syrehalt och totalfosforhalt i Östersjön från 0,5 till 27,5 m djup. Proverna märkta med B är tagna vid sundet mellan Östersjön och Ellenösjön. Provet märkt med B är ej taget vid maximalt djup. Provtagningsplatsen är dock okänd.*

Källa : Bergsten m.fl, 1998.

Datum		Djup (m)	Temperatur (°C)	Syrehalt (mg/l)	Totalfosfor ug/l
001116	Ö	0,5	8	12,2 (1 m)	18,5
001116	Ö	30	6	0,9 (29 m)	39,2
001116	S	0,5			21,9
001116	S	6		-	21,1
001116	E	0,5			71,9
001116	E	3			68,9

HILLINGSÄTERSJÖN
EN FOSFORFÄLLA I ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

Projektarbete vattenvård 10 p HT 2000

Elin Andersson, Emma Axelsson, Lisa Karlsson,
Anna Lindberg, Anders Nilsson, Diego Velasquez

GÖTEBORGS
UNIVERSITET

Sammanfattning

Vårt projekt avser att undersöka näringsstatus, vattenkemi och retention för Hillingsätersjön i Färgelanda kommun inför en ev återdämning av sjön. Detta gjordes genom vattenprovtagning och siktdjupsmätning i sjön samt mätning av vattenflödet ut ur och in i sjön.

Vattenprovsanalyser utfördes med avseende på pH, alkalinitet, färg, turbiditet, konduktivitet samt totalfosforhalt. Sjön har god buffringsförmåga och är inte försurad. Turbiditet och färg var i stort sett det samma genom vattenlagren och siktdjupet var mycket litet. Detta kan ha två orsaker; sjön är mycket grund vilket ger en god omblandning av vattnet och dessutom har sjön under hösten fått ett kraftigt tillskott av vatten, partiklar och närsalter pga de extrema nederbördsmängder som fallit. Resultaten från totalfosforanalysen och retentionsberäkningen visade att Hillingsätersjön fungerar bra som fosforfälla men att sjön får ta emot stora mängder fosfor från tillrinningsområdena.

En återdämning av sjön skulle öka uppehållstiden för vattnet. Det skulle öka retentionen med mindre utförsel av näringsämnen som följd. Ett förslag till kontrollprogram för denna sjörestaurering har upprättats och ingår som en del i detta arbete.

Inledning

Detta projekt har till uppgift att undersöka näringsstatus och vattenkemi i Hillingsätersjön samt komma med förslag till kontrollprogram för sjön. Bakgrunden är ett förslag att återställa sjöns djup från den sänkning som gjordes 1893. För att kunna förutse effekter vid sjöns höjning krävs analys av nuvarande näringsstatus och sjöns retention. Förväntade effekter av en vattenståndshöjning är framför allt ökad omsättningstid som skulle leda till en förbättrad retention.

Hillingsätersjön är en relativt liten, grund (60 ha och ca 1,5-2,0 meter djup) lerslättsjö i Valboåns vattensystem belägen strax väster om Färgelanda. Sjön är idag mycket näringsrik och får ta emot stora mängder närsalter, främst fosfor och kväve, dels från direkt tillrinning från angränsande jordbruksmark (180 ha tillrinningsområde) och dels genom de två tillrinningsbäckarna, Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken (420 resp 270 ha tillrinningsområde), se bilaga 1. Båda bäckarna är grävda och rätade längs delar av sin sträckning och rinner till största delen genom jordsbruksbygd. Det totala avrinningsområdet är 870 ha varav 25-35% är åker- och betesmark (Exkursionskomp. 2000). Enligt Länsstyrelsen i Älvsborgs län (meddelande 1996:1) är sjön inte försurad. Enligt de mätningar som vi har gjort så stämmer detta eftersom vi får ett pH-värde på ca. 7,0.

Hillingsätersjön har ett utflöde i norra delen, Bandenebäcken. Denna bäck är hårt belastad av närsalter dels från sjön dels från omgivande åker- och betesmarker. I de flesta fall saknas skyddszoner längs bäcken. Bandenebäcken mynnar i Valboån som går ihop med Örekilsälven och rinner ut i Gullmarsfjorden. Det är av mycket stor vikt att hindra ett ökat utflöde av närsalter ur sjön och Bandenebäcken.

Sjön ligger centralt i avrinningsområdet och omges av både åkermark och skogsmark. Omgivningarna är kuperade och åkermarken sluttar ner mot vattnet på sjöns västra sida. Den östra sidan domineras av barrskogsklädda bergsknallar som planar ut i söder med en liten vide- och alsumpskog gränsande mot Brohagebäcken.

Hela sjön kantas av ett brett vassbälte med främst bredkaveldun (Typha latifolia) och bladvass (Phragmites australis). Det är en fin fågelsjö med en för området representativ fågelfauna (Exkursionskomp. 2000). Dessutom är det en viktig rastlokal för flyttande änder och gäss.

Den tänkta vattenhöjningen av Hillingsätersjön är en del i ett större projekt inom Färgelanda kommun; projekt Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarens tillrinningsområde. Projektet är delfinansierat av EU:s jordbruksfond och syftar till att minska utsläppet av närsalter i Gullmarsfjorden.

Sjöhöjningsförslaget lades fram som alternativ till ett ursprungligt förslag om att anlägga vatmarker i de två tillrinningsbäckarnas utlopp i sjön. En höjning av vattennivan skulle få lika stora konsekvenser för markägarna när det gäller andelen åkermark som sätts under vatten men förhoppningen är att en restaurering av vattennivån ska få bättre effekter pa närsaltsutflödet än våtmarksanläggning.

Den tänkta dämningen skulle ge en höjning av vattennivån med 0,5-0,7 m och sjön skulle därmed få en ökad längd och yta. Troligen skulle detta medföra en ökad uppehallstid för

vattnet och att sjön också blir en djupare och större sedimentationsbassäng. Sjön får då större förmåga att fälla både jord och fosfor och dessutom en större våtmarksyta utmed sjöns stränder där en ökad denitrifikation kan ske.

Detta skulle få mycket positiva konsekvenser för vattendragen nedanför Hillingsätersjön medan sjön i sig fortfarande kommer att vara mycket hårt belastad av närsalter. För att komma till rätta med det problemet behövs fler åtgärder högre upp i vattensystemet.

Metod

Fältarbete

För att kunna genomföra testerna krävdes att ett antal vattenprover togs. Prover togs från båt mitt i sjön. Vid provtagningen användes en vattenhämtare. Ett prov togs vid varje halvmeter och överfördes till en märkt flaska för senare analys. Ytterligare vattenprover togs för tillflöden och utflöden och flödeshastigheten mättes med hjälp av ett flytande föremål som klockades längs en uppmätt sträcka varpå flödeshastigheten kunde beräknas.Vattendjupet och bäckens bredd mättes också för vidare beräkningar av det totala vattenflödet.

Sjöns siktdjup mättes med hjälp av en siktskiva. Skivan sänktes ned i vattnet tills dess att den ej längre var synlig från ytan. Det djup skivan då befann sig på benäms siktdjup.

Vattenanalys

pH - vätejonkoncentration

pH definieras som –log $\{H^+\}$. Vätejonaktiviteten, $\{H^+\}$, mättes med en glasmembranelektrod och är i utspädda lösningar ungefär lika med vätejonkoncentrationen, $[H^+]$. Glaselektrodens innerlösning har konstant $\{H^+\}$, medan ytterlösningens pH/aktivitet varierar. Därmed uppkommer en elektrodpotential (mV) och ett motsvarande värde för pH erhålls.

Temperaturen i proverna borde vara 25 C°. Elektroden hölls i vattenprovet tills värdet stabiliserades (tar en stund i jonsvaga lösningar och magnetomrörare skall användas). Elektroden sköljdes med avjoniserat vatten mellan varje prov.

Felkälla: pH bör mätas sa snabbt som möjligt efter provtagningen, eftersom biologiska processer mycket snabbt kan ändra pH i provet. pH mättes i vårt fall 6 dagar efter provtagningen, men proverna förvarades kallt. Mätningen ska helst ske vid 25 ± 2 C°, eftersom elektrodpotentialen och dissociationen i provet varierar med temperaturen. Temperaturen lag runt 17 C°. Ingen magnetomrörare användes.

Konduktivitet - ledningsförmåga

Ledingsförmågan i vatten är en funktion av dess innehåll av lösta joner. Resistansen i vattnet mäts och konduktiviteten utgör det inverterade värdet av resistansen. Resistansen definieras som motståndet (ohm) av en vätskepelare med längden 1 cm och fältarean 1 cm^2. Enheten mäts enligt Svensk Standars i Siemens/meter ($S = ohm^{-1}$). Anges oftast i mS/m för inlandsvatten. Konduktiviteten varierar med temperatur (2-2,5 % per C°) och numera används en standardiserad mättemperatur pa 25 C°.

Konduktivitetsmätaren ställs in på ett mätområde där utslaget hamnar på den övre 2/3 av skalan. Skölj mätcellen i två behållare innan den sätts ner i provet.

Felkälla: Proven var inte 25 C°, elektroden tvättades ej innan mätningen och mätvärdet avlästes ej på den övre 2/3 av skalan.

Färgtal

Genom att bestämma vattnets färg så erhålls ett mått på vattnets innehåll av humusämnen, samt vissa järn- och manganföreningar.

En kyvett fylls med filtrerat provvatten och en annan med avjoniserat vatten. Kyvetterna placeras i färgkomparatorn och genom att titta i okularet och vrida olika filter framför det avjoniserade vattnet bestämmer man ett filter som liknar provvattnets. Filtren motsvarar olika koncentrationer av platinakoboltklorid i vattnet (mg Pt/l).

Felkälla: Provvattnet filtrerades ej.

Turbiditet – grumlighet

Turbiditeten är ett mått på vattnets grumlighet och mäts spektrofotometriskt vid 436 nm. Turbiditeten erhålls genom att erhållna absorbansvärden för filtrerat och ofiltrerat vatten förs in i följande formel:

Turbiditet (cm^{-1}) = (A_{436} ofiltrerat – A_{436} filtrerat) / Kyvettens längd

Felkälla: Provvattnet filtrerades ej. Beräkning gjordes inte enligt formeln, värdet avlästes direkt.

Alkalinitet – buffringsförmåga

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att uppta protoner, alltså dess buffringsförmåga eller möjlighet att upprätthålla ett visst pH.

Alkaliniteten bestämdes genom titrering med en stark syra, i detta fall 0,02 M saltsyra. Ekvivalenspunkten (jämvikt i provvattnet) är beroende av totalkolsyrakoncentrationen, [H_2CO_3]. Vid titreringen drivs nedanstående reaktioner åt höger (reaktion 1 och 2). Genom att bubbla vattenproven (med i detta fall koldioxidfri kvävgas) under titreringen driver man ut kolsyran i form av koldioxid (reaktion 3).

(1) $CO_3^{2-} + H^+ \Leftrightarrow HCO_3^-$

(2) $HCO_3^- + H^+ \Leftrightarrow H_2CO_3$

(3) $H_2CO_3 \Leftrightarrow CO_2 + H_2O$

Koncentrationen karbonat- och vätekarbonatjoner (buffringen) avtar därmed och pH-värdet sjunker. Ett färgomslag på den tillsatta SBV-indikatorn erhölls när jämvikten förskjutits från tidigare ekvivalenspunkt (~7) till pH 5,4. Mängden syra som tillsattes visade hur mycket vätejoner som vattnet kunde buffra innan pH 5,4 nåddes. Ett värde på alkaliniteten erhölls vid beräkning mha följande formel:

Alkaliniteten (mekv/l) = $C_{HCl} \bullet V_{HCl} \bullet 1000 / V_{prov}$

Totalfosfor

För att beräkna fosforbelastningen i sjön mättes mängden fosfor i vattenproverna. Organiskt bunden fosfor kan frigöras till fosfat genom oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat.

Hydrolysen sker i svagt sur miljö vid hög temperatur i autoklav:
Följande tre slags prov, med 4.0 ml kaliumpersulfat i vardera, autoklaveras i 60 minuter: 9 st 20.0 ml vattenprov, ett 5.0 ml kalibreringsprov (1000 µg fosfatfosfor/liter) och ett 15 ml prov med avjoniserat vatten. Efter autoklaveringen justerades vattenproverna till 25 ml med avjoniserat vatten.

Det frigjorda fosfatet analyserades sedan enligt fosfatfosfor (MRP) metoden:
4.0 ml blandreagens tillsattes (recept enligt MRP-analys) vattenproverna och när 10 minuter gått avlästes absorbansen vid 882 nm i 1-cm:s kyvett. Totalfosforhalten beräknades enligt följande formel:

$$\text{Tot-P } (\mu g/l) = (C_{kal} \bullet V_{kal} \bullet (A_{prov} - A_{blind})) / (V_{prov} \bullet (A_{kal} - A_{blind}))$$

Retention

Tvärsnittsarean och hastigheten uppmättes i fält, se tabell 1. Flödet beräknades genom att multiplicera hastigheten med tvärsnittsarean. Totalfosforhalten beräknades på lab med hjälp av en spektrofotometer. Efter omräkning av flödet till m^3/år och totalfosfor till kg P/m^3 multiplicerades dessa vilket gav P-belastningen i kg P/år. Det diffusa tillflödet är beräknat på skillnaden mellan utflöde och inflöden. Således antas att sjön tillförs lika mycket vatten som förs bort. Totalfosforhalten är medelvärdet av de två fosforhalterna i inflödena. För beräkningar av tvärsnittsarear se bilaga 3.

Resultat

Fosforhalterna är jämnt fördelade över hela sjön förutom två mätplatser med avvikande värden, nämligen Gunnarsnäsbäcken och Bandenebäcken, se diagram 1.

I våra mätningar kan vi se en jämn fördelning av pH värdet över hela sjön, se diagram 2.

Färgvärdet är ett mått på färgintensitet av ett vattenprov. Våra värden visar sig vara väldigt jämna förutom biflödet; detta värde avviker rejält från de andra, se diagram 3.

Resultaten visar att alkaliniteten är jämn i hela sjön. Endast två värden skiljer sig från de andra, nämligen värdena för Gunnarsnäsbäcken och biflödet, se diagram 4.

Konduktiviteten är jämn över hela sjön, se diagram 5.

Inflödande vatten (Gunnarsnäsbäcken, Brohagebäcken och biflödet) har betydligt högre turbiditet (grumlighet) än vad som finns i både sjö och utflöde (Bandenebäcken), se diagram 6.

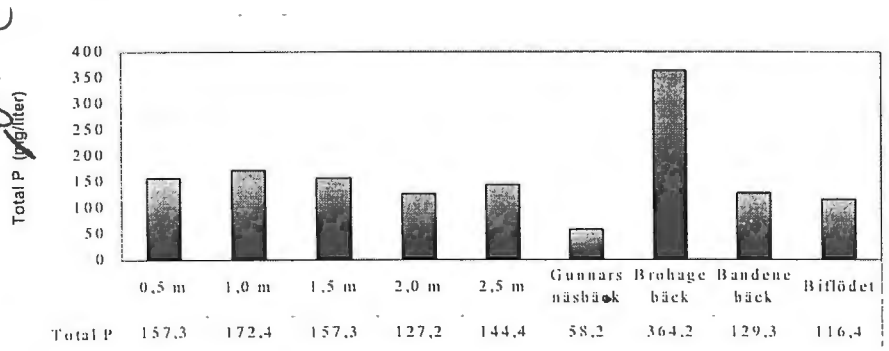


Diagram 1 Fosforhalt i de olika vattenproverna.

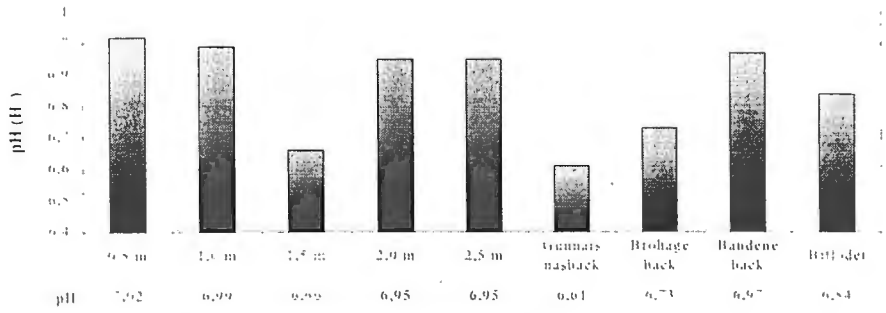


Diagram 2 pH värden för olika mätplatser.

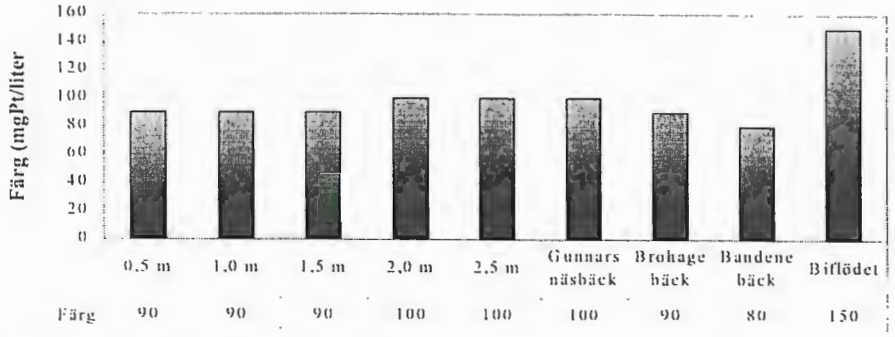


Diagram 3 Färgvärden för olika mätplatser.

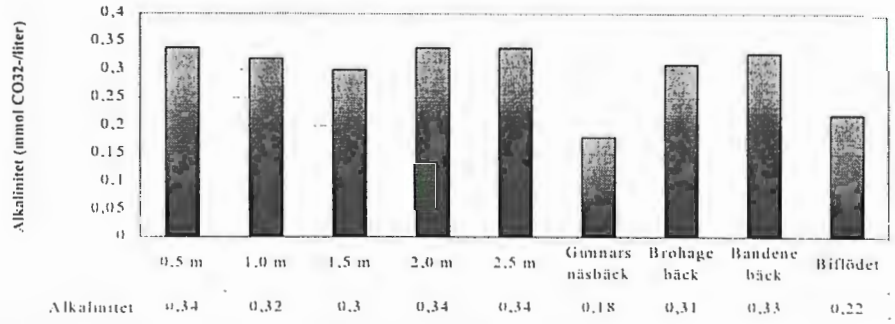


Diagram 4 Alkalinitetet för olika mätplatser.

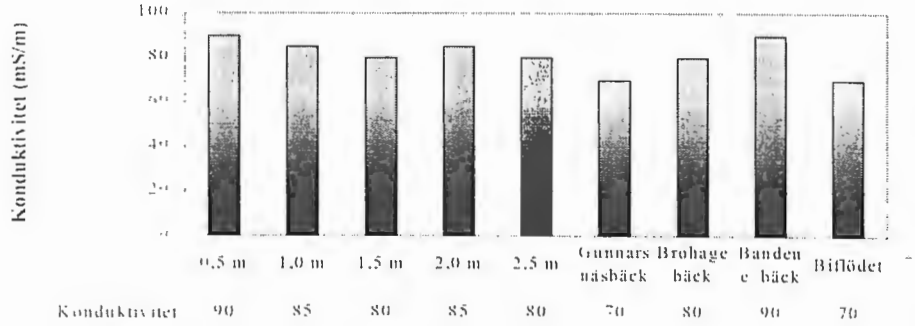


Diagram 5 Konduktivitet för olika mätplatser.

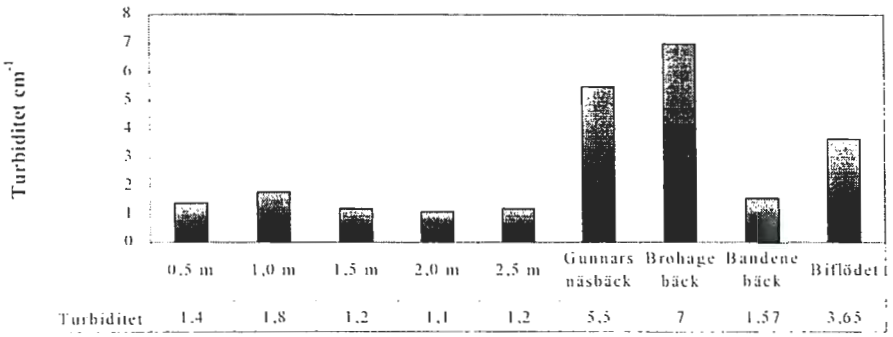


Diagram 6 Turbiditetsvärden för olika mätplatser.

Tabell 1

Data för beräkning av retention.

	Tvsn area (m^2)	Hastighet (m/s)	Flöde (m^3/s)	Totalfosfor ($\mu g/dm^3$)	P-belastning (kg P/år)
In: Brohagebäcken	0.29	1.23	0.36	364.2	4150
In: Gunnarsnäs-bäcken	1.95	0.70	1.37	58.2	2506
In: Diffusa tillflöden			1.07	211.2	7111
Ut: Bandenebäcken	6.5	0.43	2.80	129.3	11391

$$R = \frac{(Tillflöde - Utflöde)}{Tillflöde} = \frac{(4150 + 2506 + 7111 - 11391)}{(4150 + 2506 + 7111)} = 0.17 \Rightarrow 17\%$$

Vollenweiderdiagram - Hillingsätersjön

I ett vollenweiderdiagram avsätts medeldjup omsättnigstid (m/år) på x-axeln mot fosforbelastningen i g P/m^2*år på y-axeln. I detta diagram kan man avläsa huruvida en sjö är eutrof eller oligotrof.

Fosforbelastning: 4150+2506+7111-11391 = 2376 kg/år.
Yta: 60 ha = $6*10^5$ m^2.
Kvot: (2.376*10^6 g/år)/$6*10^5$ m^2 = 4,0 g P/m^2*år

Medeldjup: 1.56 m (enligt grupp 10)
Omsättningstid: 79 dagar = 0.22 år (enligt grupp 10)
Kvot: 1.56m / 0.22 år = 7.1m/år

Enligt vollenweiderdiagrammet i bilaga 2 är Hillingsätersjön eutrof, vilket stämmer överens med andra resultat.

Diskussion

Hillingsätersjön är en grund slättsjö med ett siktdjup på, enligt våra mätningar, 60 cm. Siktdjupet beror på vattnets innehåll av organiskt material och lösta partiklar. Vi kan konstatera att det är marginella skillnader beträffande turbiditet och färg på vattnet i hela sjön. Undantagen med högre turbiditet är tillflödena, vilka därmed är grumligare. Detta är naturligt eftersom strömningarna är högre i flödena, vilket minskar partiklarnas möjlighet att sedimentera. Skillnaderna i turbiditet indikerar att sjön fungerar som en sedimentationsfälla för organiskt och oorganiskt material.

Sjön har en god buffringsförmåga, värdena för alkalinitet, dvs innehåll av karbonatjoner, är enligt våra prover jämna. Ett undantag är Gunnarsnäsbäcken, som rinner genom barrskog och därför kan vara lite surare än övriga mätpunkter, och i viss mån biflödet har lägre värden. pH-värdet, som är beroende av alkaliniteten, visar också att det är ett lägre värde i Gunnarsnäsbäcken. I övrigt varierar inte pH-värdet mycket utan håller sig mellan 6,6 och 7,0. Sjön är således inte försurad. Vattnet i sjön har även en jämn nivå gällande konduktivitet, vilket även gäller för till och frånflöden.

Den största variationen i våra mätvärden fann vi i halten fosfor. Brohagebäcken som rinner till sjön från söder innehöll högst halter fosfor vid mättillfället och Gunnarsnäsbäcken från väster hade ett lägre innehåll. De diffusa tillflödena antogs ha ett medelvärde av dessa båda tillflöden. I Bandenebäcken, som rinner från sjön, är halten relativt sett lägre. Hillingsätersjön fungerar som en fosforsfälla eftersom mer fosfor tillförs sjön än vad som bortförs. Beräkning av fosforretention gav ett värde på 17%, vilket betyder att 17% av all fosfor som tillförs sjön sedimenterar.

I ett vollenweiderdiagram har vi efter beräkningar kunnat visa att sjön är eutrof.

Vid mättillfället var vattennivån cirka 40 centimeter högre än vad det brukar vara vid denna tid på året (bonden muntligen). Att vattennivån och tillströmmningshatigheten är högre än under "normala" år kan påverka våra resultat och troligen ge högre värden i vissa parametrar än under andra år.

Förslag till kontrollprogram för Hillingsätersjön

En höjning av sjön medför en ökad retention vilket betyder att sedimentationen av fosfor ökar. Detta gör att Bandenebäcken får ett mindre tillskott av fosfor. För sjön kommer restaureringen troligen inte att få samma positiva effekt eftersom tillflödet av fosfor fortfarande är lika högt.

För att avgöra om höjningen av sjön ger önskad effekt krävs regelbundna mätningar av fosforhalten. En ökning av sjöns djup bör ge en ökad retention då omsättningstiden ökar.

Om fosforbelastningen på sjön även efter höjningen är lika hög som nu fortsätter igenväxningen. Detta är inte önskvärt eftersom sjöns naturvärde som fågelsjö därmed riskerar att försvinna. Ett sätt att komma till rätta med fosforbelastningen är att anlägga skyddszoner utmed tillrinningsbäckarna. Detta finns idag i mycket liten omfattning.

Gödselspridning bör ej utföras under den tid av året då marken är frusen. Detta ger ökat läckage då marken inte kan ta at sig näringen.

Referenser

Exkursionskompendium. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Sammanställt av C. Svenland, J-E Svensson och J. Stenson

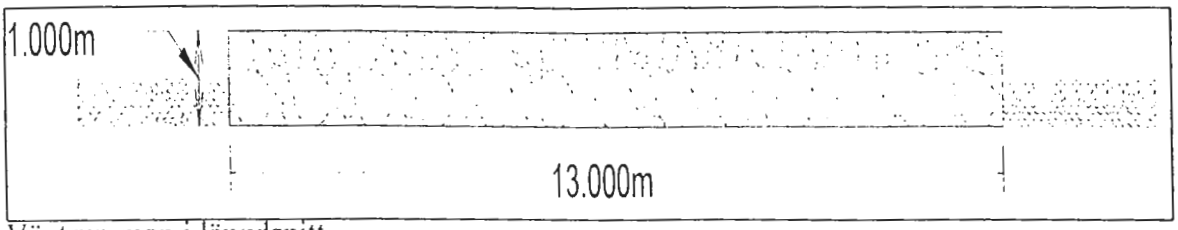
Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder. C. Svenland Länsstyrelsen i Älvsborgs län meddelande 1996:1

Vattenanalyser. Kompendium för vattenvårdskurs

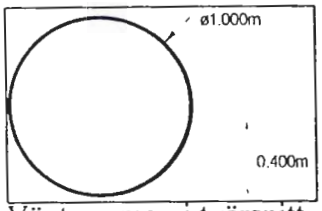
Bilaga 3.

Skiss av sjöns in- och utflöden

Brohagebäcken

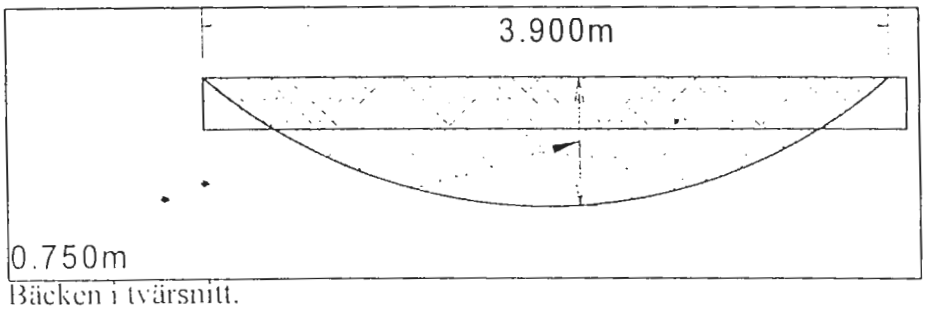


Vägtrumman i längdsnitt.



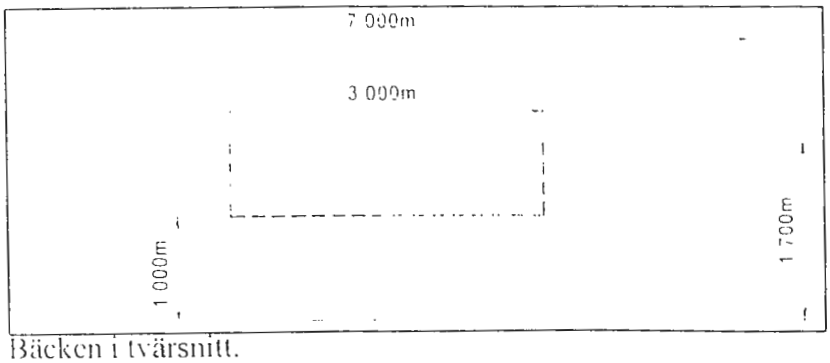
Vägtrumman i tvärsnitt.

Gunnarsnäsbäcken



Bäcken i tvärsnitt.

Bandenebäcken



Bäcken i tvärsnitt.

Göteborgs universitet
Institutionen för zoologisk ekologi
Vattenvård 10 p, ht 2000

Planktonundersökning av Hillingsätersjön och Ellenösjön

Utfört av:
Karl Edlund
Christian Eberstein
Lars Gerre
Erik Heyman
Sofia Olsson
Fredrik Ståhlberg

Handledare
Ragnar Lagergren

Sammanfattning

Vi har gjort undersökningar av zooplanktonfaunan i Hillingsätersjön och Ellenösjön i Färgelanda kommun. Vi fann att tätheten av zooplakton är mycket större i Hillingsätersjön än i Ellenösjön. Artsammansättningen är likartad mellan de båda sjöarna och vi har inte funnit några storleksskillnader avseende copepoder. Den större zooplanktontätheten i Hillingsätersjön kan bero på större belastning av näringsämnen och/eller lägre predationstryck från fisk.
Intervjuer av markägare runt Hillingsätersjön tyder på att sjön har en artrik fiskfauna.

Inledning

Hillingsätersjön och Ellenösjön är belägna i Färgelanda kommun i Dalsland. Sjöarna ingår i Örekilsälvens vattensystem. Örekilsälven mynnar i det inre av Gullmarsfjorden och är fjordens främsta sötvattenstillflöde. För att komma till rätta med eutrofieringsproblemen i Gullmarsfjorden har man fokuserat på att minska tillförseln av näringsämnen genom Örekilsälven.

Hillingsätersjön har en areal på ca 60 ha och ett största djup på 11 m. Tillrinningsområdet är ca 870 ha. Sjön har sänkts i olika omgångar, första gången redan 1893. Sjön är även sänkt 70 cm 1959. Ett projekt för att återdämma Hillingsätersjön bedrivs sedan 1998, som en av åtgärderna att minska eutrofieringen av Gullmarsfjorden.
Just nu är projektet vilande eftersom det inte finns ekonomiska möjligheter att genomföra det.
Sjön är en artrik fågellokal; häckande arter är bl a knölsvan, skäggdopping, sothöna, tofsvipa, enkelbeckasin, rörsångare, kärrsångare. Fuktängarna med tillhörande bäckar kring sjön är bl a goda lokaler för groddjur. Stränder, vatten och bottnar är artrika med en varierande flora och fauna. Sjön är naturligt näringsrik, men har en stor antropogen näringsbelastning. Sjön anses vara medelnäringsrik enligt länsstyrelsen.

Ellenösjön har en areal på ca 310 ha och ett största djup på 8,5 m. Sjöns totala tillrinningsområde är ca 45 120 ha med Valboån och Östersjön inkluderade. Den anses ha ett högt naturvärde eftersom den biologiska mångfalden är hög framförallt vad gäller fiskar, strandväxter och häckande fåglar. Ca 180 fågelarter har noterats varav 100 häckar. Många av dessa häckande fåglar är typiska för näringsrika sjöar. Bland de arter som häckar kring sjön kan noteras: skäggdopping, kricka, årta, strandskata, tofsvipa, storspov, rödbena och gulärla. Tidigare fanns flodkräfta i sjön, men denna slogs ut av kräftpesten. 1969 inplanterades signalkräftor. Ellenösjön är idag starkt eutrofierad.

Vår uppgift var att jämföra zooplanktonfaunan i Hillingsätersjön med Ellenösjön för att kunna dra slutsatser om predationstryck och näringsförhållanden i framförallt Hillingsätersjön. Vi hade även i uppgift att undersöka fisksammansättningen i Hillingsätersjön. De båda sjöarna är belägna i Färgelanda kommun. Planktonproverna togs i november 2000. Ovanligt högt vattenstånd rådde.

Metod

Planktonproverna togs i november 2000. Ovanligt högt vattenstånd rådde. I de båda provsjöarna togs vardera 10 planktonprover med hjälp av båt på tio slumpvis utvalda platser. Proverna togs upp med hjälp av en planktonhåv med en maskstorlek på 100 µm och en håvdiameter på 20 cm. På varje plats sänktes håven först ned till botten och drogs sedan med jämn hastighet till ytan där överflödigt vatten silades ut. Håven sänktes sedan ned ytterligare en gång till kanten för att skölja ner plankton. Efter detta togs håven upp, det överflödiga vattnet silades ut, och provet tömdes över i en liten behållare. Därefter fixerades provet med Lugols lösning.
Proverna förvarades i kylskåp en vecka vartefter de analyserades. Proverna behandlades något olika. Ur de från Ellenösjön togs 6 ml från varje prov, på 110 ml, för analys, dessa späddes inte ut. Första provet från Hillingsätersjön behandlades på samma sätt medan övriga späddes till vardera 250 ml. Från dessa 250 ml togs sedan 25 ml till analys. En beräkning gjordes för att göra proven jämförbara. Mängden plankton räknades i ett planktonmikroskop (inverterat) med hjälp av räknekammare, planktonen artbestämdes dessutom. Vi har även utfört ett antal intervjuer med markägare runt Hillingsätersjön avseende fiskfaunan och markägarnas inställning till biomanipulation och en höjning av sjöns vattenstånd. Dessutom har vi utfört en litteraturstudie i ämnet.

Resultat

Resultatet av zooplanktonhåvning redovisas nedan i tabellform:

Hillingsätersjön

	Prov:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summa	Medelvärde
Cladocera													
Bosmina coregoni kessleri		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	**2**	**0,2**
Bosmina coregoni longispina		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**
Daphnia sp.		8	11	2	14	1	33	8	8	12	5	**102**	**10,2**
Copepoda													
Calanoida		9	11	1	15	14	36	34	12	27	5	**164**	**16,4**
Cyclopoida		7	15	2	20	5	21	16	6	30	5	**127**	**12,7**
Nauplius		26	30	14	37	21	84	38	21	27	18	**316**	**31,6**
Rotifera													
Asplanchna priodonta		12	8	6	4	1	13	6	6	1	4	**61**	**6,1**
Kellicotta longispina		1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	**4**	**0,4**
Keratella cochliaris		66	57	30	50	18	76	42	59	0	27	**425**	**42,5**
Keratella quadrata		86	67	59	85	40	113	85	71	1	63	**670**	**67**
Polyarthra sp.		0	1	4	1	0	0	1	0	0	0	**7**	**0,7**

Ellenösjön

	Prov:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summa	Medelvärde
Cladocera													
Bosmina coregoni gibbera		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	**2**	**0,2**
Bosmina coregoni kessleri		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	**2**	**0,2**
Bosmina coregoni longispina		0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	**2**	**0,2**
Daphnia sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**
Copepoda													
Calanoida		3	2	2	3	2	0	3	6	8	3	**32**	**3,2**
Cyclopoida		2	0	2	0	0	0	0	2	2	0	**8**	**0,8**
Nauplius		3	0	2	2	0	2	0	2	3	0	**14**	**1,4**
Rotifera													
Asplanchna priodonta		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**
Branchionus sp.		0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	**2**	**0,2**
Kellicotta longispina		2	2	2	5	2	0	0	3	2	2	**20**	**2**
Keratella cochliaris		2	0	5	3	0	2	0	3	0	8	**23**	**2,3**
Keratella quadrata		3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	**5**	**0,5**
Polyarthra sp.		0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	**10**	**1**

Tabellen ovan visar på klara skillnader i antal individer och artsammansättning mellan de båda sjöarna. Hillingsätersjön har exempelvis ett bestånd av *Daphnia* och *Asplanchna* som inte påvisats i Ellenösjön. Tabelldatan är korrigerad med avseende på spädningsserier utförda för några av proverna för att möjliggöra direkt avläsning av skillnader.

Jämförelse mellan Copepoder i Hillingsätersjön och Ellenösjön, avseende storlek
Från Hillingsätersjön respektive Ellenösjön togs två stickprov på vardera 15 copepoder. Dessa mättes med avseende på storlek. T-testet utfördes för att kontrollera om det fanns någon signifikant skillnad mellan medelvärdena. En signifikant skillnad förelåg inte (p= 0,19, SE=1,2, $\bar{X}$=35,1).

Fiskförekomsten i Hillingsätersjön
Sjön är enligt markägarna en artrik fisksjö (telefonsamtal med Ingvar Häger). De fiskarter som enligt dem återfinns är framförallt gädda, men även ruda, braxen, abborre, mört och lite ål. Även uppgifter som återfinns i litteraturen styrker detta. Fisksammansättningen medför goda förutsättningar för eventuell biomanipulering eftersom rovfisk redan finns tillgänglig.

Fiskförekomsten i Ellenösjön
Även Ellenösjön är mycket rik på fisk med åtminstonne 16 arter. Den är känd för sitt fina gösfiske, men här återfinns även samma arter som i Hillingsätersjön samt bl a lake, id, färna och sarv.

Diskussion

Effekter av eventuell uppdämning av Hillingsätersjön
Det finns många åsikter om vad en höjning av sjön skulle innebära. De flesta av markägarna är positiva till en höjning av sjön och tror att det skulle vara bra för naturvärdena. En av markägarna uttryckte att de flesta markägarna månar om naturen och dess värden. Dessutom såg de positivt på den eventuella ökning av fiskfaunan som en höjning skulle innebära. Vidare uttryckte de en önskan om uppröjning i strandzonen då denna på många håll växt igen av framförallt bladvass. Faktum är att initiativet till en höjning kom från en av de berörda markägarna som önskade en återgång till den sjö som fanns under hans barndom i början av 40 talet.
Någon enstaka markägare är orolig för att en höjning av sjön skulle inverka negativt på avvattningen av markerna. Vidare har synpunkter framförts på att det finns nödvändiga åtgärder som enklare kan genomföras, vilket inte utesluter en höjning av vattennivån. De gödselstackar som finns kring sjön som inte har en cementplatta bör få en sådan. Gödselhanteringen bör även ses över så att gödsel från de närliggande hönserierna inte sprids på åkrar runt sjön, på det sätt som naturgödsel sprids idag.
Troligen finns det inte någon större risk för oönskad översvämning eller annan negativ påverkan på berörda marker vid en höjning. En höjning av sjön skulle innebära att sjön fick en större area. Ett högre vattenflöde, t ex 50 års regn, skulle då inte medföra en så stor höjning av vattennivån eftersom utbredningsytan skulle bli större och den vattenvolym som då skulle krävas för att höja sjön blir större än innan en eventuell höjning av sjön.
En flödessimulering är utförd för att beräkna effekterna av en höjning. Vid ett 50 års regn (extremregn återkommande vart femtionde år), skulle enligt simuleringen, påverkan på sjön bli försumbar. Konstruktionen på dämningen av sjön är dock av vikt för vilken påverkan på fastigheterna kring sjön blir.

Påverkan på pelagialens plankton- och fisksammansättning i Hillingsätersjön vid en eventuell höjning av vattennivån

Planktonsammansättningen varierar beroende på näringsammansättningen i vattnet. Om eutrofieringsgraden styrs av vattenmängden kan man förvänta sig en förändring av näringssammansättningen i sjön vid en höjning av vattennivån. Detta är inte fallet för Hillingsätersjön då det är de omgivande faktorerna kring sjön som styr eutrofieringsgraden. I sjöns avrinningsområde ligger tre hönserier och ett antal jordbruk. Deras bidrag till sjöns näringsöverskott minskar inte relativt sett med en höjd vattennivå, det blir alltså inte en koncentrationsändring i det vatten som kommer från avrinningsområdet vid en volymförändring i sjön. En höjning av vattennivån i sjön är tänkt att bidraga till en längre uppehållstid för vattnet i sjön. Detta tillsamans med en störrre bottenarea ger ökade sedimentationsmöjligheter och även ökad denitrifikation. Detta kan ge en sänkning av näringsinnnehållet i det vatten som finns i sjön.
Det är inte enbart näringsförhållanden i vattnet som styr plankton sammansättning, minst lika viktigt är fiskbeståndets sammansättning (se avsnitt om biomanipulation nedan).

Hur påverkas fisksammansättningen av en höjd vattennivå? De två faktorer som styr effekterna på fiskpopulationen i en sjö är dess djup samt hur mycket grunda stränder som finns. Den höjning av Hillingsätersjön som diskuterats skulle göra sjön 0,5 – 0,7 m djupare. De förändringar man kan förvänta sig är större yta med grunda stränder och översvämmade strandängar.
Samtliga kända fiskarter som finns i sjön vill ha en sjö med grunda stränder och översvämmade ängar för reproduktionoch mörten gynnas även av en djupare och mörkare sjö (Muus och Dahlström 1990).

Fisken i en näringsberikad sjö missgynnas generellt sett. Detta gäller dock inte mörten som gynnas. Mörtens tillväxt leder till ett forsatt hårt betestryck på zooplankton. Fytoplanktonsamhället går då mot ett ett samhälle med små arter som satsar på förökning istället för predationsskydd, vilket innebär att det blir konkurrensreglerat.
Faktorer som bestämmer antal och artsammansättning hos fytoplankton är näringskoncentration och betning från zooplankton. En höjd eutrofieringsgrad i ett limniskt system leder till en ökad fytoplanktonproduktion.
Zooplanktonsammansättningen förändras från stora till små arter i en näringsberikad sjö.

Leder en sänkt näringsnivå till en förändrad struktur i det limniska systemet? En minskning av näringsnivån kombinerat med en utfiskning av mört och inplantering av rovfisk kan reversera utvecklingen och leda till ett samhälle som domineras av toppredatorerna. Detta leder till en minskad recirkulation av näringsämnen.

Biomanipulering och dess funktion

Om man vill minska grumligheten i eutroferade sjöar kan man använda sig av biomanipulation. Biomanipulation innebär en påverkan i sjöns näringsväv(http://www.ng.hik.se/~jh11am/, hemsida för instutionen för naturvetenskap i Kalmar). Rovfiskar har ofta en funktion som nyckelarter i sjöar(Lampert, Sommer, 1997) . De trycker ner populationen av planktonätande fisk och tillåter en ökning av zooplankton som i sin tur betar växtplankton. Vid en minskning av mängden rovfisk i

sjön skulle andelen planktonätande fisk kunna öka. Dessa skulle då reducera andelen stora betande zooplankton och leda till en dominans av små zooplankton. Detta skulle medföra ett lägre betestryck på växtplankton och ökad algtillväxt vilket i sin tur leder till att sjön grumlas. Detta medför även negativa konsekvenser på makrofyterna som påverkas av den minskade ljusgenomsläppligheten.
Resultaten av biomanipulation har varit något olika beroende på vilken metod man använder. En metod är att använda sig av gift i form av rotenon för eliminering av den plankktonätande fisken. Det är en icke selektiv metod, vilket innebär att man riskerar att slå ut både mörtfisk, rovfisk och zooplankton. Resultatet är ofta kortsiktigt och den planktonätande fisken kan återvända(http://www.ng.hik.se/~jh11am/, hemsida för instutionen för naturvetenskap i Kalmar).

Man försöker därför att använda metoder med mer långsiktiga effekter såsom utfiskning av den planktonätande fisken och/eller inplantering av ett stort antal rovfiskar. Genom inplantering av rovfisk såsom gädda eller gös håller man andelen planktonätande fisk (mörtfiskar) på en låg nivå, vilket leder till större zooplankton och på sikt klarare vatten. Det förekommer en del sekundära effekter av biomanipulering till följd av minskad andel växtplankton. Det är exempelvis att siktdjupet ökar(http://www.ng.hik.se/~jh11am/, hemsida för instutionen för naturvetenskap i Kalmar).
Ett ökat siktdjup främjar utbredning av bottenvegetation som i sin tur bildar habitat för evertebrater och vidare bättre födotillgång för fågelarter. Bottenvegetationen gynnas också direkt av att vissa mörtfiskar försvinner, så som braxen och björkna, eftersom dessa bökar i bottensedimentet och försvårar nyetablering.
Det finns även negativa effekter med biomanipulering, exempelvis kan algsamhället förskjutas mot mer betningsresistenta arter(http://www.ng.hik.se/~jh11am/, hemsida för instutionen för naturvetenskap i Kalmar).
. Är inte manipulationen tillräckligt stark finns det risk att effekten dämpas nedåt i kedjan och att växtplanktonsamhället aldrig påverkas.
En strikt reglering av fisket är troligen en förutsättning för att biomanipulation i eutrofierade sjöar skall lyckas på lång sikt, d v s uttaget av rovfisk får inte vara för stort. (http://www-umea.slu.se/fisk/sve/fragor/4Ss6.htm)
Rovfiskarna abborre, gös och gädda är under uppbyggnadsfasen mycket känsliga för ett för hårt fisketryck. Detta gäller även senare, när sjön nått en balans mellan rov- och bytesfisk.

Inplantering av Gös eller Gädda i Hillingsätersjön
Samtliga tillfrågade markägarna är positivt inställda till inplantering av gös (Sver-Inge Svensson, Ingvar Häger och Jimmy Högberg). Gösen är enligt kännare en av våra finaste matfiskar, vilket gör den intressant för sportfiskare.
Problemet med inplantering av gös är att den stora gäddpopulationen troligen kommer att äta upp den. En sådan inplantering innebär att gäddpoulationen måste reduceras avsevärt vilket är en onödig åtgärd då gädda i många fall har samma funktion som gösen.

I Vrångsjön, en närliggande sjö, har man redan försökt plantera in gös, 2200 exemplar planterades in men på grund av gäddpopulationen i sjön kunde inte gösen etablera sig i sjön (Ingvar Häger).

Gädda behöver inte planteras in i sjön då det redan finns ett stort bestånd i sjön (Sven-Inge Svensson, Ingvar Häger och Jimmy Högberg). Detta kan vara en fördel vid eventuell biomanipulation eftersom predatorfiskar är en förutsättning för att effekter av utfiskningen skall bibehållas.

För att komma till rätta med eutrofieringsproblemen i Hillingsätersjön har en uppdämning av sjön diskuterats (se ovan). De fördelar man skulle uppnå är flera, dels minskar man näringsbelastningen nedströms, dels går man tillbaka mot sjöns mer ursprungliga tillstånd och den rikare biotop som fanns en gång. Enbart en uppdämning av sjön skulle inte ge tillbaka den biodiversitet som en gång fanns, men den skulle vara ett steg på vägen.
Vår slutsats kring eventuell biomanipulering i Hillingsätersjön är att den skulle kunna vara genomförbar ifall man använder sig av den rovfiskfauna som redan finns d vs gäddan i kombination med viss utfiskning av mörtfisk.

Jämförelse av zooplanktonfaunan i Hillingsätersjön och Ellenösjön
Undersökningen av zooplanktonfaunan i de båda sjöarna visar i första hand att zooplankton förekommer i betydligt större antal i Hillingsätersjön än i Ellenösjön. Tänkbara orsaker till större antal zooplankton kan vara större födobas p g a högre belastning av näringsämnen och/eller lägre predationstryck från fisk
I Hillingsätersjön saknades arter som indikerar trofistatus. I Ellenösjön fann *vi Bosmina coregoni gibbera* och *Brachionus* (viss osäkerhet om artbestämning). Båda fanns i litet antal, men är indikatorer på eutrofiering.

Avseende fördelningen av antal plankton mellan olika arter och grupper kan följande vara värt att nämnas:

- Rotatorien *Asplanchna priodonta* prederar på små rotatorier exempelvis *Keratella* och *Polyarthra* (men äter även stora mikroalger och ciliater). *Asplanchna* fanns endast i Hillingsätersjön där den troligen gynnas av den stora tätheten av andra rotatorier.
- Stora filtrerande cladocerer, exempelvis *Daphnia*-arter, brukar konkurrera eller predera på suspensionsätande rotatorier. Om en sk top-down reglering hade förekommit, hade stora mängder av *Daphnia* inneburit en låg täthet av små rotatorier. Hillingsätersjön har en hög täthet av *Daphnia* vilket borde ge en synlig, negativ, effekt på bytespopulationen av rotatorier. Detta kan dock inte påvisas vilket antyder en bottom-up reglering, dvs temperatur eller näringsämnen reglerar i större utsträckning förekomsten av rotatorier. Indikationerna har påtalats av Jan-Erik Svensson (fil. Dr på institutionen för zoologisk ekologi vid Göteborgs universitet) men är diffusa och svårtolkade.

En storleksskillnad mellan copepoderna i de två sjöarna skulle kunna visa på skillnad i fisksamhällsstrukturen. En sådan kunde inte påvisas och inga slutsatser om sjöarnas fiskpopulationer kunde dras utifrån storlek.

De svårtolkade resultaten kan förklaras genom att undersökningen delvis var bristfällig då den enbart var semi-kvantitativ. En djupangivelse för respektive prov hade gett en större noggrannhet eftersom man då hade kunnat beräkna den teoretiska vattenvolym som

passerat genom håven. Användandet av annan utrustning hade gett ännu större noggrannhet men man tenderar alltid att underskatta beståndet eftersom organismerna reagerar på skuggor och undflyr planktonhåven.
Vår undersökning har dock visat på betydliga skillnader i zooplanktonfaunans täthet mellan de båda sjöarna. För att fastställa orsaken till skillnaderna krävs ytterligare studier, framför allt avseende sjöarnas trofistatus och struktur på fisksamhället.

Källförteckning

Cronberg, G., Växt- och djurplankton i Ellenösjön, augusti 1990, 1992 och 1995 (3 olika kompendier)

Lampert, W., U. Sommer, 1997. Limnoecology, the ecology of lakes and streams. Oxford University Press, New York, Oxford

Muus, B.J., P. Dahlström, 1990. Sötvattenfiske och fiske. Norstedt & Söners förlag, Stockholm

Samrådsförfarande, utredningar och andra dokument avseende höjning av vattenståndsnivån i Hillingsätersjön

Sandhall, Å., H. Berggren, 1981. Mikrobilder- liv i damm och sjö. Esselte studium

Svenland, C., 1996. Tillståndsrapportering. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun

Svensson, J-E. Närsalter och plankton i Viksjön 1997

Internetadresser:
http://www.environ.se

http://www.fiskeland.com/ellenosjon

http://www.fargelanda.se/vatmarker/vadvatmark.htm

http://www.ng.hik.se/~jh11am/

http://www-umea.slu.se/fisk/sve/fragor/4Ss6.htm

Telefoninterjuver:

Curt Svenland, projektledare i "Projekt våtmarker och skyddszoner"

Sven-Inge Svensson, markägare på Kronogården invid Hillingsätersjön

Ingvar Häger, markägare invid Hillingsätersjön

Jimmy Högberg, markägare invid Hillingsätersjön

Zoologiska institutionen
Vattenvård
Hösten 2000
Handledare: Ragnar Lagergren

UNDERSÖKNING AV BOTTENFAUNA I HILLINGSÄTERSJÖN

Birgitta Andersson Strandh
Per Hersle
Anders Asp
Ellinor Wallin

Sammanfattning

Som led i ett vattenvårdande projekt i södra Dalsland gjordes undersökningar av Hillingsätersjön för att utreda om en höjning av denna skulle vara en lämplig åtgärd för att öka retentionen och därigenom minska belastningen nedströms sjön. Deltagarna i kursen Vattenvård HT-00, på Göteborgs Universitet fick därför i uppdrag att utföra ett antal undersökningar av denna sjö. Förutom bottenfaunaundersökning gjordes djupmätning, provtagning för vattenkemisk analys, samt vattenprov för planktonbestämning.

Sediment hämtades upp med Ekman-hämtare från 15 slumpvis utvalda provpunkter. Proverna sållades varefter de funna organismerna bestämdes kvantitativt och kvalitativt på lab. Framför allt undersöktes förekomsten av *Oligochaeter* och *Chironomider*.

Förhållandet mellan *Oligochaeter* och *Chironomider* används för att beräkna O/C-index, vilket för Hillingsätersjön fick ett värde av 9.6, vilket tyder på en stark störning. I en bedöming av avvikelse från jämförvärde 8.5, tyder det på en mycket stor avvikelse.

Resultatet vid bestämningarna visade en dominans av *Chironomider*, främst *Chironominae* och *Tanypodinae*. Dessutom fann vi en stor mängd *Ceratopogonidae* i proverna. Förutom dessa tre hittades även andra taxa vid undersökningen. Överlag var merparten av individerna små.

Vid bedömning av en sjös kvalitet är även makrofytsamhällets utbredning och sammansättning av vikt. De makrofyter som kunde ses vid sjön eller kunde hittas i bottenproverna var framför allt täta bestånd av vass samt näckrosor.

Hillingsätersjön påstås innehålla bestånd av gädda, ruda och braxen, men detta är inget som kunde beläggas genom vår undersökning.

Värt syfte var, förutom att bestämma bottenfaunan i Hillingsätersjön, att bedöma vilken påverkan en eventuell höjning av vattennivån skulle kunna ge. Sjön har idag ett maximalt djup på ca 3 m, vilket ger relativt kontinuerlig omblandning av sjöns vatten under den del av året då sjön är isfri. I och med detta bör syretillförseln vara ganska god och det låga djupet förhindrar att språngskiktsbildning sker. Vid en höjning skulle däremot språngskikt eventuellt kunna bildas, vilket kan medföra att syrebrist uppkommer vid sjöns botten. Detta i sin tur skulle kunna vara fatalt för de bottenlevande organismer som har stort behov av syre.

Jämförelsen mellan Hillingsätersjön med Ellenösjön resp. Viksjön gav inga större skillnader i artantal. Individtätheten i Hillingsätersjön var däremot lägre än i de övriga två, vilket t.ex. skulle kunna tyda på högre predationstryck.

Förslag har lagts om inplantering av gädda eller gös, varav den förstnämnda pastas redan förekomma i sjön, varför en ökning av beståndet troligtvis inte skulle ge någon påverkan. Gös däremot skulle kunna reducera det eventuella beståndet av cyprinider, eftersom den är en effektivare predator än gädda i näringsrika vatten. Detta skulle i sin tur öka mängden bottenfauna och zooplankton på grund av minskad predation från cyprinider. En ökad betning på fytoplankton av zooplankton skulle ge ett ökat siktdjup där makrofyterna skulle kunna breda ut sig. Ett ökat gränsskikt till följd av ökad mängd bottenfauna, utbredning av makrofyter samt en nivåhöjning av sjön, skulle kunna leda till ökad retention.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING 1

INNEHÅLLSFÖRTECKNING 2

INLEDNING 3

Områdesbeskrivning 3
Frågeställningar 3

UTFÖRANDE 4

RESULTAT 5

DISKUSSION 6

Biomanipulation 7
Jämförelse mellan Hillingsätersjön 2000 och Ellenösjön 1999. 7
Jämförelse mellan Hillingsätersjön 2000 och Viksjön 1999. 7
Förslag till Åtgärd 8

REFERENSER 9

APPENDIX 10

Inledning

Med anledning av att Gullmarsfjorden under senare år visat tydliga tecken på övergödning har man i Munkedals, Färgelanda och Dals-Eds kommuner vidtagit en del åtgärder. Syftet med dessa åtgärder har varit att minska flödena med närsalter till Gullmarns avrinningsområde. Närsalterna kan härledas från jordbruksmarker som läcker näringsämnen och eroderar till Valboån, Örekilsälven samt Lerdalsälven. Som vattenvårdande åtgärder har man bland annat infört våtmarker, skyddszoner och sedimentationsdammar.

Som en del av detta gjordes en förstudie av Hillingsätersjön för att se om den var lämplig för återdämning. Bottenfauna-, plankton- samt hydrologiska undersökningar gjordes och vattenkemiprover togs.

Den här rapporten beskriver resultaten från bottenfaunaundersökningen i Hillingsätersjön.

Områdesbeskrivning

Hillingsätersjön är en grund lersjö med ett maxdjup på ca 3 m, och är mestadels omgivet av jordbruksland. Sjön är ca 60 ha stor och till den rinner två bäckar, Brohagebäcken samt Gunnarsnäsbäcken. Sjön avvattnas till Valboån via Bandenebäcken. Stränderna runt sjön består av åkermark, fuktig skogsmark eller strandängar. Sjön har på flera ställen breda vassbälten.

Enligt tidigare rapporter är sjövattnet samt Bandenebäcken grumliga och visar tydliga tecken på övergödning, då kraftig algtillväxt förekommit. Sjön befinner sig under kraftig igenväxning. Enligt ortbefolkningen skall det finnas gädda, braxen och ruda i sjön.

Frågeställningar

- Hur ser bottenfaunan ut i Hillingsätersjön ?
- Kan man få en indikation på betestryck från fisk genom att jämföra resultaten med förra årets undersökningar i Ellenösjön och Viksjön ?
- Hur utbrett är makrofytsamhället ?
- Kan ett högre vattenstånd påverka bottenfauna och bottenfisk-samhället och deras predatorer ?
- Är inplantering av gös eller gädda ett bra alternativ ?

Utförande

Material:

- Ekmanhämtare (0,0225 m^2)
- 15 st provburkar med lock
- Såll (maskstorlek: 0,5 mm)
- Sprutflaska
- 99,9 % etanol
- Måttband

Bottenprover insamlades från båt på 15 slumpvis utvalda platser i sjön. Provtagaren spändes och sänktes till botten. När den nått botten nedsläpptes ett lod som utlöste triggermekanismen, vilket medförde att provtagaren stängdes och sediment från botten innestängdes. Provet filtrerades genom ett såll och det grövre materialet hälldes över i en provburk och sållet spolades rent med en sprutflaska. Provet i burken spritades med 99,9 % etanol som hälldes i provburken tills en alkoholhalt av ca 70 % erhölls. Djupet där provet togs noterades också m.h.a. ett måttband.

På lab studerades proven i lupp och antalet *Chironomidae* (fjädermygglarver) samt antalet *Oligochaeter* (daggmaskar) räknades i varje prov. *Chironomidae* klassificerades till tre underklasser, *Tanypodinae*, *Chironominae* och *Orthocladinae*. Övriga arter noterades och bestämdes så långt som möjligt.

I sjöars profundalzon (vegetationslösa bottnar i sjöarnas djupare delar) kan eutrofiering och organisk förorening bedömas m.h.a. O/C-index. Det beräknas som individtätheten av oligochaeter dividerad med individtätheten av oligochaeter (O) och sedimentlevande chironomider (C), uttryckt som procent (tabell 1). Vid bedömningen används djupkorrigerade värden (d), vilka erhalls genom att procenttalet divideras med provtagningsdjupet (Naturvardsverket). Följande formel användes vid bestämningen:

$$O/C - index = \frac{O}{((O + C) \cdot d)} \cdot 100$$

Tabell 1: O/C - index

Klass	Benämning	O/C - index
1	Mycket lagt index	<0,5
2	Lagt index	0,5 - 4,7
3	Mattligt lagt index	4,7 - 8,9
4	Högt index	8,9 - 13
5	Mycket högt index	>13

Tabell 2: Jämförvärden

Klass	O/C – index	Benämning
1	< 0,3	Ingen eller liten avvvikelse
2	0,3-0,6	Mättlig avvikelse
3	0,6-0,8	Tydlig avvikelse
4	0,8-0,9	Stor avvikelse
5	> 0,9	Mycket stor avvikelse

Förhållandet mellan uppmätt index och jämförvärde (tabell 2) används här som mått på i vilken mån bottenfaunans tillstånd avviker från det naturliga och ursprungliga (Naturvårdsverket).

Resultat

Tabell 3. Antalet oligochaeter (O), Chironomidae* (C) och O/C-index från Hillingsätersjön på de 15 olika mätpunkterna.

Prov	Djup	O (Antal/m^2)	C (Antal/m^2)	O/C-index
1	1,5	178	222	29,6
2	2,3	44	89	14,4
3	2,7	489	356	21,4
4	2,6	133	889	5,0
5	2,8	0	267	0,0
6	2,9	44	356	3,8
7	1,3	0	0	0,0
8	2,5	178	489	10,7
9	2,5	267	267	20,0
10	2,4	44	533	3,2
11	2,5	44	711	2,3
12	2,1	622	756	21,5
13	1,9	0	756	0,0
14	2,3	311	889	11,3
15	2,8	0	267	0,0
Medel				**9,6**

**Chironomidae*, familjerna *Chironominae*, *Tanypodinae* och *Orthocladinae* ingår

Resultatet för O/C-index (tabell 3) blev 9,6 i medel som tyder på starka effekter av störning, där bottenfaunan visar stora avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden. En beräkning av jämförvärde visar också på en stark störning (tabell 2) då värdet ligger över 0,9 vilket indikerar på en mycket stor avvikelse (Naturvardsverket).

Arter som hittades presenteras i bilaga 1
Det dominerande djursamhället i bottenfaunan utgörs av fjädermyggor (*Chironomidae*) och då i huvudsak av *Chironominae och Tanypodinae*. Faborstmaskar (*Oligochaeter*) samt svidknottslarver (*Ceratopogonidae*). Förutom svidknottslarverna var de flesta individerna små.

Prov 3 innehöll förutom ovan nämnda djurgrupper grävande dagsländor (*Caenis* sp), sötvattensgråsuggor (*Asellus aquaticus*), snäckor (*Valvata* sp), dammussla (*Anodonta cygnea*), tofsmygglarv (*Chaoborus* sp) och en frilevande nattsländelarv (*Polycentropodida*).

Prov 1 och 12 innehöll Näckrosor, prov 1 innehöll även Näckmossa. I prov 2 fanns det rikligt med finträdiga rötter från makrofytvegetation. Prov 3 innhöll en hel del grovt organiskt material av ej fullständigt nedbrutna växtdelar. Prov 7 innehöll ofullständigt nedbruten vass.

Övriga prov innehöll mera fint sediment. Prov 6 innehöll lämningar i form av fjäll som troligtvis kom från braxen.

Betningstrycket verkar vara ganska högt vid en jämförelse med Ellenösjön och Viksjön. Bottenfaunan domineras av grävande former. Betningstrycket kanske är betydligt högre om man jämför individtätheten som är betydligt lägre i Hillingsätersjön (bilaga 2). Individtätheten kan även bero på näringstillgången.

Makrofytsamhället verkar sträcka sig till ett djup på ca 2,3 m.

Ett högre vattenstand torde inte påverka bottenfauna och bottenfiskarna. Eventuellt att predatorer som gädda går tillbaka till följd av minskad makrofytvegetation.

Inplantering av gös kan vara en lösning på problemet då den är en effektivare jägare än gädda i eutrofa vatten.

Diskussion

Vattenståndet var ovanligt högt i sjön på grund av den höga nederbördsmängd som fallit under hösten. Det djupaste provet togs på 2,9 m och sjön hade ett ca djup på tre meter enligt uppgifter från lodningen.

Levande makrofyter erhölls i prov 1 och 12 samt rötter i prov 2. Det djupast av dessa togs på 2,3 m. Om man bortser från prov 3 (som togs på ett djup av 2,7 m relativt lång ut i sjön och innhöll grovt organiskt material i form av växtdelar bl.a. vass, som måste ha transporterats dit), så bör makrofytvegetationen ha en utbredning till ca 2,3 m djup (få prov över detta djup innehöll makrofyter). Vad som håller tillbaka makrofyterna kan vara ljusets utbredning, eftersom turbiditeten tycks vara ganska hög, eller att en hög bioturbation leder till att makrofyterna har svårt att rota sig.

Makrofytvegetationen är bra för retentionen i sjön. Om vattennivån i sjön höjs finns det risk för att makrofyterna går tillbaka och retentionen minskar. Gäddbeståndet är beroende av vegetationen för sitt näringssök och kan gå tillbaka om makrofyterna minskar.

En nivahöjning kan även leda till att sjön skiktar sig med syrebrist i det undre skiktet som följd. Vid syrebrist minskar den totala ytan i bottensubstratet på grund av att en del av bottenfaunan dör. Om syrebristen blir stor kan svavelväte bildas och då dör bottenfaunan helt bort. Den risken torde dock vara ganska liten då sjön är ganska jämngrund och saknar djuphalor, da den lätt blandas om av vindar. Under extrema vintrar med is och snötäcke på isen kan syrebrist uppsta eftersom sjön då inte längre blandas om m.h.a. vindar. Under syrefria förhallanden ökar den interna belastningen och retentionen försämras.

Syreförhållanderna i sjön verkar vara tämligen goda då en hel del syrekännsliga individer påträffades som dammussla (*Anodonta cygnea)*, snäckor (*Valvata* sp), organismer som rör sig sakta och har svårt att komma undan vid syrebrist. En övervägande del av fjädermyggorna utgjordes av *Tanypodinae* som är känsligare för syrebrist är *Chironominae*. Flera fjädermyggor fångades än *oligochaeter* som också tyder på bättre syreförhållanden eftersom *oligochaeter* är mer taliga för syrebrister (substratet tycks också ha betydelse, da oligochaeterna ökade i det mer grova sedimentet). Prov 3 togs på ett djup av 2,7 m och innehöll grävande dagsländor (*Caenis sp)* och som kräver relativt stor syretillgång (Wetzel 1983).

O/C-index varierar mycket mellan punkterna, vad detta beror på kan vara svårt att tolka. Substratet har betydelse för bottensamhället och bör utgöras av samma slag för att få ett index med mindre variation mellan provpunkterna.

Biomanipulation

För att minska bioturbationen har det föreslagits att plantera in gädda eller gös i sjön. Enligt uppgifter från ortsbefolkningen ska det redan finnas gott om gädda i sjön. Gädda har svårt att jaga i grumligt vattnet och är en utpräglad kannibal. Ytterligare insättning av gädda torde inte öka gäddbeståndet eftersom det knappast saknas lekplatser. Troligtvis finns det inte underlag för fler gäddor i sjön än de som redan finns.

Gös är mer pelagisk och skall rent teoretiskt klara sig bättre i ett näringsrikt vatten än gädda. Gösens krav på sjön är att den bör vara större än 75 ha, näringsrik med sand eller lerbottnar med ett ca djup på 1-3 m. Den borde fungera relativt bra i Hillingsätersjön och den är även en kraftig betare på cyprinider. Nackdelen är att abborre och gädda ofta minskar (Degerman et.al 1998), troligtvis på grund av en ökad konkurrens.

En del försök har gjorts på området med varierande resultat. I sjön Ymsen i f.d. Skaraborgs län utsattes gösrom som sedan etablerade ett stark bestånd i sjön och betade ned bestånden av cyprinider (Degerman et.al 1998).

I Hillingsätersjön borde det var effektivt med ett riktat fiske efter cyprinider m.h.a. not. Sjön har ett maxdjup på ca tre meter och är ganska jämndjup, vilket borde göra den relativt lättfiskad (hinder kan vara risvålar eller sjunktimmer). Med not kan rovfisken sättas tillbaka i större grad än fiske med t.ex. nät.

Jämförelse mellan Hillingsätersjön 2000 och Ellenösjön 1999.

I en jämförelse mellan Hillingsätersjön och Ellenösjön finns en klar tendens för att Ellenösjön är mer påverkad av eutrofiering än Hillingsätersjön om man tittar på individtätheten. Ellenösjöns taxa skiljer sig inte så mycket från Hillingsätersjön 11 resp. 12 taxa, fördelningen skiljer sig dock med en övervägande del av oligochaeter i Ellenösjön som tyder på en ökad näringstillgång. En mindre mängd av *Tanypodine* har också hittats som indikerar på en ökad syreförbrukning.

Jämförelse mellan Hillingsätersjön 2000 och Viksjön 1999.

Bottenfaunan i Viksjön liknar ovanstående jämförelse.Dock finns det en taxa mer (kvalster) i Viksjön. (Andréasson et.al. 1999)

Vad gäller betningstrycket i Hillingsätersjön verkar det inte finnas några direkta skillnader mellan Ellenösjön och Viksjön. Bottenfaunan domineras av grävande former av organismer. Ellenösjön och Viksjön har stora populationer av cyprinider och eftersom dessa sjöars bottenfauna liknar Hillingsätersjön kan man anta att betningstrycket är ganska stort även här. Individtätheten är betydligt lägre i Hillingsätersjön mot de övriga två, det kan också vara en indikation på högt betningstryck.

Förslag till Åtgärd

Ett förslag till åtgärd är att först fiska ut mörtfisk m.h.a. not och sedan höja vattenståndet. Även inplantering av gös skulle kunna ha en god effekt på vitfisken. En risk finns att gäddbeståndet går tillbaka till följd av minskad makrofytvegetation samt ökad konkurrens från gösen. Genom ökad predation på cyprinider kommer bottenfaunan att kunna tillväxa och ge gränsskiktet en ökad yta. Ökad predation på bottenfiskar, medför att bioturbationen minskar och mindre näringsämnen kommer i omlopp. Predation på pelagiska cyprinider kommer att öka, vilket leder till att betningen på zooplankton minskar. Ökad predation på botten- och pelagiska fiskar kommer att leda till reducerad tillväxt av fytoplankton, dels genom minskad näringstillgång och dels genom ökad predation från zooplankton. Siktdjupet kommer därmed att öka och makrofytvegetationen kan breda ut sig till följd av ökad ljusintensitet och minskad bioturbation. Ökad makrofytmassa och bottenfauna samt minskad fytoplanktonmängd kommer tillsammans med volymökningen av sjön, vilket ger en längre omsättningstid, att öka retention.

Referenser

Erik Degerman, Per Nyberg, Ingemar Näslund, Dan Jonasson. 1998. Ekologisk fiskevård. Tryckeri AB Småland, Jönköping.

Wetzel, Robert G. 1983. Limnology. Second edition. Saunders college publishing.

Mandahl-Barth, G 1991. Vad jag finner i sjö och å. Norstedts förlag, Stockholm.

Mandahl-Barth, G 1982. Småkryp i sötvatten. Fältbiologerna, Märstatryck AB.

Naturvårdsverkets hemsida. www.enviro.se 001121,

Lindegaard, Claus 1997. Diptera Chironomidae, Non-biting Midges

Andréasson et.al. 1999. En jämförelse av Ellenösjöns och Viksjöns bottenfauna

Bilaga 1
Hillingsätersjön 2000-11-16

	Fylum	*Annelida*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*
	Klass	*Oligochaeta*	*Insecta*	*Insecta*	*Insecta*	*Insecta*	*Insecta*	*Insecta*
	Ordning		*Diptera*	*Diptera*	*Diptera*	*Diptera*	*Trichoptera*	*Ephemeroptera*
	Familj		*Chironomidae*	*Chironomidae*	*Chironomidae*	*Ceratopogonidae*	*Polycentropodidae*	
	U. familj		*Chironominae*	*Tanypodinae*	*Orthocladinae*			
	Släkte							*Caenis* sp
	Art							
Prov	Djup							
1	1,5 *1	4	3	3				
2	2,3	1	2			3		
3	2,7	11	6	2		1	1	4
4	2,6	3	13	7		13		
5	2,8		2	4		8		
6	2,9	1	2	6		7		
7	1,3 *5							
8	2,5	4	3	7	1	9		
9	2,5	6		6				
10	2,4	1	2	10		8		
11	2,5	1		16		11		
12	2,1 *2	14	13	4		2		
13	1,9 *3		13	4				
14	2,3 *4	7	13	7				
15	2,8		1	5		3		
Summa	2,3 *6	53	73	80	1	65	1	4

Fotnot *
1. Makrofyter, Näckrosor och Näckmossa
2. Grovt org. material bla. fin trädiga rötter från makrofyter.
3. Grovt org. material
4. Makrofyter, Näckrosor
5. Provet togs nära land, vass som lag pa botten hindrade ekmanhämtaren käftar att komma ner i sedementet. Endast lite sedement följde med provet samt en del vass.
6. Medeldjup

Bilaga 1
Hillingsätersjön 2000-11-16

	Fylum	*Arthropoda*	*Molusca*	*Molusca*	*Arthropoda*	*Nematoda*
	Klass	*Insecta*	*Bivalvia*	*Gastropoda*	*Crustacea*	
	Ordning	*Diptera*				
	Familj	*Chaoboridae*				
	U. familj					
	Släkte	*Chaoborus* sp		*Valvata* sp		
	Art		*Anodonta cygnea*		*Asellus aquaticus*	
Prov	Djup					
1	1,5 [1]				4	
2	2,3					1
3	2,7			6	4	
4	2,6					2
5	2,8	2				
6	2,85	1				
7	1,3 [5]					
8	2,5		1			
9	2,5					
10	2,4	1				
11	2,5	1				
12	2,05 [2]					
13	1,9 [3]					
14	2,3 [4]	1				
15	2,8	4				
Summa	2,3 [6]	10	1	6	8	3

Bilaga 2:
Ellenesjön och Viksjön 1999

Ellenösjön 1999

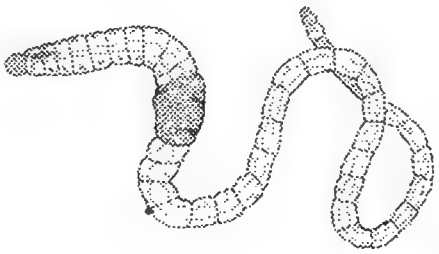
Djup (m)	O (antal/m^2)	C (antal/m^2)	((O/(O+C))*100)/djup
2	868	91	45,25
2	137	46	37,45
2	776	822	24,25
2	594	274	34,2
2	3653	1004	39,2
2,2	959	913	23,2
2,2	1324	411	34,7
2,5	3013	274	36,68
2,7	639	0	37
2,8	548	457	19,46
2,8	1370	776	22,78
6	3014	867	12,95
6,2	4794	1141	13,03
6,5	6803	104	13,4
6,8	502	91	12,44

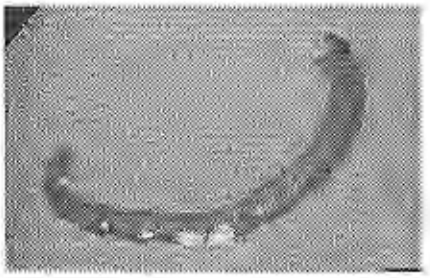
Viksjön 1999

Djup (m)	O (antal/m^2)	C (antal/m^2)	((O/(O+C))*100)/djup
2	457	411	26,32
2,3	548	320	27,45
2,3	0	0	0
2,3	1324	457	32,32
2,4	2877	228	38,61
2,5	639	46	37,31
2,5	2785	868	30,5
2,7	137	274	12,34
3	594	548	17,34
3	183	457	9,53
3	3059	776	26,59
3,75	1826	457	21,33
3,95	548	228	17,88
4	730	639	13,33

Göteborgs universitet, Vattenvård 10 p.
Hösten 2000

Bottenfaunaundersökning i Östersjön och Ellenösjön





Av:
Maria Carlsson
Carola Kokk
Mimmi Olsson
Babak Pakrooh
Monika Karlsen Schelander

Handledare:
Ragnar Lagergren
Gary Lång
Jonas Pettersson

Göteborgs universitet, Vattenvård 10p
Hösten 2000.

Sammanfattning

I början av november år 2000 gjorde vi en bottenfaunaundersökning i Östersjön och Ellenösjön. Sjöarna ligger i Färgelanda kommun i Dalsland. Trofigraden i de båda sjöarna bestämdes genom beräkning av O/C-index. Östersjön är en djup sjö omgiven av skog och berg medan Ellenösjön är en grund sjö i jordbruksbygd. Sjöarna är förbundna med varandra genom ett smalt sund. Undersökningen visar att Ellenösjön är kraftigt eutrofierad medan Östersjön är relativt opåverkad och fungerar som en fosforfälla. Den kan därför avlasta Ellenösjön och därigenom minska omfattningen av syrgasbrist i Ellenösjön. Om Östersjön hade varit en fosforkälla så kunde det varit aktuellt att bygga en barriär mellan sjöarna för att undvika ytterligare närsalttillförsel från Ellenösjön. Undersökningen visar att Östersjön är en fosforfälla och därför anser vi att man inte bör stänga av sundet mellan sjöarna.

Inledning

Under exkursion med vattenvårdskursen i Dalsland, Färgelanda och Munkedals kommun november år 2000, fick vi som uppgift att undersöka bottenfaunan i Ellenösjön och Östersjön. Anledningen till att exkursionen förlades till detta område är att Gullmarn och dess avrinningsområde ingår i "projekt våtmarker och skyddszoner". Projektet stöds av EU:s mål 5B Västra Sverige.

Ellenösjön och Östersjön är belägna i Färgelanda kommun, söder om Färgelanda. Sjöarna är förbundna med varandra genom ett sund och ingår i Örekilsälvens vattensystem som mynnar ut i Gullmarn. "Projekt våtmarker och skyddszoner" kom att påbörjas för att rädda Gullmarn, som är Sveriges enda tröskelfjord. Vattendragen inom Gullmarns avrinningsområde är övergödda, d v s har höga halter av närsalter (kväve, fosfor). Eutrofieringen leder till hög primärpoduktion, framförallt av planktonalger. Överskottet av planktonalgerna - den del som inte hinner konsumeras av djurplankton - sjunker till botten och bryts ned. Nedbrytningen är en syrekrävande process, vilket gör att syrebrist kan uppsta i större eller mindre omfattning. Vid total syrebrist dör hela bottenfaunan. Det gäller både i havet och i sötvatten.

Sjöar och vattendrag blir mer eutrofierade om de ligger i jordbruksdalar än om de omges av berg och skog. Detta märks tydligt vid en jämförelse av Ellenösjön, som är en starkt eutrofierad sjö i jordbruksbygd och Östersjön som är en relativt opaverkad sjö omgiven av skog och berg.

Sjöar har i allmänhet ett självreningssystem, d v s en förmaga att längsiktigt ta hand om näringsämnen som av naturliga eller onaturliga orsaker hamnar i vattensystemet. Olika organismer bryter ned det organiska materialet så att växtnäringsämnen åter frigörs. När syre finns närvarande binds överskottet av dessa näringsämnen i sedimentet och sjön fungerar som en fosforfälla. Vid anaeroba förhållanden fungerar sjön som en fosforkälla, då fosfor (i form av fosfat) avges från sedimenten till vattenmassan. En sjö som ej lider av syrebrist utan fungerar som fosforfälla har kapacitet att binda upp mer fosfor än den mängd den tar emot och kan därmed avlasta en mer näringsberikad sjö.

Syftet är att med hjälp av en bottenfaunaundersökning avgöra om Ellenösjön och Östersjön har en syrgasbriststressad bottenfauna samt sjöarnas trofigrad. En undersökning av bottenfaunan är ett komplement till kemiska och fysikaliska undersökningar av sjön. Den ger inte bara upplysningar om det aktuella tillståndet i sjön, utan även om hur förhallandena har varit under den senaste tiden.

Metod

Fältprovtagning i Östersjön och Ellenösjön

Bottenfaunaprover togs (2000-11-14), med hjälp av båt på slumpvis valda platser i sjöarna (fig 2, fig 3). Vid varje provtagningsplats ekolodade vi för att få reda på djupet, som har betydelse för vidare beräkningar. I Ellenösjön togs totalt fem prov och i Östersjön totalt 10 prov.

Vid provtagningarna av bottenfaunan användes en Ekmanhuggare (fig 1). Den sänktes ned på bottnen med öppna käftar som slogs igen m h a ett lod som löper på linan till huggaren. Huggarens innehåll tömdes i ett såll (0,5 mm maskstorlek) och silades i sjövattnet på plats. Resterande innehåll tömdes i märkta burkar och konserverades i 70 %-sprit.

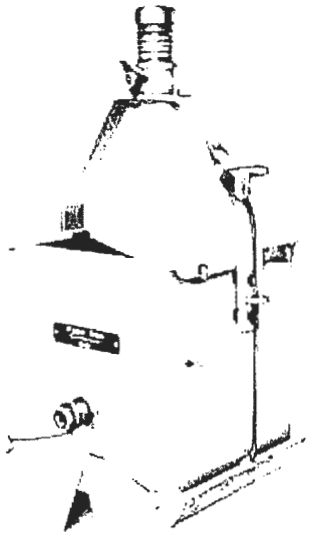


Fig 1. En Ekmanhuggare som används vid provtagning av bottenfauna.

Bestämning av bottenfauna

Med lupp undersöktes ungefär en tesked av provet i taget. Varje delprov lades i petriskål och späddes med vatten. Efter någon minut då koncentrationerna utjämnats kunde provet metodiskt avsökas efter djur som sorterades ut och senare artbestämdes.

Beräkning av O/C-index

O/C-index används för att beräkna en sjös eutrofieringsgrad, syrebrist och/eller organisk förorening. Indexet bygger på förhållandet mellan antalet oligochaeter (glattmaskar) och chironomider (fjädermygglarver). Oligochaeter är mer toleranta mot syrgasbrist än chironomider. Det innebär att oligochaeter blir proportionellt vanligare i de djupare delarna av sjön (vid ostörda förhållanden) och i eutrofierade sjöar där syrebrist ofta förekommer.

$$\text{O/C-index} = \frac{O}{O+C} \times 100$$

$$\text{Djupkorrigerat O/C-index} = \frac{O/C - index}{djup}$$

En bedömningsskala i fem klasser har framtagits av naturvårdsverket där klass 1 (lågt index) innebär att bottenfaunan liknar den som normalt förekommer under ostörda förhållanden. Ett lågt index kännetecknas också av arter som fodrar rent vatten och höga syrgashalter.

Klass 5 (högt index) i bedömningsskalan kännetecknas av att endast ett fåtal toleranta arter förekommer, d v s sjön har en låg syrehalt och/eller hög organisk belastning.

Resultat Östersjön

Tabell 1. Resultatet från de tio provtagningspunkterna i Östersjön:

Nr	Djup (m)	Oligo-chaeta	Tany-podinae		Chirono-minae		Chirono-mider	Plankton-mygglarv	Nattsländе-larver	Musslor	Svid-knott	Mussel-kräfta	Märl-kräfta
			"vit"	röd	"vit"	röd	Summa						
1	23,5	1	1	1	0	1	3	59	0	2	0	0	1
2	15,5	4	0	0	1	1	2	22	0	0	0	0	0
3	4,6	1	5	0	11	0	16	1	0	1	0	0	0
4	21	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
*5**	16	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0
6	9	2	2	1	2	2	7	0	0	1	0	0	0
7	16	4	3	0	0	0	3	6	0	0	0	2	0
8	10,3	5	1	0	6	10	17	0	0	0	0	0	0
9	12,2	5	2	0	3	1	6	9	0	0	0	0	0
10	6	9	0	0	20	6	26	0	1	1	3	0	0

(*) Punkt 5 ingår inte i beräkningen utan utgår, eftersom det uppstod ett fel på Ekmanhuggaren. Detta resulterade i att vi trots flera försök inte fick upp tillräckligt mycket material.

Resultatet visar att arter med låga syrgaskrav (oligochaeter) inte dominerar, men att de förekommer. En relativt stor andel röda chironomider tyder också på att syrebrist kan förekomma.

Djupkorrigerat O/C-index beräknades i två steg för varje provtagningspunkt:
O/C-index = O/(O + C)×100 och djupkorrigerat O/C-index = O/C-index/djup.
Resultatet av dessa beräkningar för de olika proverna redovisas i tabell 2.

Tabell 2. O/C-index (%) och djupkorrigerat O/C-index för varje provpunkt.

Provtillfälle	*1*	*2*	*3*	*4*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*
O/C-index (%)	25,0	66,7	5,88	0	22,22	57,14	22,73	45,45	25,71
Djupkorrigerat O/C-index	1,06	4,30	1,28	0	2,47	3,57	2,21	3,73	4,29

Medelvärdet av provtillfällenas djupkorrigerade O/C-index beräknades till *2,54.* Med hjälp av detta medelvärde placerades Östersjön i trofiklass 2 (1).

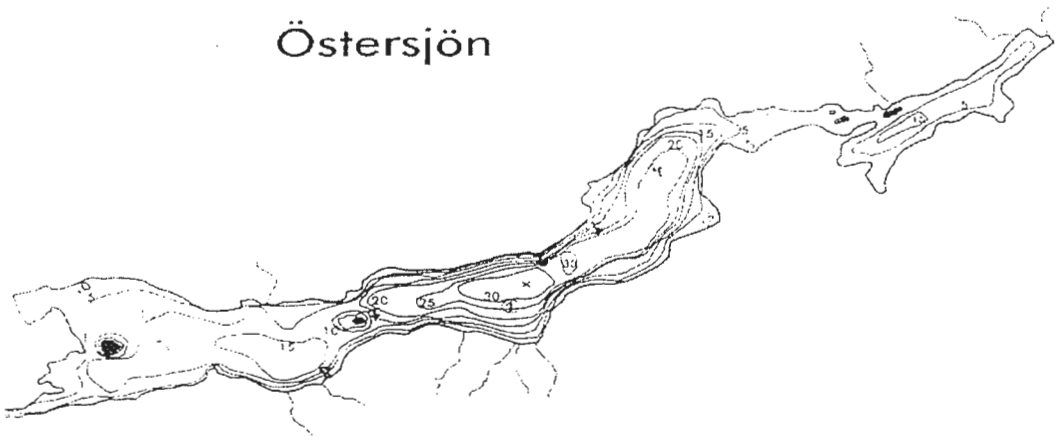


Fig 2. Fördelning av provpunkter i Östersjön

Resultat Ellenösjön

Tabell 3. Resultatet från de fem provtagningspunkterna i Ellenösjön.

Prov nr	Djup (m)	Oligo-chaeta	Tany-podinae		Chirono-minae		Ortho-cladinae	Chirono-mider	Musslor	Nematoder	Svidknott
			"vit"	röd	"vit"	röd		Summa			
1	2,4	6	1	0	0	0	0	1	1	0	0
2	3,7	5	1	0	1	0	1	3	0	8	4
3	3,9	2	4	0	2	0	0	6	0	5	0
4	5,2	4	0	0	0	0	1	1	0	2	0
5	4,6	2	0	0	1	0	0	1	0	0	1

Mycket låga individantal, få arter, många oligochaeter, nematoder och högt O/C-index tyder på att Ellenösjön är kraftigt eutrofierad. Även förekomst av Orthocladinae indikerar eutrofiering.

Djupkorrigerat O/C-index beräknades i två steg för varje provtagningspunkt:
O/C-index = O/(O + C)×100 och djupkorrigerat O/C-index = O/C-index/djup.
Resultatet av dessa beräkningar för de olika proverna redovisas i tabell 4.

Tabell 4. O/C-index (%) och djupkorrigerat O/C-index för varje provpunkt.

Provtillfälle	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
O/C-index (%)	85,71	62,50	25,00	80.00	66,67
Djupkorrigerat O/C-index	35,71	16,89	6,41	15,38	14,49

Medelvärdet av provtillfällenas djupkorrigerade O/C-index beräknades till **17,78**. Med hjälp av detta medelvärde placerades Östersjön i trofiklass 5 (1).

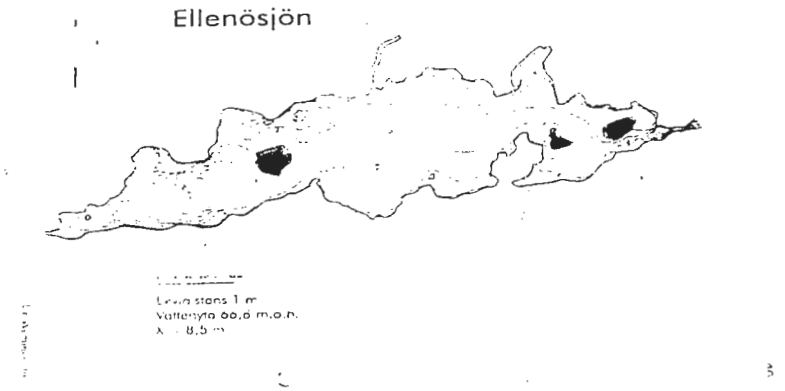


Fig 3. Fördelning av provtagningspunkter i Ellenösjön.

Diskussion Östersjön

Östersjön hamnar i klass 2 i den 5-gradiga bedömningsskalan, då det djupkorrigerade O/C-indexet beräknades till 2,54. Klass 2 definieras som måttliga effekter av störning. Bottenfaunan visar tecken på störning men avviker enbart något från den som förekommer under ostörda förhållanden.

Det högsta (djupkorrigerade) O/C-indexet beräknades för punkt 10 (strax utanför vassbältet). I denna punkt fick vi den största mängden organiskt material, vilket kan förklara det höga O/C-indexet, trots att de var en av de grundaste provpunkterna.

- I stort sett samma arter förekommer på djupa och grunda områden, men på de grunda områdena dominerar chironomider över oligochaeter.

- Arter med låga syrgaskrav dominerar inte, men de förekommer. Detta indikerar att syrgasbrist kan förekomma under vissa perioder av året.

- Antal taxa verkar inte skilja sig i någon större utsträckning mellan djupa och grunda bottnar, men däremot finns det fler individer på de grundare områdena.

- Förekomst av röda former av chironomider samt en något större andel oligochaeter på de djupare områdena, kan tyda på en viss syrgasbrist. Chironomider är i allmänhet syrekrävande djur. En del arter har hemoglobin i blodet och kan därför upprätthålla en konstant syreupptagningsförmåga trots sjunkande syrehalter i omgivningen. Vid syrebrist får man därför en större andel röda arter.

- Med utgångspunkt från vårt material är det svårt att svara på hur stor del av Östersjöns bottenyta som varit utsatt för syrgasbrist. Det behövs fler prover för att man ska kunna svara med någorlunda säkerhet.

- Vi tror att Östersjön i de flesta fall fungerar som en fosforfälla eftersom vi inte hittat några tydliga tecken på syrgasbrist, förutom förekomst av en del röda former av chironomider och en del oligochaeter. Ett litet individantal i provpunkterna kan betyda att bottenfaunan har varit totalt utslagen men nu börjar återhämta sig. Perioder med total syrgasbrist behöver inte vara långa - det räcker med några dygn för att bottenfaunan helt ska slås ut. Det är enbart vid total syrgasbrist som bottensedimentet fungerar som fosforkälla och läcker ut fosfor till vattenmassan. Vi tror att Östersjön under övervägande delen av året fungerar som fosforfälla och därmed också kan hjälpa upp förhållandena i Ellenösjön.

Den stora förekomsten av planktonmygglarver i några av proverna kan förklaras med att Östersjön är en djup sjö, ca 30 m. Planktonmygglarver hör egentligen inte till bottenfaunan utan till pelagialen. De kan förekomma tillsammans med fisk i djupa sjöar dels p g a att de är genomskinliga och dels för att de dygnsmigrerar i djupled. Det är två anpassningar för samexistens med fisk. Den ljusa delen av dygnet står de strax ovanför botten där fisken har svårt att upptäcka dem. Om de däremot förekommer i stora mängder i en grund sjö, indikerar det att sjön är fisktom.

Felkällor

Slumpmässigheten är kanske inte helt och hållet slumpmässig. Vi har inte använt någon vetenskaplig metod för att få ett slumpartat urval av provpunkter, utan mer eller mindre spridit punkterna någorlunda jämnt över sjön.

Vid sållningen kan vi ha förlorat en del material eftersom vi ibland fick in för mycket vatten i sållet.

Vi tror att den största felkällan är sorteringen av proverna. Det är lätt att missa små djur i mycket bottenmaterial. Det gäller särskilt oligochaeter, som dessutom lätt går sönder. Detta kan ge ett stort utslag i O/C-index.

Diskussion Ellenösjön

Ellenösjön får bedömas tillhöra klass 5 i den femgradiga bedömningsskalan som har O/C – index som grund, då indexet beräknats till 17,78 %. Ellenösjön har således en hög eutrofieringsgrad och är kraftigt organiskt förorenad.

Då proverna endast innehöll få arter varav många var oligochaeter och nematoder, som är syrebristtoleranta arter så har Ellenösjön troligen varit utsatt för syrebrist den senaste säsongen. Även de sedimentprover som huggen gav vid provtagningen indikerar att syrebrist har förekommit, då de innehöll mycket onedbrutet material.

Man kan se en tendens till att det finns fler arter och individer på de grundare provtagningspunkterna. Detta kan vara en slumpmässig fluktuation, då Ellenösjöns största djup ligger på 8 m och vi inte hade möjlighet att ta fler än fem prover. Därför varierar inte provdjupen tillräckligt mycket för att en slutsats ska kunna dras.

Mycket låga individantal, få arter, många oligochaeter, nematoder och högt O/C-index tyder på att Ellenösjön är en kraftigt eutrofierad och en möjlig fosforkälla.

Felkällor

Vi anser att vi hade för få provtagningspunkter vilket berodde på tidsbrist och på att mörkrets inbrott hindrade oss från att ta ytterligare prover, detta paverkade även sallningen som inte kunde ske med ett tillfredställande resultat. Man borde också ta fler bottenhugg vid varje provpunkt för att få en ökad noggrannhet. Provpunkterna maste tas slumpmässigt och spänna över sjöns djupskala för att kunna jämföra bottenfaunan vid olika djup.

Under hösten 2000 har detta område drabbats av översvämningar p g a ihallande lagtryck med nederbörd vilket kommit att medföra en ökad tillförsel av näringsämnen till sjön.

Vid analys av vårt insamlade material uppstod svårigheter i att kunna urskilja bottenfauna ur proverna och att artbestämma de djur vi kunde finna.

Sönderdelade oligochaeter och nematoder medför en risk för att samma individ kommer att räknas flera gånger vilket ger ett utslag på O/C - index om det inträffar. O/C – indexet är dock så högt för denna sjö så denna felkälla torde inte inverka nämnvärt på våra slutsatser.

Jämförelser med tidigare gjorda undersökningar

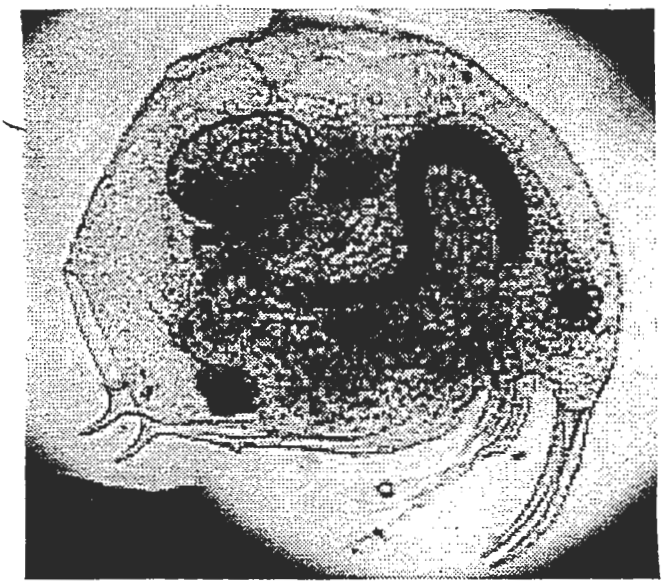
Vid en undersökning gjord av KM laboratorierna (1985-1990) i Ellenösjön och Östersjön påvisades m h a diversitetsindex och artsammansättning att Östersjön har relativt höga syrehalter med undantag för djuphålan (3). Detta överensstämmer med våra resultat och således har Östersjön ett bra fungerande självreningssystem. Östersjön har således haft kapacitet att fungera som fosforfälla åt Ellenösjön under den senaste tioårsperioden.
Ellenösjön bedömdes redan då vara näringsrik och tydligt föroreningspåverkad.

I november 1999 gjordes en bottenfauna undersökning i Ellenösjön av vattenvårdskursen, Göteborgs universitet. Man hade då möjlighet att ta 15 bottenhugg som fördelade sig på djup mellan 2 och 6.8 m. Beräkningar kom att ge ett O/C–index tillhörande klass 5, d v s >>13 (7). Detta styrker vår bedömning av Ellenösjön som varande kraftigt eutrofierad och visar att så få bottenhugg som fem kan ge en rimlig indikation på en sjös tillstånd.

Referenser

1) Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsregler för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag.
2) Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsregler för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag, bakgrundsrapport 2, 1999, biologiska parametrar.
3) Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön-Östersjön. Tillstånd och närsaltbelastning 1985-990. KM Lab.
4) Svenland, C., Svensson, J.E., Stenson, J. 1998. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium.
5) Lindegaard, C. Diptera Chironomidae, Non-biting Midges. Bestämnings litteratur. University of Copenhagen.
6) Mandahl, G, Barth. 1991. Vad jag finner i sjö och å. Norstedt Förlag, Stockholm 1991.
7) Göteborgs Universitet. 1999. En jämförelse av Ellenösjön och Viksjöns bottenfauna. Rapport HT1998.

Bottensediment -undersökning i Östersjön



Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Kurs:Vattenvård, ht-00
Handledare: Ragnar Lagergren
Karin Bergquist, Christian Franzl, Riitta Kallio, Pernilla Oxholm

SAMMANFATTNING 2

INLEDNING 2

BAKGRUND 2
BOTTENSEDIMENTET I SJÖN 3
FAMILJEN CLADOCERA OCH UNDERFAMILJEN BOSMINA 4
Närmare om Bosmina 5
ANDRA LIKNANDE PROJEKT 6
SYFTET MED UNDERSÖKNINGEN 7

METOD 7

RESULTAT 9

DISKUSSION 11

REFERENSER 13

BILAGOR 14

SAMMANFATTNING

Eutrofiering är ett stort miljöproblem i våra akvatiska system. Denna övergödning kan studeras i ett historiskt perspektiv genom att undersöka bottensediment. Då kan man till exempel använda *Bosmina*, som tillhör familjen *Cladocera*, som en indikatorart. Vissa arter av *Bosmina* gynnas mer än andra av eutrofiering och genom att uppskatta förekomsten av dessa i sedimenten fås en bra bild av eutrofieringsgraden i sjön. I detta projekt har tre olika sorters *Bosmina* identifierats, nämligen *gibbera*, *kessleri* och *longispina*. Fyra stycken bottenprover togs i sjön Östersjön vid datumet 001116, och analyserades senare i laborationssal. Liknande undersökningar som har gjorts i andra delar av världen visar att *B.gibbera* dominerar vid eutrofa förhållanden. Då det är troligt att Östersjön är drabbat av övergödning från omgivande mark borde detta resultat även vara synligt här. Något motsägelsefullt dominerade dock *B.longispina* i våra provsvar. Även mängden *B.kessleri*, som annars är ovanligt i Östersjöns pelagial, fanns i relativt stora mängder. Dessa resultat kan bero på en rad olika faktorer, bland annat på att sedimentet omblandas i ytskiktet. Det visar dock att Östersjön antagligen inte var drabbad av eutrofiering längre bak i tiden.

INLEDNING

Bakgrund

När en *Bosmina* växer ömsar den skal som sedan faller till botten och inlagras i sedimentet. *Bosminor* är lätta att artbestämma endast med hjälp av skalrester. Vissa *Bosmina*-arter indikerar mer oligotrofa förhållanden medan andra kan påvisa eutrofiering. *Bosmina gibbera* är en sådan art som trivs i näringsrika vatten och genom att undersöka frekvensen på dessa i sedimentet kan man säga något om näringstillståndet i sjön förr och nu. Arten *Bosmina kessleri* påvisar också eutrofiering om än i mindre utsträckning än *Bosmina gibbera*. Om arten *Bosmina longispina* däremot skulle dominera i sedimentet påvisar denna istället mer oligotrofa förhållanden. Men denna art kan ändå finnas i någon utsträckning i eutrofa sjöar.Genom att ta en sedimentpropp, låta den skiktas upp och atrtbestämma ett antal *Bosminor* i varje skikt blir det möjligt att följa frekvensen av Bosmina arterna och därmed trofigraden (Exkursionskompendium).

Östersjön är en del av Örekilsälvens vattensystem som är beläget i Munkedals och Dals-Eds kommuner. Vattensystemet mynnar så småningom ut i Gullmarsfjorden och vidare i Kattegatt. Avrinningsområdet består till stor del av jordbruks- och skogsmark vilket gör att eutrofieringsproblemen i systemet har ökat under senare år. De höga halterna av närsalter, framför allt kväve och fosfor, har lett till algtillväxt i ytvattnet under sommarhalvåret och döda bottnar p g a syrebrist. Speciellt större och grunda sjöar i systemet som Lersjön och Ellenösjön är överbelastade. Det är framförallt den stora erosionen av jord i avrinningsområdet som är bekymmersam. Därför har man startat ett projekt i området med syfte att anlägga skyddszoner och våtmarker som kan fånga upp

näringsämnena och minska mängden närsalter i de stora sjöarna (Exkursionskompendium).

Östersjön är också drabbad av eutrofiering då den är förbunden med Ellenösjön i ett smalt vattenstråk. Förbindelsen har öppnats upp i samband med byggande av en bro för några år sedan. Ellenösjön är ganska grund, ca 1,5-2 meter djup, medan Östersjön är betydligt djupare, som mest 30 meter djup på vissa ställen. Ellenösjön är i sin tur förbunden med Valboån som för med sig mycket eroderad jord från jordbruksmark ner i sjösystemet (Se karta, bilaga 1).

Under augusti månad 1995 undersöktes planktonsamhället i Ellenösjön och Östersjön (Cronberg 1995). Planktonsamhällena i båda sjöarna dominerades framför allt av eutrofa organismer. Detta indikation på att sjöarna är näringsrika och förorenade. Ellenösjön visade sig dock vara mer näringsrik än Östersjön. Förekomsten av djurplankton var mycket lägre i Östersjön än i Ellenösjön. Endast små mängder *cladocerer* påträffades här. Undersökningar av sjöarna gjordes även år 1990 och år 1992 med i stort sett samma resultat som 1995.

Bottensedimentet i sjön

Det finns olika metoder att bestämma tidsperioder i sediment. Om sedimenten är varviga kan dateringen göras exakt, då varje ljust vårskikt och mörkare sensommar skikt kan räknas. Kan inte detta göras blir dateringen relativt. (Exkursionskompendiet)
När det gäller Östersjön, är det troligt att 0,1-1 mm sediment motsvarar ett år. Detta innebär att det är en lång tidsperiod som vår projekt sträcker sig över. (Lagergren, muntlig källå). Det översta skiktet som representerar människans påverkan i senare tid är mycket tunt.

En metod man kan använda för att bestämma tidsaxeln i sjöar är sotpartikelberäkning i sjöbottensediment (Renberg & Wik,1985). Metoden som är indirekt innebär att antalet sotpartiklar i olika skikt från bottensedimentet räknas. Genom denna metod, att titta på innehållet i bottensedimentet speglas den historiska utvecklingen av i vilken grad fossila bränslen har använts. Vid undersökning av sediment kan man alltså få en bild av när det skett större utsläpp av fossila bränslen såsom olja och kol.

En sådan studie gjordes vid Gårdsjön som ligger i Bohuslän, några mil söder om Stenungsund. Jämförelser med två andra sjöar, Buvatten två mil norr om Stenungsund och Stuvvikesjön som ligger sydost om Buvatten har även gjorts. Bottensedimentet i Buvattnet är varvat och resultaten av undersökningen visar på maximalt sotinnehåll runt år 1970. Vid den tiden skedde förbränning av olja i större mängder i Stenungsund. Sjön ligger i precis i den vindriktningen som gör att mycket stoff hamnar där. Stuvvikesjön innehåller ett mindre antal sotpartiklar i bottensedimentet än vad Buvattnet gör och det beror på en större årlig ackumulation av organiskt material och en bioturbulenseffekt av sedimentet, alltså att det blir en större blandning av bottenmaterialet i den förstnämnda sjön (Renberg & Wik,1985).

Liknande fann man i Gårdsjön som i Stuvvikesjön, där vindriktning och bioturbulens hade betydelse för att en inte lika stor mängd sotpartiklar fanns som Buvatten hade runt år 1970. En faktor som har betydelse för hur mycket sotpartiklar sedimentet innehåller är att det tillförs material som finns runt sjön vilket påverkar resultatet. Hur stora partiklarna är har betydelse för hur långt bort från utsläppskällan de hamnar, mindre partiklar kan transporteras längre bort från utsläppskällan än vad de större kan (Renberg & Wik,1985).

Varför skulle man inte lika gärna kunna undersöka jordtäcket i en skog för att undersöka tidigare utsläpp och användning av fossila bränslen. Fördelen är att sotpartiklar i bottensedimentet av en sjö uppehåller sig här under en längre tid än de partiklar som ansamlats i skogens jordlager, vilket betyder att man kan få ett längre tidsperspektiv vid undersökningar av bottensediment i sjöar. Sotpartikelanalys av bottensediment är en relativt enkel och användbar metod som ger en historisk tillbakablick (Renberg & Wik,1985).

Familjen Bosminidae och underfamiljen Bosmina

I detta projekt används, som nämnts tidigare, *Bosmina* som indikatorart. *Bosmina* tillhör familjen *Bosminidae* som i allmänhet är viktiga organismer när det gäller undersökningar av vatten (Figur 1).

Indelning i djurets rike:

Phylum	*Artropoda* (Leddjur)
Classis	*Crustacea* (Krabbor)
Ordo	*Cladocera* (Hinnkräftor)
Familia	*Bosminidae*
Subfamilia	***Bosmina***
Species	*B.Longispina*, *B.Gibbera*, *B.Kessleri* ...

Figur 1. *Bosmina*s placering i ordning *Cladocera*.

Insekter är den dominerande klassen i phylum *Artropoda* på land, medan *Crustaceer* dominerar i salt- och sötvatten. Vidare är de flesta vattenlevande *Crustaceer* små, de är oftast inte längre än 1-2 mm. En stor del av djurplankton består av småkräftor som t ex *Ostracoda*, *Copepoda*, *Amphipoda* och *Cladocera*.

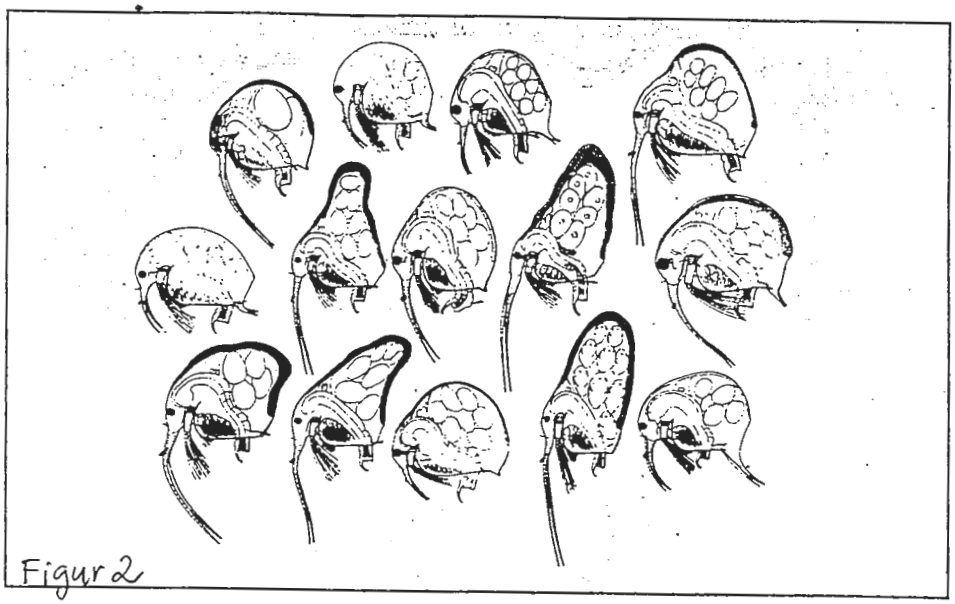
Bosminidaea, som tillhör ordningen *Cladocera* är små *Crustacea* som lever mestadels i sötvatten. Dess kropp omges av ett skal (carapax) som består av två delar. Bara huvudet med dess stora antenner är fria. Båda skalen hänger ihop med varandra på ryggen. Hos några arter sluter skalhälftena ihop sig med spetsar (mucro). Ett kännetecken för *crustacea* är att de har två par antenner. *Cladocera* använder sina antenner för att simma med. Det ser ut som om de hoppar i vattnet och därför kallar man dem också vattenloppor. Benen däremot, användes endast för respiration och för anskaffning av mat. Benen är väldigt mjuka extremiteter som stabiliseras med hjälp av blodtrycket -det fungerar på samma sätt som växternas turgortryck. Därför talar man också om

turgorextremiteter. *Cladocerer* livnär sig framför allt på växtplankton. Med hjälp av benen kan dessa djur tillverka en vattenström som transporterar näringspartiklarna till munnen.

Artropoder byter skal flera gånger under livscykel. Skalen som kallas cuticular frånskiljes av huden (epidermis) och består av tre olika skikt med olika uppgifter. Det innersta lagret kallas för endocuticula. Endocuticulan är mjuk och elastisk. Ovanpå detta lager ligger den stabila exocuticulan som fungerar som ett pansarskal. Slutligen finns det ett tunt skikt längst ut som kallas för epicuticular. Detta innehåller en del vax vilket gör *Artropoderna* vattentäta. Ömsning av skal är hormonstyrt, först löser hypodermisen upp endocuticulan med hjälp av enzymer. Därefter bygger den upp en ny så kallad procuticula. Slutligen rivs exokuticulan upp längs särskilda sömmar och *artropoderna* kan dra av den.

Närmare om *Bosmina*

Många zooplankton utvecklar olika morfologiska utseenden för att kunna undvika predationsangrepp på ett så effektivt sätt som möjligt. Hur dessa utseenden ter sig varierar beroende på antingen abiotiska faktorer eller kemiska substanseer som predatorn utsöndrar (Hellsten, 1997). *Cladoceren Bosmina* varierar sitt utseende genom att ha olika längder på snabeln och olika stora pucklar på carapax. Carapax kan dessutom vara försedda med ett spetsigt utskott kallat mucro. Men de stora pucklarna kostar energi vilket gör att tillräckligt högt näringsinnehåll måste finnas i sjön för att den sortens *Bosmina* skall kunna finnas. *Bosminor* med stora pucklar, t ex *Bosmina gibbera*, finns därför aldrig i näringsfattiga miljöer utan gynnas av eutrofiering (Föreläsning Stenson).

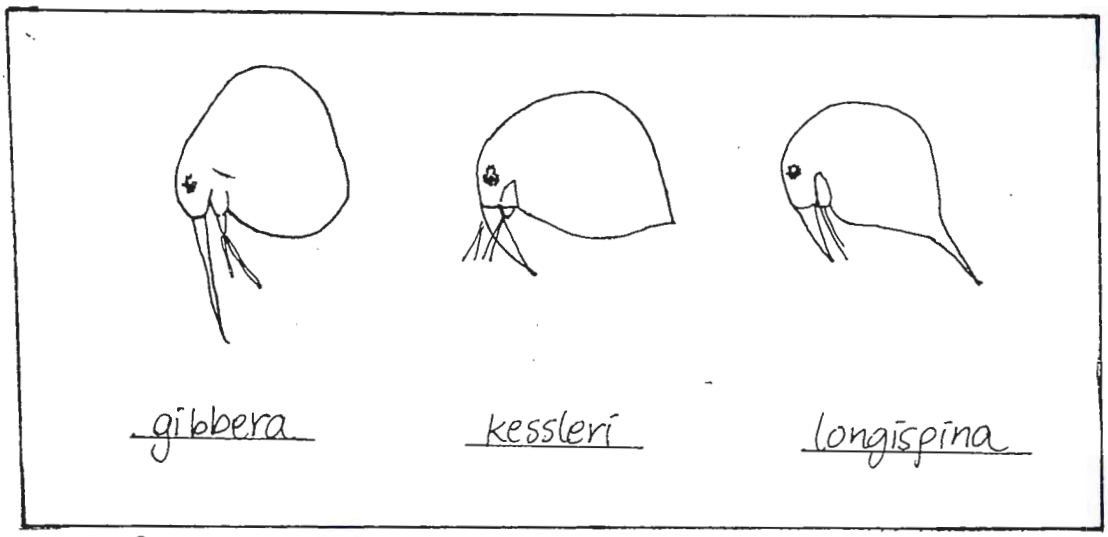


Figur 2

Flera pelagiala undersökningar har gjorts i Östersjön under åren 1988-1999 med avseende att undersöka olika former av *Bosminor*, främst *Bosmina gibbera* och *Bosmina longispina*. Då visade det sig att *Bosminornas* carapaxform växlade med årstiderna.

Under sommaren hade *Bosminorna* anmärkningsvärt högre pucklar och längre snablar än under resten av året. De olika *Bosminorna* fluktuerade i relation till varandra, dvs när en art dominerade var alltid den andra färre till antal. Det innebär att de olika sorterna gynnas av olika miljöer på bekostnad av andra sorter (Hellsten 1997).

Under åren 1988-1991 undersöktes förekomsten av *Bosmina gibbera* och *Bosmina longispina*. Resultatet visade att *gibberan* dominerade på våren under april-maj medan *longispinan* blev allt vanligare under sommarmånaderna juni till augusti. I september ökar tätheten för båda morferna, men istället blir *longispina* den dominerande arten. (Hellsten, 1997) En senare undersökning har gjorts i Östersjön 1999 och då undersöktes även *Bosmina kessleri* i vattenmassan. Dessa värden indikerade att *kesslerin* var mycket ovanlig i Östersjöns pelagial. I juni månad fanns det endast i medel 2,83 stycken per m^3 medan *longispinan* dominerade med 54,8 stycken per m^3. *Gibberan* fanns i medeltal 17,3 per m^3. Det fanns fler *kessleri* i juli, 65 stycken i medel per m^3,men då dominerade istället *gibberan* med 1306 stycken mot *longispinans* 916 stycken i medel per m^3. (Lagergren, opubliserade data) Man kan alltså konstatera att *kessleri* är mycket ovanligare i Östersjöns vatten än de andra *Bosminorna*.



Figur 3

Andra liknande projekt

Ökad näringstillförsel till sjöar har varit en naturlig del av sjösystemens utveckling redan innan människor kunde påverka denna. Därför kan det vara av stor vikt att gå tillbaka i tiden för att undersöka sådana "naturliga" eutrofieringar och se när och i hur stor grad dessa har inträffat. Genom att jämföra med yngre sediment kan man få reda på hur stor inverkan mänsklig aktivitet har haft på sjösytemen (Frey, 1969).

Att bestämma förhållanden vid olika tidsperioder med hjälp av organismer i sediment är ingen ny företeelse. Sediment bär på oerhört mycket information men i det flesta fall

utnyttjas den inte. Ett problem vid tolkningen av människans inverkan på sjösystem är att denna tidsperiod är mycket kort i historiskt perspektiv och avbildas därmed endast i liten del av sedimenten. Ett annat problem är att organismerna måste förekomma i en viss mängd för att överhuvudtaget kunna mätas på ett användbart sätt. De lämningar som kan användas för att mäta eutrofiering i sötvattenssediment är främst pollen, sporer, sotpartiklar samt olika slags fragment av *cladocerer* (Frey, 1969).

En studie som gjorts tidigt är från år 1966 av Goulden i sjösediment i Guatemala. Man försökte då återskapa sjöns historia. Denna visade att när en sjö blev mer produktiv, antingen genom naturliga förändringar eller genom mänsklig gödning fanns det mer lämningar i sedimenten av *cladocerer* (Frey, 1969).

Ett projekt som liknar vårt är ett tyskt projekt där sediment i 13 sjöar i norra tyskland har undersökts efter just olika bosminor. Hofmann har redogjort för arbetet i ett antal artiklar. Undersökningen rörde just de Bosminor som behandlats här ovan och visade att en växling av arter följde då eutrofieringen i sjön ökade. Förändringen av arter gick successivt från *longispina* till *kessleri* och sedan *gibberan* (Hofmann 1996, Hofmann 1991).

Syftet med undersökningen

Vår uppgift är att studera *Bosminor* i sediment på Östersjöns botten. Med undersökningen hoppas vi kunna se om eutrofieringen har varierat och ökat genom årens lopp. Om det är som vi tror har eutrofieringen ökat markant under de senaste åren p.g.a mänsklig påverkan i landskapet. I så fall borde *longispinan* dominera i de tidiga sedimentskikten medan *gibberan* borde dominera i de översta skikten. Om sjön har förändrats mycket under senare år medan tillståndet varit oförändrat under tidigare år indikerar detta att tillståndet är "onaturligt". Då kan man argumentera för att åtgärder bör sättas in för att minska eutrofieringen i sjön.

METOD

Tillvägagångssättet var följande: arbetet inleddes med en introduktion av sedimentproppsprovröret av handledaren Ragnar Lagergren. Vi blev även visade var sedimentpropparna skulle tas (bilaga 1). Sammanlagt togs fyra sedimentproppar, två prover på 15 meters djup och resterande två vid ca 30 meters djup.

För att vara en tillräckligt bra sedimentpropp skulle den vara minst tio centimeter, vilket visade sig vara relativt svårt att åstadkomma och många försök gjordes, innan vi lyckades. Röret sänktes ner i vattnet och nådde så småningom botten, därefter drogs röret upp ca en meter för att därefter släppas ner igen. Instrumentet drogs sakta upp och precis under vattenytan täpptes nedre delen av röret igen med handen, även ovandelen täpptes

igen här med en pistong. Allt överskottsvatten hälldes ut och det blev mestadels sediment kvar.

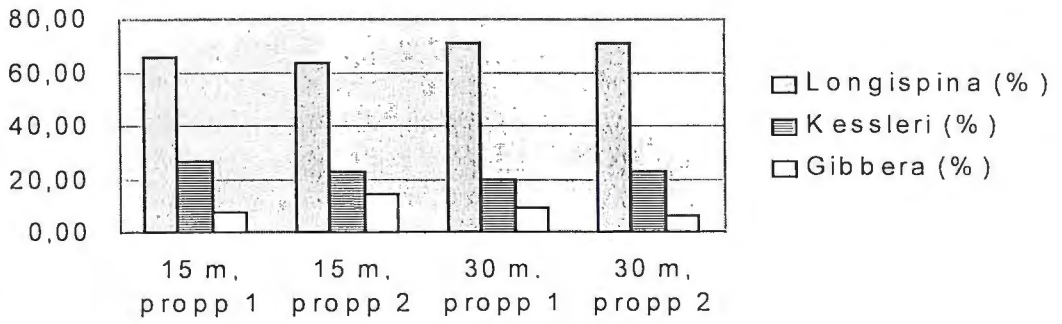
Viktigt att tänka på var att röret skulle sluta tätt. Röret vändes därefter upp och ner och sediment trycktes ut ca en centimeter i taget med hjälp av en pistong. För att kunna mäta mer exakt hade en plastburk tillverkats där en centimeter hade märkts ut. Leran trycktes upp genom ett av de två hålen i en liten platta och mättes mha plastburken. Under det andra hålet hade vi en plastburk dit varje sedimentskikt fördes. Vid varje provtagning fick vi mellan 7-10 burkar. Varje burk numrerades där det första uppmätta skiktet (nr1) är det undre bottenskiktet och även det äldsta, högre nummer är yngre skikt. Tidsmässigt tog det ca fyra timmar för provtagningen, ca 10 timmar per person i laborationssalen och gruppen består av fyra studerande.

I laborationssalen analyserades proverna i mikroskåp vid 100 gångers förstoring. Ur varje burk togs slumpmässigt ut sediment som till viss del späddes med vatten och därefter räknades artantalet upp till 50 stycken *Bosminor*. Vi fick härigenom ut en frekvens av de tre olika *Bosmina*-arterna. Innan sammanräkningen började jämförde vi med varandra hur arterna såg ut för att liknande bedömningar skulle kunna göras av *Bosmina*- arternas morfer. Vilken *Bosmina* art skalen kommer ifrån kunde bestämmas utifrån formen på mucron. Artbestämning gjordes således endast utifrån *Bosminornas* bakdelar. Beräkningar gjordes endast av ett av de två proven vid 15 meters djup och ett av proven vid 30 meters djup eftersom tiden var knapp eftersom alla i gruppen hade fått liknande resultat. Utav de kvarvarande burkarna räknades *Bosmina*-skalen endast i de yngre skikten.

Till sist delades respektive artantal i varje skikt med totala antalet *Bosminor*, alltså i varje skikt räknades upp till femtio individer och artantalet av respektive art i varje sedimentskikt delades med denna siffran och resultatet blev då i procentform.

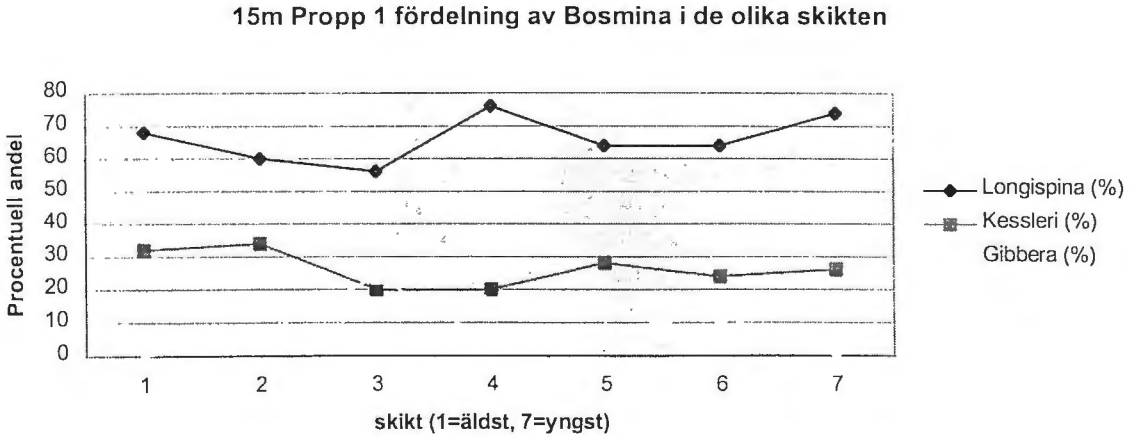
RESULTAT

Totalt analyserades 23 stycken sedimentprov. Av dessa var 13 stycken tagna vid ca 15 m djup, och 10 stycken vid ca 30 m djup. Den genomsnittliga förekomsten av skal från de olika *Bosmina*-arter var följande; *longispina* 67,8 %, *kessleri* 22,8% samt *gibbera* 9,4% (Bilaga 2). Inga klara skillnader mellan de två olika djupen kunde observeras (Figur 4). Vid 30 m djup var dock den genomsnittliga procentuella andelen *longispina* något högre än på 15 meters djup (70,9 % respektive 64,7 %) medan andelen *kessleri* och *gibbera* var något lägre. Mer bestämt var andelen *kessleri* samt *gibbera* relativt stabil, med variation på endast ca tre procentenheter. På 30 m djup observerades 21,2 % kessleriskal medan ca 7,9 % av de funna skalen tillhörde arten *gibbera*. På 15 m djup var motsvarande värden 24,4 % *kessleri* och 10,9 % *gibbera*.

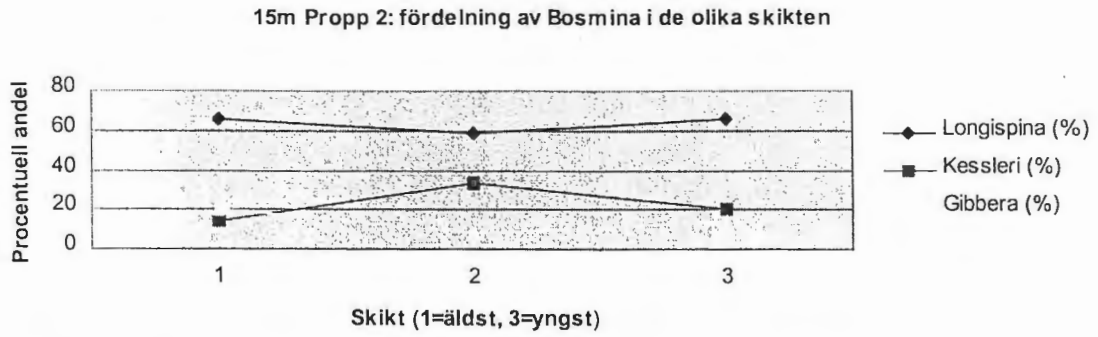


Figur 4. Procentuell andel av skal från de tre olika *Bosmina*-arter i Östersjön.

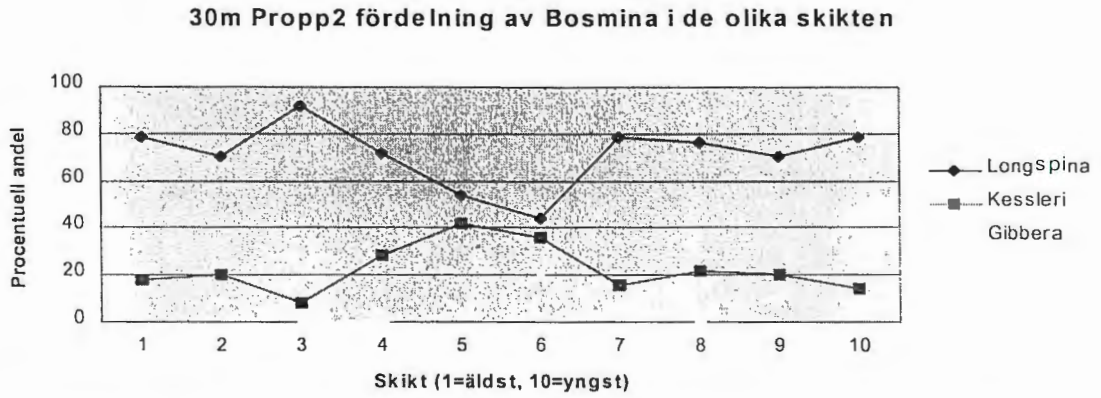
Förekomst av skal från de olika arterna var relativt stabil även mellan de olika skikten, särkilt bland proverna som tagits från 15 m djup. Något mer variation kunde observeras mellan de två olika propparna tagna på ca 30 m djup (Figur 5-8).



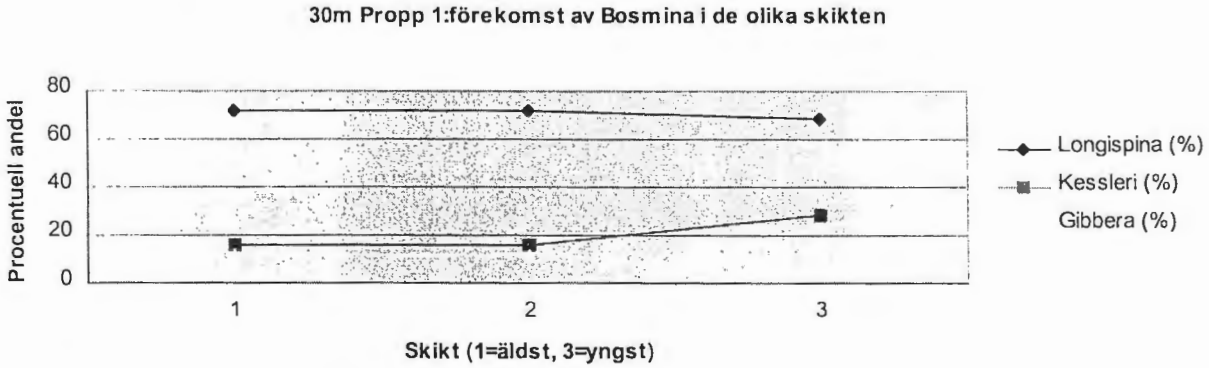
Figur 5. Procentuell andel av skal från de olika arter i de olika skikten. Skikt 1 är det äldsta, skikt 7 det yngsta. Varje skikt var lite drygt 1 cm tjockt.



Figur 6. Procentuell andel av skal från de olika arter i de olika skikten. Skikt 1 är det äldsta, skikt 3 det yngsta. Varje skikt var lite drygt 1 cm tjockt.



Figur 7. Procentuell andel av skal från de olika arter i de olika skikten. Skikt 1 är det äldsta, skikt 10 det yngsta. Varje skikt var lite drygt 1 cm tjockt.



Figur 8. Procentuell andel av skal från de olika arter i de olika skikten. Skikt 1 är det äldsta, skikt 3 det yngsta. Varje skikt var lite drygt 1 cm tjockt.

De högsta värdena för arten *longispina* kunde observeras på 30 meters djup i skikt 3, där 92 % av skalen tillhörde arten. Lägsta andelen longispinaskal observerades i samma

propp, men i skikt 6. Andelen *kessleri* på de olika proven varierade mellan 42 % och 8 %, båda dessa värden observerades i den andra proppen tagen på 30 meters djup. Arten *gibbera* i sin tur hade värden mellan 24 % och 0 %. Högsta värden observerades på 15 meters djup. Nollvärden observerades både på 15 m och 30 meters djup.

DISKUSSION

Östersjön påverkas troligen av ökande mängder näringsämnen från omgivningen.Vid provtagningstillfället kunde algblommingar observeras, något som kan tyda på eutrofiering. Tidigare *bosmina* studier i Östersjön påvisar även eutrofiering 1988-1997 (Hellsten 1997). Vår hypotes var att de nedre skikten, vilka även var de äldsta, skulle domineras av *longispina*. Tidigare undersökningar tyder på att *B. gibbera* dominerar under vår och tidigt sommar i pelagialen utav de tre undersökta *Bosmina* arterna (Hellsten 1997). Detta gör att vi antar att *B. gibbera* skalen borde dominera i de övre skikten, som speglar människans inverkan i sjösystemet. När det gäller platserna för provtagning var djuphålan på 15 meter närmare belägen Ellenösjön än djuphålan på 30 meter. Då Ellenösjön är klart eutrofierad och vatten därifrån kan transporteras via sundet till Östersjön förväntades högre *B. gibbera* i proverna tagna på 15 meters djup.

I vår undersökning hade *B. longispina* högst frekvens i alla skikt utav de tre arterna. Även i de yngre skikten var *longispina* dominerande, något som inte hade förväntats. Vidare indikerar vårt resultat en större variation av *Bosmina* artena på ca 30 meters djup än på ca 15 meters djup. *B. kessleri* hittades i större mängd än vad som förväntades utifrån tidigare undersökningar, då de är relativt sällsynta i pelagialen (Lagergren, opubl.). Nedan följer ett antal möjliga faktorer som kan ligga bakom detta resultat.

- Sedimentprovet med alla dess skikt representerar en väldigt lång tidsepok, eftersom sedimentationshastigheten endast skapar 0,1-1 mm tjockt lager varje år. Det är därför mycket lätt att inte få med det allra översta skiktet i våra prover. Dessutom påverkas detta skikt, som kanske är det mest intressanta för eutrofiering ur antropogen synpunkt, av turbulens av undervattensströmmar som kan forsla undan skal från senaste tidsperioder.

- En förklaring för de höga observerade halterna av longispinaskal kan var att vatten kvalitén faktiskt är mycket bra i Östersjön. Detta är dock tveksamt.

- Teoretisk sett kan det finnas skillnader i arternas skaltjocklek och/eller kemisk sammansättning av skalen. En orsak skulle då kunna vara att *gibberas* skal är mer lättnedbrytbart än de andra arternas skal, vilket skulle förklara att dess förekomst var så låg. Även andra skillnader kan finnas när det gäller *Bosminas* skal, t.ex. att *B. gibbera* inte ömsar skal lika ofta som de andra arterna. En förklaring skulle också kunna vara att *B.gibbera* pga sin storlek, råkar ut för predatorer i högre grad än de andra *Bosmina* arterna.

- Det faktum att provställena slumpades ut och var ganska få I antal kan göra att de inte är representativa för hela sjön. Det kan även ha varit bioturbulens i området och sedimenten kan ha rörts om. Det fanns vattenfall i närheten vilket möjligen kan ha påverkat våra resultat. Hade proverna tagits närmare sundet mellan Östersjön och Ellenösjön hade resultatet kanske varit annorlunda. Detta eftersom det är möjligt att finna en eutrofieringsgradient över sjön där den största eutrofieringen finns vid sundet. Sjöns självrening minskar eutrofieringen allt längre bort från sundet.

- Till sist kan den mänskliga faktorn ha inverkat både vid provtagnings tillfället och under laborationsarbetets gång. Dels fanns det en möjlighet att skiktena blandades då provet togs upp ur vattnet och vändes för att skiktas, och dels kan fel ha gjorts vid mikroskopieringen. Det senare är dock mindre sannolikt eftersom de olika skikten i de fyra proven som togs analyserades slumpvis av fyra personer och skalresterna jämfördes sinsemellan.

Resultatet kan tyckas vara något oförväntat med tanke på uppnådda resultat vid tidigare liknande undersökningstillfällen för levande plankton. Man bör dock ha i åtanke att sedimentproverna främst återspeglar den historiska utvecklingen och inte den nuvarande situationen. Med hjälp av denna information blir det även lättare att uppskatta graden av eutrofiering i sjöns nuläge. Om Östersjön kan sägas vara eutrofierad p.g.a mänsklig påverkan tyder våra resultat på att så inte tidigare var fallet, därför blir det högst aktuellt med åtgärder i syfte att motverka denna skadliga process. Detta kan förslagsvis vara att anlägga våtmarker.

REFERENSER

Cronberg G. (1995) Växt och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön,

Frey D. (1969) Evidence for Eutrophication from Remains of Organisms in Sediments, Eutrophication: Causes, Consequences, Proceedings of a Symposium,

Hellsten M., Stenson J. (1997) Cyklomorphosis in a Population of *Bosmina Coregoni*, Population and Behavioural Ecology of two *Eubosmina* species, with emphasis on A Antipredator traits, University of Göteborg,

Hofmann W. (1991) The late-glacial/holocene *Bosmina* (*Eubosmina*) fauna of Lake Constance (Untersee) (F:R:G): traces of introgressive hybridization, *Hydrobiologia* 225: 81-85

Hofmann W. Empirical relationships between cladoceran fauna and trophic state in thirteen northern German lakes: analysis of surficial sediments (1996) *Hydrobiologia* 318: 195-201

Lagergren R, opublicerad data, Göteborgs Universitet

Lilljeborg W. (1983) Cladocera sueciae

Renberg I., Wik M. (1985) Soot particle counting in recent lake sediments An indirect dating method, Lake Gårdsjön An acid forest lake and its catchment, edited by Andersson F., Olsson B. Ecological Bulletins, Lund

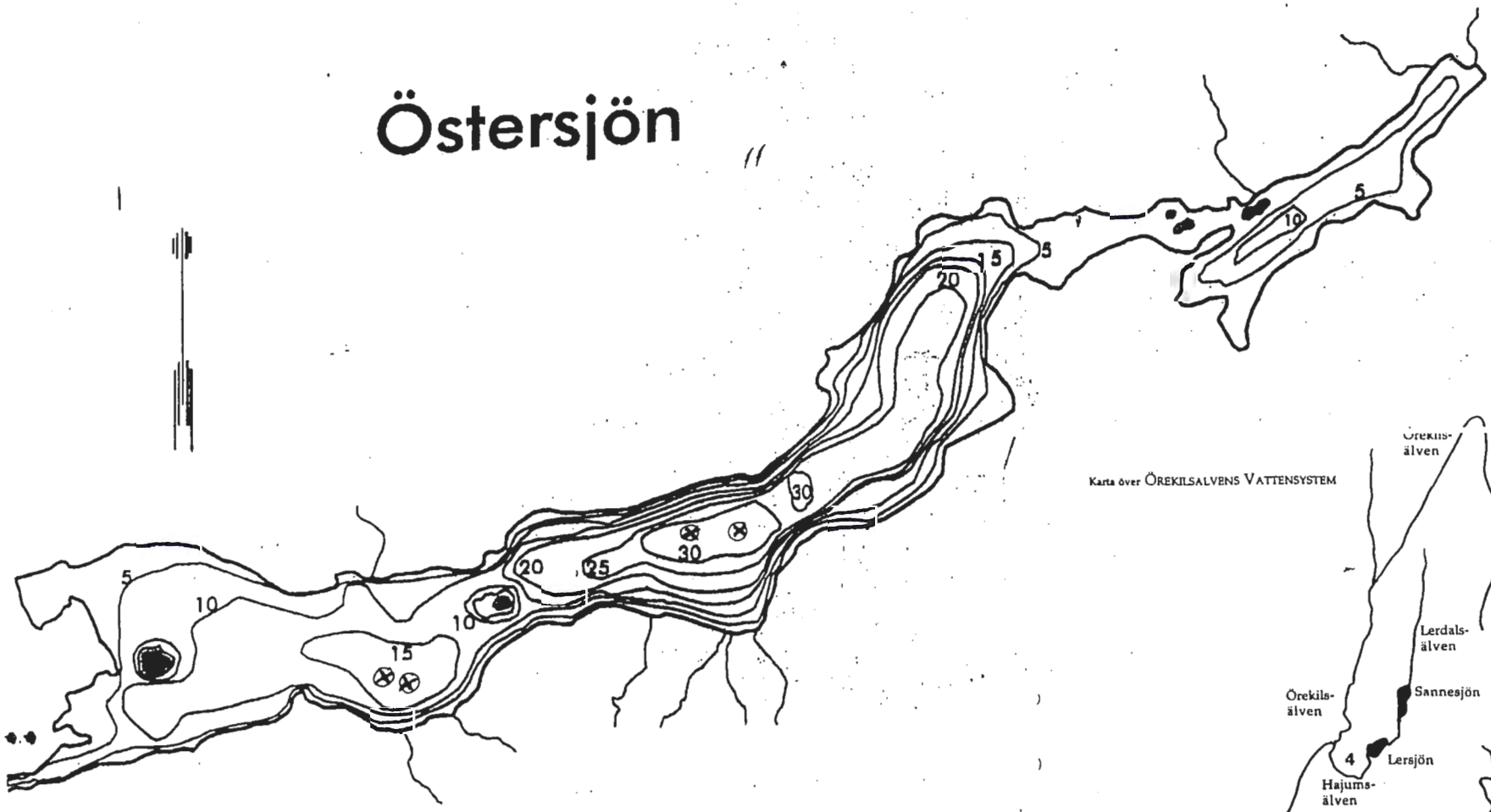
Stenson J , föreläsning 001120

Svenland, Svensson, Stensson (2000) Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem- Exkursionskompendium, Göteborgs Universitet

Westheide W. (1996) Spezielle Zoologie, Osnabrueck

BILAGA 1

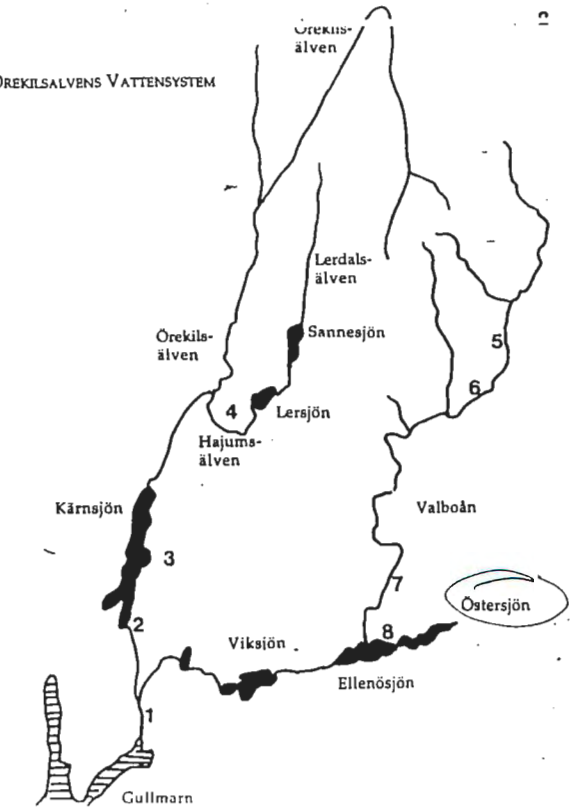
Östersjön



Ekvidistans 5 m
x = maxdjup

⊗ = plats för provtagning

Karta över ÖREKILSALVENS VATTENSYSTEM



Ur Wemmer,

Förekomst av Bosmina-arter i sedimentprover från Östersjön 001116

15 m - Propp 1			
Skikt (1=äldst)	Longispina (%)	Kessleri (%)	Gibbera (%)
1	68	32	0
2	60	34	6
3	56	20	24
4	76	20	4
5	64	28	8
6	64	24	12
7	74	26	0
Medel	66,00	26,29	7,71

15 m - Propp 2			
Skikt (6=äldst)	Longispina (%)	Kessleri (%)	Gibbera (%)
6	66	14	20
7	58,3	33,3	8,3
8	66	20	14
Medel	63,43	22,43	14,10

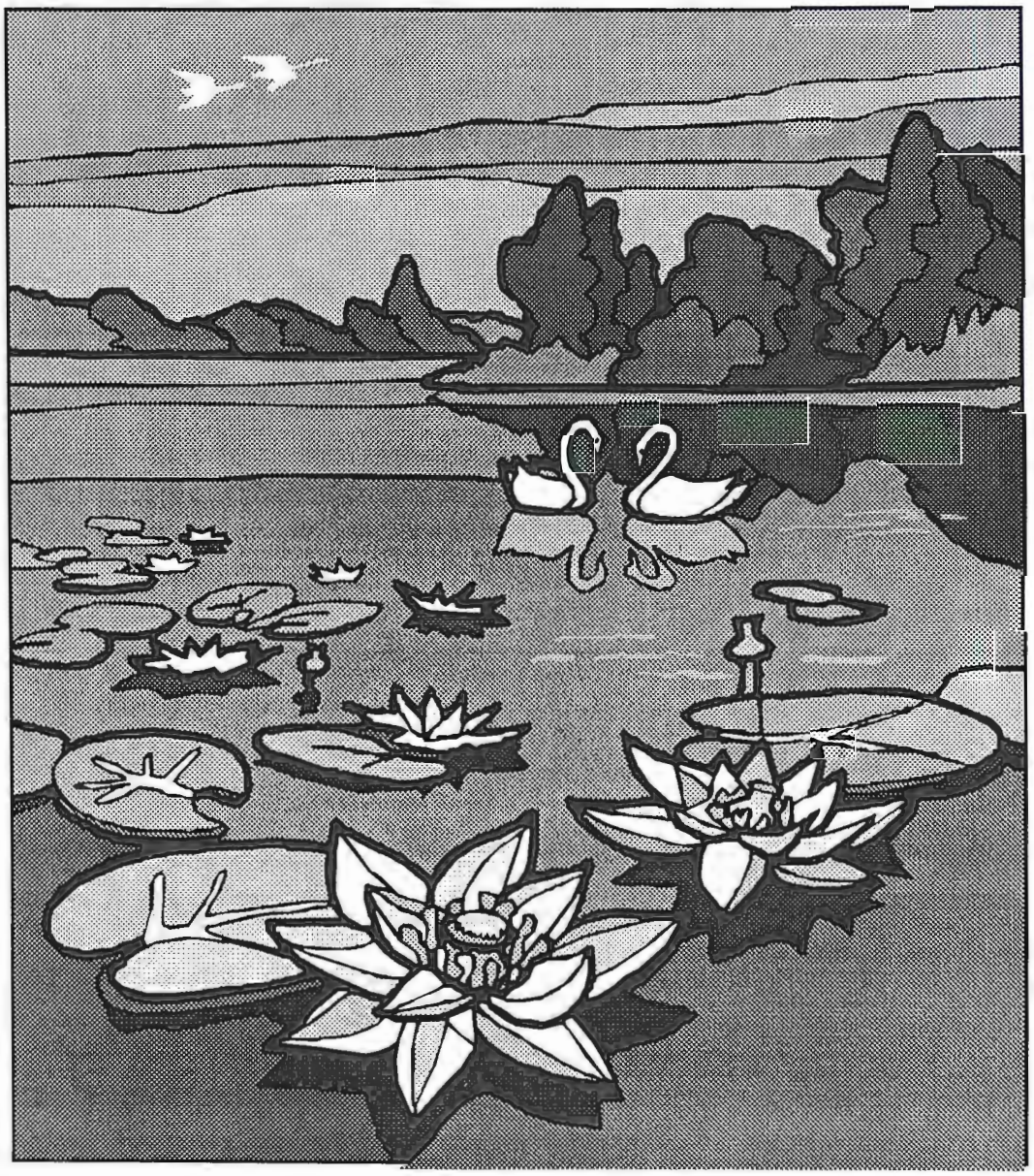
30 m - Propp 2			
Skikt (1=äldst)	Longispina (%)	Kessleri (%)	Gibbera (%)
1	78	18	4
2	70	20	10
3	92	8	0
4	72	28	0
5	54	42	4
6	44	36	20
7	78	16	6
8	76	22	2
9	70	20	10
10	78	14	8
Medel	71,20	22,40	6,40

30 m - Propp 1			
Skikt (8=äldst)	Longispina (%)	Kessleri (%)	Gibbera (%)
8	72	16	12
9	72	16	12
10	68	28	4
Medel	70,67	20,00	9,33

	Medel (%)	Standardav.	Max (%)	Min (%)
Longispina	67,83	3,75	92,00	44,00
Kessleri	22,78	2,60	42,00	8,00
Gibbera	9,39	3,36	24,00	0,00

HILLINGSÄTERSSJÖN

-en hydrologisk undersökning



Vattenvård 10p, HT-00
Handledare: Ragnar Lagergren
Av: Jan Arnesen
Britt-Loise Eriksson
Per Jonäll
Petra Wettermark

Sammanfattning

Gullmarn är Sveriges enda tröskelfjord. Detta gör den till en unik miljö för ett flertal reproducerande fiskarter. På 70-talet uppmärksammades att fjorden var utsatt för övergödning, samt igenslammning. Örekilsälven utgör 90 % av avrinningsområdet till fjorden. Denna älv rinner genom jordbruksbygder med ett flertal utsläppskällor av gödande ämnen. Samtidigt är älven belägen i ett mycket erosionsbenäget område som gör att stora mängder sedimentpartiklar följer med ut i fjorden. Kommunerna runt älven har i samarbete med länsstyrelsen startat ett projekt som går ut på att minska tillförseln av gödande ämnen och sedimentpartklar till Gullmarn. Tre strategier arbetar man efter: översyn av stallgödselanläggningar, skapande av skyddszoner mellan åkermark och vattendragen samt anläggande av dammar och våtmarker för kvävedenitrifikation och fosforfastläggning. Hillingsätersjön är en sjö som ingår i Örekilsälvens tillrinningsområde och som föreslagits som lämplig för den sistnämnda strategien. Sjön har tidigare sänkts i ett antal omgångar och dess djup är inte känt. Nu pågår förhandlingar om att höja sjöns vattennivå med 50 cm, detta för att öka sjöns omsättningstid och dess förmåga till fosforretention.

2000-11-16 gjordes djupmätningar för att rita upp en djupkarta och för att bestämma sjöns omsättningstid. Dessutom gjordes beräkningar för att bestämma fosforretentionen i sjön, både med nuvarande vattendjup samt efter en höjning med 50 cm. Medeldjupet i sjön beräknas till 2,1 m och största uppmätta djup är ~3,3 m. Dess omsättningstid beräknas till 79 dagar och fosforretentionen uppskattas till 20 %. En höjning med 50 cm kommer att öka omsättningstiden till 124 dagar och fosforretentionen till 25 %. Åtgärderna kommer inte att negativt påverka några naturvärden. Dessutom kommer en ökning av sjöyta med grunda vatten att medföra en ökad kvävederitrifikation.

Innehåll

INLEDNING 4

BAKGRUND 4

Historia 4

Projektplan 5

HILLINGSÄTERSSJÖN 6

SYFTE/MÅLSÄTTNING 7

METOD 7

BESTÄMNING AV DJUP: 7

BESTÄMNING AV SJÖNS AREA: 7

BESTÄMNING AV SJÖVOLYMEN: 8

BESTÄMNING AV OMSÄTTNINGSTID: 9

BESTÄMNING AV FOSFOR RETENTION: 10

RESULTAT 11

DISKUSSION 12

REFERENSER 13

Inledning

Bakgrund

Historia

Övergödningen av Gullmarsfjorden uppmärksammades på 70-talet. På 80-talet samlades de fem kommunerna inom Gullmarns nederbördsområde och skrev "Gullmarnplanen" 1984. I denna föreslogs ett antal åtgärder för att minska tillförseln av närsalter till vattendragen och Gullmarn.

Gullmarn är Sveriges enda tröskelfjord. Därför har den tillsammans med tillrinnande vattendrag ett unikt värde som marin miljö för bl. a förökning och reproduktion av åtskilliga fiskarter. Tröskeln vid fjordens mynning skapar den unika miljön, men gör den också extra känslig för föroreningar. Vanligtvis byts vattnet i fjorden ut mot friskt vatten från öppna havet någon gång under höst och vinter. Under resten av året stannar sedan förorenat vatten kvar inne i fjorden. Höga närsalthalter har under senare år lett till ökande algblomning, syrebrist och bottendöd.

De allmänna förutsättningarna för en stor jorderosion finns i Gullmarns nederbördsområde. De odlade jordarna - främst mjäliga, grovmoiga mellan- och lättleror - är generellt struktursvaga och erosionsbenägna, ibland t o m rasbenägna. Jordbrukslandskapet är till stor del mycket kuperat.

Utöver detta är stora delar av all mark, d v s mossar, myrar, skogsmark och jordbruksmark idag utgrävda, dikade eller täckdikade. Vattendragen är ofta grävda och rätade genom jordbruksdalarna. Resultatet av detta har blivit att det numera magasineras betydligt mindre vatten i mark och våtmarker. Efter nederbörd och snösmältning rinner vattnet betydligt snabbare genom vattendragen än förr. Erosionen har ökat, jord- och närsaltmängderna har ökat och de transporteras snabbt genom vattendragen till sjöar och hav. En mindre del fastnar, "fälls" eller renas vid källan eller i vattendragen jämfört med tidigare.

Projektplan

I Färgelanda kommun finns 4 avrinningsområden Valboån, Lerdalsälven, Örekilsälven och Bodaneälven. Valboån och Lerdalsälven rinner samman med Örekilsälven ut genom Gullmarsfjorden till Skagerack. Bodaneälven rinner ut i Vänern. Örekilsälven har vid vattenprovtagning visat höga halter av fosfor (P) och kväve (N). Älven utgör 90 % av avrinningsområdet till Gullmarn.

I mitten av 1980-talet började man regelbundet att ta vattenprover i Valboån. 1991 gjordes en utvärdering av dessa och höga halter av närsalter konstaterades. Detta år bildades "Samrådsgrupp för Valboån" syftet med gruppen var att samordna arbetet med undersökningar och åtgärder. Åtgärder behövs för stallgödselanläggningar, anläggning av skyddszoner på åkermark. För att bromsa erosionen och skapa "fällor" för närsalter i vattendrag så bör våtmarker anläggas. Våtmarker är dock svårare att anlägga då ingreppet i den naturliga miljön kan bli stort.

Under 1995 gjordes en studie över jordbruket som utsläppskälla i kommunen som resulterade i rapporten "Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun" Länsstyrelsen 1996:1. Man konstaterade att jordbrukets djurhållning och stallgödselproduktion, men framför allt en omfattande erosion från åkermark och vattendragens fåror, troligtvis orsakade de höga fosforhalterna i Valboån. Även en inventering av möjliga lägen för skyddszoner och våtmarker gjordes.

Diskussioner mellan miljökontoren i Färgelanda kommun och grannkommunerna Munkedal och Dals-Ed resulterade i att samarbetsprojektet - "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" etapp 1 - startade 1997. EU:s strukturfonder Mål 5b var huvudfinansiär och projektet löpte under ett år. Munkedals och Dals-Eds kommuner inventerades och ett omfattande våtmarksplaneringsarbete påbörjades i Färgelanda och Munkedal. Även ett informationsarbete genomfördes mot jordbrukare och markägare. Resultatet från etapp 1 ledde vidare till planerandet av en etapp 2 som huvudsakligen skulle syssla med direkt anläggande av våtmarker och skyddszoner.

Sedan maj 1998 har kommunerna samlats i "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde, etapp 2" med syfte att minska närsaltläckage från mark - främst åkermark - till vattendragen samt "fälla" partiklar och närsalter i vattendragen inom nederbördsområdet.

Projketplanen för etapp 2 ligger till grund för verksamheten. Projektets övergripande mål är att genom sina åtgärder minska övergödningen av sjöar, vattendrag och Gullmarn. Det konkreta målet är att anlägga våtmarker, dammar och skyddszoner för att minska transporten av jord, fosfor och kväve till vattendragen samt "fälla" jord, fosfor och kväve i vattensystemet och utjämna vattenflödena. Projektet har även i uppdrag att genomföra olika typer av "informationsaktiviteter" mot markägare, jordbrukare och allmänheten.

Hillingsätterssjön

Hillingsätterssjön är en grund lerslättssjö med en sjöyta på ca 60 ha. Dess djup har aldrig dokumenterats, men uppgifter om ett största djup på elva meter har förekommit. Sjön är centralt belägen i det delavrinningsområde på ca 870 ha som avvattnas till sjön. Till sjön rinner två stora bäckar, Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken. Hillingsätterssjön avvattnas sedan vidare till Valboån via Bandenebäcken. Omgivningarna runt sjön är kuperad jordbruksmark som till stor del består av lerjord. Där mader och myrar odlats upp består jordarna av mycket torvmull och gyttja.

Sjön reglerades genom ett dikningsföretag 1893 vilket omfattade den avvattnande bäcken upptill 900 m från utloppet i Valboån. Regleringen berörde 21 markägare och är "giltig" än i dag. Sjön sänktes och en stor del av den avvattnande bäcken grävdes. Sjön har sedan sänkts i flera omgångar.

Närsaltstrycket är högt då sjön har varit och fortfarande är utsatt för stor mänsklig påverkan framförallt från jordbruket, men även skogsbruksverksamhet, avloppsreningsverk och enskilda avlopp har bidragit. Man tror att sjön fungerar som en fälla för de närsalter och den jord som transporteras dit. På grund av detta befinner sig sjön nu i långt gången igenväxningsfas. Optimalt vore därför om man kunde begränsa närsalt- och jordtransporten på vägen till sjön. På det viset så skulle man både minska sjöns igenväxning, samtidigt som man förhindrade att närsalter och jord transporteras vidare nedströms.
I samband med Projekt Våtmarkers planerande av våtmarker och dammar vid utloppen av tillrinnande bäckar till Hillingsätterssjön väcktes frågan om inte sjön skulle återställas istället vilket i stort sett skulle beröra lika mycket åkermark. Markägarna är nu enligt uppgift i stort sett eniga och en återställning/höjning av sjöns vattenyta med i storleksordningen 0,5 meter planeras. Enligt markägare Ingvar Häger förloras ingen produktiv mark, samt det finns förväntningar på ett ökat fågelliv.

Vid en bedömning av naturvärden runt sjön kan konstateras rik vegetation i sjön, representativ fågelfauna, rastlokal för änder, god grodlokal (uppges i Länsstyrelsens rapport 1981:7 från inventering). Bottnar, stränder, och vattnet har en varierande sammansättning av biologiskt liv.

I checklista, anläggning av damm/våtmark, från Länsstyrelsen anges att höga naturvärden finns på en kulle söder om sjön samt visst naturvärde på fastmark och stränder runt sjön samt vid den sydvästra delen av sjön finns en strandskog med visst naturvärde (klass 3).

Syfte/Målsättning

I och med att en höjning av Hillingsätterssjön planeras skall vissa undersökningar av hydrologin göras, för att bedöma effekten av höjningen vad gäller näringsomsättning, samt påverkan på sjöns naturvärden. Gruppens primära uppgift bestod i att mäta upp sjöns nuvarande djup för att därigenom fastställa vattenvolymen och sjöns omsättningstid. Vidare ingick att räkna fram fosforretentionen. Att försöka besvara vad en framtida höjning leder till i fråga om förändring av omsättningstid, retention, skiktningsförhållanden och andelen grundområden i sjön. Samt om en höjning medför risk till språngskiktsbildning och medföljande effekter med syrebrist och läckage av fosfor från sedimenten.

Metod

Bestämning av djup:

För att kunna beräkna sjöns omsättningstid före och efter dämning lodades sjön m.h.a mindre motorbåt utrustad med ekolod och GPS Navigator. Båten framfördes i ett bestämt mönster över sjön och varje position där vattendjupet förändrades 0,5 m markerades. Slutligen följdes konturen av sjön (egentligen randen av vassbälte med varierande bredd) för att "rita" in ungefärlig kontur i GPS navigatorn för att underlätta fortsatt behandling av mätdata.

Maxdjup och medeldjup Hillingsätterssjön

2000-11-17:	3,0 resp. 2,1 m.
Vid normalvattenstånd:	2,5 resp. 1,6 m.

Bestämning av sjöns area:

De erhållna positionerna med djupangivelser lades in på en karta över sjön. Punkter med samma djup sammanbands, bl.a. med beaktande av sjöns kontur/strandlinje och genom att anta radie på kurva mellan punkterna. En motsvarande yta innanför varje djupkurva klipptes ut ur papperet som punkterna hade lagts ut på. Ur samma papper klipptes också en referens med känd yta ut. Dessa urklippta ytor vägdes på en våg med upplösningen 1/100 g. Genom att jämföra massan på papperet med känd yta med massan på papperen från respektive djupskikt så kunde ytan på dessa räknas ut.

Sjöarea Hillingsätterssjön

Före höjning:	59,7 Ha.
Efter höjning	78,9 Ha.

Bestämning av sjövolymen:

För att räkna ut sjöns volym användes en formel där man approximerar volymen mellan varje djupkurva. Delvolymen mellan vattenytan och första djupkurvan erhölls genom att ta medelytan gånger höjden mellan ytan och djupkurvan. Genom att göra likadant med varje delvolym tills man nått botten och därefter addera delvolymerna kunde totalvolymen bestämmas. För beräkningar användes nedanstående formel:

$V_{tot} = ((Y_0 + Y_1) * ekv.) / 2 + ((Y_1 + Y_2) * ekv.) / 2 + osv.$

Y_0 = Sjöytan på kartan i m^2

Y_1 = Ytan vid första djupkurvan i m^2, osv.

ekv. = Djupet mellan djupkurvorna.

V_{tot} = Totala sjövolymen

(Bergil & Bydén, 1995)

Sjövolym Hillingsäterssjön

Före höjning:
((596 960 + 414 872) * 0,5) / 2 + ((414 872+358 175) * 0,5) / 2 + ((358 175 + 185 720) * 0,5) / 2 + ((185 720+ 26 531) * 0,5) / 2 + 26 531 * 0,5 = 648 522 m^3.

Efter höjning:
((789 300 + 414 872) * 1,0) / 2 + 193 262 +135 973 + 53 063 + 13 265 = 997 650m^3

Bestämning av omsättningstid:

För att beräkna sjöns omsättningstid krävs, förutom uppmätta och framräknade data på sjöarealen och sjövolymen, även att man har tillgång till grunddata om den genomsnittliga nederbörden och medeltemperaturen i området. Dessutom behövs uppgifter om hur stort område som avvattnas till sjön, samt hur stor andel av detta som upptas av sjön.
Grunddata Hillingsäterssjön:

- Nederbörd = 732 mm/år
- Avrinningsområdets yta = 870 Ha
- Medeltemperatur = 5, 9°C

Sjöprocent(P) = (Sjöarea(Ha) / Tillrinningsområdets area(Ha)) *100

Sjöprocent Hillingsäterssjön
Före höjning: (59,7 / 870) * 100 = 6,86
Efter höjning: (78,9 / 870) * 100 = 9,07

Avrinning (mm/år) = Nederbörd (mm/år) - Avdunstning (mm/år)
Tamms formel för beräkning av avdunstning:
Avdunstning = 222,3 + (22,7 + 0,737 * P) * T°C
(Bergil & Bydén, 1995)

Avrinning Hillingsäterssjön
Före höjning: 732 - 222,3 + (22,7 + 0,737 * 6,86) * 5,9 = 345,94 mm
Efter höjning: 732 - 222,3 + (22,7 + 0,737 * 9,07) * 5,9 = 336,33 mm

Omsättningstid(år) =
Volym(m^3) / Flöde (m^3/år) =
K(10^{-3}) * (Volym(m^3) / (Avrinningsområdets yta(km^2) * Avrinning(mm/år))
(Bergil & Bydén, 1995)

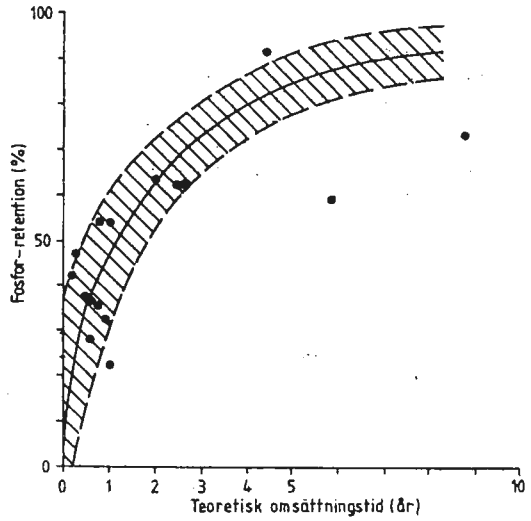
Omsättningstid Hillingsäterssjön
Före höjning: 10^{-3} * (648 522 / (8,7 *345,94)) = 0,2155 år ≈ 79 dagar.
Efter höjning: 10^{-3} * (997 650 / (8,7 *336,33)) = 0,3410 år ≈ 124 dagar.

Bestämning av fosforretention:

Fosforretentionen avlästes ur nedanstående diagram som visar förhållandet mellan olika sjöars omsättningstid och fosforretention.

Fosforretention Hillingsäterssjön

Före höjning	20 %
Efter höjning	25 %

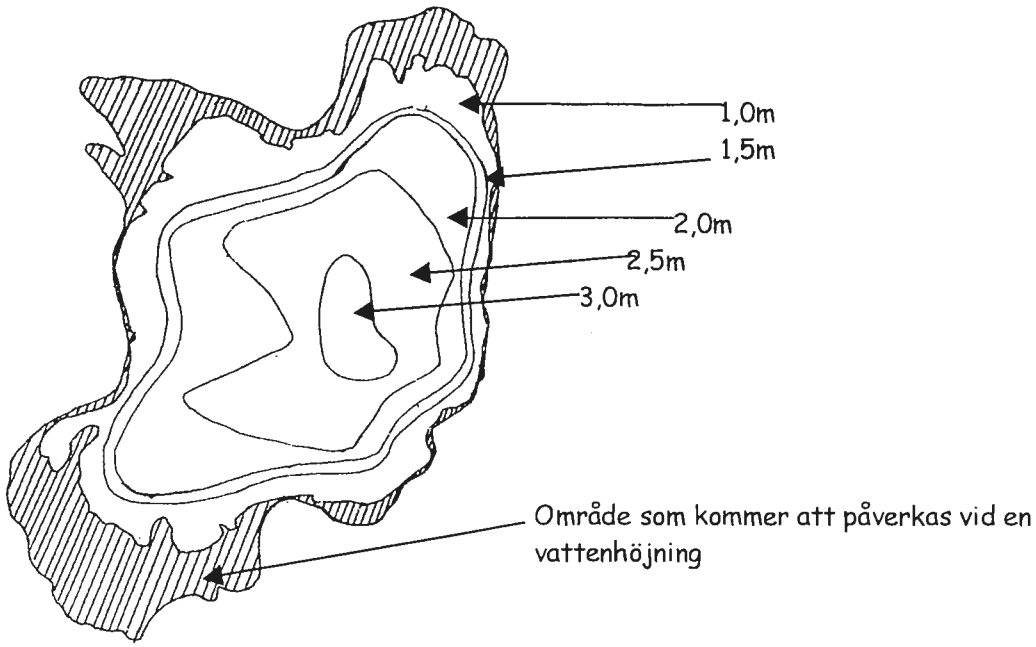


Fosforretention i relation till sjöars omsättningstid.
(SNV, PM 1705: sid. 12).

Resultat

Vad sker vid en höjning av sjöns normalvattennivå med en halvmeter?
Sjöytan blir 30 % större, från 59,7 Ha till 78,9 Ha.
Vattenvolymen kommer att öka med 54 % från 648 522 m^3, till 997 650 m^3.
Sjöns omsättningstid förlängs med 57 %, från 79 dagar, till 124 dagar.
Fosforretentionen ökar med 25 %, från att tidigare ha fångat upp 20 % av till sjön inkommande fosfor till att efter höjning fånga upp 25% av inkommande fosfor.

Hillingsäterssjön 2000-11-17



Diskussion

Retentionen för fosfor kommer som förväntat att öka vid en höjning av sjöns vattennivå p.g.a. att omsättningstiden har ökat. En ökad omsättningstid ger möjlighet för en ökad sedimentation. Det är möjligt att retentionen kommer att öka ytterligare utöver vad diagrammet visar eftersom sjön idag är så grund så att minsta vind och vågrörelse riskerar att grumla upp sjösedimentet med risk för frisättning av fosfor som följd. Enligt en annan grupp på kursen som gjort fosforundersökningar i sjön, är nuvarande fosforretention 17 % mot 20 % i diagrammet och skillnaden kan alltså bero på omrörning i sjön.

Vad gäller denitrifikation är bottenbeskaffenheten med sedimentbottnar mycket lämpad för att skapa det syrefattiga gränsskikt som är förutsättningen för denitrifikation. En ökning av sjöarealen (större omkrets ger större andel grunda vatten) kommer att öka sjöns förmåga till kväverening. Viktigt är att sjön inte växer igen med vass och kaveldun eftersom detta hämmar denitrifikationsprocessen.

I gruppens uppgift ingick även att svara på om sjön är skiktad under sommaren med nuvarande djup, samt även om det är risk för skiktning efter vattenhöjningen. Eftersom maxdjupet är så litet så bedöms risken för skiktbildning som obefintlig. Dessutom så ligger sjön relativt öppet beläget, så att vindar har god möjlighet att komma åt att röra om i vattnet.

Vid tiden för vattenundersökningen så var vattenståndet ca 50 cm högre än normalt p.g.a. höstens ihållande regnande. Detta gjorde att man fick en uppfattning om hur en framtida vattenhöjning kommer att påverka omgivande landområden. De markområden som kommer att påverkas vid en höjning av vattenståndet består i norr, väster och syd mest av högväxt vassvegetation samt en mindre vall odling. Naturvärdet för dessa områden är ringa. I öster var strandprofilen så brant så att där kommer endast en liten areal påverkas vid en höjning. Det är möjligt att en framtida höjning av sjön kommer att öka naturvärdet för området. Detta p.g.a. att sjön nu befinner sig i en långt gången igenväxningsfas och att en höjning av sjöns vattennivå senarelägger denna. Ett varningens finger måste dock höjas för att en ökad sedimentation i sjön kan komma att snabba på igenväxningen. Genom att hålla vattenflödet konstant så hålls näringsämnena kvar i vattenmassan, om man istället låter sjön ha kvar sina naturliga variationer i vattenstånd så minskar risken för igenväxning. Beträffande fågellivet i området så kan man i samband med höjningen gå in och hävda i vassbältet runt sjön så att en blå bård samt öppna områden i vassen skapas. Detta gör så att häcknings- och rastmöjligheter skapas för ett större antal fågelarter.

Referenser

Bergil C. Bydén S. 1995. Mäta försurning. Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Göteborgs universitet.
Färgelanda kommuns hemsida. www.fargelanda.se
Länsstyrelsen i Älvsborgs Län. Meddelande 1996:1. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun.
Munkedals kommuns hemsida. www.munkedal.se
SMHI:s kundtjänst. E-mail: kundtjanst@smhi.se
SNV. 1983. PM 1705. Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag.

Muntlig kontakt med Ingvar Häger. Markägare.
Muntlig kontakt med Curt Svenland. Projekt Våtmarker och Skyddszoner.